

БАССЕЙН ВОЛГИ В XXI-М ВЕКЕ: СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЭКОСИСТЕМ ВОДОХРАНИЛИЩ

**МАТЕРИАЛЫ ДОКЛАДОВ
ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ**

**Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
Россия, Борок, 22–26 октября 2012 г.**

УДК 574.5(282.247.11)+556.5"21"(063)

Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ //
Сборник материалов докладов участников Всероссийской конференции. Ин-т биологии внутр. вод
им. И.Д. Папанина РАН, Борок, 22–26 октября 2012 г. – Ижевск: Издатель Пермьяков С.А., 2012. – 380
с.

ISBN 978-5-9631-0147-6

В сборнике материалов Международной школы-конференции представлено содержание докладов участников по результатам изучения гидрологического, гидрохимического и биологического режима водохранилищ бассейна р. Волги в условиях изменяющихся факторов среды.

Сборник рассчитан на гидробиологов, ихтиологов и экологов широкого профиля.

Редакционная коллегия:

академик РАН, доктор биологических наук *Ю.Ю. Дгебуадзе*

доктор биологических наук *А.И. Копылов*

доктор географических наук *С.А. Поддубный*

доктор биологических наук *А.В. Крылов* (отв. редактор)

Проведение конференции осуществлено при поддержке РАН и гранта РФФИ 12-04-06094-г.

Сборник издан при поддержке гранта РФФИ 12-04-06094-г.

ISBN 978-5-9631-0147-6

© 2012 г. Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина, макет, оформление, верстка

© 2012 г. Коллектив авторов, текст

Подписано в печать 07.10.12.

Формат 60*84/8. Бумага офсетная. Гарнитура Times.

Усл.-печ.л. 44,18. Уч.-изд.л. 16,88. Заказ № 1377.1. Тираж 250 экз.

Издательство и типография ИП Пермьяков С.А.

426008, г. Ижевск, Кирова, 172.

цифровая-типография-ивжевск.рф

Предисловие

Водохранилища относятся к категории уникальных искусственных водных экосистем. Их изучение позволяет понять не только последствия масштабных преобразований природной среды человеком, но играет важную роль и в познании общих закономерностей структуры и функционирования экосистем континентальных вод. Экосистемы водохранилищ быстро и ярко реагируют на влияние ключевых факторов, характерных для настоящего времени: изменение климатических условий, степени и характера антропогенного воздействия, инвазионные процессы. И особое значение это имеет для каскада водохранилищ одной из центральных рек России и мира — реки Волги.

Обширный материал, накопленный специалистами различных научных организаций в конце XX-го и начале XXI-го века на водохранилищах Волги, на водоемах и водотоках ее бассейна, требует грамотного и комплексного осмысления. Это позволит представить наиболее объективную оценку современного экологического состояния Волжских водохранилищ, их биологического разнообразия и ресурсного потенциала, а также выявить важнейшие факторы среды, дать прогноз дальнейшего развития их экосистем, выработать стратегию дальнейшего изучения. И один из шагов в этом направлении — проведение Всероссийской конференции «Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ», основная цель которой — обмен опытом специалистов, исследующих самые разнообразные стороны структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов каскада Волжских водохранилищ и изменений абиотических параметров их водных масс.

Для подготовки конференции был создан оргкомитет, который возглавил академик РАН *Юрий Юлианович Дгебуадзе* (ИПЭЭ РАН). В состав оргкомитета вошли *Александр Иванович Копылов* (д.б.н., директор ИБВВ РАН (сопредседатель оргкомитета)), *Геннадий Самуилович Розенберг* (чл.-корр. РАН, директор ИЭВБ РАН), *Виктор Иванович Данилов-Данильян* (чл.-корр. РАН, директор ИВП РАН), *Дмитрий Иванович Иванов*, к.б.н., директор ГосНИОРХ, *Михаил Васильевич Боровицкий*, заместитель Губернатора Ярославской области (директор департамента АПК, природопользования и охраны окружающей среды), *Сергей Артурович Поддубный* (д.г.н., зам. директора ИБВВ РАН), *Виктор Трофимович Комов* (д.б.н., зам. директора ИБВВ РАН), *Юрий Викторович Герасимов* (д.б.н., ИБВВ РАН), *Георгий Харлампиевич Щербина* (д.б.н., ИБВВ РАН), *Валентина Ивановна Лазарева* (д.б.н., ИБВВ РАН), *Юрий Владиславович Слынько* (к.б.н., ИБВВ РАН), *Александр Витальевич Крылов* (д.б.н., ИБВВ РАН), секретари конференции — *Законнова Арина Васильевна* и *Цветков Александр Игоревич*.

Издание сборника материалов и проведение конференции было поддержано Российской академией наук и Российским фондом фундаментальных исследований (грант 12-04-06094-г), за что оргкомитет выражает искреннюю признательность.

А. Крылов

ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОХРАНИЛИЩ КАК МОДЕЛЬНЫЙ ОБЪЕКТ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ДЛЯ ОЦЕНОК РИСКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ВЫЗОВОВ

Ю.Ю. Дгебуадзе

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, Москва, Россия, dgebuadze@sevin.ru

Водохранилища, хотя и являются результатом деятельности человека, обладают многими свойствами естественных водоемов. В связи с этим, учитывая сроки их формирования, у исследователей появляется уникальная возможность проследить формирование и развитие экосистем озерного типа за сравнительно короткое время. Важными аспектами такого преобразования речных систем в озерные являются существенные гидрологические (скорость течения, прозрачность, глубины, температурный режим) и гидрохимические (минерализация) изменения. С экологической точки зрения важно появление новых местообитаний (литорали и пелагиали) и экотонных (устьевых участков притоков). Сочетание новых абиотических факторов и исходная речная фауна и флора часто создают некоторые ограничения в формировании морфоэкологических комплексов, сообществ и экосистем водохранилищ. В частности, рыбная часть сообщества пелагиали водохранилищ часто бывает обедненной из-за отсутствия пелагических форм рыб в исходной ихтиофауне реки (Fernando, Holchick, 1982). С другой стороны после формирования водохранилищ многие виды рыб получили дополнительные площади для нерестилищ и местообитаний для молоди. Кроме того, как и в целом ряде природных озерных систем в водохранилищах развиваются (часто довольно быстро) процессы внутривидового формообразования.

Являясь антропогенными водоемами, водохранилища часто становятся объектами конфликта интересов. Гораздо более сильные и нерегулярные чем в естественных водоемах колебания уровня, тепловое и химическое загрязнение, гибель ракообразных и молоди рыб при скате через плотины и водозаборе снижают сырьевую базу рыболовства. При создании так называемых питьевых водохранилищ эвтрофирование и рост рыбного населения в связи с каскадным эффектом приводит к развитию представителей альгофлоры, снижающих качество воды.

В последние два столетия, особенно со второй половины XX-го века интенсивно идут проникновения в естественные и искусственные экосистемы, несвойственных для них, чужеродных видов живых организмов из других регионов. Чужеродные виды (виды-вселенцы), могут существенно влиять на аборигенные виды и экосистемы. В случае водных и околоводных организмов особую роль в инвазионном процессе играют реки и созданные на них водохранилища.

Для оценок риска успешности инвазий необходимо установить наличие транзитных путей, определенных способов (векторов) переноса, возможность адаптации вида-вселенца к новым условиям, оценить степень «давления» рекрутов (численности постоянно вселяющихся особей) вселенца и уязвимость экосистемы-реципиента (Panov et al., 2007). Самое сложное в процедуре оценки риска инвазий является последнее — оценка уязвимости экосистемы. Наблюдения свидетельствуют о том, что уязвимость экосистемы определяется в первую очередь ее состоянием и, что чужеродные виды рыб успешнее всего осваивают неустойчивые, нарушенные человеком экосистемы. В бассейне Волги в настоящее время более 32% видов ихтиофауны составляют виды-вселенцы, в бассейне Дона — более 24%, в бассейне Оби — около 29%, Енисея — около 18%. При этом большая часть вселенцев населяет именно неустойчивые, сравнительно быстро меняющиеся экосистемы водохранилищ.

Следует, однако, отметить, что не для всех видов есть данные, свидетельствующие, что они сформировали самовоспроизводящиеся популяции (натурализовались), а из последних лишь немногие имеют относительно высокую численность (таблица).

Таблица. Виды-вселенцы рыб в водохранилищах Волги

Водоемы	Всего видов	Натурализовались	Имеют относительно высокую численность
Водохранилища верхней Волги	24	11	1
Водохранилища средней Волги	24	11	1
Водохранилища нижней Волги	24	10	4

В бассейне Волги в настоящее время наибольшее число видов вселенцев обнаружено в относительно молодых водохранилищах: Горьковском, Куйбышевском, Саратовском и Волгоградском. Не смотря на некоторое снижение ряда форм антропогенного воздействия на водные экосистемы (в частности, эвтрофирования, химического загрязнения) в последние годы наблюдается ускорение инвазионного процесса в бассейны ряда европейских (Слынько и др., 2010) и сибирских (Попов, 2009) рек.

Можно полагать, что показатели хода инвазионного процесса могут быть использованы как индикаторы состояния экосистем. Такими индикаторами могут быть: (1) общее число вселившихся в водоем видов; (2) их доля в сообществах; (3) состояние популяций вселенцев (численность, биомасса, рост, плодовитость); (4) степень их воздействия на аборигенную экосистему (изменение характеристик популяций нативных видов или даже их вытеснение). Очевидно наблюдаемая при инвазионном процессе лаг-фаза (время от первого проникновения особей чужеродного вида до его натурализации) часто определяется временем существования экосистемы в относительно устойчивом (ненарушенном) состоянии.

Одной из последствий трансформации животного населения и растительности вследствие инвазий является гомогенизация фаун и флор водохранилищ и целых речных бассейнов. Последствиями гомогенизации может являться потеря устойчивости экосистем к любым природным и антропогенным воздействиям. Примером процесса гомогенизации может служить изменение ихтиофауны низовьев Волги (рис.).

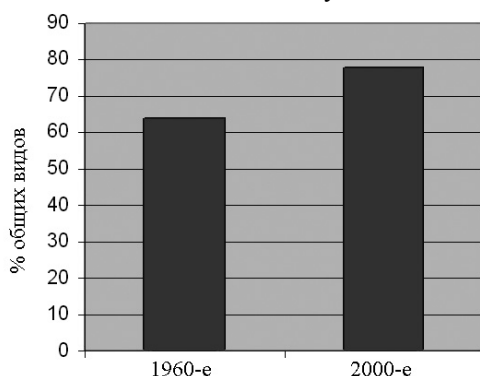


Рис. Изменение доли (%) общих видов рыб в ихтиофауне Волгоградского водохранилища и низовьев р. Волги в связи с инвазиями чужеродных видов.

Перспективы экологических исследований для оценок рисков преобразований экосистем водохранилищ можно определить как:

- ведение мониторинга гидрологических и гидрохимических параметров, первичной продукции и параметров популяций представителей основных морфо-экологических групп; создание соответствующих баз данных;
- изучение роли ключевых видов в формировании структуры и продукции экосистем;
- разработка научных основ биоманипуляции с целью решения проблем конфликта интересов при управлении экосистемами водохранилищ;
- ведение мониторинга параметров популяций чужеродных видов;
- разработка научных основ контроля видов-вселенцев.

Список литературы

- Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек понто-каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 4. С. 74–89.
- Попов П.А. Видовой состав и характер распространения рыб на территории Сибири // Вопр. ихтиологии. 2009. Т. 49, № 4. С. 451–463.
- Fernando C.H., Holchick J. The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yield of tropical lakes and reservoirs // Hidrobiologia. 1982. V. 97. P. 127–140.
- Panov V.E., Dgebuadze Yu.Yu., Shiganova T.A., Filippov A.A., Minchin D. A risk assessment of biological invasions in the inland waterways of Europe: the Northern invasion corridor case study // Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats (F. Gherari ed.). Springer, 2007. P. 639–656.

ПРОМЫСЛОВО-БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОПУЛЯЦИИ СИНЦА ВО ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМАХ ДЕЛЬТЫ ВОЛГИ И ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

В.П. Аббакумов, А.Д. Джаспенов

Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «КаспНИРХ»)

414056, г. Астрахань, ул. Савушкина, 1, kaspiy-info@mail.ru

Синец (*Abramis ballerus* L.) — эврибионтный вид, имеющий обширный ареал. Обитает в дельте, авандельте Волги, во внутренних водоемах Волго-Ахтубинской поймы и прибрежных районах Северного Каспия (Казанцев, 1981; Никитин, 2003; Аббакумов и др., 2003, 2008). Запасы и численность этого вида в водоемах Волго-Каспийского подрайона нестабильны и подвержены аperiodическим флюктуациям, что подтверждается динамикой вылова его промысловых популяций за ряд лет последнего десятилетия (табл. 1).

Таблица 1. Уловы синца в водоемах Волго-Каспийского подрайона

Годы	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Улов. тыс. т	0.01	0.06	0.202	0.50	0.16	0.11	0.07	0.4	0.05	0.282	0.28	0.09

В 2000–2011 гг. уловы синца в этом районе колебались от 0.01 до 0.28 тыс. т. Доля вылова синца в группе «Прочие» не превышает 1.5–2% (Ткач и др., 2010).

Основная масса синца добывается во внутренних водоемах р. Волги и верхней рыбопромысловой зоны Волго-Ахтубинской поймы в весенне-осенний период вегетации, где его доля в уловах колебалась от 43.0 до 83.8%. В водоемах дельты и авандельты доля синца в уловах не превышала 10–16%, за исключением 2011 г.

Таблица 2. Вылов синца по районам дельты р. Волги за год, %

Районы промысла	Год				
	2007	2008	2009	2010	2011
Главный банк	6.1	13.8	8.6	16.3	53.4
Кировский банк	1.4	0.6	0.7	-	-
Белинский банк	0.4	6.7	0.2	0.9	-
Иголкинский банк	25.7	18.1	6.7	10.6	3.6
Внутренние водоемы Волго-Ахтубинской поймы	66.4	60.8	83.8	72.2	43.0

(Главный банк), когда она составляла 53.4% (табл. 2).

Линейно-весовая и возрастная структура промысловых популяций синца в уловах 2000–2011 гг. была представлена широким рядом особей в возрас-

те от 1+ до 8+ лет, длиной от 13 до 33 см и массой от 0.019 до 0.3 кг. Средние длина, масса и возраст в уловах составляли, соответственно, 20.7 см, 133 г, 4.3+ лет, что на уровне среднемноголетних значений (Никитин, 2006; Сидорова и др. 2008). Основу уловов составили две возрастные группы — 5-летки (38.7%) и 6-летки (34.3%) низкоурожайных поколений 2006–2009 гг. Линейно-весовая структура синца была представлена двумя модальными группами длиной 19.6–21.9, 22.9–24.7 см и массой от 111.3–137.3 до 160.9–198 г. Высокой была и упитанность у этих возрастных групп (5–6 лет), которая варьировала от 1.4 (3 лет) до 1.8 (6 лет). Средняя упитанность синца не превышала 1.6. Основные промыслово-биологические характеристики волжского стада синца указывают не только на стабильность его запаса, но и на качественную структуру как размерно-весового, полового состава, так и общих физиолого-биологических показателей (темп роста, упитанность) (табл. 3).

Однако часть промыслового стада и молоди в летний период скатывается в дельтовые водоемы р. Волги и прибрежно-устьевые участки Северного Каспия. В маловодные годы большая часть нерестовых промысловых популяций остается во внутренних водоемах р. Волги и Волго-Ахтубинской поймы, начиная с 2006 по 2010 гг., в замкнутых акваториях русла р. Волги и ее водотоков синец образовал локальные популяции. В многоводные годы основные нагульные участки взрослых особей и молоди синца, по данным научных экспериментальных обловов и промысловых уловов (2002–2004, 2007–2008 гг.), в летне-осенний период отмечены в открытых и прибрежно-устьевых участках Северного Каспия: от Смирновского осередка на западе до районов южнее о. Укатный. Уловы его колебались от 4 до 352 экз./час трал., где глубины не превышали 4.0 м, прозрачность 1.0 м, температура воды 24.2–26.5 °С при солености 5.0‰. Преобладали рыбы длиной 20–21 см, средняя длина — 19.7 см, масса — 110 г. Максимальные концентрации синца отмечены в 2011 г. в районе Барского осередка, где уловы на одно траление в среднем составляли 15.5 экз./час трал (Никитин, 2003; Аббакумов и др., 2008).

Длина синца в уловах 9-метрового трала колебались от 11 до 23 см. Основу составляли особи длиной 12–14 см (60–65%). Средняя длина и масса синца не превышали 14.6 и 56 г. Анализ среднемноголетних значений уловов, роста и количественных и качественных показателей размерно-весовой возрастной и половой структуры промыслового стада синца указывают на некоторую стабилизацию его численности и запасов в маловодные годы во внутренних водоемах р. Волги и ее водотоков, что подтверждается урожайностью и стабильным естественным воспроизводством (Никитин 2006).

Численность личинок синца на нерестилищах, в водоемах верхней зоны р. Волги и Волго-Ахтубинской поймы с 2006 по 2011 гг. была неоднородной и колебалась в широких пределах — от 0.8–1.3 до 7.9–14.1 тыс. экз./га. Урожайность молоди в маловодные годы (2006, 2009–2011 гг.), за исключением 2006 г., увеличилась с 7.9 до 13.4 тыс. экз./га, что выше среднемноголетних показателей прошлых лет и близко к уровню 2002 г.

Промысловые запасы синца в этой зоне будут формироваться за счет как среднеурожайных поколений 2009–2011, так и низкоурожайных 2005–2007 гг. Несмотря на аperiodические флюктуации численности синца и урожайности его молоди в этих водоемах, вызванные нестабильностью уровня режима и аномальностью

температуры воды в слабопроточных водоемах р. Волги и ее водотоков (Ахтуба, Митинка, Енотаевка, Герасимовка, Подстепка и др.), в маловодные годы создаются благоприятные условия нагула для всех пелагофильных видов, таких, как чехонь и синец. Однако основным потребителем фито- и зоопланктона остается в большинстве придаточных водоемах Волго-Ахтубинской поймы синец, так как здесь формируются существенные запасы как фито-, так и зоопланктона. Успешному освоению синцом всей его кормовой базы способствовало отсутствие серьезной конкуренции в питании, так как численность других плактофагов — чехони, уклей и др. невелика. Гидробиологические исследования КаспНИРХа показывают, что зоопланктон этих водоемов туводными плактофагами используется недостаточно полно, поэтому можно предполагать дальнейшее увеличение численности синца. Кроме того, в зависимости от конкретного сочетания ряда абиотических факторов (обеспеченность нерестилищами, уровенный и температурный режимы в период развития, «пресс» хищника), урожайность молоди синца может быть больше или меньше. Особого внимания достойно то обстоятельство, что синец дает многочисленное поколение не только в многоводные, но и в некоторые маловодные годы, вызванное широкой видовой пластичностью и индифферентностью к нестабильным и динамично меняющимся водным экосистемам (река–затон–озеро) (Поддубный, 1999; Стрельников, Комова, 2004) в водоразделе р. Волги и ее водотоков.

Таблица 3. Промыслово-биологические характеристики синца в промысловых уловах в водоемах дельты р. Волги и Волго-Ахтубинской поймы (среднестатистические значения)

Годы	Возраст							M±m
	2	3	4	5	6	7	8	
Возрастной состав, %								
1999*	5	30	35	30.2	6	-	-	3.6±0.3
2000	5.6	27.8	33.3	27.8	5.4	0.1	0.1	4.5±0.2
2001	1.3	10.2	32	31	4	2	1	4.6±0.1
2002	1.4	18	45	31	7.5	0.8	0.7	4.2±0.1
2006-2011**	1.9	9.2	45.6	31.8	8.6	1.5	1.4	4.4±0.2
Длина, см								
1999	16.0	20.07	21.8	23.4	23	-	-	20.8±0.15
2000	15.0	20.1	20.5	21.5	22.4	-	-	20.9±0.40
2001	15.0	18	19	21	23	-	-	21.0±0.14
2002	13.0	19	20.1	21.8	22.7	24	-	21.2±0.25
2009**	19.0	20.7	21.3	22.2	25.3	-	26.1	22.4±0.11
2010	17.0	19.6	20.6	22.0	21.0	24.8	-	20.8±0.31
2011	18.5	19.8	20.8	21.6	24.1	25.3	-	21.7±0.23
В сред.	16.2	19.61	20.6	21.9	22.9	24.7	26.1	21.72±0.15
Масса, г								
1999	47.5	126.4	156.5	211.7	250	-	-	140.0±2.88
2000	55	115.4	135.7	155.5	193.8	-	-	138.0±2.84
2001	-	76	110	145	150	-	-	136.0±2.70
2002	-	106	143	170	216.7	255	235	141.0±2.0
2009	100	121	145.7	155.0	146.7	-	-	134.8±2.3
2010	78.0	115.8	135.5	146.2	145.0	260	-	138.8±2.0
2011	82.9	118.3	134.5	143.0	-	258	265	156.1±2.5
В сред.	72.7	111.3	137.3	160.9	183.7	198.8	235	147.9±2.2
Упитанность по Фультону								
1999	1.4	1.6	1.6	1.7	1.8	1.4	1.6	1.6±0.01
2000	1.43	1.65	1.6	1.65	1.87	1.42	1.63	1.6±0.05
2001	1.4	1.5	1.7	1.7	1.9	1.5	1.6	1.6±0.01
2002	1.4	1.54	1.8	1.65	1.87	1.45	1.63	1.6±0.01
2006-2011**	1.45	1.59	1.57	1.59	1.55	1.35	1.6	1.6±0.02
Половой состав особей								
1999	80:20:00	81:19:00	81:19:00	89:11:00	79:21:00	80:20:00	100:00:00	83:17:00
2000	81:19:00	81:19:00	81:19:00	88:12:00	79:21:00	81:19:00	100:00:00	84:16:00
2001	82:18:00	83:17:00	82:18:00	88:12:00	79:21:00	82:18:00	100:00:00	83:17:00
2002	83:20:00	80:20:00	81:19:00	87:13:00	76:24:00	79:21:00	100:00:00	83:17:00
2006-2011**	83:17:00	84:16:00	83:17:00	89:11:00	77:23:00	80:20:00	100:00:00	84:16:00

Примечание. **1999–2002 гг. — данные Э.В. Никитина (Отчет НИР КаспНИРХ, 2004).

Синец во внутренних водоемах Волго-Ахтубинской поймы растет лучше, чем в русловых участках р. Волги и ее водотоков. При образовании остаточных русловых участков и лимнофильнообразных затонов, заливов и стариц для синца в маловодные годы создаются благоприятные биотопы для нагула как молоди, так и взрослых особей. В связи со значительным увеличением кормности данных биотопов, улучшается не только темп роста синца, но и упитанность, что подтверждается численностью и биомассой ведущих форм его пищевого спектра. В весенне-летний период основу питания составляли веслоногие (70–90% от веса пищевого комка), в остальное

время вегетации доминировали ветвистоусые рачки. Таким образом, синец в этих водоемах занял фактически свободную пищевую нишу, что привело к интенсивному и высокому темпу роста линейных и весовых показателей. Средние данные по росту отдельных популяций показывают, что в течение последних маловодных лет (2009–2011 гг.) весовой и линейный рост увеличивался, составляя в среднем, соответственно: длина — 4–5 см, а масса — 20–25 г (табл. 4).

Таблица 4. Весовой состав и прирост синца во внутренних водоемах р. Волги и Волго-Ахтубинской поймы

Год	Пол	Возраст, лет							$M \pm m$
		2	3	4	5	6	7	8	
р. Волга и ее водотоки									
1999	♀	48	128	160	214	252	-	-	160.4±2.0
	♂	40	120	150	211	248	-	-	153.8±5.0
	♀♂	47.5	126.4	156.5	211.7	250	-	-	158.4±1.8
2000	♀	58	100.4	28.3	150	177.5	-	-	123.2±2.0
	♂	50	95	129.5	148	183.3	-	-	127.2±4.0
	♀♂	55	97.7	128.9	150	180.4	-	-	125.4±1.9
2001	♀	46	103.8	121	151.6	215	240	-	166.3±5.0
	♂	38	95	105	121.7	148.8	-	-	160.8±7.0
	♀♂	40	102.8	121.1	150.6	215	230	-	163.9±4.6
2002	♀	40	60	112.5	180	215	235	-	140.4±2.0
	♂	35	75	107.5	160	180	-	-	130.0±5.0
	♀♂	40	67.5	111.3	170.6	215	235	-	139.8±1.9
Волго-Ахтубинская пойма									
2006-2011*	♀	60	80.2	120.4	151	196.3	215	230	151.0±1.4
	♂	50	75	118.5	150	183.3	-	-	123.4±5.5
	♀♂	58.8	78.2	120	151	180.9	196	235	139.0±1.5
Весовые приросты, г									
1999	♀	48	80	32	54	38	-	-	51
	♂	40	80	30	61	37	-	-	52
	♀♂	47.5	78.9	30.1	55.2	38.3	-	-	~50.6
2000	♀	60	40	27.9	21.7	27.5	-	-	29.4
	♂	80	15	34.5	18.5	-	-	-	25.8
	♀♂	70	17.7	31.2	21.1	30.4	-	-	25.1
2001	♀	46	57.8	17.2	30.6	63.4	25	-	38.8
	♂	38	57	10	16.7	27.1	-	-	27.7
	♀♂	40	62.8	18.3	29.5	64.4	15	-	38
2002	♀	40	20	52.5	67.5	35	20	-	39.0
	♂	35	40	32.5	52.5	20	-	-	36.6
	♀♂	40	27.5	43.8	59.3	44.4	20	-	39.0
Волго-Ахтубинская пойма									
2006-2011*	♀	60	20.2	40.2	29.6	46.3	18.7	15	28.3
	♂	50	25	25	31.5	-	-	-	28.7
	♀♂	58.8	19.4	19.4	40	20.9	18.7	15	22.2

Примечание. * среднееголетние значения темпа роста.

Таким образом, основные биологические показатели (численность, темп роста, упитанность, кормовые ресурсы) промыслового стада синца во внутренних водоемах Волго-Ахтубинской поймы указывают на стабильные, благоприятные условия обитания и воспроизводства. Кроме того, способность синца давать большие по численности поколения как в многоводные, так и в некоторые маловодные годы позволит быстрыми темпами сформировать более высокие запасы и численности его промысловых популяций.

Исходя из современного состояния количественной и качественной структуры синца во внутренних водоемах Волго-Каспийского рыбохозяйственного подрайона его запас определен экспертным методом в объеме 0.8–0.9 тыс. т. Возможный вылов в водоемах, р. Волги и Волго-Ахтубинской поймы составит 0.2–0.3 тыс. т.

Список литературы

- Аббакумов В.П., Ветлугина Т.А., Никитин Э.В. Состояние запасов мелких пресноводных видов рыб в Волго-Каспийском районе и перспективы их промысла // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: результаты НИР, 2003. Астрахань, 2003. С. 282.
- Казанцев Е.Н. Рыбы Каспийского моря. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. С. 95–96.
- Никитин Э.В. Структурно-функциональная характеристика нерестовых популяций густеры и синца в дельте р. Волги // Эколого-биологические проблемы бассейна Каспийского моря // Мат. IV междунар. научн. конф. 15–16 октября 2003 г. Астрахань, 2003. С. 184–186.
- Никитин Э.В. Распределение и численность годовиков синца в северной части Каспийского моря // Вестник Астраханского государственного технического университета. 2006. № 4 (33). С. 276–280.

- Никитин Э.В. Естественное воспроизводство и рациональное запасов густеры *Blicca bjoerna* (L.) и синца *Abramis ballerus* (L.) в Волго-Каспийском районе: автореф. канд. дис. ... Астрахань, 2006. 23 с.
- Стрельников А.С., Касьянова Н.В., Комова Н.И. Рост и динамика численности синца Рыбинского водохранилища // Вопросы ихтиологии. 1981. Т. 23. Вып. 1. С. 39–45.
- Сметанин М.М., Стрельников А.С. Ритмичность роста синца Рыбинского водохранилища // Биологические основы рыбохозяйства республик Средней Азии и Казахстана. Фрунзе, 1975. С. 168–170.
- Поддубный А.Г. Оценка общей численности промыслового запаса синца в Рыбинском водохранилище // Тр. ин-та биол. внутр. вод. АН СССР, 1968. Вып. 16 (19). С. 125–135.
- Ткач В.Н. Состояние запасов мелких пресноводных видов рыб в водоемах Волго-Каспийского подрайона и перспективы их промыслового использования // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: результаты НИР за 2009 г. Астрахань: КаспНИРХ, 2010. С. 91–93.

СТРУКТУРА ФИТОФИЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ ЗАРАСТАЕМЫХ МЕЛКОВОДИЙ И ИХ РОЛЬ В ОБЕСПЕЧЕНИИ «ТРОФНОСТИ» ВОТКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

М.С. Алексеевнина, Е.В. Преснова

Пермский государственный национальный исследовательский университет,
614990, Пермь, ул. Букирева, 15; elepresnova@yandex.ru

Воткинское водохранилище, вытянутое вдоль р. Камы, типично-долинное водохранилище, ширина и глубина которого плавно нарастают сверху вниз по длине, достигая наибольших значений у плотины Воткинской ГЭС. Характерной чертой всех равнинных водохранилищ является образование мелководных участков, площадь которых определяется морфологическими и морфометрическими особенностями водохранилищ, а также характером их уровня режима (Матарзин, 2003).

Мелководья Воткинского водохранилища (глубины менее 2.0 м) занимают площадь 175 км², что составляет 15.5% от всей площади водоема. Эта зона наиболее выражена вдоль левого берега центрального и приплотинного районов водохранилища, где расположены заостровные и открытые мелководья. На правом берегу, более крутом, основная часть мелководий приурочена к заливам. По мнению Н.Б. Сорокиной и Н.Н. Новожиловой (1988) условия для развития макрофитов в Воткинском водохранилище менее благоприятные по сравнению с Камским. Это обусловлено особенностями морфологии водоема, отсутствием крупных заливов и неустойчивым уровнем режимом, при котором в течение вегетационного сезона мелководья находятся в различных экологических условиях. Поэтому уровень зарастания мелководий Воткинского водохранилища не высок и составляет лишь 13 км², это 7.4% от площади мелководий и 1.2% — от водохранилища.

Наши исследования приурочены к центральному району Воткинского водохранилища, где в течение вегетационных сезонов 2006–2008 гг. на базе Камской биостанции проводились сборы гидробиологического материала (128 проб). Наряду с изучением донных сообществ открытого грунта особое внимание уделялось исследованию фитофильных сообществ, которые сформировались на левобережной пойме и в Очерском заливе (Алексеевнина, Преснова, 2009).

Центральный участок водохранилища характеризуется наибольшей площадью мелководий, около 16% которых покрыто растительностью. Основными компонентами воздушно-водной растительности являются стрелолист обыкновенный, рогозы узко- и широколистный, манник водяной, тростник обыкновенный и др. Водные макрофиты представлены чаще всего рдестами: курчавый, гребенчатый, блестящий, пронзеннолистный, а также широко распространены горец земноводный, частуха подорожниковая, кубышка желтая и др.

Многолетние исследования бентофауны Воткинского водохранилища показали, что по уровню количественного развития бентофауна мелководий значительно уступает глубоководной зоне, где по данным 1984 г. (Алексеевнина, Гореликова, 1988) биомасса зообентоса в 2–5 раз выше, главным образом за счет мелких Sphaeriidae (табл. 1).

Таблица 1. Распределение биомассы (В, г/м²) зообентоса на биотопах центрального района Воткинского водохранилища в 2006–2008 гг.

Год	Зона									
	Глубоководная		Мелководная				Зарастаемые мелководья			
			Правобережье		Левобережье		«Пойма»		«Залив»	
	В _{общая}	В _{корм.}	В _{общая}	В _{корм.}	В _{общая}	В _{корм.}	В _{общая}	В _{корм.}	В _{общая}	В _{корм.}
1984	5.6	5.6	1.1	1.1	0.89	0.89	—	—	5.4	5.4
2006	53.9	1.65	71.8	1.02	5.9	0.78	—	—	—	—
2007	106.9	1.1	120.7	1.13	0.4	0.4	2.94	2.94	15.1	15.1
2008	79.8	2.0	83.2	1.3	0.53	0.53	1.95	1.95	18.7	18.7

В последние годы в структуре донных сообществ Воткинского водохранилища произошли значительные изменения, связанные с широким распространением дрейссены. Общая биомасса зообентоса возросла в десятки раз, а основная доля «кормовой» её части обеспечена младшевозрастными особями тех же моллюсков, роль доминировавших ранее олигохет и личинок хирономид значительно снизилась.

В результате изучения зарастаемых мелководий установлено, что здесь формируются типично фитопелофильные сообщества с высокими показателями численности и биомассы животных, обеспеченные, главным образом, личинками хирономид. Доминирующей группой всех изученных нами фитофильных сообществ на затопленной пойме левобережья водохранилища и в Очерском заливе является сем. Chironomidae (табл. 2).

Таблица 2. Структура зооценозов на зарастаемых мелководьях центрального района Воткинского водохранилища в 2007–2008 гг.

Доминирующий комплекс	Виды – доминанты	Число видов	В, г/м ²	N, тыс. экз/м ²
Левобережная пойма				
D. сем. Chironomidae	<i>Cricotopus gr. silvestris</i>	63	1.95	1.0
S.D. сем. Tubificidae	<i>Limnodrilus juv.</i>	(31–50)	(0.5–2.88)	(1.6–5.6)
Очерский залив				
D. сем. Chironomidae	<i>Glyptotendipes glaucus</i> <i>Dicrotendipes nervosus</i> <i>Chironomus plumosus</i>	105	18.7	6.51
S.D. сем. Sphaeriidae сем. Naididae сем. Caenidae сем. Tubificidae	<i>Sphaerium sp.</i> <i>Stylaria lacustris</i> <i>Caenis macrura</i> <i>Tubifex newaensis</i>	(65–75)	(6.3–40.3)	(3.3–10.5)

Примечание. В скобках — амплитуда изменения показателей в разных растительных ассоциациях.

Видами доминантами среди личинок хирономид на открытом мелководье водохранилища оказались *Cricotopus gr. silvestris*. При сходстве общего состава фауны различных растительных ассоциаций можно отметить и некоторые специфические черты. Так, наиболее разнообразным видовым составом отличаются сообщества рдеста курчавого. Нами отмечено 50 видов животных, самая высокая численность (2.88 тыс. экз./м²) и биомасса (5.6 г/м²). Более 80 % численности и биомассы их составляют личинки хирономид, среди которых также как и во всех других фитоценозах доминирует *Cricotopus gr. silvestris*. В зарослях кубышки желтой и камыша озёрного нами отмечено от 30 до 40 видов беспозвоночных. В численном и весовом отношении преобладают личинки насекомых, но в зарослях кубышки большой вклад в биомассу сообщества (43%) вносят брюхоногие моллюски, в основном Valvatidae. В формировании «камышовых» сообществ большое значение имеют Tubificidae juv., обеспечивая 42% численности животных.

Зооценозы, сформировавшиеся на зарастаемом мелководье Очерского залива, значительно отличаются от «пойменных» (табл. 2). Прежде всего, большим разнообразием (105 видов), более высокой продуктивностью и плотностью поселений. Средняя биомасса животных в 2008 г. составила 18.7 г/м² при численности 6.51 тыс. экз./м², 75% численности и 78% биомассы обеспечивают личинки хирономид. Количественные показатели беспозвоночных, обитающих в разных растительных ассоциациях изменялись от 6.3 г/м² при численности 3.3 тыс. экз./м² в зарослях камыша озёрного до 40.3 г/м² при численности 10.5 тыс. экз./м² в зарослях рдеста курчавого. Фитофильные сообщества горца земноводного и частухи при численности соответственно 5.9 и 6.3 тыс. экз./м², отличаются большой разницей в весовых отношениях: 6.8 г/м² — в зарослях горца земноводного и 21.3 г/м² — в зарослях частухи.

Таксономический состав фитофильных зооценозов Очерского залива достаточно стабилен (от 65 до 75 видов и групп), в доминантном комплексе сообществ присутствуют одни и те же группы животных, но представленные в разных пропорциях. Так, субдоминантами зооценозов зарослей горца земноводного можно считать сем. Sphaeriidae и сем. Naididae, рдеста курчавого — сем. Caenidae и сем. Tubificidae, частухи подорожниковой — сем. Naididae и сем. Tubificidae, а камыша озёрного — сем. Caenidae и сем. Sphaeriidae.

Таким образом, на зарастаемых мелководьях Воткинского водохранилища формируются более разнообразные и достаточно продуктивные сообщества, в которых определяющую роль играют личинки амфибиотических насекомых, главным образом, комаров-звонцов. Более богатые фитофильные сообщества приурочены к «мелководьям по заливам». Открытые мелководья значительно уступают по трофности заливным. Следует отметить, что по величине кормовой биомассы зообентоса (1.15–1.4 г/м²) Воткинское водохранилище относят к олиготрофному типу. Поэтому зарастаемые мелководья, площадь которых невелика, в условиях Воткинского водохранилища приобретают особое значение, создавая богатую кормовую базу для рыб, их нереста и нагула.

Список литературы

- Алексеевнина М.С., Гореликова Н.М. Зообентос // Биология Воткинского водохранилища. Иркутск: Изд-во Иркутского университета, 1988. С. 65–92.
- Алексеевнина М.С., Преснова Е.В. Зональное распределение бентофауны центрального района Воткинского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов Т. II. Пермь, Перм. гос. ун-т, 2009. С. 206–211.
- Матарзин Ю.М. Гидрология водохранилищ. Пермь: Изд-во Пермского гос. ун-та, 2003. 296 с.
- Сорокина Н.Б., Новожилова Н.Н. Высшая водная растительность // Биология Воткинского водохранилища. Иркутск: Изд-во Иркутского университета, 1988. С. 37–47.

ДИАГНОСТИКА ВЛИЯНИЯ ВЕТРА НА ПЕРЕМЕШИВАНИЕ И ТЕРМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ МОЖАЙСКОГО И РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

¹А.Д. Аракельянц, ²В.В. Пуклаков

¹ОАО «Институт Гипростроймост», г. Москва, Россия, arakelyants.andrey@yandex.ru;

²Московский государственный университет, г. Москва, Россия, puklakov@mail.ru

Ветровое воздействие на водную поверхность относится к внешним непостоянным факторам динамики водоемов и может приводить к возникновению в них целого ряда гидродинамических процессов: ветровые циркуляции, ветровое волнение, упорядоченная конвекция (циркуляция Ленгмюра), апвеллинги и даунвеллинги, сейши, внутренние волны, фрикционные (дрейфовые) течения, сгонно-нагонные явления. Степень воздействия этих процессов на перемешивание воды изменяется в зависимости от физико-географических факторов, морфометрии водоема и времени года. В лимнологии для описания процессов ветрового перемешивания в основном используется теория турбулентности и уравнения турбулентного движения.

Главная проблема, снижающая точность расчета при решении дифференциальных уравнений турбулентного движения, заключается в определении коэффициента турбулентного обмена. К примеру, в работе (Рянжин и др., 1981) представлено множество вариантов определения коэффициента турбулентного обмена, которые значительно отличаются друг от друга, как количественно, так и качественно. Таким образом, модели вертикального массообмена водоемов, основанные на теоретически верных уравнениях, всегда требуют экспериментальных исследований и калибровки.

В настоящее время из-за недостаточности теоретических знаний в данной области представляется вполне обоснованным использовать для расчета эмпирические формулы, включающие в себя основные факторы вертикального перемешивания водоема. Такой подход был использован в гидрологической модели водохранилища (ГМВ-МГУ), разработанной на кафедре гидрологии суши Московского государственного университета (Пуклаков, 1999).

Концептуальная модель водоема ГМВ-МГУ относится к нестационарным боксовым моделям. Временной шаг расчета равен 1 суткам, но существует вариант расчета внутрисуточных изменений гидроэкологического состояния водоема (Гречушников, 2008). Количество отсеков определяет пространственную дискретность модели, которую можно варьировать в зависимости от целей исследований и качества исходных данных. По вертикали все отсеки представляют собой слои (боксы) высотой 1 м (толщина верхнего слоя непостоянна и может колебаться в диапазоне от 0.5 до 1.5 м). Количество слоев изменяется при наполнении и сработке водохранилища. Расчет проводится отдельно в каждом отсеке, а затем, по уравнению баланса вещества, рассчитывается водообмен между отсеками, что позволяет считать ГМВ-МГУ квазидвумерной моделью. К главным упрощениям, принятым в модели, относится то, что вода, поступившая в слой отсека, мгновенно перемешивается и расценивается по всему боксу, а уровень по всей длине водохранилища принимается одинаковым.

Ветровое перемешивание моделируется на основе решения в конечных разностях дифференциального уравнения первого порядка, известного в математике как уравнение переноса (Самарский, 1977): $W \frac{\partial \psi}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial z} (W u \psi) = 0$, где W — объем элементарного слоя на горизонте z ; ψ — переносимый параметр (концентрация, температура); u — скорость вертикального переноса; t — время.

Преимущество использования уравнения переноса для имитации вертикального турбулентного перемешивания состоит в простоте его решения на основе наиболее понятной явной конечно-разностной схемы. В конечном итоге это уравнение вполне адекватно отражает механизм распространения перемешивания воды по глубине в результате ветрового воздействия на водную поверхность, так как последовательно передает ветровое возмущение слоев от поверхности до дна.

Скорость вертикального переноса (м/сутки) для безледоставного периода задается эмпирической формулой, полученной по материалам многолетних полевых наблюдений в озерной части Можайского водохранилища (Пуклаков, Пуклакова, 2003): $u_{z,z-1} = \frac{(L_w)^{0.5} (0.68 + 0.01 U_2) (F_{z-1} / F_z)^{0.5} \exp(-0.12 h_z)}{1 + 4.5 \Delta \rho / \Delta z}$, где U_2 — скорость ветра на

высоте 2 м над поверхностью воды, м/с; L_w — средняя длина разгона воздушного потока, равная сумме произведений длин разгона ветра по профилям 8 румбов на их повторяемость, км; F_{z-1} / F_z — отношение средних площадей смежных слоев, характеризующее изменение формы ложа отсека с глубиной; h_z — глубина поверхности раздела смежных слоев, м; $\Delta \rho / \Delta z$ — градиент плотности воды между слоями, кг/м⁴. Эта формула учитывает основные факторы, влияющие на интенсивность ветрового перемешивания: 1) ветер (причем основное значение придается не изменчивой и ненадежно определяемой среднесуточной скорости ветра, а средней длине его разгона, учитывающей конфигурацию водоема и повторяемость ветров различных румбов); 2) морфометрические особенности ложа водоема, влияющие на распространение дрейфовых и компенсационных течений; 3) глубину залегания слоев воды, отражающую степень их доступности для ветрового воздействия; 4) плотностную устойчивость слоев. Формула была получена на основе анализа переноса тепла по глубине водоема при предположении, что адвективный приток энергии незначителен и все тепло поступает в верхний слой. Для исключения колебаний температуры, связанных с внутренними волнами, сейшами, сгоно-нагонными явлениями для каждого горизонта рассчитывались среднесуточные значения, которые сглаживались методом динамического среднего. Эмпирическая зависимость скорости вертикального переноса находилась методом остаточных отклонений.

Многочисленные проверки модели на различных водоемах России показали, что она адекватно отражает их термический режим в течение всего годового цикла. Тем не менее, при расчете вертикальной термической

структуры в отдельных отсеках за конкретные сутки могут возникать существенные погрешности в определении глубины залегания термоклина, которая во внутренних водоемах определяется главным образом ветровым перемешиванием, свободной и вынужденной конвекцией (циркуляции Ленгмюра). Чаще всего такие несоответствия наблюдаются в период интенсивного нагрева водоема, когда роль ветра в перемешивании водоемов замедленного водообмена является определяющей. В ходе анализов выполненных расчетов было высказано предположение, что учет фактической длины разгона ветра по основным румбам для каждого отсека водохранилища вместо принятого в модели среднего значения L_w позволит улучшить точность расчета гидрологической структуры водоема.

Для проверки этой гипотезы в модель были внесены изменения, в результате которых L_w стала переменной, зависящей от направления ветра. Была проведена верификация предлагаемого в работе варианта ГМВ-МГУ с учетом направления ветра и изменения длины его разгона по данным гидролого-гидрохимических съемок, которая показала, что для небольшого и морфологически простого Можайского водохранилища достоверного изменения качества расчета не произошло. Для Рыбинского водохранилища учет направления ветра также не повлиял на результаты расчета, но только в отсеках долинной части по лопастям водохранилища, тогда как в отсеках главного и приплотинного плесов произошло заметное качественное улучшение сходимости результатов расчета с данными натурных наблюдений в весенне-летний период нагревания водной массы. Следовательно, для расчета характеристик воды в небольших долинных водохранилищах допустимо пользоваться средней длиной отсеков, осредненной по розе ветров, а в крупных, морфологически сложных котловинно-долинных водохранилищах необходимо учитывать изменение длины разгона воздушного потока над акваторией отсеков при смене направления ветра.

Для описания влияния характеристик ветра на термический режим водоема применялся метод численных экспериментов, позволивший по отдельности проанализировать влияние скорости и направления ветра на термическую структуру водного объекта. Наиболее полно влияние на термический режим скорости ветра и длины его разгона можно оценить в период интенсивного нагрева водоема и небольших расходов притоков, когда стоковые течения и плотностная конвекция не оказывают существенного влияния на водоем. В качестве такого периода для Можайского водохранилища были рассмотрены результаты расчетов с 19 мая по 3 июня 1983 г., а для Рыбинского водохранилища — с 17 по 30 мая 1962 г.

Анализ результатов расчета термического режима водохранилищ за расчетные периоды показал, что увеличение заданной средней скорости ветра с 1 до 5 м/с на 15–20% снижает скорость нагрева водоема. Дальнейшее усиление ветра уменьшает скорость нагрева не более чем на 10%, а в структуре теплообмена большую роль начинают играть испарение и турбулентный обмен. Увеличение скорости ветра до 10 м/с усиливает долю испарения и турбулентного обмена в структуре теплообмена водоема с атмосферой на 5–10%. Одновременно снижается длинноволновое излучение в результате уменьшения температуры водной поверхности, повышается радиационный баланс, а турбулентный теплообмен становится приходной частью теплового баланса. Увеличение скорости ветра уменьшает температуру эпилимниона, обостряет и заглубляет слой температурного скачка. Рост заданной скорости ветра до 10 м/с не приводит к изменению результирующей теплового баланса водной поверхности, хотя при этом приток энергии с турбулентным теплообменом увеличивается более чем в 4 раза, а потери тепла на испарение — на 40%. При более высоких скоростях ветра происходит понижение средней температуры воды отсеков водохранилища, увеличивается толщина эпилимниона, температура гипolimниона понижается, слой металимниона становится тоньше и в нем увеличивается вертикальный градиент температуры. Таким образом, численный эксперимент показал, что увеличение скорости ветра от слабого до умеренного приводит к замедлению нагрева водоема, дальнейшее увеличение скорости ветра увеличивает интенсивность теплообмена, но на его результирующую влияет слабо. Эти особенности влияния ветра на термический режим водоема во время его нагревания одинаковы для долинных и котловинных водохранилищ.

Модельное увеличение длины разгона ветра с 1 до 10 км также *снижает максимальную* температуру эпилимниона но, в отличие от скорости ветра, *повышает* температуру гипolimниона. Тем не менее, этот эффект наблюдается только при слабом ветре. Чем больше становится скорость ветра, тем меньшее влияние на термический режим водохранилища оказывает длина его разгона. Таким образом, при умеренном и слабом ветре влияние на термический режим скорости ветра существенно больше влияния длины разгона воздушного потока, изменяющейся при смене направления ветра. Учет направления ветра в ГМВ-МГУ может иметь существенное значение только при ветре со скоростью не более 5 м/с по направлению, где длина отсека будет превышать среднюю как минимум на 3–5 км. Такие условия имеют место в котловинных водохранилищах с большой акваторией, но редки в небольших и извилистых долинных водохранилищах.

Для оценки влияния направления ветра при его кратковременном штормовом воздействии на водоем поочередно в первые и последние сутки расчета (20 мая и 3 июня для Можайского водохранилища) задавалась скорость ветра 10 м/с и разные L_w . Стратификация водоема характеризовалась квадратом частоты Брента-Вяйсяля (N^2). По данным гидрологической съемки в начале расчета водоем был устойчиво стратифицирован ($N^2 = 5 \cdot 10^{-4} \text{ с}^{-2}$), выраженный эпилимнион отсутствовал, температура воды плавно понижалась с глубиной с 15.8 до 5.9 °С. Расчет первого дня после съемки со скоростью ветра 10 м/с и его юго-западном направлении ($L_w = 0.84 \text{ км}$) привел к образованию верхнего квазиоднородного слоя толщиной 8 м с температурой воды 13.6 °С и увеличению градиента температуры в термоклине до 4.2 °С/м. При более устойчивой начальной стратификации ($N^2 = 6 \cdot 10^{-4} \text{ с}^{-2}$), которая имела место 3 июня, аналогичное заглубление термоклина произошло при $L_w = 4 \text{ км}$. Следовательно, чем больше плотностная неоднородность водной массы по вертикали, тем заметнее влияние изменения длины разгона ветра по разным направлениям ветра на термическую структуру водоема.

В Рыбинском водохранилище из-за особенностей формы акватории длина разгона ветрового потока для некоторых отсеков изменяется на десятки километров в зависимости от направления ветра. Максимальная разница длины разгона воздушного потока для разных направлений ветра относится к выделенному в модели в отдельный отсек Переборскому плесу: 86 км (10 км для юго-западного и 96 км для северного ветра). В зависимости от направления ветра средняя для отсека скорость вертикального переноса увеличивается более чем в 6 раз. При скорости ветра 10 м/с и $L_w = 96.5$ км она достигает 4.5 м/сут. При слабом ветре и большой длине разгона воздушного потока температурные различия по вертикали нивелируются, средняя по вертикали температура воды заметно увеличивается, хотя средневзвешенная температура воды в отсеке практически остается неизменной. Северный ветер 5 м/с приводит к полному перемешиванию и гомотермии в отсеке, тогда как при юго-западном ветре вертикальная стратификация отсека нарушается незначительно. Заметное влияние длины разгона воздушного потока на термическую структуру Рыбинского водохранилища при однодневном шторме происходит только при частоте Брента-Вяйсяля для водной толщи больше или равной $0.6 \cdot 10^{-4} \text{ с}^{-2}$. Сильный ветер (10 м/с и более) перемешивает все водохранилище по глубине при любом направлении ветра.

Таким образом, результаты численного эксперимента позволяют заключить, что при моделировании Рыбинского водохранилища учет направления ветра может существенно повлиять на результаты расчета его термической структуры только при слабом и умеренном ветре.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ (проекты 09-05-00029 и 12-05-00176).

Список литературы

- Гречушников М.Г. Адаптация модели тепломассообмена к расчету внутрисуточного режима температуры воды в стратифицированном водохранилище // Водные ресурсы. М.: Наука, 2008. №6. С. 671–680.
- Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища: руководство для пользователей. М.: ГЕОС, 1999. 96 с.
- Пуклаков В.В., Пуклакова Н.Г. Расчет вертикального перемешивания в многослойной модели водохранилища // Метеорология и гидрология. М.: Планета, 2003. №1. С. 92–102.
- Ряжсин С.В. и др. Термодинамические процессы в глубоких озерах. Л.: Наука, 1981. 222 с.
- Самарский А.А. Теория разностных схем. М.: Наука, 1977. 656 с.

ЧИСЛЕННОСТЬ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СЕГОЛЕТОВ ПОЛУПРОХОДНЫХ РЫБ В ЗАПАДНОЙ ПОЛОВИНЕ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ 2011 г.

Л.А. Белоголова, Ю.Д. Жукова

Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «КаспНИРХ»),
г. Астрахань, Россия, kaspiy-info@mail.ru

Урожайность полупроходных рыб в 2011 г. оценивалась по результатам осенней (сентябрь–октябрь) учетной съемки западной половины Северного Каспия с привлечением многолетних материалов по численности воблы, леща и судака на всей акватории моря, а также анализа параметров весеннего половодья Волги.

Сеголетки в уловах мальковых тралов были представлены воблой, лещом, судаком, синцом и сазаном. Доминировали вобла (72.7%) и лещ (26.6%). На долю судака пришлось 0.2%, остальных видов — 0.5%.

За период с 2005 по 2011 гг. численность сеголеток воблы в среднем составила 12.7 млрд. экз., леща — 8.6, судака — 0.022 млрд. экз. Максимальная численность сеголеток воблы — 36 млрд. экз. наблюдалась в многоводном 2005 г., минимальная (7 млрд. экз.) — в маловодных 2006 и 2011 гг. (табл. 1).

Таблица 1. Динамика численности сеголеток полупроходных рыб в западной половине Северного Каспия, млрд. экз.

Годы	Вобла	Лещ	Судак	Сток весеннего половодья Волги, км ³
2005–2011	12.7	8.6	0.022	99
2005	36.0	10.0	0.030	136
2006	7.0	4.0	0.004	77
2007	15.4	11.0	0.040	120
2008	7.7	7.6	0.011	102
2009	8.1	5.3	0.016	93
2010	7.9	11.0	0.019	91
2011	7.0	11.0	0.035	77

ду нереста леща. Численность его молоди на морских пастбищах оказалась выше предыдущих 2008, 2009 гг. Численность молоди судака в море — 0.035 млрд. экз. (средний улов — 0.2 экз./час трал.) остается низкой, хотя и превышает аналогичный показатель 2010 г. в 1.8 раза.

Особенности распределения сеголеток воблы, леща и судака во время нагула в Северном Каспии зависят от численности самой молоди, объема стока Волги и р. Урал, уровня моря и развития кормовой базы.

Ареал нагула сеголеток воблы в 2011 г. составил 23.0 тыс. км² и достигал глубины 16 м при солёности воды у дна 13.0‰. Высокие концентрации (2952 экз./час траления) формировались в районе свала о. Тюлений, Малый Жемчужный, банки Средняя Жемчужная и Ракушечная-Горбачек, где основным кормом молоди явля-

В 2011 г., как и в предыдущие пять лет, урожайность молоди воблы, леща и судака на нерестилищах дельты Волги формировалась в условиях пониженного стока весеннего половодья. Несоответствие режима половодья экологическим требованиям для условий размножения и нагула молоди обусловило низкую эффективность естественного воспроизводства воблы и судака. Более благоприятные условия размножения (залитие полей и оптимальный термический режим), аналогичные 2010 г., сложились к перио-

лись мелкие и средние формы моллюсков морского комплекса: мителастер, церастодерма, дополнительным — нереис (рис. 1а).

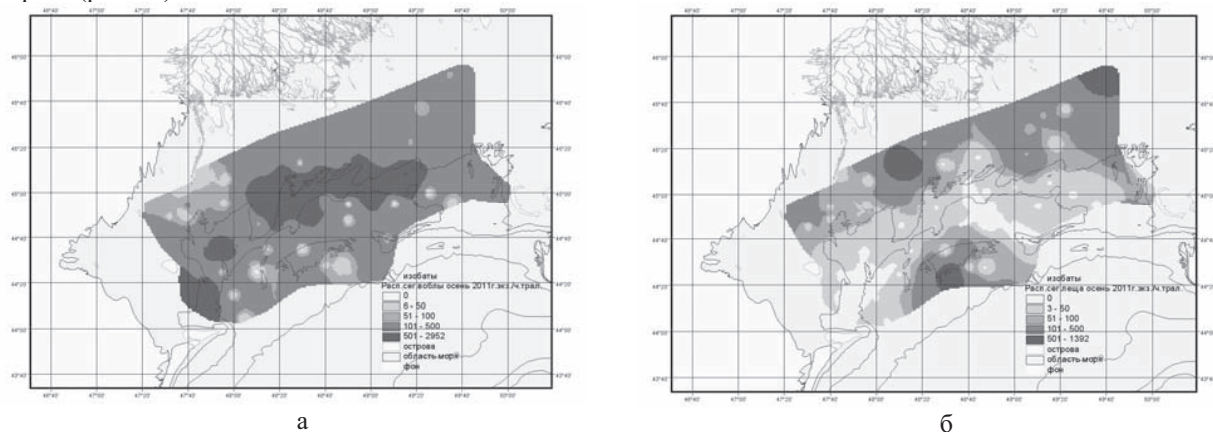


Рис. 1. Распределение сеголеток воблы (а) и леща (б) в Северном Каспии осенью 2011 г.

Наибольшее количество сеголеток воблы нагуливалось на глубинах 5–7 м, где соленость воды достигала 8–12‰, температура — 20–22 °С. В уловах доминировали рыбы размерами 50–55 мм. Средняя длина сеголеток воблы составляла 55.0 мм, масса — 3.8 г.

Ареал нагула леща, равный 11.2 тыс. км², занимал более мелководную (до 8 м) акваторию Северного Каспия. Высокие концентрации леща (до 2000 экз./час траления) формировались в районе Сетного осередка, островов Очиркин и Укатный и восточнее банки Ракушечная-Горбачек (рис. 1б).

В массе сеголетки леща нагуливались на глубинах 2–5 м, в водах соленостью 1–4‰ и диапазоном температур 19–22 °С. Кормовыми объектами им служили в основном низшие ракообразные.

Размеры сеголеток леща изменялись от 35 до 80 мм, доминировали рыбы длиной 60–70 мм. Средняя длина и масса сеголеток леща составляли соответственно 61.0 мм и 5.2 г.

Ареал распределения сеголеток судака (5.2 тыс. км²) располагался в северо-западной части моря ограниченной 7-метровыми глубинами. Максимальные скопления (21 экз./час траления) наблюдались в районах Промрейда и острова Тюлений на глубинах до 4-х м, где соленость воды составляла 1–3‰, температура — 19–20 °С (рис. 2а). Длина сеголеток судака варьировала от 110 до 240 мм при среднем значении 169.0 мм, масса составляла 104.6 г.

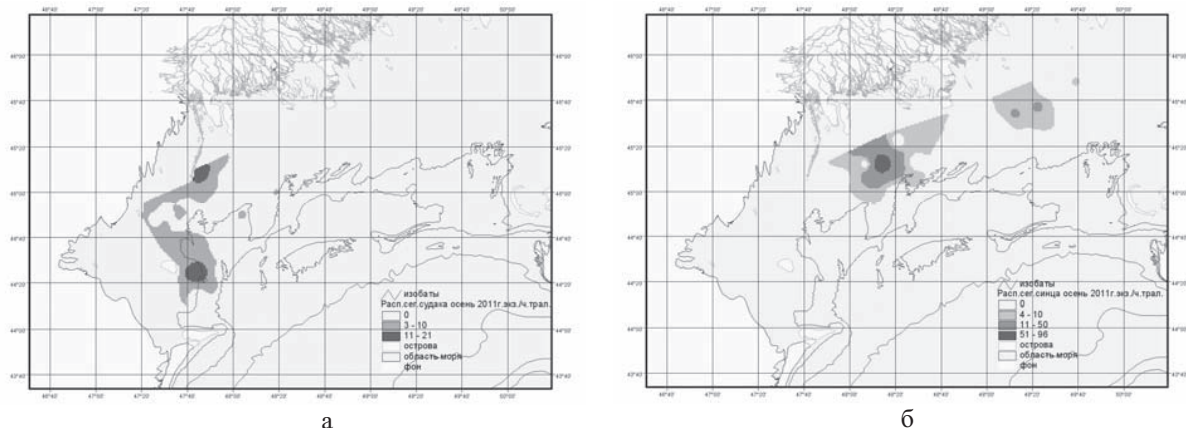


Рис. 2. Распределение сеголеток судака (а) и синца (б) в Северном Каспии осенью 2011 г.

Сеголетки синца нагуливались на ограниченной акватории моря с глубинами 3.5–4.0 м при солености воды 2–3‰, температуре 19–21 °С. Уловы их изменялись от 12 до 96, средний улов на одну станцию составлял 1.2 экз./час траления. Максимальные концентрации — 96 экз./час траления формировались в районе о. Очиркин (рис. 2б). Средняя длина синца составила 79.5 мм, масса — 7.0 г.

Ареал нагула сазана совпадал с ареалом синца. Улов сеголеток сазана не превышал 24, при среднем значении на одну станцию 0.2 экз./час траления. Длина молоди составляла 61 мм, масса — 7.9 г.

Выводы. 1. Численность сеголеток воблы (7.0 млрд. экз.) и судака (0.035 млрд. экз.) в Северном Каспии в 2011 г. оценивается как низкоурожайная, леща (11.0 млрд. экз.) — среднеурожайная. 2. Особенностью распределения сеголеток воблы в море в исследуемом году явилось формирование наиболее плотных скоплений в приглублых (до 10 м), осолоненных (10–13‰) районах, где они нагуливались на мелких и средних формах моллюсков морского комплекса: мителастер, церастодерма. Сеголетки леща концентрировались в более мелководных (2–5 м) и опресненных (1–4‰) участках водоема. Кормовыми объектами им служили в основном низшие ракообразные. Сеголетки судака нагуливались в северо-западной части моря; максимальные скопления отмечались на глубинах до 4-х м при солености воды 1–3‰.

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМА НА РАЗВИТИЕ И СТРУКТУРУ СООБЩЕСТВА ИНFUЗОРИЙ В ПЛАНКТОНЕ МОЖАЙСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

С.Л. Белова

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, e-mail: Belova-SL@yandex.ru

За длительный период существования Можайского водохранилища (с 1961 г.) возросло увлажнение бассейна Можайского водохранилища дождевыми осадками в теплую часть года. Большое их количество привело к увеличению паводкового стока. Воздействие климатических изменений наиболее заметно проявилось в синоптических колебаниях температуры воды водохранилища. Климатические изменения оказали влияние на характеристики термического, гидрологического, химического и биологического режимов Можайского водохранилища (Эдельштейн, 2005).

По данным столичных синоптиков лето 2009 г. в Москве стало одним из самых дождливых: сумма осадков за три месяца составила 219 мм при среднем показателе в 212 мм (сайт "Метеоновости"). В июле рекордсменом по осадкам стал Можайск, где выпало до 125 мм осадков. По данным Гидрометцентра РФ аномальной жары, как в 2010 г. на территории нынешней европейской части России не было около пяти тысяч лет. Температура воздуха превышала на 7–8 °С даже не среднюю величину, а предыдущий рекорд. Циклоны не могли пробиться к европейской части страны в течение 50 дней. Все это время там господствовал антициклон, который спровоцировал катастрофическую засуху. Уровень осадков за этот период времени составил от 1 до 6 мм, то есть "земля практически выжжена (ИТАР-ТАСС). Лето 2011 г. вошло в тройку самых жарких в столице и по знойности уступило 2010 и 1972 гг. По данным синоптиков, средняя температура этого лета оказалась на 3,4 °С выше климатической нормы, что для теплого сезона является серьезным отклонением (сайт "Метеоновости"). В отличие от 2010 г. лето 2011 г. характеризовалось периодическим выпадением ливневых осадков с возрастанием скорости ветра до 4–6 м/с (Гречушникова, 2011). В связи с ремонтом плотины Можайского гидроузла в 2009 г. поддерживался низкий уровень водохранилища. В июле 2010 г. уровень водохранилища понизился на 6,4 м вследствие забора воды из водохранилища для тушения торфяников.

Данная работа выполнена в плане многолетних режимных исследований сообщества инфузорий в Можайском водохранилище, которые проводятся с 1976 г. За этот период обнаружено 146 видов и форм инфузорий. Большинство видов широко распространено в озерах и водохранилищах различных регионов.

Материал собирали в апреле–октябре от верховья до плотины Можайского гидроузла: в верхнем, среднем, центральном и нижнем районах на 5-ти стандартных станциях. Учащенные наблюдения (с недельным интервалом) проводили в центральной части Можайского водохранилища на Красновидовском плесе по разрезу: мелкая пойма, глубокая пойма, русло р. Москвы. Пробы сгущали путем фильтрации через мембранный фильтр. Детально методика обработки проб изложена ранее (Белова, 1984). Для описания структуры сообщества использовали индекс разнообразия Шеннона (Одум, 1986) и индекс доминирования Бродской-Зенкевича (1939).

При благоприятных условиях среды инфузории обладают высокими скоростями размножения, что делает возможным уловить изменения, происходящие в течение недели и оценить их биологические последствия. Преимуществом инфузорий перед другими группами планктонных животных является изменение видового состава за короткий промежуток времени при изменении условий среды, а также количественных характеристик сообщества.

Температура воды оказывает большое влияние на инфузорий, вызывая ответную реакцию. С температурой среды у инфузорий связаны процессы агамного и полового размножения, размеры тела, инстинктивное поведение. Температура воды — один из важнейших факторов, определяющих сукцессию видов и сезонную динамику численности популяций инфузорий. Устойчивая температурная стратификация и связанное с ней содержание кислорода определяют вертикальное распределение видов инфузорий.

Смена доминирующих видов инфузорий в планктоне Можайского водохранилища происходит в направлении от верховья к плотине. В июне лидирующее положение среди доминантных видов занимает *Codonella cratera* — вид, предпочтительно употребляющий в пищу мелкоклеточные диатомовые водоросли, развивающиеся в изобилии в этот период. *Codonella cratera* доминировала по всей акватории водохранилища. В верховье водоема *C. cratera* концентрировалась в поверхностном метровом слое, в более глубоководной средней, центральной и нижней части активно развивалась в поверхностном слое и в слое металимниона.

В верхней части водохранилища число доминирующих видов инфузорий значительно больше, чем в средней, центральной и нижней части. Сюда поступают речные воды рек Москвы и Лусянки, обогащенные аллохтонным бактериопланктоном, органическим веществом и биогенами, которые стимулируют активное развитие мелкоклеточного фитопланктона. По данным съемки 13 июня 2011 г. число доминирующих видов составило в верхней — 9, средней — 4, центральной и нижней части водохранилища — по 2 вида. В водохранилище четко выделяются участки различной концентрации органического вещества. Сток органического вещества из Можайского водохранилища примерно на 40% меньше по сравнению с его количеством, поступающим в водоем с водосбора (Эдельштейн, 1979), что обусловлено активной трансформацией поступившего органического вещества и биогенных элементов.

При температурной стратификации в летний период образуются группы доминирующих видов в эпилимнионе, металимнионе и гипolimнионе, связанные с различной специализацией по пищевым объектам. *Codonella cratera* и *Strombidium viride* — преимущественно фитофаги, последний вид предпочитал эпилимнион. *Strombidium velox*, *S. viride f. pelagica*, *Epistylis rotans*, *Urotricha furcata*, *U. farcta* предпочитательно бактериофаги и детритофаги. При этом *Strombidium velox*, *S. viride f. pelagica*, *Epistylis rotans* активно развивались в металим-

нионе, а *Urotricha furcata* — в мета- и гипolimнионе, а в эпимлинионе — в период "цветения" цианобактериями. *U. farcta* предпочитала гипolimнион. *Coleps hirtus v. lacustris* и *C. hirtus v. minor* — гистофаги. Однако они успешно используют все источники пищи и в массе развиваются в периоды доминирования цианобактерий, они иногда вбуравливаются передним концом в клетки колоний и потребляют необходимые им питательные элементы. При этом *C. hirtus v. lacustris* содержит в значительном количестве зоохлореллы и развивается во всех слоях воды при наличии кислорода. *C. hirtus v. minor* обитает в гипolimнионе и при дефиците кислорода и предпочитает бактериопланктон. По нашим наблюдениям она выщипывает бактерий с детритных комочков.

Доминирующий комплекс инфузорий Можайского водохранилища в 2009–2011 гг. представлен 21 видом (табл. 1), среди них 47.6% эвритермных видов и 52.4% stenотермных.

В группу эвритермных видов входили: *Codonella cratera* Leidy, 1887; *Tintinnidium fluviatile* Stein, 1833; *Askenasia volvox* Clapareide et Lachmann, 1858; *Coleps hirtus v. lacustris* Faure–Fremiet, 1924; *Strombidium velox* Faure–Fremiet, 1924; *S. viride* Stein, 1859; *S. viride* Stein f. *pelagica* Kahl, 1932; *Urotricha pelagica* Kahl, 1935; *Paramecium bursaria* (Ehrenberg, 1838) Focke, 1836; *Vorticella natans* Faure–Fremiet, 1905.

Stenотермные виды представлены: *Coleps hirtus v. minor* Kahl, 1930; *Epistylis plicatilis* Ehrenberg, 1838; *E. rotans* Švec, 1897; *Prorodon ovum* (Kahl) Foissner, 1983; *Phascolodon vorticella* Stein, 1859; *Strombidium mirabile* Penard, 1916; *Tintinnopsis cylindrata* Kofoid et Campbell, 1892; *Haplocaulus anabaena* Still 1940; *Urotricha furcata* Schewiakoff, 1893; *U. armata* Kahl, 1927; *U. farcta* Clapareide et Lachmann, 1828.

В холодный и дождливый 2009 г. лучше развивались эвритермные: *Askenasia volvox*, *Strombidium velox*, *S. viride*, *Vorticella natans*, а также stenотермные: *Phascolodon vorticella*, *Strombidium velox*, *S. mirabile*, *Tintinnopsis cylindrata*.

В жаркие 2010 и 2011 гг. наиболее активно развивались эвритермные: *Codonella cratera*, *Coleps hirtus v. lacustris*, *Paramecium bursaria*, *Strombidium viride* f. *pelagica*, *Urotricha pelagica* и stenотермные: *Coleps hirtus v. minor*, *Epistylis plicatilis*, *E. rotans*, *Prorodon ovum*, *Vorticella anabaena*, *Urotricha armata*, *U. farcta*, *U. furcata*.

В период исследований устойчивая температурная стратификация толщи воды Можайского водохранилища существовала на протяжении всего летнего периода. Водоем относительно глубоководный и мало проточный.

В "холодном" 2009 г. дефицит кислорода не распространялся выше бровки бывшего русла р. Москвы. В "жарком" 2010 г. многослойная термическая стратификация (дополнительно к слою сезонного температурного скачка длительно сохранялся синоптический слой температурного скачка) существовала в течение лета, что привело к распространению зоны дефицита кислорода в июле 2010 г. до горизонта 4 м на русловой станции, глубина которой 13 м. В конце июля 2011 г. прошли ливневые дожди, сопровождавшиеся поступлением паводковых вод, обогащенных органическими и биогенными элементами и слой синоптического скачка углубился до сезонного скачка.

Таблица 1. Доминирующие комплексы видов инфузорий в Можайском водохранилище по данным летнего периода 2009–2011 гг.

Вид	июнь			июль			август		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<i>Askenasia volvox</i>	30.3	14.1	10.0	-	-	-	-	-	20.2
<i>Codonella cratera</i>	38.8	56.3	73.2	34.3	36.4	30.2	50.3	-	-
<i>Coleps hirtus v. lacustris</i>	-	-	11.0	26.8	43.6	34.6	22.1	58.5	38.6
<i>C. hirtus v. minor</i>	-	18.2	21.0	47.0	52.2	51.1	14.2	22.9	16.2
<i>Epistylis plicatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	22.8	-
<i>E. rotans</i>	-	-	26.1	-	11.6	10.0	-	26.3	-
<i>Haplocaulus anabaena</i>	-	-	13.4	-	27.8	16.2	-	10.0	-
<i>Holophrya ovum</i>	-	44.6	30.6	33.9	42.7	36.4	46.3	61.8	54.6
<i>Paramecium bursaria</i>	-	-	-	-	25.6	18.2	-	21.9	31.0
<i>Phascolodon vorticella</i>	-	-	-	-	-	-	11.3	-	-
<i>Strombidium mirabile</i>	-	-	-	-	-	-	13.3	-	-
<i>S. velox</i>	25.6	15.8	24.3	37.8	-	-	-	-	-
<i>S. viride</i>	-	11.7	27.2	21.9	-	-	14.7	-	-
<i>S. viride</i> f. <i>pelagica</i>	-	21.9	15.6	10.0	30.0	23.5	15.1	-	-
<i>Tintinnopsis cylindrata</i>	-	-	-	-	-	-	19.0	-	-
<i>T. fluviatile</i>	26.3	-	-	-	-	-	14.7	-	-
<i>Vorticella natans</i>	27.3	-	-	12.5	-	-	-	-	-
<i>Urotricha armata</i>	-	-	-	-	14.7	-	-	-	-
<i>U. farcta</i>	-	13.1	10.0	-	-	-	-	-	21.4
<i>U. furcata</i>	-	-	34.0	-	15.5	11.1	-	-	-
<i>U. pelagica</i>	-	12.0	-	-	15.6	-	-	-	-

В маловодные годы нагрузка водохранилища аллохтонным фосфором сокращается вдвое (Ершова и др., 2000). В то же время увеличивается значение накопленных у дна автохтонных биогенных веществ, и зависимость от характера погоды, способствующей их выносу в трофогенный слой. В дождливый год с водами многочисленных паводков поступают органические и биогенные вещества, стимулирующие развитие мелкоклеточных организмов.

точных протококковых и диатомовых водорослей, растет пищевая база инфузорий. Это привело к увеличению средней за лето численности и биомассы инфузорий в 2009 г. — 7074.4 экз./л и 318.4 мг/м³ по сравнению с 2786.8 и 1668.3 экз./л (2010 и 2011 гг.) и соответственно 183.9 и 153.8 мг/м³. Заметное снижение развития инфузорий происходит в случае, если два "жарких" года следуют один за другим. Так их численность и биомасса уменьшилась в 2011 г. по сравнению с 2009 г. в 4.2 раз.

Таблица 2. Изменение индекса видового разнообразия Шеннона среднего по акватории Можайского водохранилища в 2009–2011 гг.

Год	Месяц	H(N)	H(B)	H/Hmax (N)	H/Hmax (B)
2009	июнь	2.2	2.0	0.6	0.6
	июль	2.1	2.2	0.6	0.7
	август	1.6	1.3	0.6	0.5
2010	июнь	1.1	0.7	0.5	0.2
	июль	1.2	1.3	0.5	0.6
	август	1.1	1.5	0.5	0.5
2011	июнь	1.4	1.0	0.5	0.3
	июль	1.8	2.0	0.6	0.7
	август	2.6	1.7	0.7	0.5

Размерная структура. Средний объем клетки инфузорий в июне находился в пределах 0.09–0.13 10⁻³ мкм и увеличивался в случае более высокой температуры воздуха и более раннего прогрева толщи воды. В июле всех лет преобладали мелкоклеточные формы инфузорий — 0.04–0.05×10⁻³ мкм, имеющие высокую численность, по характеру питания преимущественно бактерио- и детритофаги. Это связано с преобладанием в планктоне крупных колониальных видов диатомовых и цианобактерий. Отличительной особенностью августа 2010 г. явилось сохранение преимущественного развития мелкоклеточных видов инфузорий

(0.05×10⁻³ мкм) при аномально высокой температуре в отличие от 2009 и 2011 гг.: 0.06–0.12×10⁻³ мкм.

Индекс Шеннона позволяет суммировать число видов инфузорий и степень их доминирования (табл. 2). Его средние за лето значения по численности составили 2.0, 1.1, 1.9 в 2009, 2010, 2011 гг., и по биомассе соответственно 1.8, 1.2, 1.6. Самые низкие значения этого индекса зафиксированы в 2010 г. В таблице 2 представлены высокие индексы доминирования *Coleps hirtus v. lacustris*, *C. hirtus v. minor*, *Prorodon ovum*, *Strombidium viride f. pelagica* в 2010 г.

Выводы. 1) Средний объем клетки инфузорий уменьшается при повышении температуры воды в связи с преимущественным развитием мелкоклеточных видов. 2) В относительно "холодный" год число доминирующих видов инфузорий в планктоне Можайского водохранилища меньше (38% от общего количества), чем в "жаркие" годы — 62%, когда уменьшается слой воды с благоприятным кислородным режимом. Гиполимнион заселяется видами, устойчивыми к дефициту кислорода: *Prorodon ovum*, *Urotricha armata*, *U. farcta* и другими видами. Растёт число видов — показателей α-β и р-сапробности. В июле–августе "жарких" лет в планктоне преобладают виды инфузорий бактерио- и детритофаги, и виды, содержащие в цитоплазме в большом количестве зоохлореллы. 3) В дождливое лето увеличивается пищевая база инфузорий. В связи с этим растёт численность (в 4.2–2.5 раз) и биомасса инфузорий (в 1.7–2.1 раз) в 2009 г. по сравнению с 2010 и 2011 гг.

Список литературы

- Белова С.Л. Инфузории пелагиали водохранилищ водоснабжения и их роль в формировании качества воды: Автореф. дис. канд. биол. наук. М.: МГУ, 1984. 22 с.
- Броцкая В.А., Зенкевич Л.А. Количественный учет донной фауны Баренцева моря // Тр. ВНИРО. 1939. Т. 4. С. 3–127.
- Гречушников М.Г., Андреева И.Ю., Кременецкая Е.Р. О внутрисуточном ходе валовой первичной продукции фитопланктона при различной гидрологической структуре Можайского водохранилища // Сб. тр. I открытой конференции Научно-образовательного центра "Ресурсы и качество вод суши: оценка, прогноз и управление", 8–9 декабря 2011 г. Москва. С. 37–51.
- Ершова М.Г., Заславская М.Б., Захарова Е.А., Эдельштейн К.К. Внутрисуточная трансформация состава воды в Можайском водохранилище // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 4. С. 485–497.
- Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 2. 133 с.
- Эдельштейн К.К. Трансформация речного стока водохранилищем // Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 3. Можайское водохранилище. М.: Изд-во МГУ, 1979. С. 373–382.
- Эдельштейн К.К. Структурная гидрология суши. М.: ГЕОС, 2005. 316 с.

МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.М. Бикбулатова, И.Э. Степанова, Э.С. Бикбулатов

Институт биологии внутренних вод РАН, bem@ibiw.yaroslavl.ru

Органическое вещество (ОВ) — важный компонент для жизни водоемов — находится в растворенной, взвешенной и коллоидной формах и содержит легко — и трудноутилизируемые микрофлорой фракции. После заполнения Рыбинского водохранилища в 1941 г. и до начала 1960-х гг. ОВ характеризовалось величинами цветности и перманганатной окисляемости, которые, однако, дают косвенное представление, в основном, об одной составляющей растворенных, трудноусвояемых окрашенных гумусовых веществах. Бесцветный водный гумус — продукт жизнедеятельности водных фитоценозов, а также поступающий с грунтовыми водами и атмосферными осадками — оставался неучтенным. С 1963 г. в ИБВВ РАН оценка содержания ОВ стала проводиться по наиболее объективному параметру — органическому углероду (Сорг.) — который определялся методом

сухого сожжения выпаренных образцов воды (табл. 1) (Скопинцев, Бакулина, 1974). Как было показано в дальнейшем, коэффициент пересчета от перманганатной окисляемости к органическому веществу (по Сорг) в зависимости от природы ОВ по акватории водоема меняется в широких пределах — от 0.6 до 1.6. Тем не менее, проведенные в начальный период существования водохранилища многочисленные измерения косвенных показателей дают богатый материал для сравнительного анализа.

Таблица 1. Средние по водохранилищу величины содержания органического вещества в воде (в мгС/л)

Год	Зима	Весна	Лето	Осень	За год
1964*	8.9	10.0	11.0	10.2	10.0
1965*	-	-	-	13.1	
1966*	-	11.3	-	-	
1981	11.3	10.6	13.4	10.5	11.4
1982	9.6	11.7	10.7	10.4	10.8

* Данные по: Скопинцев, Бакулина, 1974.

Общее содержание органических веществ (ОВ) в водоеме есть совокупный результат поступления alloхтонных веществ, продуцирования автохтонного ОВ, поступления из донных отложений, с атмосферными осадками и противоположно направленных им процессов физического удаления и биохимической деструкции. В 1981–1982 гг. (близкие к средним по водности) нами была проведена оценка некоторых из этих составляющих. С речным стоком в водоем было внесено в 1981 г. 428×10^3 т С, в 1982 г. — 393×10^3 т С (Бикбулатова и др., 2006). Нашими исследованиями установлено, что в поровых растворах серых и серых песчаных илов Рыбинского водохранилища содержится 19–64 мгС/л, а в водной толще — 10.4–11.4 мг/л (табл. 1), т.е. постоянно существует градиент концентраций, обеспечивающий вынос ОВ из донных отложений в воду. Непосредственные наблюдения на водохранилище показали, что грунтовый комплекс поставляет в воду около 80×10^3 т С/год, (Бикбулатова, 1987).

Осадки, выпадающие на зеркало водохранилища, имели концентрацию ОВ в пределах 1.7–2.7 мгС/л в дождевых водах и 0.8–2.4 мгС/л в снеговых. С ними в водохранилище в 1981–1982 гг. поступило 3×10^3 и 3.9×10^3 т С в год соответственно.

Хозяйственно-бытовые и промышленные стоки г. Череповца содержат значительные количества органического углерода (20 и 43 мг/л), но при малом их объеме приток ОВ с ними в водоем составил $(1.9 \text{ и } 2.3) \times 10^3$ т С/год.

С 2001 г. в рамках комплексного обследования Рыбинского водохранилища нами проводятся наблюдения за состоянием органического вещества на 6-ти стандартных станциях водоема, расположенных в Волжском и Центральном плесах, занимающих основную часть его акватории. Сначала отбор проб был нерегулярным, а, начиная с 2004 г., пробы отбирались с частотой 1–2 раза в месяц с мая по октябрь из поверхностного метрового слоя воды.

Для характеристики органического вещества (ОВ) использовали величины цветности, биологического (БПК₅) и химического (ХПК) потребления кислорода и органического углерода.

В исследуемые (2001–2010) годы наблюдалась неоднородность распределения органических веществ в воде по акватории. В весенний период размах колебаний величины цветности (показателя alloхтонного, гумусовой природы ОВ) в мае составлял 15–20° хромокобальтовой шкалы (в 2005 г. — до 40°). Как правило, максимальные величины характерны для ст. Брейтово. Неоднородность сохранялась и в течение летнего периода, но с меньшей амплитудой колебания величин. Осенью различия в содержании гумусовых веществ по акватории водоема были незначительными, в основном, 5–10°. Это можно объяснить тем, что воды питающихся водоем притоков, в различной степени обогащенные окрашенными веществами, могут глубоко вклиниваться в водные массы центрального плеса и даже в летне-осенний период при высокой гидродинамической активности полностью не смешиваются. Средние по станциям величины цветности убывали от весны к осени.

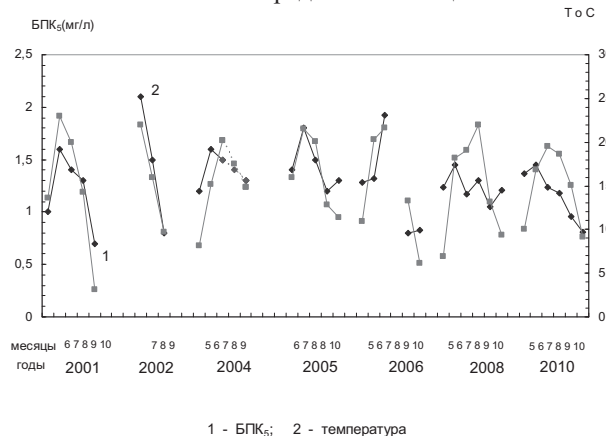


Рис. 1. Зависимость БПК₅ от температуры.

Разработанные нами варианты фотохимического (Бикбулатова, 1969) и персульфатного (Бикбулатов, 1969) методов позволили впервые проводить прямые измерения органического углерода в воде (без предварительного упаривания) в водохранилищах волжского каскада с использованием разработанных вариантов фотохимического (Бикбулатова, 1969) и персульфатного (Бикбулатов, 1969) методов. Сравнение результатов трех методов определения Сорг.в воде Волжских водохранилищ показало что потери при упаривании могут доходить до 20% (Скопинцев и др., 1972).

Экологически значимая лабильная компонента органического вещества (ЛОВ), определяемая по БПК₅, за весь период наблюдений была практически меньше 2 мг/л, что характерно для достаточно чистых водоемов. Максимальные величины приурочены к периоду массового развития синезеленых водорослей в Рыбинском водохранилище (конец июля–август), как результат прижизненного выделения легкоутилизируемых микрофлорой веществ.

Изменчивость величин БПК₅ находится в прямой зависимости от температуры воды (рис. 1).

На лабильную фракцию в период открытой воды приходилось 1.9–8.0% общего количества ОВ. Средняя величина ЛОВ, рассчитанная по данным 152 непосредственных анализов в близкие к средне-

му по водности 1981–1982 гг., составляет 4.2%. Примерно такие же величины характерны и для 2001–2010 гг. Эту цифру в первом приближении можно рассматривать как некую региональную константу, которая позволяет оценивать происходящие изменения в качественном составе ОВ на не подверженных антропогенному воздействию акваториях.

Анализ межгодовой изменчивости величин показателей органического вещества выявляет достаточно высокую корреляцию с объемом водного стока, что может служить основанием для вывода о преобладающей роли последнего в формировании не только общего содержания, но и форм и фракций ОВ в Рыбинском водохранилище.

Список литературы

- Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 270 с.
- Бикбулатов Э.С., Скопинцев Б.А., Бикбулатова Е.М. Определение органического углерода в пресных водах персульфатным методом. Материалы к совещанию по прогнозированию биогенных элементов и органического вещества в водохранилищах. Рыбинск, 1969. С. 147.
- Бикбулатова Е.М., Скопинцев Б.А., Бикбулатов Э.С. Определение органического углерода в пресных водах фотохимическим методом. Материалы к совещанию по прогнозированию биогенных элементов и органического вещества в водохранилищах. Рыбинск, 1969. С. 140.
- Бикбулатова Е.М. Выделение органического вещества грунтами Рыбинского водохранилища. Тез. докл. XXIX Всесоюзного гидрохимического совещания. Т. 1. 1987. С. 108.
- Бикбулатова Е.М., Степанова И.Э., Бикбулатов Э.С. Формы, масштабы и изменчивость поступления органических веществ в Рыбинское водохранилище // Водные ресурсы. 2006. Т. 33. № 3. С. 338–348.
- Скопинцев Б. А., Бакулина А.Г. Новые данные по изучению органического вещества в водах Рыбинского водохранилища // Тр. Дарвинского гос. зап. Вып.12. 1974. С. 46–60.

АНАЛИЗ ДОЛГОВРЕМЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВЫЛОВА РЫБЫ В ЧЕБОКСАРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ И РЕКЕ ОКЕ

В.Б. Богданов, А.А. Клевакин, В.В. Логинов, Д.И. Постнов

Нижегородская лаборатория ФГНУ ГосНИОРХ,

Россия, Нижний Новгород, 603116, Московское шоссе, 31; gosniorh@list.ru

Чебоксарское водохранилище — последнее из созданных Волжских водохранилищ — существует уже 31 год. Развитие ихтиоценоза водохранилища проходило в три этапа, характерных для всех Волжских водохранилищ: период вспышки численности рыб, период становления собственно водохранилищной ихтиофауны и период ее стабилизации.

Стабильность структуры рыбного населения и его количественной составляющей обуславливается экологической ситуацией в регионе, которая в случае со строительством Чебоксарской ГЭС усложнилась уже в начальный период существования водохранилища приостановкой его заполнения на отметке 63 м вместо проектной отметки 68 м. Формирование ихтиофауны проходило хаотично. К неблагоприятным факторам можно отнести: образование больших по площади и слабо проточных мелководий, неподготовленность ложа к залитию, неблагоприятный уровенный режим, отсутствие на водохранилище компенсационного рыборазводного объекта, не выполнение каких либо масштабных рыбоводно-мелиоративных мероприятий, отступления от общей рыбопромысловой стратегии формирования ихтиофауны водоема.

В результате в настоящее время вполне возможно начало периода дестабилизации ихтиоценоза Чебоксарского водохранилища, первыми признаками которой мы считаем значительные изменения структуры ихтиофауны на фоне ухудшающейся гидрологической и экологической ситуации на водоеме — снижение доли в уловах ценных и крупночастиковых видов и увеличение доли мелкочастиковых, а также резкое увеличение численности непромысловых видов, в том числе чужеродных.

Для проверки данного тезиса проведен анализ вылова по отдельным видам рыб за время существования водохранилища. Для построения регрессионной и корреляционной зависимостей использованы фактические данные по общему вылову рыбы промыслом и рыболовами-любителями за период с 1986 по 2010 гг., более ранние сведения (1981–1985 гг.) не учитывались, так как в первые годы эксплуатации водохранилища были введены жесткие ограничения промысла рыб. В качестве сравнительного проведен аналогичный анализ уловов нижнего течения реки Оки, которое из-за низкого уровня воды не вошло в зону подпора водохранилища и сохранило в основном речной характер.

В целом по водохранилищу для многих видов крупного частика отмечено снижение уловов, однако, корреляционные зависимости слабые. Ниже приводятся уравнения регрессии с сильной корреляцией ($r \geq 0.75$) и со статистически достоверно значимыми экспоненциальными зависимостями уловов (тонн) во временном аспекте — общего вылова, стерляди, щуки, реофильных видов мелкого частика (чехонь, синец):

$Y_{\text{стерлядь}} = 211763X_1^{-4.4687} (R^2=0.75) (1)$; $Y_{\text{щука}} = 21279X_2^{-2.0149} (R^2=0.97) (2)$; $Y_{\text{общий вылов}} = 2857X_3^{-0.3086} (R^2=0.85) (3)$; $Y_{\text{чехонь, синец}} = 3747X_4^{-1.5424} (R^2=0.79) (4)$, где X_{1-4} — годы существования водохранилища, лет; R^2 — коэффициент детерминации.

Аналогичные зависимости наблюдаются и по разным отделам водохранилища, кроме того, установлены зависимости снижения уловов леща в озерно-речном и увеличения уловов густеры в приплотинном участках. Достоверно значимых изменений в объемах уловов отдельных видов рыб и общего вылова на р. Оке не выявлено.

В целом по водохранилищу средние значения уловов в 1986–1990 гг. составляли 1428 т, в 2005–2010 гг. — 1072 т, расчетные в 2015–2020 гг. — 915 т. Вылов стерляди, соответственно, составляет — 2.52, 0.01 и 0.01 т; по щуке — 198.5, 23.7 и 12.6 т; по чехони и синцу — 116.5, 22.4 и 12.7 т (табл.).

Таблица. Темпы изменения вылова рыбы на Чебоксарском водохранилище во временном аспекте

Виды		Годы существования водохранилища, лет						
		10	15	20	25	30	35	40
Стерлядь	вылов, т	2.52	3	0.72	0.32	0.01	0.02	0.01
	% *		84	72	63	56	50	45
Щука	вылов, т	198.5	91	60.97	26.58	23.65	16.47	12.58
	%		56	44	36	31	27	24
Чехонь, синец	вылов, т	116.46	42.52	58.78	18.04	22.43	15.60	12.70
	%		46	36	29	25	21	19
Общий вылов	вылов, т	1428	1227	1144	971	1072	953.7	915.2
	%		12	8	7	5	5	4

Примечание.* — процент вылова за предыдущий период.

Снижение общего вылова рыбы за период с 1986 по 2010 гг. в Чебоксарском водохранилище составило 50%, стерляди — 92%, щуки — 90%, синца — 61%, чехони — 38%, судака — 39%, леща — 16%, плотвы — 14%.

С целью выяснения объемов вылова рыбы в дальнейшем, в том числе при НПУ водохранилища 68 м, по вышеприведенным уравнениям регрессии рассчитан темп изменений вылова во временном аспекте. Снижение обще-

го вылова рыбы по отношению к предыдущему пятилетнему периоду в настоящее время относительно стабилизировалось на уровне 4–5%, стерляди — 45–50%, щуки — 24–27%, чехони и синца — 19–21%.

Полученные результаты исследований свидетельствуют о том, что выявленные зависимости вылова рыбы произошли в Волге на участке созданного Чебоксарского водохранилища, в р. Оке, сохранившей свой гидрологический режим, подобных изменений не произошло.

Результаты исследований учтены в расчетах общих запасов и возможного вылова рыбы в Чебоксарском водохранилище в рамках проекта по поднятию уровня воды до НПУ 68.0 м. Повышение уровня водохранилища приведет к значительному снижению общих запасов и возможного вылова отдельных наиболее ценных видов рыб.

ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОГО ПРИТОКА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

С.Э. Болотов, А.И. Цветков, А.В. Крылов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
152742, п. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, alhimikhmu@yandex.ru

Один из крупнейших отечественных исследователей устьев рек В.Н. Михайлов (1997 а) дает определение устьевой области (устья) реки, однако замечает: «Предлагаемое определение устьевой области (устья) реки рекомендуется применять, во-первых, ко всем рекам, а не только к крупным, а, во-вторых, к случаям впадения рек в любые приемные водоемы (кроме долинных водохранилищ)...» (с. 11). К сожалению, автор не объясняет причин, по которым места слияния рек и долинных водохранилищ не подходят под данное им определение. Все это лишь раз подтверждает крайне малую степень изученности устьев притоков водохранилищ, хотя они, безусловно, заслуживают большего внимания исследователей. Благодаря выклиниванию подпора устьевые области притоков водохранилищ имеют значительную протяженность и составляют большие по площади участки, играющие важную роль в самоочищении вод малых и средних рек и, следовательно, в формировании качества воды водохранилищ (Охапкин, Юлова, 1993; Крылов, 2005), являются местами нереста и нагула рыб (Ильина и др., 1978; Столбунов, 2007), здесь регистрируются высокие величины структурно-функциональных показателей сообществ гидробионтов (Мордухай-Болтовская, 1955; Мануйлова, 1964; Минеева, 2005; Щербина, 2007).

Цель настоящей работы — гидроэкологическое районирование устьевой области малого притока равнинного Рыбинского водохранилища и описание особенностей абиотических и биотических характеристик выделенных зон относительно граничащих систем на основании данных, полученных в течение 3–4 вегетационных периодов.

Имеющиеся сведения по гидрохимическому режиму устьевых участков некоторых притоков Рыбинского водохранилища показывают, что речные воды отличаются от водохранилищных повышенным содержанием взвешенных веществ и более высокой минерализацией (Цельмович, Отюкова, 2003). Эти различия, связанные с геохимическими процессами ионной разгрузки вод притока в принимающем водоеме, позволяют в первом приближении выделить два типа вод — более минерализованные речные и опресненные водохранилищные.

В.Н. Михайлов (1997 б) в пределах устьевых областей притоков морей по характеру смешения вод отмечает следующие районы: пресноводный, смешения вод и устьевое взморье. По аналогии с этой схемой в устьевой области притока водохранилища нами выделено три зоны: переходная притока (пресноводный район), фронтальная (район смешения вод), переходная приемника (устьевое взморье) (см. рис. 1).

Определение границ этих зон чрезвычайно затруднено, т.к. на их положении сказываются два ведущих фактора — расходы притока и уровень режим приемника, которые имеют значительные сезонные и межгодовые колебания. В данной работе мы рассматриваем положение границ этих зон, которые были характерны в среднем для вегетационных периодов 2007–2011 гг.

В качестве основного для выделения зон показателя использована электропроводность воды (q , мкСм/см), фиксируемая, наряду с температурой воды (T , °C) и содержанием кислорода (O_2 , мг/л), портативным зондом «YSI-85». Во-первых, она отражает солевой состав притока и приемника (Рохмистров, 1973), во-вторых, ее оп-

ределение отличается простотой и оперативностью. Биохимическое потребление кислорода за 5 суток (БПК₅, мгО₂/л) определяли по стандартной методике (Методика выполнения ..., 1997).

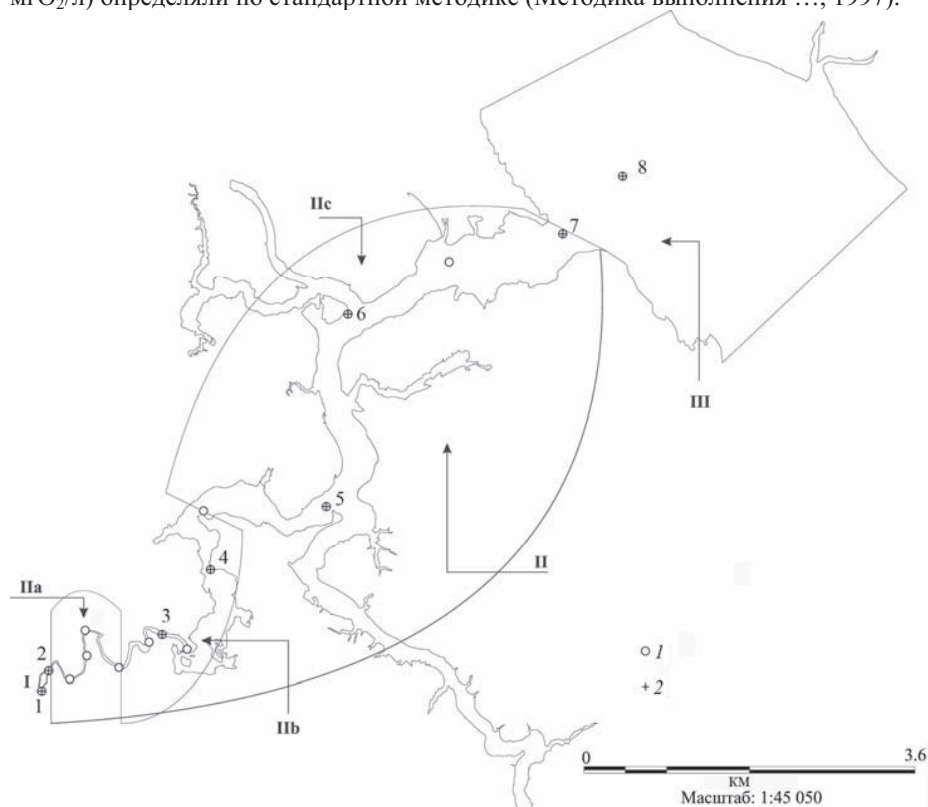


Рис. 1. Схема исследованной акватории и районирование устьевой области. I — зона свободного течения притока; II — устьевая область; III — водохранилище. Па — переходная зона притока; Пб — фронтальная зона; Пс — переходная зона приемника; III — водохранилище. 1 — станции сбора проб воды для определения абиотических параметров воды, 2 — станции сбора проб для определения структурно-функциональных показателей зоопланктона.

Сборы зоопланктона проводили 1–2 раза в месяц с мая по октябрь 2009–2010 гг. в зоне свободного течения р. Ильдь, ее устьевой области и Волжском плесе Рыбинского водохранилища. Зоопланктон собирали на медиали: на мелководных участках ведром, на глубоководных — планктоботометром объемом 5 л в столбе воды от поверхности до дна. Через газ с размером ячеек 64 мкм процеживали 10–60 л воды, пробы фиксировали 4%-ным формалином. Камеральную обработку проб проводили по стандартной методике (Методика изучения ..., 1975). Состояние зоопланктона оценивали по числу видов (S), численности (N , тыс. экз./м³), биомассе (B , г/м³), индексу Шеннона, рассчитанному по численности (HN) и биомассе (HB), индексу выровненности сообществ Пилоу (H'), индексу доминирования Бергера-Паркера (D_{B-P}), энергетическим тратам на обмен (R , ккал/(м³×сут)), рационам питания мирных форм ($C_{мирн}$, ккал/(м³×сут)) и хищников ($C_{хищн}$, ккал/(м³×сут)) и продукции (P , ккал/(м³×сут)). Расчеты ансамбля экологических параметров развития зоопланктона выполнены с применением модуля экологического анализа «FW-ZOOPLANKTON», разработанного в лаборатории экологии водных беспозвоночных ИБВВ РАН. Комплексы доминирующих видов выделяли на основе модифицированного индекса плотности d_i , характеризующего обобщенную меру обилия вида в сообществе с учетом численности и биомассы: $d_i = \ln(\sqrt{N_i B_i} + 1)$, где N_i — численность популяции i -го вида (тыс. экз./м³), а B_i — его биомасса (г/м³).

Многомерную ординацию сообществ зоопланктона в градиенте абиотических факторов среды проводили с помощью канонического анализа соответствий, а силу связи с факторами среды оценивали с помощью пермутационного теста Монте-Карло с 999 перестановками. Экологическую приуроченность видов к выделенным гидрoэкологическим участкам характеризовали на основе коэффициента индикаторных значений $IndVal$.

В среднем за исследованный период **переходная зона притока** имела протяженность ~ 1.7 км, отличалась максимальными в пределах устьевой области показателями электропроводности воды (в среднем 398.7 мкСм/см), но меньшими, чем в зоне свободного течения реки (в среднем 424.6 мкСм/см) (табл. 1). Она характеризовалась видимым стоковым течением и малыми глубинами (~ 1.5–2 м). Преобладающие формы рельефа — русловые.

Фронтальная зона характеризовалась меньшей, чем в переходной зоне притока, электропроводностью воды (в среднем 281.2 мкСм/см), средняя ее протяженность составляла ~ 3.6 км. Преобладающие формы рельефа — русловые (глубины ~ 4 м) на верхних участках и долинные (глубины ~ 4–5 м в русле и 1–2 м на затопленной пойме) на нижних. Русло тяготеет к правому берегу.

Исторически р. Ильдь была притоком р. Сутка, которая затем впадала в р. Волгу. Однако, после зарегулирования Волги и создания Рыбинского водохранилища место исторического впадения р. Ильдь в р. Сутка даже при минимальном уровне приемника в течение вегетационного периода находится в подпоре. В результате этого, различий по электропроводности воды между участками рек Ильдь и Сутка, как минимум в 100–200 м выше места их исторического слияния, не обнаруживается. Следовательно, водная масса, расположенная выше и ниже места их исторического слияния, — единая часть зоны выклинивания подпора речных вод. Значимые отличия электропроводности воды (в среднем 229.2 мкСм/см) относительно данных, полученных во фронтальной

зоне устьевой области с одной стороны, и в водохранилище – с другой (192.2 мкСм/см), позволили определить ее как **переходную зону приемника**. Ее верхнюю границу определяли по 10% содержанию водохранилища. Нижней границей считали изобату, оконтуривающую рельеф зоны обмеления прибрежной полосы водоема под влиянием выносов реки, и совпадающую с 90% содержанием водохранилища (по электропроводности). Средняя протяженность этой зоны составляла ~ 6.6 км, преобладающий рельеф — долинный, максимальные глубины в русле — 12 м, на пойме — 3–4 м.

Таблица 1. Средние показатели абиотических параметров воды исследованных зон устьевой области и граничащих водных объектов*

Сезон	Зона	q , мкСм/см			T , °C			БПК ₅ , мг О ₂ /л		
		2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011
Весна	I	346.0	320.8	403.3	8.7	18.3	18.0	1.8	1.7	—
	IIa	304.2	301.2	418.8	11.1	18.8	18.3	2.0	1.9	—
	IIb	269.5	251.6	259.1	10.1	18.8	16.6	2.6	1.9	—
	IIc	230.5	193.5	175.9	9.7	16.5	16.2	2.9	3.1	—
	III	186.8	167.3	155.1	12.5	14.0	15.2	2.0	1.7	—
Лето-I*	I	448.5	280.4	519.4	17.1	16.9	21.5	0.8	1.2	—
	IIa	416.6	263.7	514.4	18.0	17.5	23.0	1.2	2.0	—
	IIb	269.5	230.1	278.8	19.8	18.0	18.9	3.8	3.1	—
	IIc	223.3	208.5	186.5	19.1	15.4	18.4	1.8	2.4	—
	III	187.8	172.1	166.7	19.4	15.2	16.9	1.6	1.3	—
Лето-II**	I	472.2	434.7	534.9	17.1	21.1	21.0	0.9	0.7	—
	IIa	464.3	353.6	537.4	17.7	23.1	24.5	0.8	2.2	—
	IIb	294.4	225.4	347.0	20.8	25.3	25.9	4.0	6.9	—
	IIc	244.9	206.1	—	20.4	24.2	28.2	1.6	4.5	—
	III	174.7	180.9	—	20.9	23.1	25.5	0.9	2.4	—
Осень	I	546.6	547.5	524.8	11.9	8.2	9.6	0.8	2.9	—
	IIa	542.9	542.8	534.3	15.0	11.2	9.3	0.6	—	—
	IIb	391.0	318.3	386.4	14.2	16.5	11.9	2.3	3.7	—
	IIc	286.8	239.8	283.3	14.9	16.5	13.0	0.9	2.3	—
	III	238.8	229.1	188.9	13.6	14.5	13.5	0.9	1.3	—

Примечание. Здесь и в таб. 3: * — первая половина лета; ** — вторая половина лета.

Весной, после вскрытия и освобождения верховьев реки ото льда, наибольшая температура воды устанавливается в переходной зоне притока (11.1–18.8 °C) и зоне свободного течения реки (8.7–18.3 °C). В этот период максимальные величины БПК₅ (2.9–3.1 мг О₂/л), наблюдали в переходной зоне приемника, где, по-видимому, происходит утилизация накопленной в зимний период органики. Летом более высокой прогреваемостью характеризуется, как правило, фронтальная зона (до 18.0–25.9 °C), в которой содержание лабильного органического вещества в 1.5–4.0 раза выше по сравнению с другими зонами устьевой области и в 1.5–10.0 раз выше по сравнению с рекой и водохранилищем. Осенью более высокое БПК₅ также наблюдали во фронтальной зоне, меньшее — в реке и глубоководном участке водохранилища, что вероятно связано с сокращением аллогенного поступления органических веществ с водосбора и снижением скорости течения.

Таким образом, в среднем за вегетационный период достоверно большее БПК₅ по сравнению с рекой и водохранилищем зафиксировано в устьевой области. При этом достоверно более высокие значения БПК₅ отмечаются во фронтальной зоне.

Зоопланктон р. Ильдь сложен весьма разнообразным таксономическим составом, включающим в себя > 220 видов и внутривидовых форм. За период изучения в 2009–2011 гг. зарегистрировано 188 таксонов в ранге вида, из которых Rotifera — 113 (60.1%), Cladocera — 50 (26.6%) и Copepoda — 25 (13.3%) видов и внутривидовых форм.

Минимальное число видов зоопланктона, обнаруженных в среднем за одну съемку, устойчиво регистрируется в проточном участке реки, максимальное — в ее устьевой области (табл. 2). При этом в 2009 г. наибольшее удельное видовое богатство отмечалось во фронтальной (25 видов), а в 2010–2011 гг. — переходной зоне приемника (в среднем 33–42).

В целом, за вегетационный период 2009–2011 гг. минимальное количество видов отмечается в проточном участке реки — от 47 до 86 видов (табл. 2). Наибольшее видовое богатство зоопланктона неизменно формируется в устьевой области реки: в 2009 и 2010 гг. во фронтальной (соответственно 90 и 95 видов), а в 2011 г. — переходной зоне приемника (91). Зоопланктон водохранилища представлен сравнительно стабильным видовым составом, включающим в разные годы от 52 до 57 видов.

В зоне свободного течения наиболее часто встречается *Euchlanis dilatata* Ehrenberg (P=75%), реже (50–58%) — *Bdelloida* ssp., *Testudinella patina* (Hermann), *Trichotria pocillum* (O.F. Müller) и копепоиды Cyclopoida. Высокой встречаемостью (P=75–100%) в переходной зоне притока характеризуются коловратки *Bdelloida* ssp., *E. dilatata* Ehrenberg, *Lecane lunaris* (Ehrenberg), *Testudinella patina* (Hermann), *Trichotria pocillum* (O.F. Müller), а также ракообразные *Thermocyclops oithonoides* (Sars) и *Bosmina longirostris* (O.F. Müller), *Ceriodaphnia pulchella* Sars, *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller), являющиеся индикаторами мезо-эвтрофных вод. В зоопланктоне фрон-

тальной зоны наиболее часто (P=80–95%) встречаются *Trichocerca capucina* (Wierzejski & Zacharias), *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin), *Bosmina coregoni* Baird, *Mesocyclops leucarti* (Claus), *Thermocyclops oithonoides*; высока встречаемость (>70%) видов-индикаторов мезоэвтрофных вод: *Filinia longiseta* (Ehrenberg), *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. quadrata* (O.F. Müller), *Polyarthra euryptera* (Wierzejski), *Pompholyx sulcata* (Hudson), *Bosmina longirostris* и *Daphnia cucullata* Sars.

К наиболее часто встречающимся (P=75–100%) видам зоопланктона переходной зоны приемника относятся *Polyarthra major* Burckhardt, *Bosmina coregoni*, *Mesocyclops leucarti* (Claus), *Thermocyclops oithonoides*, а также характерные для мезоэвтрофных вод *Brachionus angularis* Gosse, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* и *Thermocyclops crassus* (Fischer). В зоопланктоне водохранилища высокой встречаемостью (P=70–90%) отличаются *Polyarthra major*, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *S. tremula* (O.F. Müller), *Bosmina coregoni*, *Mesocyclops leucarti*, *Thermocyclops oithonoides* и индикаторы мезоэвтрофных вод *Keratella quadrata*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*. Таким образом, в устьевой области реки происходит увеличение встречаемости видов-индикаторов процесса эвтрофирования вод.

К видам, характерным для зоны свободного течения притока, относятся *Acroperus harpae* (Baird) ($IndVal = 76.0$, $p < 0.05$) и *Lindia torulosa* Dujardin (40). К переходной зоне притока приурочены коловратки *Lecane luna* (O.F. Müller) ($IndVal = 74.7$), *Testudinella patina* (Hermann) (64.2), *Bdelloidea* (62.2). К фронтальной зоне тяготеют коловратки *Polyarthra euryptera* ($IndVal = 68.5$), *Brachionus diversicornis* (Daday) (61.9), ракообразные *Leptodora kindtii* (Focke) (55.8), *Acanthocyclops americanus* (Marsh) (50.4) и *Diaphanosoma orghidani* Negrea (46.8). К собственным переходной зоны приемника видам зоопланктона относятся *Daphnia galeata* Sars ($IndVal = 55.4$), *Bosmina coregoni* (47.1), *Trichocerca (D.) tenuior* (Gosse) (45.4), *Daphnia cucullata* (43.9), *Trichocerca cylindrica* (Imhof) (43.9), *Conochilus unicornis* Roussellet (42.4). Виды *Bosmina longirostris* ($IndVal = 52.8$) и *Synchaeta tremula* (45) приурочены к водохранилищу.

Максимальная численность планктонных животных в целом за вегетационный период и в каждую дату наблюдений устойчиво отмечается в устьевой области реки (табл. 2). Экстремумы численности (от 0.6 до 1.5 млн. экз./м³) формируются, как правило, во фронтальной зоне, но иногда (весной) регистрируются в переходной зоне притока. В среднем за вегетационный период во фронтальной зоне численность зоопланктона достоверно выше, чем в реке (в 70–825 раз) и в водохранилище (1.9–142 раза). При этом количество зоопланктона во фронтальной зоне значимо больше в 1.5–4 раза, чем в переходной зоне притока и приемника.

Наибольшая биомасса зоопланктона в течение вегетационного периода наблюдается как правило во фронтальной зоне, реже в переходной зоне приемника, единожды — в переходной зоне притока (табл. 3) с максимальными средними значениями 4.5–9.3 г/м³. Это превышает биомассу зоопланктона проточного участка реки в 155–1150 раз, а водохранилища — в 1.1–137 раз. В целом, биомасса сообщества фронтальной зоны выше, чем в переходной зоне притока (в 7.6–440 раз) и приемника (1.5–5 раз).

Результаты многомерного метрического шкалирования сообществ по структуре обилий видов (d_i) показывают, что зоопланктоценозы выделенных зон устьевой области значимо различаются как между собой, так и в сравнении с граничными системами реки и водохранилища.

В зоне свободного течения притока в среднем за вегетационный период доминируют *Euchlanis dilatata* ($d_i=1.2$), *Trichotria pocillum* (0.3) и *Synchaeta tremula* (0.2). Доминантный комплекс зоопланктона переходной зоны притока включает *Bosmina longirostris* ($d_i=5.4$), копепоидов Cyclopoida (4.9), *Filinia longiseta* (4.2), *Thermocyclops oithonoides* (4.2), *T. crassus* (4.0); фронтальной зоны — *Asplanchna priodonta* Gosse (5.6), науплиусов и копепоидов Cyclopoida (соответственно 4.6 и 4.9), *Daphnia cucullata* (4.7); переходной зоны приемника — *A. priodonta* (4.9), *D. cucullata* (4.6), науплиусов и копепоидов Cyclopoida (соответственно 4.3 и 4.0). В водохранилище доминируют науплиусы Cyclopoida ($d_i=3.5$), *Chydorus sphaericus* (3.5), *Daphnia cucullata* (3.4), *Synchaeta tremula* (2.9) и *Bosmina longirostris* (2.8).

В среднем за вегетационные периоды 2009–2011 гг. наибольшее суммарное обилие видов-индикаторов мезо-эвтрофных вод отмечается во фронтальной ($d_{M-E} = 43.9$) и переходной зоне приемника ($d_{M-E} = 36.8$), меньшее в водохранилище и переходной зоне притока ($d_{M-E} = 20.2$ и 16.9 соответственно), минимальное — в зоне свободного течения притока ($d_{M-E} = 0.5$).

В сезонном аспекте максимальное удельное видовое богатство, количественное обилие и значения продукционно-энергетических параметров зоопланктона наблюдаются в устьевой области притока: весной и второй половине лета во фронтальной, первой половине лета в переходной зоне притока, а осенью — переходной приемника (табл. 3).

Анализ влияния экологических факторов среды показал, что структурная специфика зоопланктона выделенных зон определяется главным образом уровнем их гидрогеоморфологической устойчивости, характеризующей числом Фруда ($\lambda A = 0.26$, $p = 0.002$, $F = 4.63$); в меньшей степени связана с величиной насыщения воды

Таблица 2. Основные показатели развития зоопланктона устьевой области и граничащих водных объектов в среднем за вегетационные периоды 2009–2011 гг.

Показатель	Год	Тип участка				
		I	IIA	IIB	IIC	III
S	2009	16	—	25	23	21
	2010	11	—	32	33	24
	2011	16	23	38	42	31
N	2009	2.1	—	634.4	305.1	39.4
	2010	1.4	—	591.9	470.5	190.6
	2011	9.1	496.9	1554.1	741.1	232.0
B	2009	0.01	—	2.6	1.3	0.4
	2010	0.004	—	2.0	2.1	1.3
	2011	0.02	1.1	5.0	3.2	0.7

кислородом ($\lambda A = 0.12$, $p = 0.002$, $F = 2.17$), электропроводностью воды ($\lambda A = 0.11$, $p = 0.002$, $F = 2.00$) и уровнем сапробности ($\lambda A = 0.10$, $p = 0.004$, $F = 1.87$). Статистически значимого влияния на сообщества зоопланктона на типа участка, глубины, прозрачности и температуры воды не выявлено.

Таблица 3. Сезонная динамика экологических параметров сообществ зоопланктона выделенных гидроэкологических зон в 2011 г.

Сезон	Зона	<i>S</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>HN</i>	<i>HB</i>	<i>H'</i>	<i>D_{B-P}</i>	<i>R</i>	<i>C_{мирн}</i>	<i>C_{хищн}</i>	<i>P</i>
Весна	I	15	27.0	0.04	1.20	1.06	0.39	0.63	0.007	0.020	0	0.005
	IIa	21	1114.3	1.4	2.08	2.10	0.69	0.33	0.4	0.9	0.02	0.2
	IIb	41	1912.2	10.9	2.34	1.17	0.32	0.21	1.2	1.3	1.6	0.03
	IIc	48	1089.7	7.2	2.35	0.99	0.26	0.29	0.7	0.6	1.1	-0.02
	III	41	349.7	1.4	2.80	2.27	0.61	0.15	0.2	0.3	0.1	0.03
Лето-I*	I	19	2.8	0.01	2.25	1.53	0.52	0.26	0.002	0.004	0.001	0.0005
	IIa	25	863.7	3.1	1.52	1.43	0.45	0.47	1.2	2.7	0.1	0.4
	IIb	38	963.1	2.7	2.50	2.31	0.64	0.12	1.1	2.4	0.2	0.4
	IIc	35	518.6	2.0	2.51	2.28	0.64	0.18	0.8	1.7	0.2	0.3
	III	27	239.2	0.7	2.20	2.18	0.66	0.16	0.2	0.6	0.02	0.1
Лето-II**	I	18	3.4	0.004	1.89	2.19	0.76	0.53	0.001	0.001	0	0.0003
	IIa	28	7.5	0.01	2.66	2.57	0.77	0.18	0.001	0.003	0.0002	0.0006
	IIb	40	2820.6	5.5	2.61	2.12	0.58	0.22	1.1	1.9	0.9	0.3
	IIc	45	861.4	2.0	2.80	2.35	0.62	0.15	0.4	0.9	0.1	0.2
	III	36	261.9	0.4	2.56	2.57	0.72	0.23	0.1	0.2	0.01	0.05
Осень	I	13	3.1	0.01	1.96	1.43	0.56	0.45	0.0009	0.002	0.0001	0.0003
	IIa	16	2.0	0.002	2.31	2.06	0.74	0.29	0.0002	0.0007	0	0.0002
	IIb	34	520.8	1.0	2.12	2.12	0.60	0.33	0.1	0.2	0.1	0.02
	IIc	38	494.6	1.5	2.64	2.50	0.69	0.20	0.2	0.3	0.1	0.1
	III	21	77.3	0.2	1.97	1.53	0.50	0.45	0.03	0.1	0.003	0.01

На основании изложенного можно заключить, что выделенные нами гидроэкологические зоны устьевой области притока водохранилища отличаются своеобразием гидрологического режима, которое создает многообразие условий обитания и обилие экологических ниш, реализация которых придает зоопланктону этих зон четко выраженную качественную и количественную биоценотическую специфику.

Исследования проведены при поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», Подпрограмма «Биоразнообразие: состояние и динамика».

Список литературы

- Ильина Л.К., Гордеев Н.А., Стрижникова Л.Н. Роль притоков Рыбинского водохранилища в размножении фитофильных рыб и особенности нерестилищ в маловодные годы // Фауна беспозвоночных и условия воспроизводства рыб в прибрежной зоне Верхне-Волжских водохранилищ / Тр. ИБВВ АН СССР. Вып. 39 (42). Рыбинск, 1978. С. 124–135.
- Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. М.: Наука, 2005. 263 с.
- Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки фауны СССР. М.-Л.: Наука, 1964. 327 с.
- Методика выполнения измерений биохимической потребности в кислороде после n-дней инкубации (БПК_{полн.}) в поверхностных пресных, подземных (грунтовых), питьевых, сточных и очищенных сточных водах. ПНД Ф 14.1:2:3:4.123–97. М., 1997. 25 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Минеева Н.М. Продукционно-деструкционные процессы в притоках Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2007. № 1. С. 46–54.
- Михайлов В.Н. Устья рек России и сопредельных стран: прошлое, настоящее и будущее. М.: ГЕОС, 1997 а. 413 с.
- Михайлов В.Н. Гидрологические процессы в устьях рек. М.: ГЕОС, 1997 б. 176 с.
- Мордухай-Болтовская Э.Д. Материалы по распределению и сезонной динамике зоопланктона Рыбинского водохранилища // Тр. биол. ст. «Борок» АН СССР. Вып. 2. Л.: Изд-во АН СССР, 1955. С. 108–124.
- Охапкин О.Г., Юлова Г.А. Анализ динамических взаимодействий водохранилища и эвтрофированного притока по показателям видовой структуры фитопланктона // Экологические проблемы бассейнов крупных рек. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1993. С. 112–113.
- Рохмистров В.Л. Гидрологическая характеристика р. Солоницы в зоне подпора // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л.: Наука, 1973. № 23. С. 57–59.
- Столбунов И.А. Особенности распределения молоди рыб в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2007. № 4. С. 55–61.
- Цельмович О.Л., Отюкова Н.Г. Гидрохимическая характеристика р. Ильдь // Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М.: Наука, 2003. С. 51–60.
- Щербина Г.Х. Структура макрозообентоса устьевых участков некоторых притоков Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2005. № 4. С. 50–58.

ИНFUЗИИИ ПЛАНКТОНА РАЗНЫХ ЭКОТОПОВ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ВОДОХРАНИЛИЩ КАМСКОГО КАСКАДА

С.В. Быкова, В.В. Жариков

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, ул. Комзина, 10, svbykova@rambler.ru

Река Кама — самый крупный и многоводный левый приток р. Волги. Как и Волга, она зарегулирована: на ней создано 3 различных по характеристикам (табл. 1) водохранилища, которые вместе с камской ветвью Куйбышевского водохранилища (до слияния с Волгой) образуют камский каскад, входящий в состав более сложного Волжско-Камского каскада.

Таблица 1. Основные морфометрические характеристики водохранилищ Камского каскада (по: Гос. водный кадастр ..., 1985; Эдельштейн, 1998; Куйбышевское водохранилище ..., 2008)

Водохранилище	Год заполнения	НПУ	V	S	H _м	H _{ср}	L	K _в	Площадь мелководий, %
Камское	1954-1956	108.5	12.2	1915	30	6.4	300	4.2	19.4
Воткинское	1961-1964	89.0	9.4	1120	28	8.8	365	5.7	11.3
Нижнекамское	1978	62.0	2.8	1000	14	2.8	270	6.6	49.8
Куйбышевское: <i>Камская ветвь</i>	-	-	2.209	539	-	-	200	-	-
<i>Камский плес</i>	-	-	8.676	1358	-	-	65	-	-
<i>Волго-камский плес в целом</i>	1955-1957	53.0	57.3	5900	41.0	9.7	510	4.2	16.8

Обозначения: НПУ — нормальный подпорный уровень; V — объем, км³; S — площадь, км²; H_м — максимальная глубина, м; H_{ср} — средняя глубина, м; L — длина, км и K_в — коэффициент водообмена; «-» — отсутствие данных.

Поскольку Кама в месте слияния с Волгой довольно полноводна, то и роль ее вод в привнесении разнообразия биоты неоспорима. Но если исследования свободноживущих инфузорий в верхневолжских (Рыбинское), средневолжских (Куйбышевское) и нижневолжских (Саратовское и Волгоградское) водохранилищах и прилегающих водораздельных водоемах проводились (Петрова и др., 1976; Мамаева, 1979; Мыльникова, 1990а, Жариков, 1996, 1999; Ротарь, 1995; Быкова, 2005), то данные по инфузориям камского каскада либо отсутствуют вообще, либо единичны, либо не опубликованы. Первые данные по инфузориям Нижнекамского и Воткинского водохранилищ получены З.М. Мыльниковой (1990б) в августе 1987; в 2004 г. В.В. Жариков (неопубликованные данные) проводил исследование инфузорий, начиная с р. Камы, во всех водохранилищах Камского каскада, включая Камское.

Цель данной работы — по данным, полученным нами по всему камскому каскаду в 2009 г., получить представление о современном разнообразии свободноживущих инфузорий водоемов Камского бассейна и, в частности камских водохранилищ, с целью дальнейшей оценки вклада в биоразнообразие инфузорий Волги в целом; выявить особенности трансформации сообществ инфузорий разных экотопов прибрежной зоны по каскаду водохранилищ.

Вся литораль, включая ту ее часть, где развиваются макрофиты (фиталь), является переходной зоной и традиционно характеризуется повышением видового богатства и количественного развития в сравнении с пелагиалью. Именно литораль является буферной зоной, своеобразным «приемником», куда в первую очередь поступают виды со стоками с прилегающих заболоченных территорий и малых рек Камского бассейна. Поэтому неслучайно исследования проводили, за небольшим исключением, в мелководной части водохранилищ.

Район исследования. Подробное описание химического состава воды и трофического статуса на станциях наблюдения приведено в работе М.В. Уманской с соавторами (2010). В период отбора проб в прибрежной части всех исследованных водохранилищ наблюдались практически полная гомотермия и аэробные условия на всех станциях. Активная реакция среды на всех станциях (за небольшим исключением, ст. Висим) была слабощелочной и щелочной либо приближалась к нейтральной. Цветность воды в целом снижалась от верховий Камского водохранилища вниз по каскаду; прозрачность, напротив, увеличивалась. По уровню минерализации вода в камских водохранилищах относится преимущественно к средне- и умеренно пресным водам. Преобладающий тип минерализации в Воткинском, Нижнекамском и Куйбышевском водохранилищах — кальций-гидрокарбонатный. В Камском водохранилище отмечена смена типов минерализации, связанная с влиянием водных масс притоков и болот, береговых выходов гипсов (сульфатный тип), месторождения калийных солей (хлоридно-кальциевый тип с повышенным содержанием натрия) и т.д. Наибольшей продуктивностью характеризуются станции Воткинского водохранилища (эвтрофный и высокоэвтрофный уровень) (Уманская и др., 2010).

Материалы и методы. Исследования проводили в конце июля 2009 г., начиная с речной части Камы у п. Чепец до ее устья. Для изучения горизонтального распределения инфузорий по водохранилищам использовали интегральные пробы. Для сравнения инфузорий планктона в открытой (без зарослей) части мелководья (далее — просто «литораль») и в сообществах, формируемых разными макрофитами, использовали пробы, отобранные из приповерхностных слоев воды (с глубины 0.3–0.5 м). Пробы отбирали и обрабатывали стандартными гидробиологическими и протозоологическими методами (Жариков, 1996). В процессе анализа материала использованы коэффициенты Шеннона (Hn), Симпсона, Пиелу. Все индексы рассчитывали по численности и

биомассе. В случае, когда закономерности изменения индексов совпадали, в таблице приводились коэффициенты лишь по численности. Представленные данные предварительные, поскольку проводились по результатам единичного отбора проб, без учета сезонной динамики; исследования будут продолжены.

Результаты и их обсуждение. Особенности горизонтального распределения инфузорий в открытой литорали по каскаду водохранилищ. Всего в открытой литорали выявлено 102 вида инфузорий (14.7% из них с частотой встречаемости более 50%): в Камском водохранилище — 58 видов, в Воткинском — 63, в Нижне-Камском — 65 и в камской ветви Куйбышевского водохранилища — 43 вида. Сходство видового состава инфузорий отдельных станций невелико и увеличивается лишь у границы 2-х соседних водохранилищ, в районе плотин. Наибольшим сходством отличается фауна инфузорий Воткинского и Нижне-Камского водохранилища (70%). Выявлена тенденция «ступенчатого» (дискретного) изменения показателей видового разнообразия и количественного развития сообщества инфузорий от водохранилища к водохранилищу, в направлении, противоположном общему направлению изменения данных показателей (средних) в целом по каскаду. Так, интегральные индексы разнообразия Шеннона (Hn) и выровненности Пielу (E) увеличиваются с высокой достоверностью тренда сверху вниз по каскаду (табл. 2), в то время как в пределах отдельно взятого водохранилища они в этом направлении (до плотины) уменьшаются.

Таблица 2. Средние по водохранилищам параметры развития сообщества инфузорий планктона (интегральные пробы)

Параметры	Камское	Воткинское	Нижнекамское	Камская ветвь Куйбышевского
Число станций	6	6	7	4
Численность, тыс. экз/м ³	911.9	2686.8	1947.9	240.1
Биомасса, мг/м ³	29.62	121.44	46.05	8.48
Общее число видов	58	63	65	43
Удельное число видов	23	30	25	17
Индекс Шеннона (по численности)	3.47	3.93	4.20	4.63
Индекс Шеннона (по биомассе)	3.25	3.73	4.36	4.13
Индекс доминирования Симпсона	0.20	0.15	0.09	0.06
Индекс разнообразия Симпсона	0.79	0.84	0.90	0.94
Индекс выровненности Пielу	0.59	0.65	0.69	0.85

Максимальные показатели численности и биомассы зарегистрированы в водохранилище с наибольшей трофностью — Воткинском. В целом для численности и биомассы характерна тенденция снижения сверху вниз по течению средних показателей по водохранилищам, и повышения внутри самих водохранилищ перед плотинами (за исключением камской ветки Куйбышевского водохранилища, что вероятно, связано с влиянием зоны смешения волжской и камской вод).

Уровень доминирования увеличивается (индекс доминирования увеличивается, а индекс выровненности уменьшается) от нижних водохранилищ к верхним (табл. 2), и достигает максимума в Камском водохранилище (на долю 2-х первых доминантов приходится 56% от общей численности, в то время как в Куйбышевском водохранилище — 22%).

Изменение видовой структуры проявляется ярче на уровне субдоминантов, но, тем не менее, в самом верхнем (Камском) и самом нижнем (Камской ветке Куйбышевского) водохранилищах — разные доминанты (*Codonella cratera* (Leidy, 1887), *Rimostrobilum humile* (Penard, 1922) и *Tintinnopsis cylindrata* Kof. & Cam., 1892, *Balanion planctonicum* Foissner et al., 1994, соответственно). В трофической структуре сообщества инфузорий в камском водохранилище преобладают бактерио-детритофаги, в остальных — неселективные всеяды; при этом сверху вниз по каскаду увеличивается вклад миксотрофов и хищников, возможно обусловленное снижением цветности и содержания взвешенного вещества.

Варианты сообществ инфузорий планктона открытой литорали и в сообществах высшей водной растительности в разных камских водохранилищах представлены в табл. 3 и 4.

Таблица 3. Характеристика сообществ инфузорий планктона открытой литорали и в ассоциациях высшей водной растительности (поверхностные пробы)

Водохр	Станция	Экотоп	N	B	n	Hn	Hb	En	Eb	W
Камское	Полазна	литораль	1142	32.69	14	1.19	1.55	0.31	0.41	0.028633
		рогоз	657	40.24	21	3.12	2.19	0.71	0.50	0.061281
		горец	2000	84.30	9	2.29	1.65	0.72	0.52	0.042153
		сусак	518	12.81	16	3.32	2.65	0.83	0.66	0.024717
Воткинское	Чайковский, верхний бьеф	литораль	7488	143.35	37	2.30	3.45	0.44	0.66	0.019144
		рдест пронзенно-лиственный	2313	44.12	27	3.14	3.76	0.66	0.79	0.019074
Нижнекамское	Чайковский, нижний бьеф	литораль	2429	36.87	27	3.18	3.76	0.67	0.79	0.015182
		болотница	442	19.84	34	4.22	3.21	0.83	0.63	0.044859
	Мензелинск	литораль	4901	67.16	19	2.85	3.56	0.67	0.84	0.013704
		роголистник	5313	73.26	27	2.83	3.41	0.59	0.72	0.013789
		рдест пронзенно-лиственный	5627	81.20	35	2.91	3.85	0.57	0.75	0.014431

Водохр	Станция	Экотоп	N	B	n	Hn	Hb	En	Eb	W
Камская ветвь Куйбышевского	Биюрган	литораль	3214	66.26	17	2.39	2.40	0.59	0.59	0.020616
		роголистник	2696	35.25	27	2.86	3.30	0.60	0.69	0.013073
	Красный Бор	литораль	1247	28.21	31	3.51	3.50	0.71	0.71	0.022615
		рдест пронзенно-листный	604	16.83	26	4.02	3.39	0.86	0.72	0.027875
		литораль	2934	205.42	22	2.65	2.49	0.59	0.56	0.070021
	Икское Устье	рдест тонколистный	1848	59.95	32	3.72	3.21	0.74	0.64	0.032442
		рдест пронзенно-листный	1287	65.79	25	2.59	2.37	0.56	0.51	0.051116
		литораль	868	21.43	17	2.38	1.99	0.58	0.49	0.024694
	Вятское	кубышка	762	31.49	22	2.88	1.62	0.65	0.36	0.041310
	Саралы	пелагиаль 1	86	1.23	10	2.86	2.84	0.86	0.85	0.014323
		пелагиаль 2	92	1.38	9	2.21	1.81	0.70	0.57	0.014918
		литораль 1	581	15.94	26	4.00	3.83	0.85	0.81	0.027442
		литораль 2	221	4.79	17	3.56	3.21	0.87	0.79	0.021663
		тростник	353	9.20	24	3.45	3.05	0.75	0.67	0.026046
		рогоз	343	4.20	20	2.61	2.97	0.60	0.69	0.012239
		камыш	832	13.96	24	2.63	3.57	0.57	0.78	0.016782

Обозначения. N — численность, тыс. экз./м³; B — биомасса, мг/м³ для инфузорий; n — количество видов, Hn и Hb — индекс Шеннона (по численности и биомассе); En и Eb — индекс выровненности сообщества (Пиелу), W — средний вес особи в сообществе, мг/м³ × 10⁻³.

Таблица 4. Средние параметры (± доверительный интервал) развития сообществ инфузорий планктона разных экотопов в ряду водохранилищ Камского каскада

Водохранилище	Экотоп	Кол-во проб	N, тыс. экз./м ³	B, мг/м ³	n	Hn, бит/экз.	En	W, мг/м ³ × 10 ⁻³
Камское	открытая литораль	1	1142	32.7	14	1.19	0.31	0.029
	фиталь	3	1058±926	45.8±40.8	15±7	2.91±0.62	0.75±0.074	0.043±0.021
Воткинское	открытая литораль	1	7488	143.3	37	2.304	0.44	0.019
	фиталь	1	2313	44.1	27	3.138	0.66	0.019
Нижнекамское	открытая литораль	6	2599±1167	70.9±54.9	22±5	2.83±0.36	0.64±0.04	0.028±0.017
	фиталь	8	2322±1440	47.9±17.4	29±3	3.25±0.43	0.67±0.08	0.030±0.010
Куйбышевское (Камская ветвь)	пелагиаль	2	89±7	1.3±0.2	10±1	2.53±0.64	0.78±0.16	0.015±0.0006
	литораль	2	401±353	10.4±10.9	22±9	3.78±0.43	0.86±0.02	0.025±0.006
	фиталь	3	509±316	9.1±5.5	23±3	2.90±0.54	0.64±0.11	0.018±0.008

Наибольшим различием доминантов характеризовались сообщества инфузорий, развивающиеся в планктоне среди разных макрофитов мелководного Нижнекамского водохранилища. К редким (некоторые отмечаются впервые для водоемов Волжско-Камского каскада) можно отнести *Leptopharynx costatus* Mermod, 1914; *Acineta flava* Kellicott, 1885; *Tintinnidium ephemeridium* Hillard, 1968; *Membranicola tamari* Foissner et al., 1999; *Zosterodasys* sp., *Staurophrya elegans* Zacharias, 1893; *Nassulopsis elegans* (Ehrb., 1833), *Pelagovorticella mayeri* (Faure-Fr., 1920), *Pseudohaplocaulus infravacuolatus* Foissner & Brozek, 1996; *Cristigera pleuronemoides* Roux, 1901; *Sphaerophrya* sp.; *Rhabdoaskenasia minima* Krainer & Foissner, 1990; *Chilodontopsis vorax* (Stokes, 1887).

Заключение. Тенденции изменения основных характеристик сообществ инфузорий в планктоне открытой литорали и зарослей высшей водной растительности прибрежной части водохранилищ Камского каскада в целом совпадают. Однако дискретность их изменения по каскаду водохранилищ в условиях гидротехнического зарегулирования Камы четко прослеживается только в открытой части литорали; выявить же (или опровергнуть) аналогичный тренд для «зарослевых» сообществ на данный момент не представляется возможным из-за отсутствия подобных рядов данных вдоль оси каждого водохранилища.

Список литературы

- Быкова С.В. Фауна и экология инфузорий малых водоемов Самарской Луки и Саратовского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2005. 19 с.
- Государственный водный кадастр. Разд. 1. Поверхностные воды. Сер. 3. Многолетние данные. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Ч. 2. Озера и водохранилища. Т. 1. РСФСР. Вып. 24. Бассейны рек Волги (среднее и нижнее течение) и Урала. Л., 1985. 517 с.
- Жариков В.В. Кадастр свободноживущих инфузорий водохранилищ Волги. Тольятти, 1996. 76 с.
- Жариков В.В. Свободноживущие инфузории Волги: состав, динамика и пространственно-временное распределение в условиях полного гидротехнического зарегулирования реки: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. СПб, 1999. 45 с.

Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) / Отв. Ред. Г.С. Розенберг, Л.А. Выхристюк. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.

Мамаева Н.В. Инфузории бассейна р. Волги. Л.: Наука, 1979. 150 с.

Мыльникова З.М. Планктонные инфузории Волжских водохранилищ // Биология внутр. вод. Информ. бюл. Л., Наука. 1990а. № 85. С. 41–44.

Мыльникова З.М. Планктонные инфузории камских водохранилищ // Биология внутр. вод. Информ. бюл. Л., Наука. 1990б. № 86. С. 38–41.

Петрова М.А., Смирнова Т.П., Агеева Т.А., Халтурина Г.В. Планктонные инфузории в двух озерах Горьковской области // Гидроб. ж. 1976. Т. XII. Вып. 2. С. 31–36.

Ротарь Ю.М. Планктонные инфузории Куйбышевского водохранилища: Дис. ... канд. биол. наук. СПб., 1995. 161 с.

Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.

ЛЮБИТЕЛЬСКОЕ РЫБОЛОВСТВО В НИЖЕГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ

В.В. Вандышева, А.Е. Минин, Д.И. Постнов

Нижегородская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ»

603116, г. Нижний Новгород, Московское шоссе, 31, gosniorh@list.ru

Любительское рыболовство является важным фактором, влияющим на состояние рыбных запасов внутренних водоемов, к тому же это один из самых массовых видов отдыха населения. Число рыболовов-любителей велико и возникает необходимость в его научной организации, учете вылова рыбы любителями и влияния объема вылова на состояние запасов промысловых рыб.

Горьковское и Чебоксарское водохранилища и р. Ока — основные водоемы Нижегородской области, подвержены наибольшему прессу со стороны любительского рыболовства. Ранее в Нижегородской области по данным общества охотников и рыболовов насчитывалось 40000 рыболовов-любителей, а неорганизованных рыболовов было еще больше. Ими осваиваются все водоемы области — реки, озера, пруды, водохранилища. По предварительным данным только Горьковское водохранилище в пределах области ежегодно посещает 37000 рыболовов. Здесь ими вылавливается в отдельные годы 87–96 т рыбы, что в 2–2.7 раза превышает добычу рыбы промысловыми организациями.

Лов рыбы осуществляется различными орудиями, в том числе: удочками, в т.ч. с прикормом; подпусками, переметами, спиннингом, на блесну, мормышку. В последнее время получил развитие лов рыбы на «тюльку». Если в прошлом рыболовами-любителями вылавливалась в основном малоценная рыба — плотва, окунь, ерш, то в настоящее время вылавливается значительное количество наиболее ценных в промысловом отношении видов, таких как судак, щука, сом. В р. Ока в летний период в массе вылавливается лещ. Любительский лов рыбы в настоящее время производится масштабно и практически бесконтрольно, без компенсации на воспроизводство и проведение рыбоводно-мелиоративных работ.

В соответствии с решением Рыбохозяйственного совета Нижегородской области, в рамках реализации Плана мероприятий, направленных на совершенствование охраны водных биологических ресурсов, организации и регулирования рыболовства в Нижегородской области (утвержденного Распоряжением Правительства Нижегородской области от 02.03.2011 № 283 Р), для определения реального количества рыболовов-любителей и оценки их воздействия на рыбные запасы в конце периода ледостава, в апреле 2011 г. проводился авиаучет.

Учет рыболовов-любителей проводили на Чебоксарском водохранилище представители Министерства экологии и природных ресурсов Нижегородской области совместно со специалистами ФГБУ "Верхневолжрыбвод" и Нижегородской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ». С этой целью был совершен облет на вертолете по маршруту Нижний Новгород–Васильсурск–Нижний Новгород в будний и выходной дни (02 апреля и 05 апреля 2011 г. соответственно).

В результате проведенного авиаучета выявлены места массовых скоплений рыболовов-любителей (рис. 1): затон Старчиха (150 чел. — в будни, 250 чел. — в выходные), затон Грязный (55 чел. — в будни, 200 чел. — в выходные), район н.п. Разнежье – Каменка (100 чел. — в будни, 250 чел. — в выходные), район н.п. Бармино (110 чел. — в будни, 240 чел. — в выходные), Васильсурское расширение (150 чел. — в будни, 220 чел. — в выходные).



Рис. 1. Места массовых скоплений рыболовов-любителей на Чебоксарском водохранилище.

Установлено, что количество посещений в будний и выходной дни неодинаково. Общее количество учтенных с воздуха рыболовов-любителей на всем протяжении маршрута в будний день составило около 870 человек, в выходной — 2940 человек.

Данные по количеству рыболовов-любителей в период открытой воды взяты по материалам наблюдений сотрудников Нижегородской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ» в ходе рейса на научно-исследовательском судне «Академик Топчиев» 27–29 июня 2009 г.

Количество рыбаков в будний день составило 614 человек, а в выходной день — 2076 человек.

Обработка карточного материала и расчеты количества рыбаков дали возможность оценить масштабы любительского рыболовства на Чебоксарском водохранилище в период открытой воды и подледный период (табл. 1). Общее количество посещений рыбаками-любителями водоема в период открытой воды составило 48752 человека, а в зимний — 33820 человек.

Таблица 1. Видовой состав и объемы вылова рыбы рыбаками-любителями на Чебоксарском водохранилище в пределах Нижегородской области

Виды рыб	Открытая вода (48752 посещений)			Подледный лов (33820 посещений)		
	Ср. длина, см	Ср. вес, г	Вылов, т	Ср. длина, см	Ср. вес, г	Вылов, т
Белоглазка	17.0	74.5	0.530	17.9	87.9	1.882
Берш	28.7	319.0	1.888	27.5	275.8	0.384
Густера	19.3	172.4	11.961	17.8	133.4	7.468
Ёрш	13.3	44.4	0.020	11.3	27.8	1.625
Жерех	36.0	726.0	0.007	—	—	—
Лещ	27.3	435.3	36.797	26.9	413.6	0.997
Налим	—	—	—	34.5	432.7	0.000
Окунь	17.8	109.1	6.641	15.3	68.6	26.051
Плотва	17.0	103.6	0.380	15.5	77.2	0.146
Судак	38.8	783.8	8.680	41.2	950.5	0.277
Чехонь	26.6	175.0	6.752	—	—	—
Щука	35.6	376.1	2.109	43.7	691.4	0.136
Язь	26.7	366.6	0.010	—	—	—
Итого	—	—	75.775	—	—	38.968

Проведенный карточный опрос рыбаков-любителей на Горьковском водохранилище в пределах Нижегородской области показал, что их уловы почти в 2.5 раза превышают промышленную добычу — 278.3 и 114.6 т соответственно. Больше всего любителями добывается окуня (136 т), плотвы (58 т), берша (28 т) и судака (15 т). Суммарно эти виды дают 85% общего улова любительского рыболовства на данном водоеме. В значительных количествах добываются также язь (9 т), щука (6 т) и голавль (5 т). Интересно отметить, что последний вид не учитывается в промысловых уловах (обычно происходит пересортица с плотвой). Основной промысловый вид водохранилища — лещ — составляет в карточном опросе всего лишь 1%.

В 2011 г. также была продолжена работа по наблюдению за состоянием любительского рыболовства на Чебоксарском водохранилище и р. Ока. На водохранилище регулярно проводился опрос рыболовов любителей с последующим составлением рыболовных карточек, в которых указывались места лова, время лова, тип снасти, вид насадки, продолжительность лова, количество выловленной рыбы, видовой и размерный составы улова. За 2011 г. составлено 1128 рыболовных карточек, проведен 14631 промер рыб.

На Чебоксарском водохранилище в пределах Нижегородской области рыбаки-любители добывают в 2 раза больше рыбы, чем промышленность. Основу любительских уловов составляют окунь (96 т), густера (92 т), белоглазка (50 т практически в р. Ока) и лещ (28 т). Данные виды суммарно составляют 86% любительских уловов.

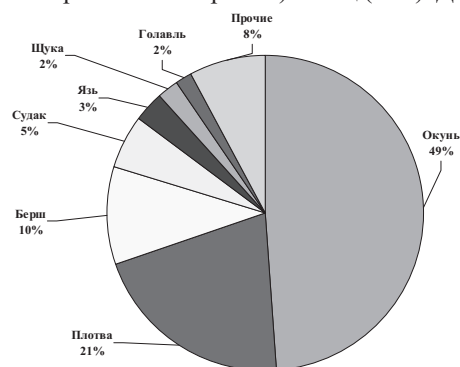


Рис. 2. Видовой состав уловов рыбаков-любителей на Горьковском водохранилище (Нижегородская область, карточный опрос).

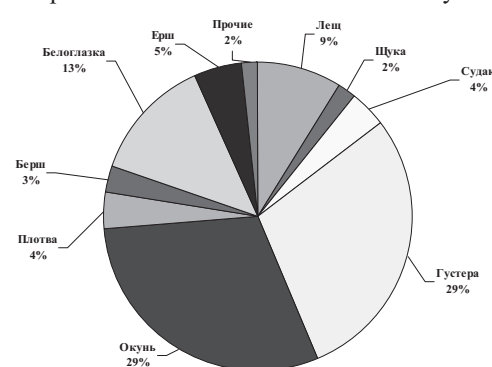


Рис. 3. Видовой состав уловов рыбаков-любителей на Чебоксарском водохранилище (Нижегородская область, карточный опрос).

Немало добывается также ерша (16 т), плотвы (13 т), судака (12 т) и берша (9 т), дающих еще 10% любительского вылова. Остальные 12 видов, встречающихся в статистике составляют всего лишь 4% общей добычи спортивного рыболовства.

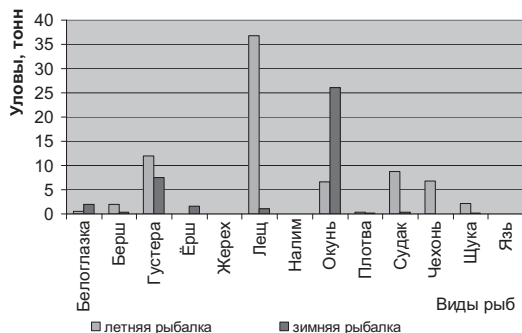


Рис. 4. Уловы рыбаков-любителей на Чебоксарском водохранилище в пределах Нижегородской области.

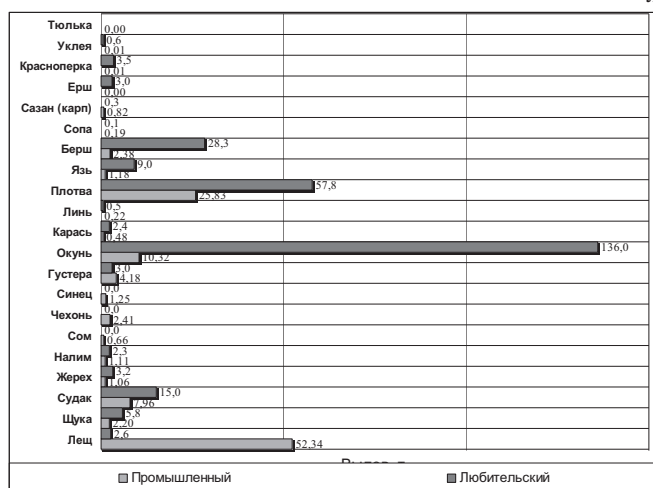


Рис. 5. Сравнительный анализ промышленного и любительского ловов на Горьковском водохранилище.

Сравнительные данные по составу любительских уловов в летнее и зимнее время на Чебоксарском водохранилище показывают, что основным объектом летом является лещ, зимняя рыбалка ориентирована на окуня. Вторым по значимости объектом в оба сезона является густера. В уловах в летнее время присутствуют также судак и чехонь (рис. 4).

Сравнительная динамика вылова рыбы промышленными и рыболовами-любителями в Горьковском и Чебоксарском водохранилищах в границах Нижегородской области представлена на диаграммах (рис. 5 и 6). Из представленного на них материала очевиден явный перевес объемов любительского вылова над промышленным и в том, и в другом водоемах.

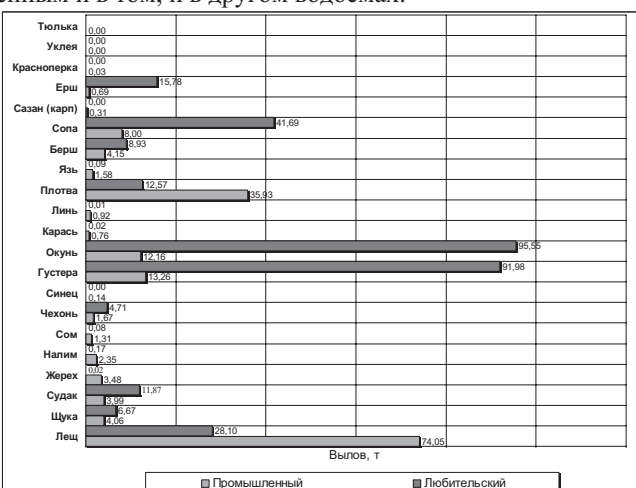


Рис. 6. Сравнительный анализ промышленного и любительского ловов на Чебоксарском водохранилище.

СИСТЕМА ОПЕРАТИВНОГО МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОДЫ НА ВОДНОМ ОБЪЕКТЕ

Е.В. Веницианов

Институт водных проблем РАН, г. Москва, 119333 г. Москва, ул. Губкина, 3, eugeny.venitsianov@gmail.com

Некоторые подходы к проектированию, созданию и функционированию систем мониторинга водных объектов (МВО) представлены в (Баренбойм и др., 2008а). Подсистема оперативного (импактного) мониторинга решает практически важную задачу — идентифицировать аварийные сбросы загрязняющих веществ (ЗВ) в водный объект: следует определить, где и когда произошел сброс ЗВ, а также состав и мощность сброса — массу каждого из ЗВ в сбросе.

В сообщении (Баренбойм и др., 2008б) рассмотрены химико-аналитические и технологические аспекты функционирования системы МВО.

Рассматривается вопрос принципиальной возможности решения сформулированной выше задачи идентификации аварийных сбросов ЗВ.

Используются следующие упрощающие предположения: рассматривается участок реки протяженностью l , м; поток в реке полагается одномерным, а его скорость — постоянной (V , м/с); отсутствует деструкция загрязняющего компонента, а также взаимодействие компонентов между собой; источники загрязнения являются точечными, т.е. загрязняющие вещества поступают из сосредоточенных водовыпусков в определенном створе.

Какие возможности имеются для создания системы импактного мониторинга?

Следует отметить создание автоматических постов (АП) гидрохимического контроля. В качестве примера приведем характеристики системы, разработанной Компанией «SEBA Hydrometri», Германия, (совместная разработка с ФГУ ГЦВМ и АНО «Институт экологических технологий и систем управления «ЭСКОС»). Она состоит из Автоматического поста, включающего погруженный в воду контейнер для автоматического измерения 12 гидрологических и гидрохимических параметров воды, включая нефтяное загрязнение, и средства передачи всех данных по сотовой и спутниковой связи. Стоимость такой станции составляет 110 тыс. евро. АП работает в автономном режиме и обеспечивает возможность определения 12 параметров с периодичностью не менее 1 раза в минуту.

Возникает возможность получения в оперативном режиме большого объема информации о качестве воды.

Как использовать получаемую информацию? Наиболее актуальной представляется задача идентификации источника сброса загрязняющих веществ (ЗВ).

В ряде европейских стран автоматические посты используются только для определения самого факта сброса, а идентификация источника производится путем выезда на водный объект группы гидрохимиков для отбора проб и их дальнейшего анализа. При таком способе теряется возможность оперативного управления.

В нашей постановке мы будем идентифицировать источник сброса, используя специфическую форму «пика» концентраций при залповом сбросе.

Аварийный сброс, как правило, имеет залповый характер, т.е. относительно небольшую протяженность по времени. Вследствие размывающего фактора в речном потоке происходит постепенный переход начальной формы сброса в форму кривой Гаусса. Измерения, выполняемые по концентрационной кривой, фиксируемой АП, позволяют рассчитать время, которое требуется «пику», чтобы из источника загрязнения дойти до поста. Зная скорость реки (точнее, время добегания), можно оценить и положение потенциального источника. Если пренебречь деструкцией вещества, что допустимо для большинства ЗВ при относительно небольших временах добегания, то с некоторой погрешностью можно найти массу сброса, определив площадь «пика».

Идентификация относится к классу обратных задач, которые решаются методом регуляризации (Тихонов, Арсенин, 1986). В нашем случае регуляризация заключается в представлении формы пика в виде кривой Гаусса.

Постановка задачи. В указанных предположениях распространение ЗВ описывается кривой Гаусса:

$$C(x, t) = \frac{M}{2S\sqrt{\pi D(t-t_0)}} \exp \left\{ -\frac{[(x-x_0)-V(t-t_0)]^2}{4D(t-t_0)} \right\} \quad (1), \text{ где } C(x, t) \text{ — концентрация ЗВ в створе } x \text{ реки } (x = 0 \text{ —}$$

входной створ), t — время, S — площадь сечения русла, V — скорость течения, D — коэффициент продольной дисперсии (имеет порядок произведения скорости течения на гидравлический радиус, примерно равный характерному размеру русла реки).

На участке реки имеется несколько источников загрязнения, положение которых известно. Положим, что входной створ расположен в месте расположения первого источника сброса: $x_{н1} = 0$, а в выходном створе ($x = l$) находится последний источник ($x_{нl} = N_{и}$).

Эти источники (обычно предприятия) в стационарном режиме сбрасывают разрешенное количество ЗВ — загрязняющих веществ (нормативная ситуация), но по той или иной причине могут сбросить залпом сразу некоторое количество ЗВ — M_i , заранее неизвестное (ненормативная ситуация). Такие ситуации и являются объектом анализа.

Автоматизированные посты контроля с определенной чувствительностью (т.е. для концентраций, выше $C_{пр}$) и с определенной периодичностью (интервалы измерения $\Delta t_{и}$) измеряют концентрации. Для простоты полагаем, что измеряется одно вещество. Это ограничение не принципиально: в сбросе может находиться и измеряться любое количество компонентов. Выше мы предположили отсутствие взаимодействия с другими компонентами.

Сброс загрязнения происходит в случайный, заранее неизвестный момент времени. Мощность сброса тоже не известна. Если бы измерялся сброс без учета фоновой концентрации и с любой точностью, то идентифицировать его было бы просто: это гауссова кривая и ее площадь равна мощности сброса, а положение пика позволяет при известной скорости потока в реке пересчетом найти положение точки сброса.

В чем трудности решения задачи идентификации источника сброса?

1. Происходит дисперсия сброса, т.е. по мере продвижения «облака загрязнения» по течению профиль концентрации «размывается» и при достаточном удалении от источника концентрация может стать соизмеримой с фоновой концентрацией в реке, когда достоверно различить сброс не удастся.

2. Происходит наложение фоновой концентрации с загрязнением, т.е. автоматический пост (АП) фиксирует более сложную кривую изменения концентрации загрязняющего вещества, чем по теоретической формуле (2). При этом теряется точность определения точки максимума концентрации и площади «пика».

Кроме того, сбросы могут налагаться один на другой.

Таким образом, АП не всегда может идентифицировать источник с достаточной точностью. Более того, АП может какие-то сбросы вообще «не заметить».

Достоверность (обеспеченность) системы мониторинга (СМ) определяется как вероятность идентификации сброса для проектируемой или существующей системы при заданной точности решения обратной задачи идентификации. Например, при заданной точности идентификации в 0.1 ПДК обеспеченность, равная 0.95, означает, что в среднем не определяется с заданной точностью каждый двадцатый сброс.

Повысить обеспеченность можно путем увеличения числа АП. Теоретически идеально иметь столько станций, сколько источников, расположив станции непосредственно ниже сброса, однако это дорого. Кроме того, по условиям Методики по расчету НДС (Методика ..., 2008) контрольным створом для оценки состава сточных вод в сбросе является створ, расположенный в 1 км ниже створа, где осуществляется водоотведение.

Более того, при достаточной чувствительности приборов контроля число АП может быть значительно ниже, чем число источников сброса.

Компьютерное проектирование системы оперативного мониторинга. Используется игровой метод, как в системах массового обслуживания, — *метод Монте-Карло*.

Последовательность действий:

- Для заданной конфигурации источников загрязнения варьируется число N_c станций (АП) и их размещение.
- Разыгрываются ситуации со сбросами: сброс совершается в случайное время и имеет случайную мощность. Используется решение (1).

- Для каждого сброса производится наложение на концентрацию в соответствии с решением (1) фоновой концентрации, которая также подчиняется случайному закону.
- Решается обратная задача идентификации сброса, которая может иметь или не иметь решения (при заданной точности измерения концентраций).
- Рассчитывается точность идентификации, если обратная задача имеет решение. Для этого сравнивается решение обратной задачи с известными параметрами разыгрываемого сброса.
- При большом числе испытаний определяется обеспеченность системы (сколько сбросов «не заметили»).
- Затем число станций увеличивается на 1.

Правила установки станций:

- Станцию можно размещаются на расстоянии Δ_c ниже по течению от источника ($\Delta_c = 0.5\text{--}1.0$ км). Если расстояние между двумя источниками меньше Δ_c , то станцию можно ставить ниже нижнего (из этих двух) источника на то же расстояние Δ_c .
- Одна станция ставится обязательно ниже последнего источника, т.е. в координате $l + \Delta_c$. Следовательно, число станций удовлетворяет неравенству $N_c \leq N_n$. Может быть ситуация, когда установлена всего одна станция ниже последнего источника.
- При поиске оптимального числа станций начинаем с $N_c = 1$ (это будет станция с координатой $l + \Delta_c$) и далее увеличиваем их число пошагово на 1.
- Поскольку координаты потенциального размещения станций известны (см.п.1), то размещение станций делается без разыгрывания, но так, чтобы число источников, приходящихся на 1 станцию, было примерно одинаково. *Имитация сброса ЗВ.* Сброс — случайное событие. Разыгрываются случайным образом (методом Монте-Карло):
- номер источника (от 1 до N_n);
- момент сброса t_s (задается характерный интервал времени между сбросами τ);
- мощность (масса) сброса M_s (задается характерная мощность сбросов μ).

При этом заранее устанавливается общее количество сбросов N_s .

Форма сброса при продвижении по руслу дается уравнением (1), где задаются площадь сечения S (размерность м^2), коэффициент дисперсии D ($\text{м}^2/\text{с}$), скорость течения V ($\text{м}/\text{с}$), а также параметры работы станции τ_n — интервал времени между измерениями (с), δ — погрешность измерения (фон + приборная погрешность) имеет размерность концентрации $\text{г}/\text{м}^3 = \text{мг}/\text{л}$.

Селекция сброса. Для «осуществленного» сброса рассчитывается максимальная концентрация в «пике» по формуле (2): $C_{\max} = \frac{M}{2S\sqrt{\pi D(\Delta x_n/V)}}$ (2), где Δx_n — расстояние от источника сброса (с координатой x_n) до станции измерения j_1 .

Если $C_{\max} < \delta$, то эта станция, а также все ниже расположенные станции этот сброс «не заметят». Они будут воспринимать сброс как случайные колебания концентрации в реке.

Если выполняется неравенство $C_{\max} < \delta$, то в таблице результатов испытания пишем «отказ». Сброс не может быть определен.

Расчет моментов измерений. Определяется время добегания от источника до станции наблюдения $\Delta t_n = \Delta x_n/V$. Измерения проводятся в моменты времени до момента добегания и после него с заданным интервалом τ_n .

Учет «фона» и погрешности измерения. Если $C_{\max} > \delta$, то можно использовать процедуру идентификации сброса. Предварительно производится добавление к теоретической концентрации по формуле (1) суммарной погрешности по формуле:

$\tilde{C}(x,t) = C(x,t) + 2r\delta$ (3), где $C(x,t)$ — концентрация по формуле (1), \tilde{C} — концентрация с учетом погрешностей, r — случайное число в интервале $[0;1]$, δ — среднее значение фона и погрешности измерения (среднее второго слагаемого в (3) равно δ).

Определение параметров сброса по результатам измерений. Измеренные концентрации сброса с учетом случайного фона формируют «пик» загрязняющего вещества.

Масса вещества, соответствующая одному измерению, равна: $\Delta m_i = \tilde{C}_i S \tau_n V$, где \tilde{C}_i — соответствует каждому моменту измерения.

Когда прерывается счет по одному из критериев останова, производится определение массы сброса по измерению (она равна сумме элементарных масс). Очевидно, она будет отличаться от той массы $M = m_i$, которая была введена для расчета сброса по формуле (1).

Это измеренное количество m_i^n заносится в таблицу измеренных значений. И далее сравнивается с заданной мощностью сброса m_i .

Определение номера источника (или его координаты). Из измеренных значений определяется максимальная концентрация (с учетом добавленных погрешностей) максимальная концентрация не обязательно совпадет с моментом $t = 0$). Нужно найти такое значение k , при котором концентрация будет равна половине максимальной. Расстояние до источника $\Delta x = V \Delta t_n$. Время сброса находится по формуле: $t_s = t_{\max} - \Delta t_n$. Данные сводят в итоговую табл.

Эта таблица является исходной для оценки эффективности работы системы мониторинга.

Оценка эффективности работы системы мониторинга. Задается некоторая величина допустимой погрешности измерений ε . Например, $\varepsilon = 0.10$. В каждом испытании системы мониторинга (а это размещение станций, которое было проведено выше), с использованием таблицы находим в каждом сбросе погрешность определения. Такую проверку нужно делать только при обнаружении сброса (+). Надо дополнить таблицу тремя столбцами, в которые вносятся относительные погрешности идентификаций по формулам:

$$\varepsilon_m = |M_i - M_z| / |M_i + M_z|, \varepsilon_x = |x_i - x_z| / |x_i + x_z|, \varepsilon_t = |t_i - t_z| / |t_i + t_z|$$

Если максимальное значение из трех погрешностей превышает установленную точность, то итоговая оценка — «отказ». Проведя большое число испытаний, мы получаем оценку достоверности системы мониторинга как отношение общего числа отказов (сумма отказов по второму и последнему столбцу таблицы) к числу испытаний.

Таблица. Измеренные параметры сброса (решение обратной задачи)

№ сброса	Источник обнаружен (+) или нет (–)	Мощность сброса заданная M_z	Мощность сброса измеренная M_i	Координата источника заданная x_z	Координата источника измеренная x_i	Время сброса заданное t_z	Время сброса измеренное t_i	Оценка погрешн. по $\max(\varepsilon_i)$ (+ или –)
----------	------------------------------------	--------------------------------	----------------------------------	-------------------------------------	---------------------------------------	-----------------------------	-------------------------------	--

Пример испытания проектируемой системы оперативного мониторинга. Выбраны следующие значения параметров для испытаний: $l = 100\,000$ м (100 км); $N_i = 10$; $V = 0.5$ м/с = 1.8 км/час, $M = 1000$ г, $S = 1$ м², $D = 1$ м²/с. Расстояние от источника сброса до станции ниже по течению от источника $\Delta_c = 1000$ м = 1.0 км, характерный интервал времени для сбросов $\tau = 86\,400$ с = 24 час, интервал времени между измерениями τ_n , погрешность измерения (плюс «фон») δ можно варьировать. Расстояния между источниками сброса 10^4 м.

Результаты оценки обеспеченности: при росте числе станций и уменьшении интервала времени между измерениями обеспеченность растет.

При $\delta = 0.1$ достаточно 5 станций мониторинга, при $\delta = 0.5$ — 7 станций и при $\delta = 1$ — 9 станций. Это и есть необходимое число станций при заданной погрешности идентификации. Чем ниже погрешность измерений, тем меньше требуется станций. Важно отметить, что при увеличении частоты измерений (до 1 измерения в 100 с) достаточно двух станций, чтобы достичь обеспеченности, равной 0.9. Напомним, что число источников сброса — 10.

Представленная модель позволяет методом компьютерного моделирования определять оптимальное число станций наблюдения для обеспечения требуемой вероятности идентификации источника сброса, момента сброса и его мощности.

Список литературы

- Баренбойм Г.М., Веницианов Е.В., Данилов-Данильян В.И. Некоторые научно-технологические проблемы проектирования, создания и функционирования систем мониторинга водных объектов. I. Оценка современного состояния. Вода: химия и экология. 2008а. № 1. С. 3–7
- Баренбойм Г.М., Веницианов Е.В., Данилов-Данильян В.И. Некоторые научно-технологические проблемы проектирования, создания и функционирования систем мониторинга водных объектов. II. Основные направления решения проблем. Вода: химия и экология. 2008б. № 2. С. 3–10.
- Тихонов А.Н., Арсенин В.Я. Методы решения некорректных задач. 3-е изд. М.: Наука, 1986. 286 с.
- Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. МПР России, 2008.

ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА РАЗВИТИЕ БЕНТОСА В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Г.Н. Вишневская, Е.Р. Кременецкая, З.В. Волкова

Институт водных проблем РАН, Москва, ул. Губкина, 3, galvish@bk.ru

Донным отложениям (ДО) принадлежит важная роль в лимническом метаболизме, они активно участвуют в круговороте веществ в водоеме, накапливая, трансформируя и выделяя их обратно в водную толщу. Концентрации загрязняющих веществ в ДО являются более важными показателями состояния водоема, чем характеристики водной среды, поскольку они отражают многолетние процессы накопления и трансформации вещества в водоеме. Известно, что высокие концентрации ТМ в воде и ДО, особенно растворимых и легкоподвижных форм, нарушают естественный круговорот их в водоеме, влияют на развитие фито- и зоопланктона, высшей водной растительности и бентоса. При этом из-за длительных циклов индивидуального развития бентосные организмы испытывают наиболее сильное влияние высоких концентраций элементов, содержащихся в ДО.

В работе использовались натурные данные грунтовых съемок, выполненных на Иваньковском водохранилище (1994–2000 гг.).

Донные отложения в Иваньковском водохранилище представлены первичными трансформированными грунтами (почвы обнаженные, разбухшие, заболоченные) и вторичными грунтами (песок, песок илистый, ил песчанистый, ил торфянистый, отложения из макрофитов). Содержание ОВ в песках составляет 1.4–2.8%, в песках

илистых — 3.5–9.8%, в илах песчаных серых — 10.2–20%, а илах торфянистых и в отложениях из макрофитов — 42–62% (Иваньковское водохранилище ..., 2000).

По характеру залегания и закономерностям распределения донных отложений выделяются 3 разнотипных участка: Волжский плес, Иваньковский и Шошинский (Иваньковское водохранилище ..., 1978, 2000), которые различаются морфометрическими характеристиками, режимами скорости течения, волнения. Илистые грунты занимают большие площади в Иваньковском и Шошинском плесах. В Волжском плесе основная часть площади занята песчаными грунтами (особенно верхняя часть).

Температурный и кислородный режим Иваньковского водохранилища заметно различается для разных его плесов. В конце весны – начале лета в глубоководном Иваньковском плесе происходит стратификация водной толщи. Разности между поверхностными и придонными температурами достигают на русловых участках 7–9 °С (Иваньковское водохранилище ..., 1978). Слой скачка располагается обычно на глубине 2–6 м. Дополнительное тепло поступает со сбросными водами Конаковской ГРЭС в Мошковичском заливе. В мелководных заливах Иваньковского плеса, подверженных ветровому перемешиванию, стратификация неустойчива.

Нижняя часть Волжского плеса по характеру распределения летних температур сходна с Иваньковским, но по мере продвижения вверх по плесу разность между поверхностными и придонными температурами уменьшается и затем полностью исчезает.

В Шошинском плесе вследствие небольших глубин и ветрового перемешивания вся толща водной массы прогревается равномерно. Температура воды этого плеса на 1–2 °С выше поверхностных температур Иваньковского.

В период летней стагнации в нижней части Волжского и в Иваньковском плесе при отчетливой температурной стратификации содержание кислорода в придонных слоях может снижаться до практически нулевых значений (при высокой концентрации O_2 на поверхности), однако периоды кислородной стратификации обычно непродолжительны. В результате ветровых волнений даже на глубоководных участках содержание O_2 по всей толще быстро выравнивается (Иваньковское водохранилище ..., 2000). Во время съемок Иваньковского водохранилища наименьшая температура у дна составила 18 °С, содержание O_2 в было в основном выше 4 мг/л, лишь в жарком 1995 г. после долгого стояния штилевой погоды на наиболее глубоких станциях Иваньковского плеса наблюдались низкие (менее 1 мг/л) концентрации O_2 . В целом кислородные и температурные условия в Иваньковском водохранилище благоприятны для развития бентосных организмов.

Различия плесов по характеру грунтов, содержанию органических веществ в них, кислородному и термическому режиму приводят к созданию разных условий существования бентоса в каждом плесе. Поэтому распределен бентос по водохранилищу неравномерно и заметно отличается по качественным и количественным показателям в каждом плесе. В целом он представлен олигохетно-хинономидным комплексом; другие группы организмов (моллюски, пиявки, мокрецы) присутствуют в очень незначительных количествах.

Наибольшей продуктивностью традиционно отличается Шошинский плес (средняя численность — 1120 экз./м², средняя биомасса — 8.1 г/м²), донные отложения которого представлены илистыми грунтами с большим содержанием органического вещества. Несколько меньшие значения численности и биомассы бентоса (средняя численность — 845 экз./м², средняя биомасса — 4.1 г/м²) соответствуют более глубокому Иваньковскому плесу, в котором также большая часть площади занята илистыми грунтами. Волжский плес характеризуется наиболее низкими показателям бентоса (средняя численность — 490 экз./м², средняя биомасса — 2.1 г/м²).

Донные отложения Иваньковского водохранилища в целом характеризуются достаточно высоким уровнем загрязнения тяжелыми металлами, хотя их распределение по плесам весьма неоднородно. Наиболее подвержены загрязнению ТМ ДО районов крупных промышленных центров (Тверь, Конаково) и устьевые зоны отдельных заливов (Мошковичский, Федоровский, Коровинский). К наиболее чистым районам относится Шошинский плес, где средние величины концентраций ТМ в ДО большинства микроэлементов имели значения ниже фоновых.

В связи с этим интересно оценить влияние этого класса загрязняющих веществ на функционирование бентосного сообщества.

Для того чтобы сгладить влияние особенностей гидрофизических характеристик придонной воды в каждый год проводилось осреднение количественных показателей бентоса и содержания ТМ для каждой станции за весь период наблюдений. Поскольку структура грунта определяет его способность аккумулировать загрязняющие вещества (Литвинов и др., 2004), проводился анализ влияния содержания ТМ на бентос для разных типов донных отложений.

Как видно из таблицы наибольшие численность и биомасса бентоса отмечаются для песчанистого ила.

Корреляционный анализ показал, что между биомассой бентоса и содержанием некоторых ТМ в ДО существует обратная зависимость. Так, в случае илистого песка и песчанистого ила обнаружены высокие значения коэффициентов корреляции биомассы бентоса с Co ($r = -0.87$ (илистый песок) и $r = -0.82$ (песчанистый ил)). Для Ni , Pb и Zn в объединенном варианте этих 2 типов грунта коэффициенты корреляции равны -0.92, -0.85, -0.77 соответственно. Зависимости биомассы бентоса с содержанием меди не обнаружено. Для песчаных грунтов коэффициенты корреляции малы и составляют для Co (-0.51), Pb (0.66), Ni (0.52).

При проведении корреляционного анализа по связи биомассы бентоса с суммарным показателем загрязнения ДО относительно средних концентраций в водохранилище (ПЗ) $PЗ = \sum(C_i/C_{\text{сред.}})$ в зависимости от типа грунта, получены следующие корреляционные отношения: корреляционное отношение (r^2) для ила песчанистого составляет 0.76, заиленного песка $r^2=0.75$, для песка $r^2=0.45$. При объединении песчанистого ила и заиленного песка корреляционное отношение биомассы бентоса и ПЗ равно 0.74.

Таблица. Численность, биомасса бентоса и суммарные показатели накопления ТМ для разных типов грунта в Ивановском водохранилище (числитель min-max, знаменатель — среднее)

Показатели	Ил песчанистый	Заиленный песок	Песок	Торф
Численность бентоса (экз./м ²)	<u>325-2190</u> 1030	<u>350-1400</u> 840	<u>80-370</u> 250	<u>40-240</u> 140
Биомасса бентоса (г/м ²)	<u>1.3-10.1</u> 5.3	<u>1.6-5.6</u> 3.4	<u>0.12-1.8</u> 0.8	<u>0.3-1.3</u> 0.8
Суммарные показатели накопления ТМ: относительно ПДК почв (по Бруксу (1982)) (по 7 элементам)	<u>0.9-3.1</u> 2.3	<u>1.8-5.8</u> 3.1	<u>2.2-3.1</u> 2.6	<u>1.1-1.4</u> 1.25
относительно фона Верхней Волги (по 5 элементам)	<u>3.4-18</u> 10.1	<u>8.8-19.8</u> 12.5	<u>9.5-11.8</u> 10.4	<u>4.3-6.6</u> 5.4
относительно средних концентраций ТМ по водохранилищу (по 7 элементам)	<u>3.3-12.8</u> 7.1	<u>7.2-10.9</u> 9.1	<u>4.8-6.9</u> 5.9	<u>4.9-5.6</u> 5.2

Таким образом, из полученных данных следует, что биомасса бентоса существенно зависит от суммарного загрязнения ДО ТМ. При низких значениях ПЗ отмечается наиболее высокое содержание бентоса в заиленных песках и песчанистых илах, при высоких — содержание резко падает. Песок и торф при средних значениях ПЗ имеют малую численность бентоса.

Выводы. 1. При повышенных концентрациях ТМ в ДО может происходить угнетение бентоса даже при прочих благоприятных условиях среды обитания. 2. При анализе влияния ТМ на бентос для разных типов грунта отмечено негативное влияние ТМ на биомассу бентоса для песчанистого ила и илистого песка, а также, хотя и в меньшей степени, для плотных песчанистых грунтов.

Список литературы

- Брукс Р.Р. Загрязнение микроэлементами и химия окружающей среды. М.: Химия, 1982. С. 371–413.
 Ивановское водохранилище и его жизнь // под ред. Буторина Н.В. Л.: Наука, 1978.
 Ивановское водохранилище: современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. 150 с.
 Литвинов А.С., Баканов А.И., Кочеткова М.Ю. О связи показателей донных сообществ с некоторыми характеристиками среды их обитания // Водные ресурсы. 2004. Т. 31, № 5. С. 611–618.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ВЕРХНЯЯ ВОЛГА)

М.В. Гапеева

Институт биологии внутренних вод РАН

пос. Борок, Некоузского района Ярославской области, 152742, Россия, gmv@ibiw.yaroslavl.ru

Рыбинское водохранилище является третьей ступенью Волжско-Камского каскада водохранилищ на р. Волге. Водохранилище водоём многоцелевого назначения, используется, в том числе в качестве источника питьевого водоснабжения (Рыбинское водохранилище, 1972). В районе г. Череповец основными источниками загрязнения Рыбинского водохранилища являются ОАО “Северсталь”, предприятия по производству минеральных удобрений — ОАО “Череповецкий Азот” и ОАО “Аммофос”, а также МУП “Водоканал”. Впервые распределение тяжёлых металлов (ТМ) в воде водохранилища исследовалось в 1961 г. (Кольцов, 1961). Однако последние исследования содержания и распределения ТМ в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища относятся к 1990–1992 гг. (Гапеева, 1993). Кроме того, в последние годы у исследователей проявился большой интерес к содержанию и распределению редкоземельных металлов (РЗЭ) в элементах водных экосистем. С одной стороны РЗЭ используют, как инструмент в геохимических исследованиях в качестве трассера природного происхождения тяжёлых металлов, так как они претерпевают минимальное фракционирование при выветривании и последующей миграции. С другой — в связи с антропогенным загрязнением окружающей среды при производстве и применении минеральных удобрений. Целью настоящей работы является исследование современного состояния содержания и распределения тяжёлых металлов (ТМ), в том числе редкоземельных элементов в воде и грунтах Рыбинского водохранилища.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ. Пробы воды отбирались в 2009 г. с помощью батометра, пробы донных отложений (ДО) — дночерпателем ДАК-100 причём, брали поверхностные слои (0–5 см) грунтов в 2009, 2010 гг., в основном на стандартных станциях многолетних наблюдений Рыбинского водохранилища. Воду фильтровали (0.45 мкм) и подкисляли до 0.1n HNO₃. Пробы ДО сушили до постоянного веса при 105 °С, измельчали в агатовой ступке. Для определения общих форм ТМ в ДО минерализацию проводили в тefлоновых сосудах в СВЧ печи Speedwave-2 по программе для разложения грунтов (HNO₃+H₂O₂). Концентрации Be, B, Na, Mg, Al, Si, K, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, РЗЭ, W, Tl, Pb, Th, U анализировали масс-спектрометрическим методом на приборе ICP MS-DRС-е с использованием внешней калибровки.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ. **Вода.** Пределы колебаний и средние арифметические концентрации некоторых ТМ в сравнении с предельно допустимыми концентрациями для рыбохозяйственных водоёмов (ПДК_{р.х.}) приведены в табл. 1.

Таблица 1. Концентрации ТМ в воде Рыбинского водохранилища, мкг/л (числитель — пределы колебаний, знаменатель — среднее)

ТМ	ПДКр.х.	1988 г.	1989 г.	2009 г.
Pb	6	<u>0.9-3.5</u> 1.4	<u>0.6-8.7</u> 1.8	<u>0.0-17.8</u> 3.2
Cu	1	<u>0.5-6.2</u> 1.4	<u>0.4-17.7</u> 2.0	<u>0.0-16.6</u> 4.9
Zn	10	<u>4.0-800</u> 12.2	<u>6.0-460</u> 18.4	<u>0.0-75.0</u> 7.0
Ni	10	<u>0.6-95</u> 1.0	<u>0.6-95.0</u> 1.8	<u>0.0-2.6</u> 0.7
Cd	5	<u>0.0-0.3</u> 0.1	<u>0.0-0.5</u> 0.2	<u>0.0-0.5</u> 0.1

химических элементов в воде водохранилища, использовали факторный анализ (метод ортогонального вращения Варимакс нормализованный) с выделением нагрузок величиной больше 0.7. В матрице данных выделены 4 фактора, объясняющие 82.68% из чего следует, что Рыбинское водохранилище загрязняется многочисленными источниками поступления ТМ.

Таблица 2. Концентрации редкоземельных элементов в воде Рыбинского водохранилища, мкг/л

	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
2010 г. (n=16)														
Mean	45	55	8	27	7	6	8	1	7	1.5	2.5	0.6	1.9	0.6
Median	25	28	7	24	6	5	7	1.3	6	1.3	3.1	0.6	2.2	0.6
Maximum	323	417	15	56	16	10	14	3.1	15	3.2	5.3	1.7	4	1.5
Std.Dev.	78	102	4	13	5	2	4	0.7	3	0.9	1.7	0.4	1.4	0.4
2009 г. (n=23)														
Mean	10	11	3	12	3.1	4	3.4	0.6	3.1	0.8	1.6	0.4	1.6	0.4
Median	8	6	3	10	3.4	4	2.8	0.6	3.1	0.9	1.4	0.3	1.6	0.4
Maximum	38	69	12	43	12	12	14.9	1.5	12	2.7	5.2	0.8	6.2	1.1
Std.Dev.	9	17	3	11	2.6	2.9	3.3	0.4	2.6	0.6	1.5	0.3	1.5	0.3
Mean*	<20	<20	<10	<20										

* — (Моисеенко и др., 2006).

уровне. Максимальные концентрации металлов наблюдали в рр. Кошта и Серовка, принимающие стоки пром-музла г. Череповец.

Таблица 3. Величины степени загрязнения (Cd) воды и донных отложений Рыбинского водохранилища

Станции	Вода	Грунт 2009 г.	Грунт 2010 г.
Противье	1.95	1.87	4.02
Первомайка	-1.21	1.87	1.98
Каменики	-5.0		
Устье р. Ухра	-0.53	12.35	
Всехсвятское	-1.97		6.03
Торово	7.35		14.6
р. Серовка	-5.0	297	
Выпуск ГОС г. Череповца	0.45		
Устье р. Кошта	-0.73	12.35	9.02
Устье р. Ягорба	-2.03	8.63	6.03
Кабачино	13.77	5.10	3.10
Ваганиха	16.58		
р.Кошта	-1.76	27.41	
Любец	4.64		13.65
Мякса	-5.0	5.72	2.20
д.Ягорба	4.91	3.92	
Центральный мыс	3.04		
Брейтово	-2.28	4.68	4.51
Измайлово	0.37		
Коприно	3.41	6.63	1.28
Молога	-5.0		4.18
Наволоок	-1.64		
Средний двор	4.27		8.00
Волково			6.60
Устье р. Сёблы			3.86

Максимальные уровни содержания свинца, меди, цинка наблюдались в Моложском, Шекснинском плёсах, а также в устье р. Ухры. Сравнение с установленными для некоторых металлов ПДК для рыбохозяйственных водоёмов показывает, что эти величины превышаются для свинца, меди, цинка, вольфрама.

Сравнение концентраций РЗЭ в воде 2009 и 2010 гг. показало, что La, Ce, Pr поступают в водоём с водами р. Кошта и высокие их значения обнаруживаются вниз по течению — станции Ваганиха, Торово, Любец, Мякса.

Для нахождения общих факторов, определяющих структуру изменчивости концентраций

Обычно корреляция металлов с РЗЭ указывает на их природное происхождение путём выветривания земной коры. Однако в Рыбинском водохранилище помимо этого корреляция Si, Mn, Fe, Zn, Y, Th с РЗЭ связана с техногенным загрязнением в процессе производства минеральных удобрений (фактор 1). Элементы 2–4 факторов также отражают техногенное загрязнение.

Донные отложения. По сравнению с 1985 г. в целом по водохранилищу загрязнение Pb, Cu, Zn, Cd уменьшилось, Ni — на прежнем

Для нахождения общих факторов, определяющих структуру изменчивости концентраций химических элементов в ДО водохранилища так же, как и для воды, использовали факторный анализ (метод ортогонального вращения Варимакс нормализованный) с выделением нагрузок величиной больше 0.7. Элементы фактора 1 с нагрузками больше 0.7 для грунтовых съёмок 2009 и 2010 гг. практически одни и те же: K, Sc, V, Zr, Y, REE, Ba.

Существующая в России система лимитирующих значений (ПДК) позволяет учитывать превышение норм лишь по одному токсикологическому показателю. В настоящей работе комбинированное действие нескольких параметров качества воды и донных отложений оценивали величиной степени загрязнения (C_d). Степень загрязнения рассчитывалась отдельно для каждого элемента как сумма факторов загрязнения индивидуальных элементов, превышающих нормативные значения ПДК для водоёмов: $C_d = \sum_{i=1} C_{fi}$, где $C_{fi} = C_i / C_{ni} - 1$, где C_{fi} — фактор загрязнения для i -металла, C_{ni} — значение нормативной концентрации для i -металла.

В качестве отдельных элементов были выбраны следующие: Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb (табл. 3).

Выводы. За 50-летний период со времени исследования Кольцова Г.В. высокие концентрации тяжёлых металлов в заводских стоках г. Череповца стали сказываться на содержании металлов в Главном плёсе Рыбинского водохранилища.

Список литературы

- Гапеева М.В. Биогеохимическое распределение тяжёлых металлов в экосистеме Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 42–49.
- Кольцов Г.В. Распределение редких и рассеянных элементов в воде Рыбинского водохранилища осенью 1961 г. // Динамика водных масс водохранилищ в связи с распределением организмов. М.- Л., 1965.
- Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. М.: Наука, 2006. 261 с.
- Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Даувальтер В., Кудрявцева Л.П. Формирование качества поверхностных вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы арктического бассейна (на примере Кольского Севера) Апатиты. Изд. Кольского начн.центр, 1996.
- Рыбинское водохранилище. Л., 1972. 206 с.

ЦЕНТРИЧЕСКИЕ ДИАТОМОВЫЕ ВОДОРΟΣЛИ (CENTROPHYCEAE) НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. ОКИ (РОССИЯ)

¹С.И. Генкал, ²А.Г. Охупкин

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Павлова РАН,

152742, Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, genkal@ibiw.yaroslavl.ru

²Нижегородский государственный университет им. Н.И.Лобачевского, 603600,

Нижегород, пр. Гагарина, 23, okhapkin@bio.unn.ru

Река Ока — наиболее значительный из правых притоков р. Волги. Длина реки 1500 км, площадь водосбора 245 тыс. км², средний многолетний расход в низовьях реки 1230 м³/с. Протекает по центру Российской Федерации, на территории ее водосбора расположено 11 городов, 6 из которых имеет численность населения 100–500 тыс. человек, г. Нижний Новгород — 1298 тыс. (Панфилов, 1974; Волга ..., 1978; The River Volga ..., 1979; Litvinov et al., 2009).

Воды р. Оки гидрокарбонатно-кальциевые, с высокой минерализацией, колеблющейся в течение года в пределах 260–570 мг/л. Повышенная минерализация отмечается в устье реки. В сравнении с 1930 г. концентрация хлоридов и щелочных металлов в нижнем течении Оки увеличилась примерно в 2 раза, что является следствием антропогенного влияния. Около 30% этих компонентов вносится в р. Оку водами р. Москвы (Волга ..., 1978). Ph водных масс колеблется от 6.2 до 8.1 с максимумом летом, цветность воды достаточно низкая (среднемноголетнее значение цветности составляет 56° платиново-кобальтовой шкалы).

Воды р. Оки богаты соединениями фосфора и азота. В устье реки содержание общего фосфора достигает 208–304 мкг P/л, общего азота 1.8–3.2 мг N/л, общего углерода 5.7–11.8 мг/л (Litvinov et al., 2009). Судя по этим показателям, река и сейчас остается сильно загрязненным эвтрофно-гипертрофным водоемом, а степень ее эвтрофирования в течение 20 столетия неуклонно возрастала.

Изучение фитопланктона реки проводится с начала 20 в. и в первой работе по окскому планктону упоминается всего 10 видов и разновидностей центрических диатомовых водорослей: *Melosira arenaria* Moore, *M. varians* Ag., *M. distans* var. *laevissima* Grun., *M. italica* Kütz., *M. italica* var. *spiralis* O. Müll., *M. granulata* Ehr. var. *granulata*, *M. granulata* var. *mutabilis* O. Müll., *M. granulata* var. *curvata* Grun., *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Stephanodiscus hantzschii* Grun. (Мейер, 1926). Г.А. Юлова (1981), обобщая материалы предыдущих работ по незарегулированной р. Волге и ее притокам в районе будущего Чебоксарского водохранилища приводит в составе полной флоры планктона р. Оки уже 20 таксонов: *Melosira varians* Ag., *M. islandica* O. Müll. f. *islandica*, *M. islandica* f. *curvata* O. Müll., *M. distans* (Ehr.) Kütz., *M. granulata* (Ehr.) Ralfs. var. *granulata* f. *granulata*, *M. granulata* var. *muzzanensis* (Meist.) Hust., *M. granulata* var. *granulata* f. *curvata* (Grun.) Hust., *M. italica* (Ehr.) Kütz. f. *italica*, *M. italica* (Ehr.) Kütz. f. *curvata* Pant., *M. ambigua* (Grun.) O. Müll., *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *C. meneghiniana* Kütz., *Stephanodiscus dubius* (Fricke) Hust., *S. astraea* (Ehr.) Grun. var. *astraea*, *S. astraea* var. *intermedius* Fricke, *S. hantzschii* Grun. var. *hantzschii*, *S. hantzschii* var. *pusillus* Grun., *S. incognitus* Kuzmin et Genkal, *S. tenuis* Hust., *Skeletonema subsalsum* (A. Cl.) Bethge. В монографии А.Г. Охупкина (1994) приведен обзор результатов исследований фито-

планктона устья р. Оки с 1920-х гг., а также более подробно рассмотрены материалы более поздних наблюдений, практически не публиковавшиеся. После зарегулирования р. Волги плотиной Чебоксарской ГЭС в декабре 1980 г. устьевой участок р. Оки стал испытывать влияние подпора, и при районировании Чебоксарского водохранилища автором был обозначен как Окский его отрог. В составе диатомовых водорослей с учетом данных В.И. Есыревой, Г.А. Юловой и С.И. Генкала приводится перечень Centrophyceae из 26 видов, разновидностей и форм: *Melosira varians* Ag., *M. islandica* O. Müll., *M. distans* (Ehr.) Kütz., *M. granulata* (Ehr.) Ralfs. var. *granulata*, *M. granulata* var. *angustissima* (O. Müll.) Hust., *M. italica* (Ehr.) Kütz. subsp. *italica* var. *italica*, *M. italica* subsp. *subarctica* O. Müll., *M. italica* var. *temuissima* (Grun.) O. Müll., *M. ambigua* (Grun.) O. Müll., *Thalassiosira lacustris* (Grun.) Hasle, *T. pseudonana* Hasle et Heimdal., *T. guillardii* Hasle, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *C. stelligera* Cl. et Grun., *C. atomus* Hust., *Cyclostephanos dubius* (Fricke) Round, *Stephanodiscus rotula* (Ehr.) Grun., *S. minutulus* (Kütz.) Cleve et Müller, *S. hantzschii* Grun., *S. triporus* Genkal et Kuzmin, *S. makarovae* Genkal, *S. incognitus* Kuzmin et Genkal, *S. invisitatus* Hohn et Hellermann, *S. binderanus* (Kütz.) Krieg., *Skeletonema subsalsum* (A. Cl.) Bethge, *S. potamos* (Weber) Hasle. В недавней публикации по результатам исследований 1994 г. в качестве новых для флоры р. Оки указываются *Cyclotella atomus* Hust. var. *gracilis* Genkal et Kiss, *C. meduanae* Germ. и *Discostella pseudostelligera* (Hust.) Houk et Klee (Охапкин и др., 2010).

Таким образом, анализ литературы показывает, что состав центрических диатомовых водорослей р. Оки очень богат в видовом отношении, а число таксонов видового и внутривидового ранга неуклонно возрастало на протяжении 20-го века. Незначительное богатство этих водорослей в период первых альгологических наблюдений на водотоке (8–10 таксонов) несомненно, связано с начальными этапами изученности этой группы диатомовых в России и в мире в целом. Впоследствии, по мере накопления новой информации по морфологии и систематике Centrophyceae, их разнообразию исследователи расширяли видовые списки, пополняя их новыми наименованиями. Но на наш взгляд, увеличение богатства этой группы диатомей (до почти 40 таксонов видового и внутривидового ранга) связано не только с лучшей их изученностью и применением новых методов исследования, появившихся во второй половине 20 века (электронная микроскопия). Увеличение разнообразия центрических диатомей, несомненно, определялось воздействием прогрессирующего антропогенного эвтрофирования реки и ее загрязнения сточными водами, поскольку многие центрические диатомеи имеют оптимум развития в водах высокой трофности и сапробности. Постепенная трансформация сложного комплекса абиотических условий обитания водных организмов в водоемах бассейна Волги (рост температуры воды, изменение минерализации и ионного состава водных масс, полная зарегулированность стока реки, начиная с 1981 г. после заполнения Чебоксарского водохранилища) привела к определенным перестройкам структуры фитопланктона, прежде всего водохранилищ волжского каскада и, несомненно, затронула также и систему их боковой приточности. В связи с этим, целью работы — выявление современного состава и количественного развития центрических диатомовых водорослей, развивающихся в устье р. Оки, и определение тенденций его изменения в условиях эвтрофирования, загрязнения и динамики климата.

Материалом послужили пробы фитопланктона, собранные с поверхностного горизонта с 25 апреля по 19 октября 2011 г.

Наши исследования выявили 31 таксон центрических диатомовых водорослей 7 родов: *Actinocyclus* — 1, *Aulacoseira* — 4, *Contricribra* — 2, *Cyclostephanos* — 1, *Cyclotella* — 7, *Discostella* — 1, *Melosira* — 1, *Skeletonema* — 2, *Stephanodiscus* — 8, *Thalassiosira* — 4, в том числе 8 новых для флоры р. Оки (*Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust., *Contricridra weissflogii* (Grun.) Stachura-Suchoples. et Williams, *Cyclotella ambigua* Grun. emend. Genkal, *C. choctawhatcheeana* Prasad emend. Genk, *Stephanodiscus delicatus* Genkal, *S. volgensis* Genkal et Korneva, *Thalassiosira faurii* (Gasse) Hasle, *T. incerta* Makar.). Впервые в пресноводном водоеме обнаружен новый для России вид *Cyclotella marina* (Tanimura, Nagumo et Kato) Ake-Castillo, Okolodkov et Ector, который обильно развигается в морских водах.

Проведена ревизия видового состава р. Оки, которая позволила сократить число зафиксированных ранее видов, разновидностей и форм центрических диатомовых водорослей с 44 до 30 и с учетом наших данных уточнить видовой список, который на сегодняшний день включает 39 таксонов.

Численность центрических диатомовых водорослей была высокой и колебалась от 2.6 до 10.3 млн. кл./л, составляя 5.4–75% общей численности фитопланктона. Биомасса этой группы диатомей изменялась от 1.77 до 7.25 г/м³ (77–96% общей), что свойственно эвтрофным водотокам.

В составе доминирующих видов фитопланктона весной, как и ранее, отмечен *Stephanodiscus hantzschii* (максимальная численность — 3.04 млн. кл./л), реже преобладали *Aulacoseira granulata* (соответственно 1.44) и *S. invisitatus* (0.66). Летом состав доминирующих видов центрических диатомовых водорослей более разнообразен и был сформирован *Aulacoseira ambigua* (до 2.17 млн. кл./л), *Cyclotella meneghiniana* (1.28), *C. meduanae* (1.28), *Stephanodiscus invisitatus* (2.37), реже *Cyclotella atomus* (2.88), *Stephanodiscus neoastreae* (2.37) и *Thalassiosira incerta* (1.47 млн. кл./л). Осенью, как и весной, доминировал в основном *Stephanodiscus hantzschii* (до 2.15 млн. кл./л) в сопровождении *Cyclotella meneghiniana* (0.75).

По-видимому, в условиях потепления климата и увеличения степени минерализации вод в окский планктон активно проникают виды-вселенцы, ранее не характерные для аборигенной флоры. К ним относятся: *Actinocyclus normanii* (< 10 тыс. кл./л), *Contricridra weissflogii* (до 100 тыс. кл./л), *Cyclotella ambigua* (110), *Cyclotella choctawhatcheeana* (< 10), *C. marina* (< 10), *Stephanodiscus delicatus* (до 224), *S. volgensis* (692), *Thalassiosira faurii* (30), *T. incerta* (1469). Большинство этих видов характерно для пресных-солончатых и солончатых-пресных водоемов, а часть из них уже в современный период вошла в состав доминирующих видов планктонных сообществ р. Оки, особенно *Thalassiosira incerta*. Так численность этого вида в районе впадения в

р. Оку р. Теши (~ 160 км выше устья) в августе 2011 г. составляла 4.4–10.52 млн. кл./л, а биомасса — 10.75–23.44 г/м³. Такие показатели обилия не были отмечены для водохранилищ волжского каскада, где предельные величины его численности не превышали 100 тыс. кл./л (Корнева, 2009). Кроме того, отмечается тенденция смещения максимума развития *Aulacoseira granulata* с летнего сезона на конец весеннего. Это свидетельствует о протекании на протяжении второй половины 20 – начала 21 века мощнейшей сукцессии фитопланктона водохранилищ р. Волги и водоемов ее бассейна и является следствием неослабевающего антропогенного воздействия на фоне потепления климата.

Исследование поддержано РФФИ (проект № 12-04-00878).

АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ РЫБ В РЕКЕ ВОЛГЕ

¹Л.К. Говоркова, ²О.К. Анохина

¹ФГБОУ ВПО «Казанский государственный энергетический университет», г. Казань,
govorkovagoncharenko@mail.ru

²ФГБНУ «Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства»
Татарское отделение, г. Казань, nanohin@mail.ru

Река Волга имеет огромное значение для рыбного хозяйства всей России. Ее бассейн охватывает около одной трети поверхности Европейской части. Весной, вовремя таяния снега, вода, стекающая с полей, лесов и лугов, увлекает с собой питательные вещества, вымываемые из почвы, и массу органических остатков животного и растительного происхождения. Здесь создаются весьма благоприятные условия для массового развития водных животных, являющихся основной пищей большинства промысловых рыб.

Кроме рыб, временно использующих реку, главным образом в период размножения, Волга заселена большим количеством видов, встречающихся здесь постоянно. Эти рыбы, коренные обитатели реки, приспособленные к своеобразным условиям жизни в Волге, и являются основой местного промысла (Лапицкий, 1970).

Особенностью гидрологического режима Волги является его непостоянство в течение года, что накладывает особый отпечаток на биологию рыб: весной, во время половодья, река выходит из берегов, затопляя огромные пространства, покрытые лугами и лесом. Летом она входит в берега, площадь водных угодий резко сокращается. Одновременно с этим происходят резкие изменения в скоростях течений, в составе животных, служащих пищей рыбам и т.д. В пределах Татарстана на гидрологический режим Волги оказывает большое влияние река Кама, особенно весной, когда ее подпор замечен не только около Казани, но и выше. В соответствии с характером питания реки, на Волге и течение года отмечаются три паводка: весенний, осенний и зимний. Наряду с этим, в зависимости от количества осадков, летом и осенью наблюдаются и дополнительные паводки. Однако они не носят такого закономерного порядка. Таким образом, очевидно, что наиболее мощным является весенний паводок, который имеет чрезвычайно важное значение в жизни рыб, т. к. большинство из них размножается весной. В зависимости от размеров паводка и сроков нереста определяются не только условия, при которых происходит икрометание, но и судьба выклюнувшейся из икры молоди. Как показали наблюдения Татарского отделения Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства, наиболее благоприятные условия для размножения большинства рыб совпадают со временем высокого стояния полых вод. Именно в это время размножаются такие виды рыбы, как лещ, судак, плотва, осетровые и др. (Лукин, 1971).

Сроки нереста в значительной степени определяются и температурой воды, т. к. от нее зависит время созревания половых продуктов и наличие соответствующих условий на местах нереста. Для высокого стояния полых вод характерно, что к этому времени вода успевает прогреться на проточных участках поймы до 10–12 °С. Рыбы приспосабливаются к этим температурным условиям, сопутствующим остальным показателям среды, благоприятным для жизни потомства. Поэтому для волжских рыб характерно то, что массовое икрометание у них начинается при более низких температурах, чем в озерах и в дельте. Кроме того, рыбы, имеющие большое значение в нашем речном промысле, откладывают икру в один прием. Эта особенность позволяет им полностью использовать тот кратковременный период весеннего паводка, который благоприятен для размножения (Поддубный, 1983).

Для весеннего температурного режима Волги характерно, что в первой половине паводка вода прогревается в верхних участках реки раньше, чем в нижних. Начало икрометания весенне-нерестующих рыб определяется наличием температуры, необходимой для нереста и созревания икры. Поэтому в верхних участках Волги многие рыбы приступают к икрометанию раньше, чем в нижних. Пока указанную выше особенность температурного режима Волги не учитывали при изучении биологии рыб, казалось странным, что в южных участках реки размножение начинается позже, чем в более северных.

После прохождения пика паводка уровень реки вначале меняется быстро, но затем, когда Волга войдет в берега, изменения его становятся более медленными. Если нет сильных дождей, уровень Волги продолжает снижаться вплоть до осенней прибыли, которая отмечается во второй половине сентября, а иногда и раньше. Вслед за осенним паводком уровень реки снова падает. Это обусловлено тем, что с наступлением морозов уменьшается поверхностный сток. Зимний минимум имеет место за несколько дней до ледостава и обычно приходится на вторую половину ноября – в начале декабря. Зимний паводок достигает наибольшей величины вскоре после ледостава, после чего уровень реки медленно понижается до весны (Лукин, 1908).

В результате подпора (поднятия уровня воды) плотины создано огромное Куйбышевское водохранилище. Вплоть до Чебоксар на Волге и до Сокольных Гор на Каме сказалось действие подпора. На сотни километров разлилась река. Изменились природные особенности Волги. Создание Куйбышевского водохранилища несет весьма существенные изменения в рыбное хозяйство. Во много раз увеличилась площадь промысловых угодий, коренным образом изменился состав рыбного населения. Увеличение площади водных угодий обеспечило значительное возрастание рыбных запасов, что дало возможность во много раз повысить уловы.

На качество воды Куйбышевского водохранилища значительное влияние оказывает комплекс факторов, таких как трансграничный перенос загрязняющих веществ, сбросы промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, метеорологические явления.

Куйбышевское водохранилище вытянуто в меридиональном направлении, тянется от лесной ландшафтной зоны на севере и до степной на юге, пересекает всю лесостепную зону. Такая протяженность водоема дает некоторые различия в условиях внешней среды по территории.

Обычно, после весеннего наполнения в течение 2–3 месяцев уровень удерживается на отметке, близкой к НПУ (53.00 м), затем постепенно понижается к началу ледостава до отметки 49.0 м, а в зимний период до отметки 46.2 м.

Сработка уровня сопровождается большими изменениями параметров водохранилища, прежде всего в мелководных зонах. Весной, в период нереста рыб, иногда допускается большая сработка уровня, что отрицательно может сказаться на естественном воспроизводстве запасов всех видов рыб (Баранов, 1956).

Основная масса воды поступает в Куйбышевское водохранилище во время таяния снега, и в этот период происходит его заполнение после зимней сработки. Водохранилище занимает тот участок волжского бассейна, где в основном, заканчивается формирование стока реки. Наличие огромного водосбора обеспечивает ежегодное поступление большого количества органических и биогенных веществ, необходимых для развития растений и животных.

Процесс осадкообразования в водохранилище ведет, в конечном счете, к выравниванию первоначально затопленного рельефа и постепенному занесению и заилению дна. Вся левобережная зона представляет собой заиленную почву, по правому берегу, на русловой части идет чередование песчаного и суглинистого грунта.

Для водохранилища характерно резкое колебание среднемесячных температур по годам, особенно осенью и весной. Это, в свою очередь, определяет те условия, при которых происходит размножение рыб в том или ином году. Распаление льда и различные объемы водных масс в отдельных участках водохранилища привели к тому, что характер прогрева воды теперь стал иным по сравнению с тем, который имел место до зарегулирования стока.

В заливах, где преобладают мелководья, вода прогревается значительно раньше, чем в основном водоеме. Все это привело к тому, что теперь нерестовые температуры наступают при иных условиях окружающей среды, чем это было на Волге. Разница температур воды в глубоководной и мелководной части водохранилища может достигать 5 °С. Осенью и зимой вода остывает медленнее (Баранов, 1956).

Особенно большое значение имеет температура воды в весенний период и в начале лета, т.е. во время инкубации икры и нагула молоди.

В начале 1980-х гг. с введением в строй Чебоксарского и Нижнекамского гидроузлов образовался сплошной Волжско-Камский каскад водохранилищ. Большая сработка воды весной в отдельные годы продолжает происходить. Самые благоприятные годы, без каких-либо больших колебаний уровня воды и отсутствия сильной сработки были 1990 и 1993 гг.

Водохранилище покрылось льдом в конце ноября 2010 г. (28.11.2010). Средняя толщина льда в зимний период составляла 45 см. В 2011 г. сильной сработки уровня воды в зимний период практически не наблюдалось, уровень был достаточно низким (т.е. он не достиг даже 53 м отметки от НПУ), но стабильным. Быстрое повышение уровня воды началось с середины апреля.

Наполнение водохранилища продолжалось достаточно долго, даже все лето держался стабильный уровень, поэтому условия воспроизводства и нагула молоди в 2011 г. были хорошими, что даст возможность в будущем многочисленное пополнение запасов всех видов рыб. Уровненный режим в Куйбышевском водохранилище в 2011 г. можно считать наиболее благоприятным за последние несколько лет.

Весна в 2011 г. была достаточно теплой, без резких перепадов температуры. В июне среднемесячная температура была 19.1 °С, вода прогревалась хорошо. В июле, августе и сентябре температура воды была нормальной и благоприятной для нагула и развития молоди основных промысловых видов рыб, даже в октябре температура была достаточно высокой по сравнению с прошлым годом. Термический режим 2011 г. был благоприятным для воспроизводства и нагула всех промысловых видов рыб.

Куйбышевское водохранилище испытывает высокую антропогенную нагрузку. Возводя города, развивая индустрию, широко применяя в сельском хозяйстве и быту химию, человек нередко загрязняет реки, моря, водоемы. Основная причина загрязнения водных бассейнов — сброс в водоемы неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод промышленными предприятиями, коммунальным и сельским хозяйством.

Характерными источниками загрязнения водных ресурсов Куйбышевского водохранилища являются: строительство и эксплуатация объектов в водоохранной зоне, деятельность многочисленных предприятий топливно-энергетического комплекса, водного транспорта, работа очистных и канализационных сооружений. Это приводит к глобальному загрязнению, что отрицательно сказывается на гидробионтах. К числу наиболее вредных химических загрязнений относятся нефть и нефтепродукты, хлорорганические пестициды, тяжелые металлы (Белоногова, 2001).

Бич сельскохозяйственных районов — биотермические ямы, скотомогильники и главные загрязнители водоемов — это предприятия агропромышленного комплекса. Большинство предприятий АПК не имеют очистных сооружений. Вместо них — аварийные отстойники. Это значит, что неминуемы масштабные сбросы сточных вод водоемы.

Основная антропогенная нагрузка на водохранилище отмечается в створах выпусков сточных вод больших промышленных городов. Большой вклад в загрязнение Куйбышевского водохранилища вносят промышленные предприятия: спиртзаводы, сахарные заводы, мясокомбинаты, маслосеменовые комбинаты, птицефабрики, а также ОАО «КамАЗ-Металлург», Казанский пороховой завод, химический комбинат им. Вахитова, ОАО «Нижекамскнефтехим», «Нижекамскшина», ОАО «Казаньоргсинтез» и другие (Государственный доклад ..., 2010).

Так, в Волжском плесе присутствуют 3 очага загрязнения: г. Новочебоксарск (1945–1947 км от устья), города Волжск и Зеленодольск (1869–1847 км от устья), г. Казань (1839–1816 км от устья). В Камском плесе водохранилища основные зоны загрязнения приурочены к городам Набережные Челны, Нижнекамск, Чистополь. Волжско-Камский, Тетюшский и Ундорский плесы Куйбышевского водохранилища мощных организованных очагов загрязнения не содержат. В Ульяновском плесе крупным очагом загрязнения являются города Ульяновск и Димитровград, и, наконец, в нижнем Приплотинном плесе основным источником загрязнения является г. Тольятти.

Исследованиями ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии РТ», проводившие систематические наблюдения за качеством поверхностных вод Куйбышевского водохранилища было установлено, что удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) колебался 3.0–4.2. Уровень загрязненности поверхностных вод водоема по сравнению с предыдущим годом вырос в пределах одного класса без изменения разряда. Поверхностные воды Куйбышевского водохранилища в среднем по комплексным оценкам характеризовались как «очень загрязненные» (3 «б» класс качества). В районе городов Казани, Зеленодольска, и Нижнекамска воды оцениваются как «грязные». Немного чище вода близ городов Чистополь, Тетюши, Ульяновск, Лаишево, с. Красное Тенишево.

Кислородный режим водохранилища в течение года был удовлетворительным. Однако, в июле содержание растворенного кислорода было несколько заниженным в контрольном створе пункта наблюдений г. Зеленодольска и составило 6.0 мг/дм³ (Государственный доклад ..., 2010).

Количество органических веществ в воде по БПК₅ в основном не превышало ПДК, либо находилось на его уровне, превышение ПДК наблюдалось лишь в устье достаточно крупных рек, (реки Степной Зай, Вятка, Свияга, Уса, Меша) и на водохранилище у г. Казани БПК₅ — 3.0 ПДК. Во всех створах наблюдений отмечены пробы воды со значениями pH > 7.40 ед. Максимальное значение pH = 8.0 ед. зафиксировано на Куйбышевском водохранилище у г. Зеленодольск и 7.9 ед. pH в устье р. Свияга.

Превышение ПДК наблюдалось по 10–15 ингредиентам химического состава воды. Основными загрязняющими веществами Куйбышевского водохранилища являлись соединения меди и марганца, нефтепродукты, фенолы, азот нитритный, азот аммонийный, соединения железа, сульфаты и фосфаты. На качество поверхностных вод в районе г. Казани оказывали влияние нефтепродукты (3.6 ПДК), соединения меди (10.0 ПДК), фенолы (3.0 ПДК), сульфаты (6.2 ПДК), азот аммонийный (2.5 ПДК), азот нитритный (3.5 ПДК). Наблюдения у г. Зеленодольска показали, что содержание соединений марганца было 5.3 ПДК, соединений меди — 2.2 ПДК, нефтепродуктов — 5.4 ПДК, сульфатов — 2.3 ПДК, фенолов — 10.0 ПДК (Государственный доклад ..., 2010).

В заключении можно сказать, что вода занимает особое место среди природных богатств Земли. Значение водных ресурсов в народном хозяйстве — в развитии промышленности, сельского хозяйства, энергетики, водного транспорта, рыбного хозяйства — огромно. Поэтому их охрана и рациональное использование одна из важнейших задач.

Список литературы

- Баранов И.В. Термический и гидрохимический режимы Волги и Куйбышевского водохранилища // Тр. Тат. отд. ВНИОРХ. Л., 1956. Вып.8. 165 с.
- Белоногова Ю.В., Шляхтин Г.В. Токсическое влияние ионов свинца, кадмия и ртути на некоторые виды гидробионтов // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в 21 веке: Мат. Всерос научн. конф. Саратов, 2001. С. 16–17.
- Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Татарстан. 2010.
- Латицкий И.И. Направленное формирование ихтиофауны и управление численностью популяций рыб в Цимлянском водохранилище // Тр. Волгоградского отд. ГосНИОРХ. Волгоград, 1970. Т. 4. № 3. 280 с.
- Лукин А.В., Смирнов Г.М., Платонова О.П. Рыбы Среднего Поволжья. Метод. пособие. Казань: Казанский ун-т, 1971. № 3. 38 с.
- Лукин А.В. Стерлядь // Фауна реки Волги в зоне затопления Чебоксарской ГЭС. Казань: Казан. ун-т, 1980. С. 51–62.
- Поддубный А.Г. Ихтиофауна. Куйбышевское водохранилище. М., 1983.

ТЕМПЕРАТУРНЫЕ ТРЕБОВАНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ, ОБИТАЮЩИХ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ. МОНИТОРИНГ, ПРОБЛЕМЫ, ПЕРСПЕКТИВЫ

В.К. Голованов, А.С. Литвинов

ФГБУН Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина РАН,
п. Борок, Ярославской обл., Россия, kapshbio@rambler.ru

В конце XX и начале XXI веков как в России, так и в других странах, отмечается тенденция потепления климата, что в ряде случаев приводит к существенным перестройкам экосистем водоемов, изменениям гидрологического, гидрохимического и термического режимов (Изменения ..., 2002). В ряде случаев происходит аномальное отклонение температуры воды от средних многолетних значений. Изменяется животный и растительный мир водохранилищ, наблюдается расширение ареалов обитания южных видов рыб и беспозвоночных в северные участки бассейнов рек.

Водохранилища существенно отличаются по гидрологическому и гидрохимическому режиму от незарегулированных рек, количество которых становится все меньше. Плотины гидроэлектростанций, тепловые и атомные электростанции, а также крупные предприятия, расположенные на берегах водохранилищ России, существенно влияют на сезонные изменения температуры водной среды, в которой обитают рыбы и беспозвоночные. Иногда такие флуктуации незначительны и не представляют особого интереса. Однако в ряде случаев разница сезонных или суточных значений температуры между естественными водами и участками тепловых (или охлажденных) сбросов достигает величины от 2–3 до 10 °С. Тепловые или холодные шлейфы воды в зависимости от расположения гидротехнических объектов прослеживаются в водохранилищах на расстоянии от нескольких до десятков километров. Зоны измененных температурных условий, с учетом влияния глобального потепления, начинают играть роль модельных полигонов, на которых может быть прослежена «эволюция» как водных экосистем, так и отдельных видов гидробионтов. Именно на таких участках водохранилищ становится возможным наблюдение изменений эколого-физиологических и эколого-биохимических характеристик рыб и беспозвоночных, а также прогнозировать динамику разнообразия водных животных в ходе возможного повышения температуры воздушной и водной среды на Земном шаре в XXI веке.

В течение последних 20 лет в силу ряда политических и экономических причин в России многолетние систематические исследования влияния тепловых (и холодных) сбросов в водохранилища вблизи ГЭС, ГРЭС и АЭС оказались практически свернутыми (Голованов и др., 1997, 2005). Не проводятся они и в странах ближнего зарубежья. Единственным положительным примером могут служить многолетние исследования литовских ученых на водоемах-охладителях Литовской ГРЭС, а также Игналинской АЭС. В последнем случае изучена не только динамика реакций экосистем водоемов на возрастание тепловых нагрузок, но и обратный процесс (в ходе постепенного прекращения работы атомной станции). Достаточно продуктивно работают и украинские коллеги (Протасов и др., 2011).

Одним из основных элементов экологического мониторинга зон водохранилищ России с измененными температурными условиями является изучение и сопоставление температурных адаптаций водных организмов (в частности, рыб и беспозвоночных) в естественной среде (норма), участках сбросных вод и в экспериментальных (лабораторных) условиях (Голованов, 2012; Голованов и др., 1997, 2005). Исследование различных форм температурных адаптаций рыб и беспозвоночных, а также влияния температуры на водных животных, в различное время успешно проводились в Институте биологии внутренних вод РАН, Институте проблем экологии и эволюции РАН, Зоологическом институте РАН, Институте биологии развития РАН, Институте биологии КНЦ РАН, Мурманском морском биологическом институте КНЦ РАН, а также на биологических факультетах МГУ и ЛГУ, во ВНИИПРХе, ГОСНИОРХе, ПИНРО, АтлантНИРО и других рыбохозяйственных организациях. Это направление гидробиологии и ихтиологии имеет богатую историю, сильно развито в США, Канаде, Англии, Франции, Норвегии, Швеции, Финляндии и ряде других европейских стран. Исследования российских ученых продолжаются и в настоящее время, но только отдельными группами ученых. Ряд исследований выполнен учеными Сибири (Лимнологический институт СО РАН, Красноярский и Иркутский университеты) и Мордовского госуниверситета. Тем не менее, следует отметить, что изучению температурных требований пресноводных гидробионтов как в естественных условиях, так и в эксперименте, уделяется слишком малое внимание.

Оценка температурных границ жизнедеятельности, оптимальных температур роста, питания и поведения, термоизбирания у рыб и беспозвоночных, особенностей температурной акклимации и оцепенения (или «зимней спячки») рыб имеет не только актуальное теоретическое значение, но и важную практическую значимость. Полученные экспериментально нормы температурной жизнедеятельности водных животных позволяют не только прогнозировать эффективность и экологическую безопасность их обитания в естественных и измененных условиях водохранилищ, но и разрабатывать научно обоснованные параметры сброса вод в зонах ГЭС, ГРЭС и АЭС (Голованов, 1996, 2012).

Для полносистемного мониторинга температурных требований гидробионтов в естественных условиях водохранилищ, а также зонах сбросных вод у гидротехнических сооружений, тепловых и атомных электростанций, необходимы исследования, включающие несколько этапов.

1. Создание компьютерной базы данных, включающей в себя температурные критерии жизнедеятельности рыб и водных беспозвоночных — верхние и нижние летальные температуры при различных уровнях тепловой нагрузки, избегаемые температуры, оптимальные температуры питания, роста, поведения и жизнедеятельности, окончательно избираемые и избираемые температуры (термопреферендум), нерестовые температуры, температурные пороги прекращения и начала питания, сигнальные температуры начала и окончания миграций, харак-

теристики температурной акклимации, температуры начала и завершения «зимней спячки» у рыб и диапаузы у беспозвоночных. Список критериев может быть расширен или сокращен по мере накопления данных из российских и зарубежных литературных источников, а также в результате проведения экспериментальных исследований. В отечественной литературе, за редким исключением, такие материалы не систематизированы и представлены в сокращенном виде (Голованов, 1996; Голованов и др., 1997) или известны в виде переводных изданий (Алабастер, Ллойд, 1984). В то же время аналогичные базы-публикации существуют за рубежом в виде крупных статей-обобщений с подробными таблицами (Power plants ..., 1980; Cherry, Cairns, 1982; Beitingger et al., 2000 и др.). Целесообразно уже на стадии накопления данных размещение базы на Интернет-сайте Института биологии внутренних вод РАН для открытого пользования и взаимного обмена информацией с исследователями из России, стран ближнего и дальнего зарубежья.

2. Выбор температурных критериев жизнедеятельности рыб и водных беспозвоночных, которые в наибольшей степени смогут отражать функционирование водных животных во всем диапазоне жизни в меняющихся температурных условиях среды — от нижних летальных до верхних летальных температур. Исходя из методологических подходов канадских и американских физиологов Ф.Е.Дж. Фрая (Fry, 1971), Дж.Р. Бретта (Brett, 1971) и В.С. Ивлева (Ивлев, Лейзерович, 1960), все разнообразие эколого-физиологических и поведенческих параметров, отражающих температурные требования гидробионтов, можно разделить на две основные группы. Одна из них характеризует границы жизнедеятельности (пессимум), другая — оптимальные зоны функционирования особей, популяций и видов. Ключевыми параметрами, на наш взгляд, являются, с одной стороны, летальные температуры (верхние и нижние), а с другой — оптимальные температуры роста и питания, как правило, совпадающие с окончательно избираемыми температурами рыб (Голованов и др., 1997; Голованов, 2012). Приведенные выше показатели логически связаны и сильно коррелируют между собой, что позволяет использовать их в прогностических целях. Таким образом, из многочисленного списка отбираются наиболее значимые критерии, на анализе и оценке которых и следует сосредоточиться позднее. Именно эти критерии могут быть в дальнейшем использованы для мониторинга температурных требований гидробионтов в зонах гидротехнических сооружений, тепловых и атомных электростанций

3. Оценка экспериментальных и полевых методов, которые позволяют получать объективные критерии, в полной мере отражающие температурные требования гидробионтов. Как показывает анализ собственных экспериментальных и полевых данных (Голованов и др., 1997, 2005; Голованов, 2012) и ряда литературных материалов, необходимо в первую очередь учитывать сезон года, в течение которого получены данные, возраст животных, а также их эколого-физиологический статус. Перечисленная выше информация в публикациях часто или отсутствует, или приводится в сокращенном виде, что серьезно затрудняет анализ и систематизацию критериев. Экспериментальные данные по летальным температурам рыб, например, получают с использованием нескольких методов — метода начальных (пороговых) температур (иначе — метода «температурного скачка»), метода критического термического максимума-минимума и метода хронического летального максимума-минимума. Окончательно избираемые температуры в термоградиентных условиях определяют и расчетным методом по результатам кратковременных опытов, и по длительным хроническим экспериментам. В то же время использование только непродолжительных (минуты и часы) опытов часто приводит к искажению данных и их неверной интерпретации. В зависимости от применяемого метода, могут быть получены совершенно несопоставимые результаты, которые затем ошибочно интерпретируются на условия естественной среды и зоны сброса подогретых или охлажденных вод. Для каждой группы критериев, характеризующих температурные границы жизнедеятельности и оптимальные зоны функционирования, должен быть проведен соответствующий анализ и выбор подходящей методики. Возможна также разработка своего рода переводных коэффициентов, позволяющих сравнивать результаты, полученные разными методами.

4. Анализ соотношения температурных требований гидробионтов в естественных условиях водохранилищ, в зонах гидротехнических сооружений (плотин ГЭС), тепловых (ГРЭС) и атомных (АЭС) электростанций. До настоящего времени остается слабо разработанным вопрос о том, насколько различаются данные, полученные в полевых и экспериментальных условиях (Power plants ..., 1980; Алабастер, Ллойд, 1984; Голованов и др., 1997. Не разработаны методические подходы такого сравнительного анализа. Не ясно, возможна ли реализация экспериментально выявленных зон «оптимума» и «пессимума» (границ термоустойчивости) у рыб и водных беспозвоночных в районах тепловых или холодных сбросов. Если ответ положителен (с учетом синергизма — влияния других факторов), то каким образом и в какой степени это происходит. Несомненно, что только в лабораторных условиях становится возможным оценка воздействия температурного фактора своего рода «в чистом виде», в то время как в полевых условиях влияние температуры, как правило, дополняется влиянием и других факторов, в первую очередь, трофического и токсического (Голованов, 2012).

5. Проведение мониторинга температурных требований гидробионтов в зонах гидротехнических сооружений, тепловых и атомных электростанций (на примере выбранных модельных объектов). В бассейне Верхней Волги в качестве таких объектов могут быть выбраны Конаковская ГРЭС (Иваньковское водохранилище), Костромская ГРЭС (Горьковское водохранилище) и плотина Рыбинской ГЭС с перепадом уровня между Рыбинским и Горьковским водохранилищами 19 м (Голованов и др., 2005). На указанных объектах сотрудниками ИБВВ РАН и ИПЭЭ РАН проводились долговременные наблюдения. Кроме того, в лабораториях ИБВВ РАН разработаны методики определения летальных температур и термоизбирания рыб и водных беспозвоночных.

В дополнение к термоадаптационным показателям, в экологическом мониторинге продуктивно использовать также и гидрологические характеристики водохранилищ. Среди них — параметры ледостава, средние температуры воды за сезон; температуры водной массы, суммарный запас тепла за период открытой воды, тепло-

запас за весь год и за каждый отдельный месяц и др. Такие гидрологические показатели в целом дают ясную картину пространственной и временной структуры температурных условий обитания гидробионтов, особенно в том случае, когда накапливается ряд многолетних данных (Литвинов, Рошупко, 1993, 2010). Также весьма полезна информация, характеризующая динамику уровня режима водохранилища, кормовую базу рыб, влияние других биотических и абиотических факторов и различных видов антропогенного воздействия на водоем (Герасимов, Поддубный, 1999).

Следует отметить, что взаимодействие гидробионтов с температурными условиями водной среды можно оценить аналогично их отношению к традиционным экологическим ресурсам, например, трофическим (Magnuson et al., 1979). Так, некоторый объем водных масс с определенной температурой и термическим режимом (в пределах водохранилища или его части) вполне может быть рассмотрен в качестве своеобразного термального ресурса (Голованов, 1996), что, несомненно, указывает на необходимость и актуальность мониторинга температурных требований рыб и беспозвоночных в водоемах.

Решение проблемы охраны и воспроизводства биологических ресурсов, в том числе рыбных ресурсов, требует не только природоохранных мер и мероприятий по воспроизводству, а также новой законодательной базы. Экологические риски ситуации, возникшей летом 2010 г. на территории не только России, но и всего Земного шара, когда среднемесячные температуры воды во внутренних пресноводных водоемах превышали все возможные уровни, в том числе и границу в 30 °C (Мордухай-Болтовской, 1975), которая весьма опасна для водных животных ввиду генотоксических и мутагенных эффектов, ярко свидетельствуют в пользу детальной разработки проблемы температурных адаптаций водных животных. Изменяются условия среды — и рыбы вынуждены приспосабливаться, иногда достаточно быстро к новым реалиям жизнедеятельности. О том, что происходит в том случае, когда превышена верхняя температурная граница жизнедеятельности вида (~27 °C), четко показывает исчезновение в Рыбинском водохранилище корюшки *Osmerus eperlanus*, что привело, в свою очередь, к вселению в водохранилище тюльки *Clupeonella cultriventris*. Таким образом, исследование температурных требований пресноводных рыб сегодня актуально и своевременно, а также имеет важное рыбохозяйственное значение.

Работа выполнена при поддержке Программы фундаментальных исследований Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России: Динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий» и Программы Президента РФ «Ведущие научные школы» НШ-719.2012.4.

Список литературы

- Алабастр Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. 384 с.
- Герасимов Ю.В., Поддубный С.А. Роль гидрологического режима в формировании скоплений рыб на мелководьях равнинных водохранилищ. Ярославль: ЯрГТУ, 1999. 171 с.
- Голованов В.К. Эколого-физиологические закономерности распределения и поведения пресноводных рыб в термоградиентных условиях: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Москва, 2012. 47 с.
- Голованов В.К. Эколого-физиологические аспекты терморегуляционного поведения пресноводных рыб // Поведение и распределение рыб. Докл. 2-го Всероссийск. совещ. Поведение рыб. Борок. 1996. С. 16–40.
- Изменения климата и их последствия. Материалы специальной сессии Ученого совета Центра международного сотрудничества по проблемам окружающей среды, посвященной 80-летию академика М.И. Будыко (19–20 мая 1999 г.). СПб: Наука, 2002. 269 с.
- Голованов В.К., Свирский А.М., Извеков Е.И. Температурные требования рыб Рыбинского водохранилища и их реализация в естественных условиях // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль, 1997. С. 92–123.
- Голованов В.К., Смирнов А.К., Болдаков А.М. Воздействие термального загрязнения водохранилищ Верхней Волги на рыбное население: современное состояние и перспективы // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Изд-во ОАО Рыбинский Дом печати, 2005. С. 59–81.
- Ивлев В.С., Лейзерович Х.А. Экологический анализ распределения животных в градиентных температурных условиях // Тр. Мурманск. морск. биол. ин-та. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1960. Вып.1(5). С. 3–27.
- Литвинов А.С., Рошупко В.С. Термическая характеристика водохранилищ Волжского каскада // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрхимических характеристик во внутренних водоемах. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 3–24.
- Литвинов А.С., Рошупко В.С. Многолетние изменения элементов гидрометеорологического режима Рыбинского водохранилища // Метеорология и гидрология. 2010. № 7. С. 65–75.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов (обзор) // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7–69.
- Протасов А.А., Семенченко В.П., Силаева А.А., Тимченко В.М., Бузевич И.Ю., Гулейкова Л.В., Дьяченко Т.Н., Морозова А.А., Юришинец В.И., Ярмошенко Л.П., Примак А.Б., Морозовская И.А., Масько А.Н., Голод А.В. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки // Под ред. А.А. Протасова. Киев: Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с.
- Beitinger T.L., Bennet W.A., McCauley R.W. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature // Environ. Biol. Fishes. 2000. Vol. 58. № 3. P. 237–275.

- Brett J.R. Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) // Am. Zool. 1971. V. 1. № 11. P. 99–113.
- Cherry D.S., Cairns J.Jr. Biological monitoring. Part V. Preference and avoidance studies // Water Res. 1982. V. 16. № 3. P. 263–301.
- Fry F.E.J. The effect of environmental factors on the physiology of fish // Fish physiology. V. VI. New York, 1971. P. 1–98.
- Magnuson J.J., Crowder L.B., Medvick P.A. Temperature as an ecological resource // Thermoregulation in ectotherms. Symp. Richmond. 1978 / Amer. Zool. 1979. V. 19. № 1. P. 331–343.
- Power plants. Effects on fish and shellfish behavior. [Ed. Hocutt Ch. H., Stauffer J.R., Edinger J.E., Hall L.W., Morgan R.P.] New York–London–Toronto–Sydney–San Francisco: Academic Press, 1980. 346 p.

ИЗМЕНЕНИЕ БИОПРОДУКЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОД ПО ДЛИНЕ РУЗСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.В. Гончаров, Н.Е. Лихачева, Н.А. Шидловская

МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991 Москва, Ленинские горы, tata15333@mail.ru

Под биопродукционными характеристиками мы подразумеваем такие, которые, с одной стороны, описывают продуктивность вод, а с другой стороны — выступают в качестве факторов, влияющих на её формирование. Это может быть первичная продукция, биомасса различных групп организмов, содержание в воде биогенных и органических веществ, температура, прозрачность воды и ряд других параметров. Поскольку Рузское водохранилище — водоём долинного типа (длиной около 28 км и шириной до 5 км), можно ожидать, что от верховья к плотине будет происходить существенное изменение водной экосистемы.

В работе использованы многолетние материалы лаборатории МГУП «Мосводоканал» за 1984–2000 гг.; пробы отбирались ежемесячно в верхней части водохранилища (у с. Осташево), в средней части (у с. Щербинки) и в нижней (у плотины гидроузла). При анализе производилось осреднение данных за вегетационные сезоны всех лет, либо помесечно.

Анализ материалов показал, что от верховья к плотине последовательно уменьшается биомасса фитопланктона, составляя 5.2 мг/л в Осташево, 4.6 мг/л в Щербинках и 2.6 мг/л в приплотинном районе (по средним за вегетационные сезоны 1984–2000 гг. данным). Сходным образом изменяется содержание сапрофитных бактерий: 164 – 134 – 98 кл/мл. Такой характер распределения бактерий и водорослей можно объяснить тем, что в верховья водохранилища р. Руза постоянно приносит питательные минеральные и органические вещества, поступающие в нее с территории водосборного бассейна. Кроме того, при небольшой глубине, воды верховья легче прогреваются и перемешиваются, чем в глубоководном приплотинном районе.

На графике сезонных изменений фитопланктона также хорошо видны различия между районами водохранилища (рис. 1).

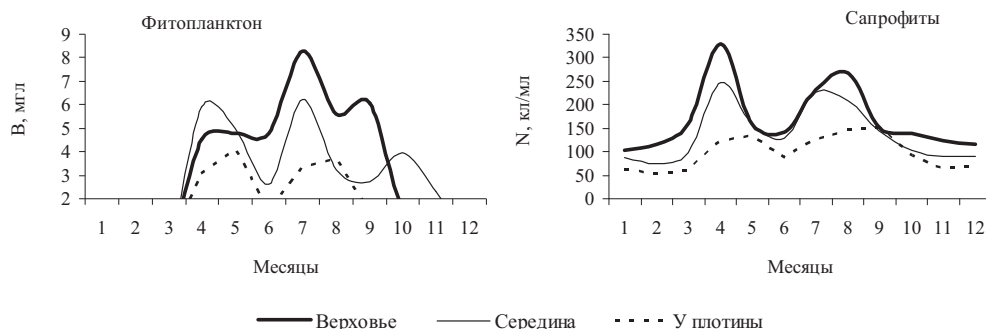


Рис. 1. Сезонные изменения биомассы фитопланктона и численности сапрофитных бактерий в разных районах Рузского водохранилища.

В приплотинном районе прослеживаются характерные для мезотрофных водоемов изменения: весенний и позднелетний пики фитопланктона, с минимумом в начале лета, вызванным уменьшением количества биогенных элементов и активной фильтрационной деятельностью дафний. В верхнем районе (у Осташево) высокая биомасса фитопланктона (4.5–8.3 мг/л) наблюдается в течение всего вегетационного периода, что можно объяснить постоянной подпиткой водорослей биогенами из р. Рузы. Сезонные изменения фитопланктона в Щербинках носит промежуточный характер.

Сезонные изменения сапрофитных бактерий, основу питания которых составляют легкоокисляемые органические вещества, сходны с изменениями фитопланктона (рис. 1). По-видимому, увеличение количества бактерий приурочено к массовому развитию фитопланктона весной и поздним летом.

Можно предположить, что выявленное распределение фитопланктона и бактерий по длине Рузского водохранилища зависит от тех или иных гидролого-гидрохимических условий; рассмотрим некоторые из них (табл. 1). Как видно из таблицы, от верховья к плотине возрастает мутность воды, что может быть связано с поступлением взвешенных веществ с водами р. Рузы, а также — с неравномерностью развития фитопланктона. Те же причины могут приводить к аналогичному увеличению окисляемости, БПК₅, а также цветности воды вдоль водохранилища.

Таблица 1. Распределение некоторых биопродукционных параметров вод по длине Рузского водохранилища (среднее за вегетационные сезоны 1984–2000 гг.)

Показатели	В верховьях (Осташево)	Посередине (Щербинки)	В нижней части (у плотины)
Мутность, мг/л	6.6	5.2	3.6
Окисляемость, мгО/л	9.1	8.8	8.2
Цветность, град.	36	30	26
БПК ₅ , мгО/л	3.3	3.1	2.9
P-PO ₄ ³⁻ , мг/л	0.053	0.049	0.039
Nсум, мг/л	0.63	0.63	0.61
SiO ₂ , мг/л	3.3	2.8	2.5
Железо, мг/л	0.17	0.11	0.08
O ₂ , %	87.1	85.2	81.8
pH	8.1	8.1	8.1
Щелочность, мг-экв/л	2.91	2.68	2.58
Температура, °C	8.9	8.9	9.0
Сапрофиты, кл/мл	164	134	98
Биомасса фитопланктона, мг/л	5.2	4.6	2.6

От верховья к плотине увеличивается содержание фосфатов, кремния, железа. В то же время различий в содержании азота и величины pH не наблюдается (Nсум — суммарное содержание азота нитратов, нитритов и аммония). Температура воды по районам в среднем одинакова, однако верховья быстрее прогреваются весной и охлаждаются осенью. Так, температура воды в мае у Осташево составляет 13.0 °C, у Щербинок — 12.0 °C, у плотины — 11.3 °C; в октябре, соответственно, 7.9, 8.0 и 9.5 °C (по средним многолетним данным).

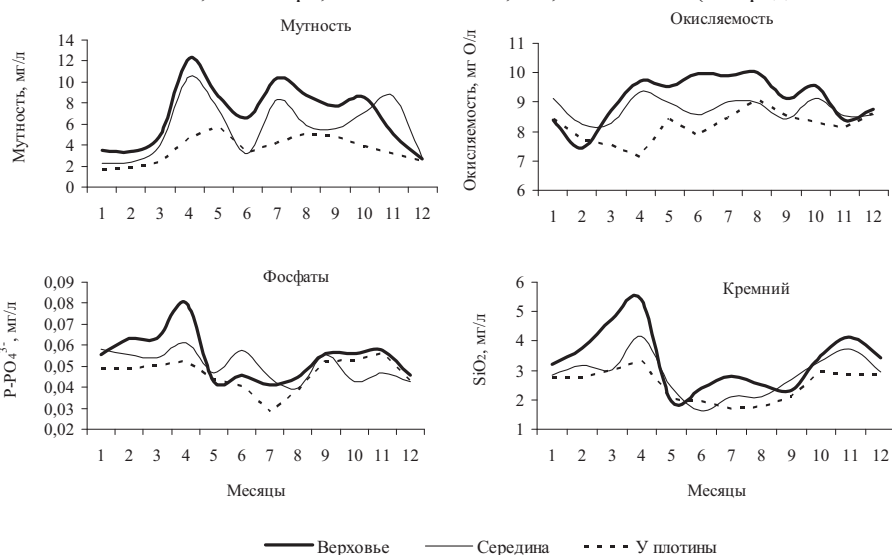


Рис. 2. Сезонные изменения некоторых биопродукционных параметров вод в разных районах Рузского водохранилища (среднее за вегетационные сезоны 1984–2000 гг.).

ность биопродукционных характеристик, связанная с притоком речных вод в его верхней части, а также — с морфометрическими различиями участков водоема. Сезонные изменения содержания биогенных элементов и органических веществ зависят также от изменения интенсивности протекания биологических процессов в течение года.

МНОГОЛЕТНИЕ ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

И.Л. Григорьева

Иваньковская НИС ГФБУН Институт водных проблем РАН,
117251, Тверская обл., г. Конаково, ул. Белавинская, 61-А, Irina_Grigorieva@list.ru

Физико-географические условия водосборных бассейнов верхневолжских водохранилищ (табл. 1) играют определяющую роль при формировании их гидрохимических режимов, для которых характерна малая (Верхневолжское) или средняя минерализация воды (Иваньковское, Угличское) и высокое содержание окрашенного органического вещества (ОВ) гумусовой природы.

Определяющее значение для формирования гидрохимического режима и качества воды Верхневолжского водохранилища играют природные факторы, т.к. антропогенная нагрузка невелика. По сравнению с другими

водохранилищами бассейна Верхней Волги в воде отмечаются более высокие значения цветности, железа общего и аммонийного иона.

Таблица 1. Морфометрические характеристики исследованных водохранилищ Верхней Волги при НПУ

Характеристика	Верхневолжское	Иваньковское	Угличское
НПУ, м	206.5	124.00	113.00
Площадь водного зеркала, км ²	183	327	249
Полный объем, км ³	0.794	1.12	1.245
Средняя глубина, м	4.4	3.4	5.0
Наибольшая глубина, м	16.1	19.0	23.2
Длина, км	92.5	111	146
Наибольшая ширина, км	4.4	8.0	5.0

На химический состав водных масс Иваньковского и Угличского водохранилища большое влияние оказывают антропогенные факторы (диффузный сток с береговой зоны, коммунально-бытовые и промышленные стоки, рекреация).

Для водной массы Иваньковского водохранилища характерна повышенная цветность и высокие значения ХПК. Гидрохимический режим Угличского водохранилища в большой степени зависит от сбросов воды из Иваньковского. Для водных масс Угличского водохранилища характерны более высокие значения фосфатов и сульфатов в период летней межени по сравнению с Иваньковским водохранилищем.

В последние десятилетия все возрастающий вклад в изменение химического состава воды водохранилищ Верхней Волги вносят антропогенные факторы (сброс сточных вод, плоскостной смыв с территории промышленных и сельскохозяйственных предприятий и селитебных территорий, рекреация).

В Верхневолжское водохранилище поступают сточные воды МУП ЖКХ п. Пено.

В береговой зоне Иваньковского водохранилища расположен 21 выпуск сточных вод, в том числе и от г. Тверь — самого крупного города региона, численность жителей которого составляет порядка 450 тыс. человек. Так в 2007 г. от предприятий г. Тверь в Волгу было сброшено 151897 тыс. м³ сточных вод, а в Иваньковское водохранилище в пределах Конаковского района — 94000 тыс. м³ сточных вод. В водоохраной зоне Угличского водохранилища на конец 2006 г. было расположено 12 предприятий имеющих локальные очистные сооружения, 5 водозаборов и 6 городских очистных сооружений, 39 промышленных предприятий и 21 сельхоз-предприятие, 38 баз отдыха и 12 мест зеленых стоянок, садоводческие товарищества. Крупными предприятиями, осуществляющими забор воды из Угличского водохранилища, являются 4 предприятия коммунального хозяйства. По данным, представленным этими водопользователями, для нужд экономики в 2005 г. забор воды из Угличского водохранилища составил 18335.33 тыс. м³. Большое число хозяйств осуществляет забор воды из скважин. Организованные выпуски сточных вод осуществляют 23 водопользователя. Общий объем сточных вод в 2005 г. составил 20174.356 тыс. м³/год.

Для верхней Волги и ее водохранилищ характерна межгодовая и межсезонная динамика основных показателей гидрохимического режима.

Так для Иваньковского водохранилища (табл. 2) цветность воды обычно колеблется в интервале от 40 до 140° Pt-Co шкалы цветности, а значения перманганатной окисляемости в диапазоне от 7.3 до 28 мгО/дм³. Цветность воды, как правило, зависит от притока высоко окрашенных вод с водосбора, а также от водности периода. В год пониженной водности (2007 г.) в воде Иваньковского водохранилища отмечались более высокие значения БПК₅. Диапазон изменения значений БПК₅ — 0.8–5.1 мгО₂/дм³ (табл. 2).

Таблица 2. Минимальные и максимальные значения некоторых показателей качества воды Иваньковского водохранилища в створах наблюдений за период с 2007 по 2009 гг.

Показатель	Городня		Безбородово		Заборье		Верхний бьеф	
	Мин.	Макс.	Мин.	Макс.	Мин.	Макс.	Мин.	Макс.
Цветность, °	35	140	40	130	45	140	40	120
ПО, мгО/дм ³	9.2	28	9.2	19.6	7.6	16.2	7.3	22.4
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	0.8	3.2	0.8	4.7	0.4	5.1	0.7	3.1
Фосфаты, мг/дм ³	0.02	0.13	0.02	0.17	0.01	0.13	0.01	0.11
Аммонийный ион, мг/дм ³	0.05	0.57	0.19	0.68	0.20	0.42	0.10	0.48
Нитрит-анион, мг/дм ³	0.02	0.09	0.01	0.07	0.02	0.11	0.01	0.07
Нитрат-ион, мг/дм ³	0.7	4.4	0.4	4.2	0.6	3.8	0.4	4.2
Сульфаты, мг/дм ³	9.4	34.4	8.6	47.3	9.6	34.6	10	43
Хлориды, мг/дм ³	3.6	12.5	2	14.5	3.2	11	2.5	13.8

Для Иваньковского водохранилища характерны высокие концентрации биогенных элементов. Концентрация фосфатов в исследуемый период (табл. 2) колебалась в интервале от 0.01 до 0.17 мг/дм³, аммонийного иона от 0.05 до 0.68 мг/дм³, нитрат иона от 0.4 до 4.4 мг/дм³, нитрит иона — от 0.01 до 0.11 мг/дм³. Повышенные концентрации аммонийного иона и нитрат-иона, как правило, отмечаются в зимний период, когда происходит минерализация органического вещества.

Повышенные концентрации сульфатов в воде Иваньковского водохранилища отмечаются, в основном, в период открытой воды в год пониженной водности, а максимальные значения хлоридов наблюдаются в весенний период также года пониженной водности.

Таким образом, водность периода играет большую роль в формировании гидрохимического режима и качества воды Иваньковского водохранилища. Недоучет водности периода может привести к серьезным просчетам при прогнозных оценках качества воды водоема.

Для того чтобы оценить многолетние тенденции изменения качества воды верхневолжских водохранилищ нами был произведен сравнительный анализ осредненных гидрохимических данных по солевому составу Верхневолжских водохранилищ за 1969–1974 гг. (Волга и ее жизнь, 1978) и данных собственных исследований за 2008–2011 гг. (табл. 4). Такое сравнение не совсем корректно, поскольку водность всех лет с 1969 по 1974 гг. близка или ниже среднемноголетней, а водность последних лет, в основном, выше среднемноголетней величины (табл. 3). Но поскольку опубликованных данных по гидрохимическому режиму верхневолжских водохранилищ явно недостаточно, поэтому для сравнения пришлось использовать имеющиеся.

Таблица 3. Сумма годовых осадков (мм) по метеостанции Тверь

Год	1969	1970	1971	1972	1973	1974	2008	2009	2010	2011	Средняя многолетняя
Сумма осадков	630	633	620	515	560	650	776	858	698	660	623

Сравнительный анализ средних концентраций главных ионов солевого состава и сумм главных ионов за период с 1969 по 1974 гг. и за период с 2008 по 2011 гг. показал, что в оба периода сохраняется сезонная изменчивость сравниваемых компонентов. Средние показатели за 2008–2011 гг. в основном ниже, чем средние за 1969–1974 гг.

Сравнительный анализ некоторых показателей гидрохимического режима верхневолжских водохранилищ, измеренных во время экспедиционных исследований в летнюю межень 2009 г. (Дебольский и др., 2010) со средними летними значениями за период с 1969 по 1974 гг. (Волга и ее жизнь, 1978) выявил следующее. Значения рН воды в замыкающих створах исследуемых водохранилищ летом 2009 г. были выше средних значений за период с 1969 по 1974 г. Средние многолетние значения суммы главных ионов в замыкающем створе Иваньковского водохранилища были выше, чем летом 2009 г. Так в период экспедиционных исследований в 2009 г. в Иваньковском водохранилище сумма главных ионов составила 174 мг/дм³, а в период с 1969 по 1974 гг. она колебалась в интервале от 188 до 246 мг/дм³. В Угличском водохранилище летом 2009 г. сумма главных ионов составила 183 мг/дм³, что близко к среднему значению в 177.2 мг/дм³ за период с 1969 по 1974 гг.

Таблица 4. Солевой состав воды Верхневолжского водохранилища средний за 1969–1974 гг. и за 2008–2011 гг. (мг/дм³)

Сезон	Σ ионов	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Верхневолжское водохранилище							
Зима	133.8/136.6	30.6/24.5	5.5/7.1	1.4/1.0	78.6/94.6	13.7/7.8	4.0/1.6
Весна	108.1/80.5	22.5/12.5	3.2/3.0	2.8/2.0	62.7/52.8	12.6/9.4	4.3/0.8
Лето	129.8/104.9	26.8/18.1	4.3/3.2	3.8/3.2	80.3/70	9.4/8.2	5.2/2.2
Осень	126.1/108.2	26.3/19.3	3.9/3.6	1.5/1.1	80.4/75	10.3/7.0	3.7/2.2
Иваньковское (Иваньковский плес)							
Зима	311.4/233.3	51.9/39.6	13.3/10	-	192.8/160.1	39.7/17.0	13.7/6.6
Весна	136.9/253	26.2/42.3	5.2/11.3	-	82.9/169.3	19.0/22.6	3.6/7.5
Лето	200.5/184.1	36.9/31.8	6.8/7.5	-	129.0/131.0	22.6/10.0	5.2/3.8
Осень	252.3/228	40.4/38.0	9.5/10.6	-	144.7/156.3	28.1/19	9.6/4.1
Угличское водохранилище (Средние в створах Калязин и Углич)							
Зима	332.9/263.4	56.6/48	15/9.7	-	192.8/160.1	39.7/17.0	13.7/6.6
Весна	142.5/201.3	25.6/34.5	5.4/9.5	-	82.9/169.3	19.0/22.6	3.6/7.5
Лето	187.2/190.6	35.1/32.6	7/8	-	129.0/131.0	22.6/10.0	5.2/3.8
Осень	234.6/222.4	41.1/36	9.4/10.4	-	144.7/156.3	28.1/19	9.6/4.1

Исследование многолетней динамики нитритного и нитритного азота в воде замыкающего створа Иваньковского водохранилища показало, что наблюдается нарастание среднегодовых концентраций нитритного (от 0.013 в 1995 г. до 0.029 мг/дм³ в 2004 г.) и нитратного азота (от 1.34 до 2.25 мг/дм³ в 2004 г.).

Сравнительный анализ гидрохимических показателей и ингредиентов верхневолжских водохранилищ в меженный период близких по водности 1997 г. (Гидрохимическая характеристика ..., 2001) и 2008 гг. показал, что значения ХПК в воде Иваньковского водохранилища летом 2008 гг. были выше, чем в 1997 г., что может быть свидетельством возрастающей органической нагрузки на водоем.

В таблице 5 приведены концентрации биогенных элементов в воде Иваньковского водохранилища в период вегетации в 1980–1990 гг. и в 2001–2003 гг. Сравнительный анализ значений показал, что за многолетний период в Волжском плесе отмечается увеличение концентраций иона аммония и нитрит-иона и максимальных концентраций фосфат-иона. В Шошинском плесе также отмечается существенное увеличение концентраций иона аммония и фосфат-иона, в Иваньковском плесе наблюдается увеличение концентраций иона аммония.

Таблица 5. Содержание биогенных элементов в Ивановском водохранилище в период вегетации (май–октябрь): I — 1980–1990 гг. (по: Экологические проблемы ..., 2001); II — 2001–2003 гг. (по: Анучкин и др., 2004)

	NH_4^+ , мг/дм ³	NO_2^- , мгN/ дм ³	NO_3^- , мгN/ дм ³	PO_4^{3-} , мкгP/ дм ³	Si, мг/ дм ³	Fe _{общ.} , мг/ дм ³
Волжский плес						
I	<u>0.03-0.52</u> 0.20	<u>0.001-0.017</u> 0.09	<u>0.27-1.40</u> 0.55	<u>24-150</u> 69	<u>0.1-2.2</u> 1.42	<u>0.3-1.25</u> 0.54
II	<u>0.02-0.85</u> 0.24	<u>0.003-0.027</u> 0.010	<u>0.023-0.91</u> 0.30	<u>16-166</u> 52	<u>0.1-1.9</u> 0.7	<u>0.1-1.4</u> 0.26
Шошинский плес						
I	<u>0.01-0.16</u> 0.08	<u>0.001-0.030</u> 0.009	<u>0.01-0.60</u> 0.26	<u>10-49</u> 36	<u>0.2-25</u> 1.2	<u>0.31-0.87</u> 0.48
II	<u>0.09-0.62</u> 0.28	<u>0.002-0.018</u> 0.007	<u>0.02-0.54</u> 0.21	<u>16-176</u> 55	<u>0.1-2.5</u> 1.1	<u>0.1-0.7</u> 0.3
Иваньковский плес						
I	<u>0.01-0.29</u> 0.16	<u>0.003-0.025</u> 0.009	<u>0.16-1.22</u> 0.55	<u>29-87</u> 49	<u>0.1-3.0</u> 1.5	<u>0.19-0.82</u> 0.49
II	<u>0.025-0.39</u> 0.19	<u>0.02-0.019</u> 0.007	<u>0.002-0.77</u> 0.30	<u>16-156</u> 42	<u>0.4-1.0</u> 0.6	<u>0.1-1.5</u> 0.35

Таким образом, анализ гидрохимических характеристик верхневолжских водохранилищ за многолетний период показал, что по сравнению с началом 1970-х гг. наблюдается уменьшение концентраций хлоридов и сульфатов в воде водоемов, что можно объяснить уменьшением поступления этих загрязняющих веществ со сточными водами городов.

В Ивановском водохранилище за многолетний период произошло увеличение содержания органических веществ и биогенных элементов, что вызвано значительной антропогенной нагрузкой на водоем.

Поскольку качество воды Угличского водохранилища в значительной степени определяется составом вод, поступающих из Ивановского, а также составом сточных и диффузных вод, то можно предположить, что биогенная нагрузка на водоем за многолетний период увеличилась, что следует подтвердить дальнейшими исследованиями.

Список литературы

- Анучкин В.П., Григорьева И.Л., Ермолаев В.В., Чермных Л.П. Трансформация качества воды мелководий Ивановского водохранилища под воздействием антропогенных факторов // Мат. Межд. конф. Экологические проблемы литорали равнинных водохранилищ. Казань, 2004. С. 6–8.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 350 с.
- Гидрохимическая характеристика верхневолжских водохранилищ в меженный период // Водные ресурсы. 2001. Т. 28, № 5. С. 606–614.
- Дебольский В.К., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Корчагина Я.П., Хрусталева Л.И., Чекмарева Е.А. Современная гидрохимическая характеристика реки Волга и ее водохранилищ // Вода: Химия и экология. 2010. № 11. С. 2–12.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, 2001. 427 с.

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.Л. Григорьева, Е.А. Чекмарева

Иваньковская НИС ГФБУН Институт водных проблем РАН, 117251, Тверская обл.,
г. Конаково, ул. Белавинская, 61-А, Irina_Grigorieva@list.ru, S_Taya@list.ru

Под рекреационным водопользованием рядом авторов понимается деятельность населения, связанная с осуществлением различных видов рекреационных занятий (отдыха, спорта, туризма) на акватории и побережье рек и водоемов, которая оказывает прямое или косвенное (опосредованное) воздействие на качество воды и экосистемы водных объектов (Авакян и др., 1983; Ланцова, 2009; Ланцова и др., 2004). Следует отметить, что в рекреационное водопользование вовлекаются и акватории, и побережья водных объектов, т.к. при развитии рекреации используются как береговые зоны, так и аквальные комплексы, причём зачастую рекреационные нагрузки на побережья значительно выше нагрузок на акваторию. Воздействие рекреации на водные объекты может осуществляться как прямым путем (утечка нефтепродуктов, смыв загрязнений с тела, прикормка при рыболовстве, отбросы и отходы), так и косвенным (вторичное загрязнение при взмучивании донных отложений, поступление загрязнений с рекреационных территорий как с поверхностным, так и с подземным стоком и т.д.). Предъявляя определенные требования к гидрологическому и гидрохимическому режиму водохранилищ, рекреация вносит свой, в основном, негативный вклад в их геоэкологическое состояние.

При исследовании влияния рекреационного водопользования на экологическое состояние и качество воды водных объектов следует выделять две категории отдыха: организованный и неорганизованный (самодельный).

ный), которые существенно отличаются друг от друга (Григорьева и др., 2000; Ланцова, 2009; Ланцова и др., 2004, 2005).

При организованном отдыхе происходит равномерное распределение рекреационных нагрузок в течение года или сезона и по территории, в то время как при самостоятельном отдыхе распределение нагрузок во времени носит случайный (стихийный) характер и приурочено к конкретным участкам береговой зоны. При организованном отдыхе, в отличие от неорганизованного, планируется оптимальное размещение и размеры функциональных зон. При неорганизованном отдыхе отсутствуют элементы обустройства рекреационных территорий, а при организованном отдыхе они предусматриваются уже на стадии проекта.

Анализ литературных данных и многолетние исследования авторов на Иваньковском водохранилище позволили выявить основные геоэкологические проблемы рекреационного водопользования водохранилищ и оценить влияние различных видов отдыха на качество воды водоема.

Иваньковское водохранилище — крупный водоем комплексного назначения, расположенный в 130 км к северо-западу от г. Москва, в основном в пределах Конаковского района Тверской области. Создано водохранилище в 1937 г., относится к русловому типу. Мелководья с глубинами до 2 м занимает 48% водной площади водоема. Площадь водосборного бассейна составляет 41000 км², в ее пределах находятся 17 административных районов, 18 городов (Ланцова и др., 2004). В настоящее время водохранилище используется для водоснабжения г. Москвы, для выработки электроэнергии на Иваньковской ГЭС, для охлаждения турбин Конаковской ГРЭС, судоходства, рыболовства и рекреации. Массовое рекреационное освоение водоема началось в 1970-е гг. и в дальнейшем только усиливалось.

На Иваньковском водохранилище и его берегах широко развиты такие виды отдыха как купание, любительское рыболовство (особенно в зимний период), отдых с использованием маломерных судов (моторные лодки, катера, яхты, байдарки) и автотранспорта, сбор грибов, ягод и растительного сырья (лечебные травы), лыжные и велосипедные прогулки и походы и т.д. Из 183 км береговой зоны Иваньковского водохранилища только 65% пригодны для рекреационного водопользования. Из них 29% пригодны для отдыха с использованием акватории и побережья, и 36% — для отдыха с использованием только акватории. Более 35% береговой линии водохранилища не пригодны для рекреационного использования вследствие антропогенного фактора и природных условий (Авакян и др., 1983). Благоприятные для рекреационного использования участки испытывают довольно значительные антропогенные нагрузки, что приводит к развитию процессов рекреационной дигрессии береговых и аквальных комплексов водохранилища.

Организованный отдых на территории Конаковского района представлен 36 учреждениями отдыха и оздоровления общей площадью 523 га (0.2% от общей площади района) (Постановление ..., 2008). Основная нагрузка на Иваньковское водохранилище от различных комплексов отдыха происходит за счет выпуска сточных вод, пляжного отдыха, организации рыбалки и другое.

Исследование влияния рекреационного водопользования на качество воды и геоэкологическое состояние Иваньковского водохранилища проводилось авторами летом 2002–2003 и 2010–2011 гг. по всей акватории водоема и на отдельных его участках, в частности на городском пляже г. Конаково. Летние периоды 2002 и 2010 гг. были жаркими, со средними температурами июля месяца 21.7 и 24.9 °С соответственно и с малым количеством осадков в июле (26 и 10 мм соответственно). Летний период 2003 г. был более прохладным, чем лето 2002 г., а лето 2011 г. было более прохладное, чем в 2010 г. Средняя июльская температура в 2003 г. составила 20.5 °С, а в 2011 г. она равнялась 22.2 °С.

Изменение гидрохимических показателей в воде Иваньковского водохранилища в районе городского пляжа Конаково в течение выходного дня и нагрузка на пляж представлены в табл. 1.

Исследования показали, что к вечеру в воде водохранилища увеличиваются концентрации аммонийного иона и фосфатов (табл. 1). В 2010–2011 гг. в воде водохранилища в районе городского пляжа Конаково по сравнению с 2002–2003 гг. (табл. 2) увеличились концентрации фосфатов и нитратного аниона, т.е. наблюдается тенденция к ухудшению качества воды.

Таблица 1. Изменение гидрохимических показателей воды на пляже г. Конаково, июль 2010 г.

Время отбора проб воды	Нагрузка на пляж, человек	Температура воды, °С	Аммонийный ион, мг/дм ³	Нитрат-анион, мг/дм ³	Фосфаты, мг/дм ³
9:00—10:00	64	23.4	<u>0.2-0.27</u> 0.25	<u>0.6-0.74</u> 0.64	<u>0.018-0.028</u> 0.023
14:00—15:00	1067	25.3	<u>0.15-0.32</u> 0.23	<u>0.62-0.76</u> 0.68	<u>0.018-0.032</u> 0.024
19:00—20:00	740	24.7	<u>0.17-0.36</u> 0.26	<u>0.61-0.77</u> 0.67	<u>0.028-0.046</u> 0.036

*В числителе — min и max; в знаменателе — среднее.

Купание, как массовый вид отдыха, вносит свой вклад в микробиологическое, биогенное и вторичное загрязнение водоема. Так человек в течение 10-минутного купания вносит в воду свыше 3 млрд. сапрофитных бактерий и от 100 тыс. до 20 млн. кишечных палочек (Соловьева, 1983). Кроме микробного загрязнения, каждый купающийся вносит в водоем в среднем 75 мг общего фосфора и 695 мг общего азота (Шамардина, 1975). Исходя из этого в летний сезон 2011 г. при нагрузке на городской пляж г. Конаково в 200 тыс. чел./дней привнос веществ в водохранилище составил: по азоту — 140 кг, по фосфору — 15 кг. Предыдущие

исследования (Ланцова и др., 2005) показали, что максимальные поступления общего азота и фосфора не превышают 900 и 100 кг соответственно, что соизмеримо с поступлением этих веществ в водохранилище с очищенными сточными водами г. Твери за 3 часа. Можно констатировать, что влияние купания на водоем кратковременно, локально и незначительно, но поскольку Иваньковское водохранилище имеет статус эвтрофного водоема, то любое дополнительное внесение биогенов негативно сказывается на его геоэкологическом состоянии.

Таблица 2. Изменение гидрохимических показателей воды в районе городского пляжа г. Конаково в различные годы в выходной день

Год	Температура воздуха за летний период, °С	Температура воды, °С	Нагрузка, чел.	Аммонийный ион, мг/дм ³	Нитрат-анион, мг/дм ³	Фосфаты, мг/дм ³
2002	<u>11-32</u> 23	26.5	1400	<u>0.03-0.05</u> 0.33	<u>0.08-0.14</u> 0.11	<u>0.006-0.031</u> 0.016
2003	<u>5-29</u> 19	26.7	1522	<u>0.4-0.71</u> 0.54	<u>0.11-0.17</u> 0.15	<u>0.001-0.031</u> 0.008
2010	<u>8-39</u> 26	27.5	1067	<u>0.15-0.36</u> 0.25	<u>0.55-0.77</u> 0.66	<u>0.018-0.046</u> 0.028
2011	<u>16-32</u> 24	27.5	1007	<u>0.19-0.42</u> 0.29	<u>0.35-0.60</u> 0.44	<u>0.003-0.058</u> 0.013

*В числителе — min и max; в знаменателе — среднее.

Под воздействием массового купания в мелководных зонах водохранилища, по сравнению с русловой частью, наблюдается увеличение концентраций сульфатов, аммонийного иона, нитратов и нитритов, общего фосфора, БПК₅ (Григорьева и др., 2005).

В результате рекреационного использования береговой зоны водохранилищ существенно изменяются почвенно-растительные условия береговых комплексов. Уплотнение и истирание верхнего горизонта почв, нарушение (или уничтожение) травяного покрова изменяют интенсивность и характер плоскостного смыва с территории, и просачивание осадков и их прохождение по почвенному профилю, а, следовательно, скорость и глубину поступления поверхностных загрязнений в почву (Рекреационное использование ..., 1990). В местах высокой плотности отдыхающих в береговой зоне Иваньковского водохранилища в верхних горизонтах плотность почвы увеличивается с 2.4–2.5 до 2.7–2.8 г/см³. В местах интенсивной рекреационной нагрузки увеличивается содержание загрязняющих веществ в почвах, по сравнению с фоновыми участками (Григорьева и др., 2005).

В 2003 г. по подсчетам авторов фактическая нагрузка от организованного отдыха на пляжи пансионатов и домов отдыха за летний сезон составила 53 тыс. чел./дней, а в 2010 г. 58 тыс. чел./дней. Исходя из того, что номерной фонд средств размещения отдыхающих Конаковского района, большинство из которых находится на берегу Иваньковского водохранилища, составляет около 2783 койко-мест (Цыщук, 2011), то полная нагрузка на Иваньковское водохранилище от организованного отдыха за год может составить около 1000000 чел./дней, что сопоставимо с данными предыдущих исследований (Григорьева и др., 2000; Ланцова и др., 2004). Таким образом, в последние 30 лет количество организованных отдыхающих на Иваньковском водохранилище остается практически на одном уровне.

Любительское рыболовство — один из видов рекреационного водопользования Иваньковского водохранилища. Летом ловля рыбы чаще всего осуществляется с использованием маломерных судов (до 90%) (Авакян и др., 1983). Зимняя рыбалка особенно популярна среди рыбаков, в зимний период за день водохранилище могут посетить, по нашим расчетам, до 5 тыс. человек в будний день и 6–10 тыс. человек в выходной день. Количество рыболовов-любителей за зимний сезон может составить порядка 180000 человек, в летний период — не более 40000 человек. Исходя из результатов предыдущих исследований (Григорьева и др., 2000; Ланцова и др., 2004) можно заключить, что количество рыбаков-любителей на водохранилище остается на уровне 80-х гг. прошлого столетия, а максимальное количество их наблюдалось в 90-е годы прошлого столетия.

Таблица 3. Количество загрязняющих веществ (т), поступивших со сточными водами предприятий и ЖКХ Конаковского района в Иваньковское водохранилище в 2008 г.

Показатель	Значение
Сухой остаток	4777
Взвешенные вещества	177
Нефтепродукты	1
Сульфаты	493
Хлориды	513
Азот аммонийный	14.7
Нитрат-ион	855.5
Нитрит-ион	3.15
Фосфаты	27

Отрицательное влияние рыбалки выражается в поступлении в Иваньковское водохранилище различных загрязняющих веществ (продукты жизнедеятельности, мусор, прикормка). В целом, за год объемы поступления могут составить до 34 т взвешенных веществ, что составляет 19% от поступления со сточными водами от всех очистных сооружений Конаковского района (табл. 3); 5 т хлоридов — около 1% от стоков сточных вод; 2 т фосфатов — 7.4% и 5 т азота аммонийных солей — 34% от поступления со сточными водами.

На Иваньковском водохранилище происходит активный отдых с использованием водной техники. Маломерный флот служит одним из источников загрязнения водоемов нефтепродуктами и канцерогенными веществами, в частности бенз(а)пиреном. Расчеты, проведенные для Иваньковского водохранилища, показали, что от использования подвесных лодочных моторов за сезон в водохранилище поступает

3.5–5.9 т нефтепродуктов, что составляет от 3 до 9% общего поступления нефтепродуктов в водоем (Ланцова, 2009). По данным государственной инспекции маломерного флота по состоянию на 01.08.2010 г. в Конаково и

Конаковском районе зарегистрировано в целом 4572 единиц водной техники. По сравнению с концом 1970-х гг., когда количество маломерных судов было около 6400 единиц (Авакян и др., 1986), произошло уменьшение нагрузки на водоем по этому виду рекреации.

Для Ивановского водохранилища характерно развитие отдыха с использованием автотранспорта, благодаря которому в мелководную зону водоема поступают нефтепродукты, органические вещества, продукты жизнедеятельности. Наши исследования показали, что по сравнению с концом прошлого века, в выходной день значительно уменьшилось количество отдыхающих на личном автотранспорте. Это может быть связано, прежде всего, с тем, что на побережье Ивановского водохранилища осталось незначительное количество свободных от застройки территорий и от того, что количество неорганизованных отдыхающих, в целом, снизилось и составляет по нашим подсчетам не выше 1.5 млн. человек (табл. 4), тогда как в 1980-е гг. оно составляло порядка 2.5 млн. человек (Григорьева и др., 2000).

Таблица 4. Структура неорганизованного отдыха на Ивановском водохранилище в различные годы (1989/1998/2011)

Дни недели	Всего человек	Категории отдыха		
		Палаточный туризм	Отдых с использованием маломерного моторного флота	Отдых с использованием автотранспорта
В будний день	4390/2580/2052	3150/1650/1500	1150/260/40	90/670/512
В выходной день	6750/7270/8730	4950/2500/7500	1250/270/230	550/4500/1000

Примечание. Данные за 1989 и 1998 гг. (по: Ланцова и др., 2005).

Для минимизации отрицательного влияния рекреационного водопользования на береговые и аквальные комплексы водохранилищ необходимо выявление участков, подверженных развивающейся дигрессии и проведение рекультивационных и природоохранных мероприятий. Кроме того необходимо перераспределение потоков отдыхающих с перегруженных участков на более свободные за счет прокладки дополнительных дорог и организации обустроенных общественных пляжей.

Список литературы

- Авакян А.Б., Бойченко В.К., Салтанкин В.П. Некоторые вопросы рекреационного использования водохранилищ // Водные ресурсы. 1986. № 3. С. 77–84.
- Авакян А.Б., Бойченко В.К., Салтанкин В.П. Рекреационное использование водных объектов Московской области (состояние, проблемы, перспективы) // Водные ресурсы. 1983. № 4. С.125–133.
- Григорьева И.Л., Ермолаев В.В., Каманина И.З., Никитинская Т.Н. Экологические аспекты развития рекреации на Ивановском водохранилище и в его береговой зоне // Мат. II Всерос. научно-практ. конф. «Туризм и устойчивое развитие регионов». Тверь, 2005. С. 73–76.
- Григорьева И.Л., Ланцова И.В., Тулякова Г.В. Геоэкология Ивановского водохранилища и его водосбора. Конаково, 2000. 248 с.
- Ланцова И.В. Рекреационное водопользование как фактор формирования качества воды // Вода: Химия и экология. 2009. № 2. С. 2–7.
- Ланцова И.В., Григорьева И.Л., Тихомиров О.А. Водохранилища как объект рекреационного использования. Тверь: Тверской гос. ун-т. 2004. 160 с.
- Ланцова И.В., Григорьева И.Л., Тихомиров О.А. Геоэкологические проблемы рекреационного использования Ивановского водохранилища // Водные ресурсы. 2005. Т. 32, № 1. С. 115–122.
- Постановление главы Конаковского района «О рассмотрении показателей государственной кадастровой оценки земель особо охраняемых территорий и объектов Конаковского района» от 26 августа 2003 г. № 683, с поправками от 1.03.2008 г.
- Рекреационное использование водохранилищ. Проблемы и решения. М.: Наука, 1990.152 с.
- Соловьева Т.А. Купание как причина загрязнения воды // Гигиена и санитария. 1953. № 3. С. 55–58.
- Цыцук Г.Ю. Исследование туристских ресурсов с целью формирования муниципальной долгосрочной целевой программы развития туризма // Сб. научн. тр. II Межрегиональной научно-практич. конф. «Стратегии развития туристского комплекса региона». 24 ноября 2011 г. Конаково. С. 88–98.
- Шамардина И.П. Борьба с антропогенным эвтрофированием водоемов // Итоги науки и техники. М., 1975. Т. 2. С. 100–126.

ФИТОПЛАНКТОН И БИОГЕНЫ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.Н. Далечина, С.А. Мосияш, И.Г. Филимонова

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
410002, Саратов, ул. Чернышевского, 152, gosniorh@mail.ru

Количественная оценка направленности, темпов и стабильности процессов развития экосистем водохранилищ имеет большое значение. Представляется актуальной проблема оценки устойчивости, которая является первичным свойством экосистем, обеспечивающим их существование. При разнообразной интерпретации понятия «устойчивость» (Розенберг, 1986; Михайловский, 1988) мы приняли за устойчивостью способность экосистемы противостоять внешним возмущающим воздействиям и сохранять свои внутренние взаимосвязи.

С целью оценки устойчивости Волгоградского водохранилища в годы, контрастные по гидрометеорологическим условиям, мы попытались сравнить базовые характеристики его экосистемы: температурный и газовый режим, содержание биогенных элементов и органического вещества, численные и структурные показатели фитопланктона. Среди других лет малой водности 2010 г. выделяется аномально высокими летними температурами, малым количеством осадков, значительной сработкой уровня водохранилища. Для сравнения использовали данные за 2005 г., водность которого (по показателю годового сброса через Волгоградский гидроузел) превышала водность 2010 г. в 1.5 раза, а абсолютная отметка среднего уровня за июнь–август была на 0.7 м выше, чем в 2010 г.

Гидрохимические показатели, численность и биомасса фитопланктона, соотношение групп водорослей регистрировались в средней зоне Волгоградского водохранилища выше и ниже г. Саратова с апреля по сентябрь.

Пределы колебания гидрохимических показателей и средние значения за вегетационный сезон представлены в табл. 1.

Максимальная температура воды в 2010 г. была на 1.6 °С выше, чем в 2005 г., в то же время средняя температура за весь сезон, напротив, оказалась даже ниже за счет более холодного апреля. Как особенность кислородного режима 2010 г. можно отметить более широкий, чем в 2005 г., диапазон колебания насыщения воды кислородом, при этом в целом газовый режим был благоприятным. В результате незначительного выпадения атмосферных осадков и снижения количества терригенного органического вещества в 2010 г. отмечены более низкие величины перманганатной и бихроматной окисляемости. Из-за повышенных температур процессы биохимического окисления протекали интенсивнее, чем в 2005 г., что выразилось в более высоких значениях БПК₅. Содержание всех форм минерального азота в 2005 г. было значительно выше, чем в 2010 г., пределы колебания концентрации минерального фосфора в исследуемые годы были близки, а концентрация кремния в 2005 г. выше в 2.4 раза.

Количественные и структурные показатели фитопланктона в исследуемые годы имели особенности. Численность фитопланктона в 2005 г. была ниже, чем в 2010 г. в 2.4 раза, а биомасса — в 1.3 раза (табл. 2).

Таблица 1. Гидрохимический режим Волгоградского водохранилища в исследуемые годы

Показатель	2005	2010
Температура, °С	<u>5-25.5</u> 18.1	<u>0.3-27.0</u> 16.5
O ₂ , мг/дм ³	<u>5.5-10.6</u> 7.9	<u>7.3-10.3</u> 8.6
O ₂ , %	<u>64-87</u> 79	<u>55-104</u> 89
Перманганатная окисляемость, мг/дм ³	<u>6.7-12.6</u> 9.5	<u>6.1-9.2</u> 7.2
Бихроматная окисляемость, мг/дм ³	<u>23.0-47.0</u> 36.7	<u>24.3-30.8</u> 28.1
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	<u>0.6-3.9</u> 2.3	<u>1.2-4.3</u> 2.4
N-NH ₄ , мг/дм ³	<u>0.11-0.56</u> 0.33	<u>0.10-0.30</u> 0.18
N-NO ₂ , мг/дм ³	<u>0.007-0.060</u> 0.020	<u>0.007-0.018</u> 0.013
N-NO ₃ , мг/дм ³	<u>0.42-1.30</u> 0.79	<u>0.04-0.91</u> 0.42
сумм. N, мг/дм ³	<u>0.6-1.6</u> 1.13	<u>0.26-1.07</u> 0.61
P-PO ₄ , мг/дм ³	<u>0.041-0.084</u> 0.062	<u>0.041-0.085</u> 0.063
Si, мг/дм ³	<u>4.9-10</u> 7.7	<u>2.5-4.8</u> 3.2
Fe, мг/дм ³	<u>0.08-0.42</u> 0.23	<u>0.06-0.31</u> 0.19

Таблица 2. Численность и биомасса основных групп водорослей в исследуемые годы

Группы водорослей	2005	2010
Численность, млн. кл./дм ³		
Диадомовые	<u>0.10-1.34</u> 0.34	<u>0.03-0.67</u> 0.245
Зеленые	<u>0.02-0.36</u> 0.09	<u>0.0-0.08</u> 0.04
Синезеленые	<u>0-4.9</u> 0.74	<u>0.08-6.9</u> 2.71
Криптофитовые	<u>0-0.97</u> 0.17	<u>0.02-1.12</u> 0.42
Общая	<u>0.16-5.3</u> 1.37	<u>0.34-7.95</u> 3.3
Биомасса, мг/дм ³		
Диадомовые	<u>0.13-0.71</u> 0.285	<u>0.02-0.54</u> 0.28
Зеленые	<u>0.01-0.63</u> 0.125	<u>0-0.06</u> 0.025
Синезеленые	<u>0-0.3</u> 0.07	<u>0-0.54</u> 0.15
Криптофитовые	<u>0-0.33</u> 0.083	<u>0.02-0.36</u> 0.15
Общая	<u>0.17-1.84</u> 0.6	<u>0.18-1.26</u> 0.795

Весной 2005 г. при температуре воды 4–5 °С количество фитопланктона по водохранилищу колебалось незначительно. В этот период фитопланктон численно был представлен диатомовыми и синезелеными водорослями, по биомассе — диатомовыми, на долю которых приходилось 50–80%. Из диатомовых в основном встречались виды: *Aulacoseira islandica* и *Fragillaria capucina*, из синезеленых — *Anabaena flos-aquae* и *Synechocystis aquatilis*.

Летне-осенний период при температуре воды 20 °С выше Саратова отмечалось три подъема численности: июльский и августовский максимумы определялись развитием диатомовых, сентябрьский — синезелеными и криптофитовыми. Ниже Саратова отмечалось два подъема численности: в июле и сентябре, когда доминировала

ли синезеленые водоросли, на долю которых приходилось 76–92%. Выше города основу биомассы создавали диатомовые и зеленые, и только в сентябре — криптофитовые водоросли, ниже Саратова преобладали диатомовые, синезеленые и криптофитовые, в сентябре — диатомовые. Из диатомовых в летний период доминировали *Skeletonema subsalsum*, *Aulacoseira granulata* и *A. italica*, из синезеленых — *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* и *Phormidium frigidum*, из зеленых — виды рода *Chlamidomonas* и *Pandorina morum*, из криптофитовых — *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas reflexa*, *C. erosa*

Осенью с понижением температуры воды ниже 15 °С выше Саратова численно преобладали синезеленые, ниже — диатомовые. По биомассе доминировали диатомовые. Синезеленые были представлены в основном *Microcystis aeruginosa*, диатомовые — *Aulacoseira granulata*.

Весной 2010 г. (при температуре 1.4–2.6 °С) повсюду по численности преобладали синезеленые, по биомассе — диатомовые и криптофитовые. Синезеленые были представлены выше Саратова *Microcystis aeruginosa* и *Aphanizomenon flos-aquae*, ниже Саратова — *Anabaena flos-aquae*. Из диатомовых в основном встречалась *Skeletonema subsalsum*, из криптофитовых — *Croomonas acuta* и *Cryptomonas erosa*.

Весь июнь при температуре 16–20 °С численно повсюду доминировали криптофитовые, по биомассе они уступали диатомовым. Преобладали виды *Croomonas acuta* и *Melosira varians*.

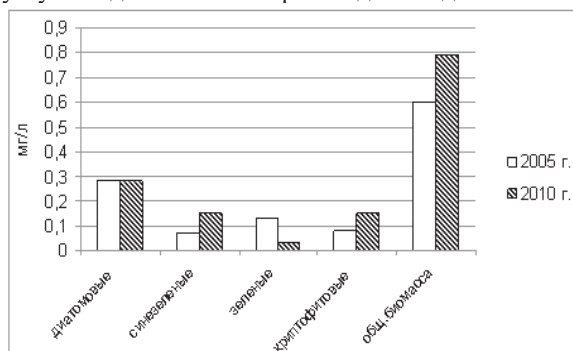


Рис. 1. Биомасса основных групп водорослей в исследуемые годы.

При сравнении численности и биомассы основных групп водорослей в исследуемые годы видно, что показатели, характеризующие развитие диатомовых практически не изменились, численность и биомасса зеленых в 2010 г. уменьшились соответственно в 2.3 и 5 раз, а количественные характеристики криптофитовых и синезеленых существенно увеличились (рис. 1).

В 2005 г. отмечена значимая отрицательная корреляционная связь между биомассой криптофитовых, общей биомассой фитопланктона, нитратами и общим железом. В 2010 г. от содержания нитратов зависели биомасса синезеленых, зеленых и общая биомасса фитопланктона.

Представляет интерес рассмотреть корреляционные отношения, связывающие количественные характеристики фитопланктона и гидрохимические показатели. Рассматривались только зависимости при уровне значимости ниже 0.05 (табл. 3).

Таблица 3. Зависимость характеристик фитопланктона от концентрации биогенных элементов

Год	Показатели	Уравнение регрессии	Коэффициент детерминации
2005	N-NH ₄ (X) и общая численность фитопланктона (Y)	$Y = 5.07 - 13X$	0.66
	N-NO ₃ (X) и общая численность фитопланктона (Y)	$Y = 7.04X^2 - 14.1X + 7.2$	0.61
	Fe(X) и численность криптофитовых	$Y = 9.3X^2 - 6.1X + 0.96$	0.50
	Si(X) и численность криптофитовых(Y)	$Y = 0.05X^2 - 0.86X + 3.8$	0.65
	N-NO ₃ (X) и биомасса криптофитовых(Y)	$Y = 0.76 X^2 - 1.52 X + 0.73$	0.70
	Fe(X) и биомасса криптофитовых(Y)	$Y = 4.37 X^2 - 2.85 X + 0.44$	0.66
2010	N-NO ₃ (X) и общая численность ф-на(Y)	$Y = 0.73 - 0.08 X$	0.59
	Si(X) и общая биомасса (Y)	$Y = 4.29 - 1.47 X$	0.59
	N-NO ₃ (X) и биомасса синезеленых(Y)	$Y = 4.85 X^2 - 3.58 X + 0.77$	0.59
	N-NO ₃ (X) и биомасса зеленых (Y)	$Y = 0.64 - 8.6 X$	0.49

Способность экосистемы противостоять внешним воздействиям, сохраняя свои основные характеристики, характеризуется средней силой корреляционных связей в системе (Розенберг, 1986). За величину устойчивости экосистемы, принимается усредненный модуль $|r|$ коэффициентов корреляции ее параметров (Шашуловский, Мосияш, 2010).

Используя приведенные выше гидрохимические показатели и характеристики фитопланктона, как первичного продукционного звена экосистемы, мы оценили показатели устойчивости за исследуемые годы. В 2005 г. устойчивость исследованной части экосистемы водохранилища составила 0.44, в 2010 г. — 0.45. Очевидно, несмотря на ряд аномальных факторов, воздействующих на экосистему Волгоградского водохранилища в 2010 г. и отмеченные изменения некоторых ее параметров, показатели, характеризующие ее устойчивость, оставались неизменными.

Список литературы

- Михайловский Г.Е. Описание и оценка состояния планктонных сообществ. М.: Наука, 1988. 214 с.
- Розенберг Г.С. Устойчивость экосистем и ее математическое описание // Экологические аспекты гомеостаза в биогеоценозе. Уфа, 1986. С. 120–130.
- Шацуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 250 с.

ФИТОПЛАНКТОН САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2000–2008 ГГ.

И.Н. Далечина, Е.А. Джаяни

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
410002, г. Саратов, Чернышевского, 152, dalechina.in@yandex.ru

Саратовское водохранилище — внутрикаскадный водоем, находится на участке р. Волга от створа Жигулевской ГЭС у г. Тольятти до створа Саратовской ГЭС в г. Балаково. Водохранилище проточно-руслowego типа, характеризуется высокими скоростями течения, многократным водообменом — 18.9, небольшими средними глубинами и незначительной боковой приточностью. Основная масса воды (90%) поступает из Куйбышевского водохранилища и транзитом проходит через Саратовское. Период весеннего половодья начинается в апреле и достигает максимума в мае, снижаясь до межennых отметок в конце мая — начале июня. Биологическое лето (при достижении температуры воды 15 °C) начинается обычно в начале июня и заканчивается в конце сентября. Прозрачность воды колеблется от 2.5 до 5.5 м. Водохранилище является важным рыбохозяйственным водоемом высшей категории.

Изучение фитопланктона Саратовского водохранилища проводилось в прошлом столетии многими авторами, список которых приводится в монографии: «Фитопланктон Нижней Волги» (2003), а также в работах Н.А. Зеленской (2001), Л.Г. Корневой (2007, 2009).

Пробы собирались в 2000–2008 гг. с мая по октябрь на следующих разрезах: верхний речной участок — у с. Зольное, р. Сок и в устье р. Самарки, средний участок — у с. Печерское, г. Сызрань, с. Кашпир, нижний участок — у г. Хвалынского и с. Алексеевка. Сбор и обработка проб проводились по общепринятой методике (Методические рекомендации ..., 1981), материал отбирался с глубины фотического слоя и фиксировался 4% формалином и фиксатором Утермеля. Концентрирование фитопланктона проводилось осадочным методом. Для количественного учета клеток водорослей пользовались камерой Нажотта объемом 0.02 мл. Определение продукции и деструкции органического вещества проводилось скляночным методом в кислородной модификации (Винберг, 1960). Пересчет величин продукции фитопланктона под 1 м² осуществлялся с учетом фотосинтеза и прозрачности воды (Бульон, 2005). Для оценки степени сходства видового состава фитопланктона между отдельными участками водохранилища был использован коэффициент общности, предложенный в 1948 Т. Sørensen (1948) и описанный с позиции теории множеств А.С. Константиновым (1969).

Видовой состав фитопланктона в отдельные годы колебался от 112 до 182 таксонов. Наибольшим разнообразием отличались диатомовые водоросли (42–50%), зеленые (20–25%) и синезеленые (15–18%), наименьшим — золотистые и желтозеленые (3–4%).

Между отдельными участками водохранилища отмечалась высокая степень видового сходства фитопланктона, что связано с высокой проточностью и слабой боковой приточностью водохранилища. Наиболее близким был состав эвгленовых (коэффициент видового сходства — 91–99), криптофитовых (89–96) и синезеленых (81–84).

Дополнительный список видов, не вошедших в книгу «Фитопланктон Нижней Волги» (2003) для Саратовского водохранилища составил 66 таксонов.

В конце мая и начале июня при температуре воды 11–16 °C (2003, 2004, 2006 гг.) доминировали диатомовые водоросли, представленные в основном *Aulacoseira islandica*, *Stephanodiscus hantzschii* и мелкоклеточными видами рода *Cyclotella*. Средняя численность не превышала 0.21–0.42 млн. кл./л, биомасса — 0.12–0.35 мг/л. При достижении температуры воды в июне 19–20 °C (2000, 2005 гг.) численно по всему водохранилищу преобладали синезеленые *Anabaena flos-aquae* и *Aphanizomenon flos-aquae*, большую часть биомассы составляли диатомовые *Aulacoseira islandica* и *Asterionella formosa*. Средняя численность колебалась от 0.84 до 2.42 млн. кл./л, биомасса — от 0.50 до 0.58 мг/л (табл. 1).

Таблица 1. Количественные характеристики фитопланктона

Период исследования	Показатель	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
V–VI	млн. кл./л	2.42	-	-	0.27	0.21	0.84	0.42	-	-
	мг/л	0.50	-	-	0.23	0.12	0.58	0.35	-	-
VII–IX	млн. кл./л	7.14	6.52	14.9	1.2	-	2.26	-	3.54	3.66
	мг/л	0.63	1.16	2.43	0.65	-	1.33	-	1.78	0.83
X	млн. кл./л	0.99	0.29	0.17	0.82	0.93	-	0.63	0.25	-
	мг/л	0.12	0.18	0.04	0.13	0.45	-	0.04	0.15	-

Численность фитопланктона в весенний период снижалась от верхнего участка к нижнему, биомасса преобладала в среднем участке. Наибольшие показатели численности синезеленых отмечались вдоль левого берега

за счет пополнения фитопланктона из рек Сок, Чапаевка и М. Иргиз. В среднем за данный период исследования численность фитопланктона составляла 0.83 млн. кл./л, биомасса — 0.42 мг/л.

В летний и ранне-осенний период при температуре воды выше 20 °С основу численности во все годы составляли синезеленые, на долю которых приходилось 65–90%, и только в многоводном и наименее теплом 2003 г. — около 43%. Из синезеленых доминировали *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae* и *Aphanizomenon flos-aquae*. Наибольшее развитие водорослей всех отделов отмечалось в 2002 г., отличающимся самым коротким паводком и высокими летними температурами воды. В многоводные годы (2003 и 2005) численность фитопланктона была в несколько раз ниже. Наряду с синезелеными в летний период увеличивалось обилие зеленых, и криптофитовых. По биомассе в среднем за все годы в равной степени были представлены диатомовые, синезеленые, зеленые и криптофитовые с преобладанием в разные годы того или иного отдела водорослей, включая и динофитовые. Зеленые водоросли были представлены в основном вольвоксовыми: *Chlamydomonas reinhardii*, *Ch. monadina*, *Ch. globosa* и *Pandorina morum*, диатомовые — *Aulacoseira granulata*, *Skeletonema subsalsum*, *Melosira varians*, мелкоклеточные *Cyclotella*. Из криптофитовых доминировали *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa*, *C. marssonii*, *C.reflexa*, из динофитовых — *Peridinium cinctum* и *Glenodinium penardii*.

Распределение фитопланктона по участкам в летний период показало увеличение численности и биомассы фитопланктона от верхнего к нижнему участку. Численно на всех участках доминировали синезеленые, но наибольшие показатели отмечались на нижнем участке. По биомассе на верхнем и среднем участках ведущими отделами были диатомовые, криптофитовые и синезеленые, в нижнем — криптофитовые и зеленые. Преобладание в планктоне криптонад отмечается и для других волжских водохранилищ (Корнева, 2009). Значительное увеличение зеленых на нижнем участке возможно связано с накоплением органики и увеличением нитратного азота. Обилию диатомовых на верхнем и среднем участках способствовало повышенное содержание железа. В среднем за летний период исследования численность фитопланктона составляла 5.6 млн. кл./л, биомасса — 1.26 мг/л.

Осенью пробы отбирались при температуре 5–10 °С. Количественные показатели фитопланктона снижались до 0.17–0.99 млн. кл./л и до 0.03–0.45 мг/л. Численно доминировали синезеленые, в основном *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae* и криптофитовые — *Chroomonas acuta* и *Cryptomonas reflexa*, по биомассе — криптофитовые и диатомовые — *Melosira varians*, *Stephanodiscus hantzschii*.

Наибольшая численность водорослей отмечалась на верхнем участке, где доминировали синезеленые, на нижнем их сменили криптофитовые. Наибольшая биомасса была отмечена на среднем участке. На верхнем и среднем участках преобладали диатомовые и криптофитовые, на нижнем — криптофитовые и зеленые. Средняя численность фитопланктона в осенний период составляла 0.58 млн. кл./л, средняя биомасса — 0.15 мг/л.

Средневегетационная численность фитопланктона в 2000–2008 гг. составляла 3.13 млн. кл./л, биомасса — 0.75 мг/л. Основу численности формировали синезеленые, большую часть биомассы — диатомовые, зеленые и криптофитовые.

Исследования продукции фитопланктона показали колебания её величины от 0.39 до 3.2 гО₂/м² в сутки (табл. 2). В мае–июне и в октябре средняя величина продукции составляла 0.95 гО₂/м² в сутки, в июле–сентябре — 1.87 гО₂/м² в сутки. Сезонные и пространственные изменения первичной продукции, как правило, соответствовали изменению численности водорослей.

Таблица 2. Продукция фитопланктона Саратовского водохранилища (гО₂/м² в сутки)

Период исследования	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
V–VI	-	-	1.16	0.91	1.32	0.39	-	-
VII–IX	2.17	2.31	0.81	-	1.32	-	1.40	3.2
X	2.38	0.49	1.47	0.46	-	0.40	0.52	-

В целом за период исследования величина первичной продукции составила 1.41 гО₂/м² в сутки.

Анализ полученных результатов пока-

зывает, что в XXI веке на Саратовском водохранилище произошли существенные изменения в развитии фитопланктона. Видовой состав фитопланктона был беднее предыдущих лет. Отмечена перестройка сообщества микроводорослей. Кроме того наблюдается существенное снижение количества фитопланктона по сравнению с самыми продуктивными годами 1985–1989 гг. (Попченко, 2001; Зеленская, 2001). Преобладающие ранее среди зеленых протококковые водоросли сменили вольвоксовые, весеннего максимума диатомовых не отмечалось, уменьшилась частота и интенсивность массового развития синезеленых, увеличилась численность криптофитовых, вошедших в число доминантов. «Каспийский вселенец *Actinocyclus variabilis*» встречающийся в 1989–1991 гг. в массовом количестве (Корнева, 2007), в наших пробах отмечается единично. Продукция фитопланктона также уменьшилась, что отражает общую тенденцию для волжских водохранилищ (Минеева, 2006). Произошедшие изменения, возможно, связаны со снижением хозяйственной деятельности человека и цикличностью климатического фактора. В конце XX века резко сократилось применение удобрений и поступления биогенов в водоем. По данным лаборатории гидрохимии СО ФГБНУ «ГосНИОРХ» в исследуемые годы отмечалась тенденция снижения содержания общего и легкоокисляемого органического вещества, а также минерального азота в воде за счет нитратов и фосфора в многоводные годы.

По количественным показателям фитопланктона и его продукции Саратовское водохранилище — мезотрофный водоем с признаками эвтрофии в устье р. Сок, русловых и прибрежных участках в районе сел Кашир и Алексеевка, что согласуется с гидрохимическими данными.

Список литературы

- Бульон В.В. Продукция фитопланктона и макрофитов: моделирование и прогноз // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский Дом печати», 2005. С. 32–45.
- Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Изд. АН БССР. Минск, 1960. 329 с.
- Зеленская Н.А. Мониторинг фитопланктона Саратовского водохранилища в 1985–1993 гг. // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов, 2001. С. 72–75.
- Константинов А.С. Использование теории множеств в биогеографическом и экологическом анализе // Успехи совр. биологии. 1969. Т. 67, № 1. С. 99–108.
- Корнева Л.Г. Современные инвазии планктонных диатомовых водорослей в бассейне р. Волги и их причины // Биология внутренних вод. 2007. № 1. С. 30–39.
- Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореф. дисс. на соиск. уч. ст. д.б.н. СПб., 2009. 47 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресных водоемах. Фитопланктон и его продукция. Л., 1984. 32 с.
- Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.
- Попченко И.И. Видовой состав и динамика фитопланктона Саратовского водохранилища. Тольятти, 2001. 146 с.
- Фитопланктон Нижней Волги. СПб.: Наука, 2003. 232 с.

ДИАГНОСТИЧЕСКИЕ РАСЧЕТЫ РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ПО ГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Ю.С. Даценко

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119992, ГСП-2, Ленинские горы, д.1, yuri0548@mail.ru

На современном этапе изучения водных экосистем важными и эффективными методами исследования процессов, происходящих в экосистеме водоемов, становятся методы математического моделирования, предназначенные для описания и изучения сложных многопараметрических и нелинейных процессов, экспериментальное изучение которых затруднено или невозможно. Моделирование находит успешное практическое применение и далеко не так дорого и трудоемко, как это представляется многим. Естественно, что прогнозы с помощью моделей — не единственное верное средство принятия решений, но дополнительный источник информации, которым не следует пренебрегать, т.к. зачастую он оказывается наиболее надежным из имеющихся.

В настоящее время в литературе описано большое число моделей водных экосистем разного уровня сложности и назначения. Они используют разнообразный математический аппарат, основаны на довольно общих научных концепциях, которые допускают различную формализацию. Общепринятой методологии исследования и моделирования трансформации различных элементов природных экосистем в настоящее время не существует. Однако, при всем своем многообразии, созданные модели в основном направлены на достижение одной главной цели — адекватному описанию механизмов функционирования водных экосистем. При этом моделирование процессов эвтрофирования и рационального управления водными ресурсами до сих пор продолжают оставаться главными проблемами.

Среди моделируемых переменных в экосистеме водоема важнейшее место занимает описание динамики популяций водорослей, которые представляют собой базовое автотрофное звено экосистемы, превращающее солнечную энергию и компоненты минерального питания в органическое вещество. В большинстве модельных схем фитопланктонное сообщество рассматривается в виде единого образования, состояние которого характеризуется биомассой, а динамика определяется продукцией, выеданием, отмиранием и осаднением. Такое описание фитопланктона соответствует сложившейся методике продукционного направления в гидробиологии (Винберг, 1960).

Математические модели процессов в экосистеме всегда содержат как минимум два относительно самостоятельных блока: гидрологический (гидродинамический), определяющий перенос и перемешивание пассивных субстанций в водоеме, и экологический, описывающий кинетику внутриводоемной трансформации неконсервативных переменных состояния экосистемы. Наиболее сбалансированы эти блоки в гидрологической модели водохранилищ, разработанной на кафедре гидрологии в МГУ (ГМВ) (Пуклаков, 1999). Эта модель учитывает специфику водохранилищ при моделировании процессов многометровых колебаний уровня и переноса воды и веществ в разных слоях водной толщи с учетом поверхностных и донных водосборов и, кроме того, позволяет рассчитывать внутренний водообмен многолопастных, морфологически сложных водохранилищ, включающих несколько протяженных заливов в затопленных речных долинах своих притоков, к которым относится Рыбинское водохранилище. Модель ГМВ разрабатывалась как боксовая, пространственно квазидвухмерная, с расчетным шагом 1 сут. Объем водохранилища в модели делится на расчетные отсеки, границы между которыми задаются вертикальными плоскостями, перпендикулярными продольной оси долины.

В нашей работе адаптированная к Рыбинскому водохранилищу модель была применена для описания динамики фитопланктона в водохранилище.

Биомасса фитопланктона — одна из наиболее сложных переменных при моделировании процессов в экосистеме. В нашей модели рассчитывается биомасса трех групп фитопланктона — диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей — с учетом следующих процессов: роста водорослей в процессе фотосинтеза; потери биомассы фитопланктона в результате дыхания; потери биомассы фитопланктона в результате процессов метаболизма и экскреции; выедание фитопланктона рыбами и зоопланктоном; отмирание фитопланктона; осаждение фитопланктона.

Общее уравнение баланса массы фитопланктона имеет вид:

$$\frac{dB_a}{dt} = K_{ag} \cdot B_a - K_{ar} \cdot B_a - K_{ae} \cdot B_a - K_{am} \cdot B_a - \omega_a \cdot \frac{\partial B_a}{\partial z} - Z_m \cdot B_z \cdot \frac{\sigma_a \cdot B_a}{T_z},$$

где B_a — биомасса фитопланктона, гС/м³, соответствующий идентификатор FORTRAN программы — ALGAE (1,i,j,na); B_z — биомасса зоопланктона, гС/м³ — ZOO(1,i,j); K_{ag} — скорость роста фитопланктона, сут⁻¹, AMU(j,na); K_{ar} — максимальная скорость дыхания фитопланктона, сут⁻¹, ART(j,na); K_{ae} — максимальная скорость экскреции фитопланктона, сут⁻¹, PEXCR(na); K_{am} — скорость отмирания фитопланктона, сут⁻¹, ANPM(j,na); ω_a — скорость осаждения фитопланктона, м/сут, SETL(na); Z_m — максимальная скорость роста зоопланктона, сут⁻¹, ZMAX; σ_a — коэффициент предпочтения пищи по фитопланктону, PREF(na); T_z — концентрация имеющейся общей весовой пищи для зоопланктона в слое с учетом предпочтений, г/м³, TALGAE(j).

Параметризация этих процессов в блоке расчета биомассы фитопланктона была проведена ранее для групп диатомовых и синезеленых водорослей и позволила с суточной дискретностью провести расчеты биомассы фитопланктона в Можайском водохранилище (Даченко, Пуклаков, 2010). Этот блок использовался нами и для Рыбинского водохранилища, для которого описание процессов внутреннего водообмена было дополнено расчетами ветровых циркуляций. Расчеты внутреннего водообмена и расчеты биомассы фитопланктона проведены для 1962 и 1964 гг., отличающихся полной и надежной гидрометеорологической информацией и, что особенно важно, характеризующие многоводные (1962 г.) и маловодные (1964 г.) гидрологические условия.

Верификация расчетов фитопланктона проводилась по данным регулярных рейсовых наблюдений, осуществлявшихся ежегодно сотрудниками ИБВВ РАН. Сбор материала для определения биомассы фитопланктона в рейсах в основном осуществлялся на 6-ти станциях, расположенных в центральном (Главном) и Волжском плесах водохранилища с интервалом 2 недели. Отбор проб проводился из верхнего метрового слоя, сливая их затем в равных количествах в одну интегральную. Анализ проб проводился путем прямого микроскопирования с учетом таксонометрической принадлежности водорослей, их линейным объемом и подсчетом числа клеток (Экология фитопланктона ..., 1999).

Для верификации результатов расчета выбирались отсеки водохранилища, соответствующие расположению стандартных станций съемок водохранилища. Поскольку данные наблюдений относятся к сливным пробам воды, т.е. представляют собой осредненные значения биомассы по всем станциям, то для сравнения расчетных и наблюдаемых величин проводилось осреднение результатов расчетов биомассы по всем отсекам. Это осреднение проведено с дискретностью 2 недели, т.е. на те даты, когда проводились съемки водохранилища. Результаты этого сравнения по диатомовым водорослям представлены на рис.

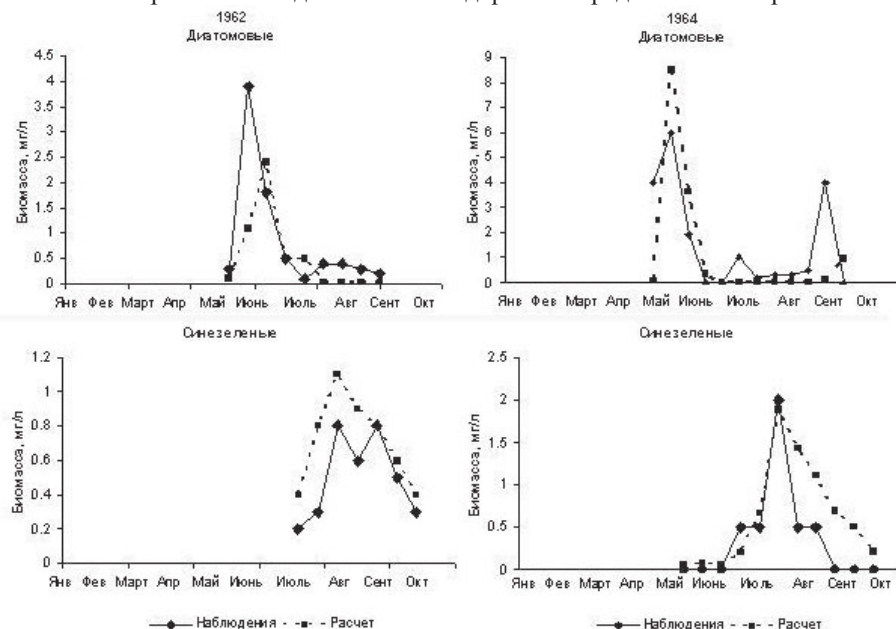


Рис. Наблюдаемые и рассчитанные значения биомасс диатомовых и синезеленых водорослей в Рыбинском водохранилище (1962 и 1964 гг.).

обычно связан с обильной вегетацией диатомовых водорослей. Чаще осенью наблюдается плавное снижение биомассы синезеленых. Максимальная биомасса обычно наблюдается весной и колеблется от 4 до 30 мг/л.

Все отмеченные черты режима фитопланктона в водохранилище были воспроизведены моделью по данным 1962 и 1964 гг., за исключением летнего развития диатомовых водорослей в 1962 г. Расчетные биомассы

Как видно, модель вполне удовлетворительно воспроизводит характер сезонных изменений фитопланктона в Рыбинском водохранилище. Как неоднократно показывалось (Рыбинское водохранилище..., 1972; Корнева, 1983), в сезонной динамике фитопланктона Рыбинского водохранилища можно выделить четыре стадии. Весенний подъем биомассы обусловлен развитием диатомовых водорослей, летний диатомовыми и синезелеными. Между весенним и летним подъемами биомассы наблюдается летняя депрессия — «фаза чистой воды», которая прослеживается во многих стратифицированных мезотрофных и эвтрофных водоемах. Осенний пик выражен не всегда и

весеннего развития диатомовых и летнего — синезеленых как максимальные, так и средние оказались близки реально наблюдаемым. В модели рассчитывается также биомасса зеленых водорослей, которая как в модели, так и по наблюдениям оказалась крайне малой — < 1 мг/л.

Таким образом, наши первые попытки с помощью модели воспроизвести изменчивость биомассы основных групп фитопланктона в Рыбинском водохранилище в годы различной водности можно считать достаточно успешными. Однако для более глубокой валидации модели необходимо провести расчеты по длинному ряду наблюдений с проверкой полученных кинетических коэффициентов на независимом ряду. После такой проверки модель можно использовать для анализа откликов фитопланктонного сообщества на различные антропогенные и природные внешние воздействия.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ: Проект № 12-05-00176.

Список литературы

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 328 с.

Даценко Ю.С., Пуклаков В.В. Моделирование развития фитопланктона в Можайском водохранилище // Вестник МГУ. Сер. География. 2010. № 3. С. 41–47.

Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб., 1993. С. 50–113.

Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища: руководство для пользователей. М.: ГЕОС, 1999. 96 с.

Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.

Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти, 1999. 262 с.

СОВРЕМЕННАЯ ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛЖСКОГО КАСКАДА В ПЕРИОД ЛЕТНЕЙ МЕЖЕНИ

В.К. Дебольский, И.Л. Григорьева, А.Б. Комиссаров

ГФБУН Институт водных проблем РАН, 119333 г. Москва, ул. Губкина, д.3,
vdebolsky@mail.ru, Irina_Grigorieva@list.ru, Alecol@inbox.ru

Самая крупная река Европы Волга из-за своего выгодного природно-экономического положения и полноводности всегда была главной рекой России. В результате гидростроительства, начатого в 30-е гг. прошлого столетия, сток реки зарегулирован 9 водохранилищами, восемь из которых представляют каскад. Водосборный бассейн Волги и ее притоков площадью 1360 тыс. км² расположен в нескольких географических зонах: лесной, преимущественно в подзоне южной тайги и смешанных лесов, степной, полупустыни и пустыни.

Географическая зональность в волжском каскаде проявляется в изменении ряда абиотических характеристик: увеличении с севера на юг прозрачности и общей минерализации, снижении цветности и взвешенных веществ, ослабления ФАР в толще воды. Монотонность изменений нарушается на участке Средней Волги, принимающем воды крупнейших притоков — Оки и Камы — и испытывающем наибольшее антропогенное воздействие (Минеева, 2007).

Территория Волжского бассейна составляет примерно 8% от всей площади Российской Федерации, на этой территории частично или полностью расположены 39 субъектов Российской Федерации, сконцентрировано около 45% промышленного производства страны, производится примерно 50% сельскохозяйственной продукции (Состояние ..., 2005), что и предопределило высокую антропогенную нагрузку на р. Волгу и ее водохранилища.

По данным Росводресурсов в 2008 г. в водные объекты бассейна Волги было сброшено 16.1 млрд. куб. м сточных вод, из которых 6.7 млрд. куб. м (41.6%) составляли загрязненные (недостаточно очищенные или без очистки) сточные воды (тем не менее — на 7% меньше, по отношению к 2004 г.). На Волжский бассейн приходится более трети сброса сточных вод в России. Качество поверхностных вод бассейна Волги в большинстве случаев оценивается как "загрязненная вода" и "грязная вода".

Обзор литературных источников показал, что обобщающих работ, в которых вся Волга рассматривалась бы как единая экологическая система, в настоящее время практически нет. Поэтому остаются необходимыми комплексные масштабные экспедиционные исследования современного экологического состояния и гидрохимического режима всей реки и ее водохранилищ.

Такие исследования были выполнены Институтом водных проблем РАН совместно с Институтом океанологии РАН летом 2009 г. и Институтом водных проблем РАН летом 2011 г. на борту НИС «Валаам 1». Летом 2009 г. судно сначала двигалось вниз по течению от г. Конаково до г. Астрахань, а потом от г. Астрахань в г. Конаково. Летом 2011 г. наблюдения проводились только на водохранилищах волжского каскада при движении судна от г. Конаково вниз по течению реки. Станции наблюдений были приурочены, в основном, к затопленному руслу Волги. Отбор проб воды осуществлялся из поверхностного горизонта. В таблицах, представленных ниже, приводятся значения определяемых показателей и ингредиентов в пробах воды, отобранных в ВБ всех водохранилищ Волжского каскада в 2009 и 2011 гг.

Анализ полученных данных показал, что в период летней межени значения водородного показателя pH в воде ВБ водохранилищ волжского каскада изменяются в небольшом диапазоне и различаются год от года (табл. 1). Так летом 2009 г. значения pH изменялись в воде волжских водохранилищ от 7.9 (Рыбинское) до 8.3 (Саратовское), а летом 2011 г. от 6.8 (Горьковское) до 7.6 (Иваньковское).

Таблица 1. Физико-химические показатели воды ВБ водохранилищ Волжского каскада летом 2009 г. (числитель) и летом 2011 г. (знаменатель)

№ п/п	Водохранилище	pH	σ , mS/m	t, °C	O ₂ , мг/дм ³	% насыщения кислородом
1	Иваньковское	8.1/7.6	24.9/18.2	21.2/-	7.1/-	81/-
2	Угличское	8.2/7.6	21.8/20.4	22.1/-	7.6/-	88/-
3	Рыбинское	7.9/-	21.3/-	22.0/-	6.2/-	-
4	Горьковское	8.1/6.8	23.3/21.0	21.0/22.9	8.1/-	92/-
5	Чебоксарское	8.2/7.5	31.4/33.7	24.7/24.3	7.0/-	85/-
6	Куйбышевское	8.2/7.5	30.4/41.8	27.1/24.6	13.6/-	173/-
7	Саратовское	8.3/7.5	32.5/38.5	25.6/23.1	7.8/-	97/-
8	Волгоградское	8.0/7.6	31.7/41.3	30.8/25.5	9.7/-	133/-

Значения электропроводимости воды для водохранилищ Верхней Волги (Иваньковское, Угличское, Рыбинское, Горьковское) в летний период варьируют в диапазоне от 18.2 (Иваньковское, 2011) до 24.9 mS/m (Иваньковское, 2009) и имеют межгодовую изменчивость (табл. 1).

С севера на юг наблюдалось увеличение температуры воды, особенно значительное летом 2009 г.

Кислородный режим в летний период в поверхностных горизонтах ВБ всех водохранилищ Волжского каскада, как правило, благоприятный. Летом 2009 г. содержание растворенного кислорода в поверхностном горизонте в верхних бьефах большинства водохранилищ было в пределах нормы и лишь в Куйбышевском и Волгоградском водохранилищах наблюдалось значительное перенасыщение воды кислородом, что явилось следствием бурного развития фитопланктона.

Преобладающая часть стока Волги формируется в зоне избыточного увлажнения (лесной), что обуславливает относительно низкое содержание солей в воде на всем протяжении реки (Волга и ее жизнь, 1978). Вода всех волжских водохранилищ среднеминерализована и относится к гидрокарбонатному классу вод кальциевой группы, к категории нейтрально-щелочных водоемов (Корнева, 2009). Наиболее низкие значения минерализации характерны для Верхневолжских водохранилищ. Увеличение минерализации воды в замыкающем створе Чебоксарского водохранилища, по сравнению с расположенным выше Горьковским, объясняется влиянием более минерализованных Окских вод. За счет притока Камских вод в Куйбышевское водохранилище происходит дальнейшее увеличение минерализации воды Волги и увеличение концентраций главных ионов и особенно кальция, натрия, калия, сульфатов и хлоридов. В летний период 2009 г. минерализация воды в ВБ волжских водохранилищ изменялась в диапазоне от 129 (Рыбинское) до 278 мг/дм³ (Волгоградское). В летний период 2011 г. минерализация воды в большинстве водохранилищ (кроме Чебоксарского и Куйбышевского) была ниже, чем летом 2009 г. (табл. 2).

Таблица 2. Концентрации главных ионов и минерализация воды ВБ водохранилищ Волжского каскада летом 2009 г. (числитель) и 2011 г. (знаменатель)

№ п/п	Водохранилище	Ca ²⁺ , мг/дм ³	Mg ²⁺ , мг/дм ³	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	Cl ⁻ , мг/дм ³	М
1	Иваньковское	36/26	9.1/6.1	1.9/2.0	116/97.6	7.0/8.5	4.0/2.8	174/143
2	Угличское	32/28	8.5/6.1	2.7/2.0	129.6/103.7	8.0/9.1	2.2/2.1	183/151
3	Рыбинское	31/-	7.9/-	1.5/-	76.2/-	10.0/-	2.2/-	129/-
4	Горьковское	32/30.1	10.9/7.3	1.7/2.8	91.5/109.8	34/10.0	3.9/5.0	174/165
5	Чебоксарское	48/46.1	10.3/10.9	2.5/4.6	103.7/140.3	36.0/30.6	9.5/11.5	210/244
6	Куйбышевское	46/44.1	10.9/8.5	7.8/22.5	109.8/115.9	37.0/47.8	21.5/30.2	233/269
7	Саратовское	45/42.1	11.5/9.7	9.7/10	115.9/115.9	44/24.5	20.9/28.8	247/231
8	Волгоградское	50/44.1	10.9/13.4	12.8/3	134.2/128.1	46/24.5	24.1/25.9	278/239

Следует отметить значительное увеличение с севера на юг в воде волжских водохранилищ концентраций хлоридов, сульфатов, натрия и калия и их изменчивость по годам (табл. 2).

Оценка содержания органического вещества в воде ВБ Верхневолжских водохранилищ производилась по таким показателям как: БПК₅, цветность, перманганатная окисляемость.

В воде ВБ большинства волжских водохранилищ в летние периоды 2009 и 2011 гг. наблюдались значения БПК₅, не превышающие 2.0 мгО₂/дм³. Высокие значения БПК₅ были отмечены в воде ВБ Чебоксарского, Куйбышевского и Волгоградского водохранилищ, что вызвано, в основном, интенсивным развитием фитопланктона. Значения БПК₅ у гг. Тетюш и Ульяновска достигали 7.8–7.9 мгО/дм³ (3.9 ПДК), а у г. Тольятти — 7.5 мгО/дм³ (3.75 ПДК).

Вниз по течению р. Волги наблюдается значительное снижение цветности воды, что объясняется, прежде всего, географической зональностью. Наиболее высокие значения цветности наблюдаются в верхневолжских водохранилищах, что связано со значительной заболоченностью их водосборных бассейнов и поступлением высоко окрашенных болотных вод с притоками в Иваньковское, Угличское, Рыбинское водохранилища (табл. 3). Максимальное значение цветности в 120° Pt-Co шкалы было зафиксировано в Угличском водохранилище летом 2009 г. Ниже г. Нижний Новгород наблюдалось снижение значений цветности до 50° Pt-Co шкалы. В Саратовском и Волгоградском водохранилищах значения цветности снижались до 25–35° Pt-Co шкалы.

Перманганатная окисляемость (ПО) является косвенной характеристикой содержания в воде органических и минеральных веществ. Величины ПО в большой степени зависят от цветности воды, наибольшие значения

ПО наблюдались в водохранилищах Верхней и Средней Волги, а наименьшие значения в водохранилищах Нижней Волги. Максимальные значения в 17.7 и 20.3 мгО/дм³ наблюдались в Угличском и Ивановском водохранилищах летом 2011 г. В ВБ Куйбышевского, Саратовского и Волгоградского водохранилищ летом 2009 г. значения ПО не превышали 6–7.1 мгО/дм³ (табл. 3).

Таблица 3. Показатели содержания органического вещества в воде ВБ водохранилищ Волжского каскада летом 2009 г. (числитель) и летом 2011 г. (знаменатель)

№ п/п	Водохранилище	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Цветность, град.	ПО, мгО/дм ³
1	Ивановское	1.9/2.2	80/73	12.2/20.3
2	Угличское	1.5/2.6	120/85	14.7/17.7
3	Рыбинское	1.5/-	80/-	13.9/-
4	Горьковское	0.9/-	60/30	11.6/11.6
5	Чебоксарское	6.8/-	50/28	9.9/11.6
6	Куйбышевское	7.4/-	45/28	7.1/8.8
7	Саратовское	1.0/-	25/28	7.2/10.3
8	Волгоградское	6.5/-	25/27	6/9.1

Фосфор является одним из главных биогенных элементов, определяющих продуктивность водного объекта. Концентрация общего растворенного фосфора (минерального и органического) в незагрязненных природных водах изменяется от 0.005 до 0.2 мг/дм³ и зависит от многих факторов: процессов выветривания почв и пород, скорости распада органических веществ, гидробиологических процессов и др.

Важным фактором повышения содержания фосфора в природных водах, нередко приводящим к значительному евтрофированию водных объектов, является хозяйственная деятельность человека. Загрязнению природных вод фосфором способствует широкое применение фосфорных удобрений, полифосфатов как моющих средств, флотореагентов и умягчителей воды. Органические и минеральные соединения фосфора образуются при биологической переработке остатков животных и растительных организмов, а также в процессах биологической очистки хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод (Зенин, Белоусова, 1988).

Во всех отобранных пробах определились минеральный растворенный и общий растворенный фосфор, результаты химического анализа помещены в таблицу 4.

Таблица 4. Содержание биогенных элементов в воде ВБ волжских водохранилищ летом 2009 г. (числитель) и летом 2011 г. (знаменатель)

№ п/п	Водохранилище	(Р _{мин}) _{раств.} мкг/дм ³	(Р _{общ}) _{раств.} мкг/дм ³	NH ₄ ⁺ , мгN/дм ³	NO ₂ ⁻ , мгN/дм ³	NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³
1	Ивановское	44/38	49/76	0.21/0.39	0.018/0.014	0.47/0.21
2	Угличское	36/14	41/57	0.33/0.28	0.020/0.001	0.40/0.08
3	Рыбинское	18/-	41/-	0.25/-	0.013/-	0.32/-
4	Горьковское	35/35	56/59	0.26/0.50	0.018/0.005	0.42/0.34
5	Чебоксарское	75/89	101/117	0.19/0.14	0.013/0.022	0.59/0.18
6	Куйбышевское	43/11	65/26	0.91/0.14	0.013/0.051	0.10/0.23
7	Саратовское	24/65	44/102	0.04/0.15	0.015/0.018	0.45/0.34
8	Волгоградское	50/25	65/39	0.12/0.33	0.061/0.064	0.73/0.34

Наибольшие концентрации общего и минерального фосфора были зафиксированы в ВБ Чебоксарского водохранилища. Из верхневолжских водохранилищ наибольшие концентрации отмечены в Ивановском водохранилище. Исследования показали, что на станциях в черте больших городов и ниже крупных городов концентрации фосфора увеличиваются по сравнению со станциями выше городов, что является следствием влияния хозяйственно-бытовых стоков.

Неорганические соединения азота (аммоний, нитриты и нитраты) образуются в воде в результате биохимического разложения и окисления органических остатков, как природного происхождения, так и попадающих в реки и водоемы со сточными водами (Зенин, Белоусова, 1988).

Концентрации иона аммония летом 2009 и 2011 гг. во всех волжских водохранилищах, в основном, не превышали ПДК (0.5 мг/дм³). Высокие концентрации (свыше 1 мг/дм³) отмечались ниже крупных городов (Кострома, Казань, Ульяновск, Тольятти, Саратов, Астрахань), у гг. Тетюш и Ульяновска содержание ионов аммония достигало 1.50 мг/дм³ (3 ПДК), у г. Тольятти — 1.20 мг/дм³ (2.8 ПДК), что можно объяснить влиянием хозяйственно-бытовых и промышленных стоков.

Все наблюдаемые концентрации нитрит-иона были, в основном, ниже ПДК для рыбохозяйственных водоемов (0.08 мг/дм³). Повышенные, по сравнению, с другими водохранилищами концентрации нитритов в верхнем бьефе Волгоградского водохранилища связаны главным образом с процессами разложения органических веществ и нитрификацией.

Концентрации нитрат-иона летом 2009 г. в воде волжских водохранилищ изменялись в широком диапазоне: от 0.3 до 3.8 мг/дм³. В пунктах наблюдений, где были зафиксированы наименьшие концентрации нитрат-иона (Конаково, Кимры, Тетюши, Ульяновск, Тольятти, Саратов, Волгоград) отмечалось бурное «цветение» фитопланктона.

Исследования гидрохимического режима водохранилищ Волжского каскада летом 2009 и 2011 гг. показало, что вниз по течению происходит значительная трансформация химического состава воды Верхней Волги,

что обусловлено как природными, так и антропогенными факторами. Географическая зональность в волжском каскаде проявляется в изменении ряда гидрохимических характеристик: в снижении от ВБ Ивановского водохранилища к ВБ Волгоградского водохранилища значений цветности, перманганатной окисляемости и величины взвешенных веществ и в увеличении минерализации воды, общей жесткости, концентрации хлоридов, сульфатов, натрия, прозрачности воды. Влиянием сточных вод крупных городов обусловлены высокие концентрации в воде ряда Волжских водохранилищ аммонийного азота, фосфатов, нитратов. Повышенные значения БПК₅ являются свидетельством высокой органической нагрузки на водохранилища.

Сравнительный анализ некоторых показателей гидрохимического режима волжских водохранилищ за 2009 г. со средними летними значениями за период с 1969 по 1974 гг. (Волга и ее жизнь, 1978) показал, что однозначной тенденции в изменении значений суммы главных ионов за многолетний период для всех водохранилищ волжского каскада не наблюдалось. В одних водохранилищах (Горьковское, Волгоградское) за многолетний период произошло увеличение суммы главных ионов в летний период, а в других (Ивановское, Рыбинское, Саратовское) уменьшение, или значения были близки к средним многолетним (Угличское водохранилище).

Что касается концентраций отдельных компонентов, то за многолетний период произошло увеличение концентраций магния в воде большинства водохранилищ по сравнению со средними многолетними значениями.

Концентрация хлоридов и сульфатов, практических во всех замыкающих створах водохранилищ летом 2009 г., были меньше значений средних за период с 1969 по 1974 гг. (Волга и ее жизнь, 1978). Можно полагать, что это связано с некоторым уменьшением количества сульфатов и хлоридов, поступающих со сточными водами городов волжского бассейна, хотя о значительном улучшении качества воды волжских водохранилищ пока говорить рано.

Список литературы

Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 350 с.

Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 240 с.

Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореф. дисс. на соиск. уч. ст. д.б.н. СПб, 2009. 48 с.

Минеева Н.М. Водохранилища как среда обитания гидробионтов // Тр. межд. научно-практ. конф. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. II, Пермь, 2007. С. 254–259.

Состояние окружающей природной среды бассейна реки Волги (1992–2004 гг.). Н. Новгород, 2005. 167 с.

ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ НА ПРОДУКТИВНОСТЬ ЛИТОРАЛЬНОГО ФИТОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В.Г. Девяткин, Н.Ю. Метелева, П.А. Вайновский

Институт биологии внутренних вод имени И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, robinson@mail.ru

Начиная со второй половины XX века многими авторами отмечается возрастание неустойчивости климатической ситуации, что определяет актуальность исследования кратковременных климатических колебаний на биоту водоемов. Фитопланктон — основной накопитель и преобразователь солнечной энергии — рассматривается нами в единстве биоты с климатической составляющей экосистемы водоема на основе анализа результатов статистической обработки многолетнего архива систематических гидробиологических и гидрометеорологических наблюдений за 1979–2011 гг.

Продуктивность фитопланктона в озерах и водохранилищах, прежде всего, зависит от внутриводоемных процессов — состава и обилия планктонных водорослей, их обеспеченности минеральным питанием, взаимодействием водорослей с другими планктонными организмами и ряда других факторов. С другой стороны, существенную роль в реализации продуцированного потенциала фитопланктона могут играть внешние по отношению к водоему факторы — интенсивность достигающей поверхности водоема солнечной радиации, которая вместе с температурой воздуха и ветровым режимом определяют термику водоема, количество привносящих биогенные элементы атмосферных осадков, и другие факторы, которые в целом можно охарактеризовать как совокупность погодных условий. Поскольку климат определяется именно как совокупность погодных условий в некотором временном интервале, можно предположить, что относительно кратковременные климатические вариации могут оказывать воздействие на продуктивность фитопланктона — основного поставщика энергии в водоемах с замедленным стоком.

Материалом для данного сообщения послужили многолетние (1979–2011 гг.) ежедневные и еженедельные с мая по октябрь определения интенсивности фотосинтеза фитопланктона *in situ* на глубине 0.25 м. Последняя близка к оптимальной глубине фотосинтеза (Пырина, 1995). С 1984 г. определялось также содержание фотосинтетических пигментов. Наблюдения проводились в литорали Рыбинского водохранилища в районе стационара ИБВВ РАН «Сунога» (Девяткин, 1983, 2003). Использовалась стандартная методика скляночного метода в его кислородной модификации (Винберг, 1960; Методика ..., 1975). Полученные хронологические ряды данных исследовались совместно с синхронными многолетними наблюдениями параметров окружающей среды. В ряде случаев применялось ранговое усреднение данных по градиенту тех или иных факторов. Как правило, число переменных в пределах каждого ранга было не менее 25–30 значений.

Среди множества климатических факторов для фитопланктона наиболее важны свет и температура, так как именно они определяют энергетику водорослей и их способность к новообразованию органического вещества. Продуктивность фитопланктона, как и других автотрофных организмов, в большой степени зависит от

энергии солнечной радиации, ее сезонных и межгодовых вариаций (Пырина, 1995; Девяткин и др., 2000а, б; Adrian et al., 1995). Так, среднемноголетняя сезонная динамика интенсивности фотосинтеза фитопланктона исследуемого участка водохранилища в общем сопоставима с сезонным ходом достигающей поверхности водоема солнечной радиации и температуры воды (Девяткин и др., 2000а, б). В то же время наблюдаются определенные различия в моментах наступления среднемноголетних сезонных максимумов исследуемых параметров. Так сезонный максимум инсоляции заметно опережает максимум прогрева водоема — почти на месяц. В результате зависящая как от интенсивности солнечной радиации, так и температуры кривая продуктивности фитопланктона формирует широкое плато с конца июня до начала августа, с локальным экстремумом в первой декаде августа. По отношению к сезонному ходу солнечной радиации динамика фотосинтеза фитопланктона «запаздывает» по экстремумам и ближе по общему виду графика к динамике температуры воды. Содержание растворенного в воде кислорода в % насыщения также характеризуется подъемом в начале лета и понижается в конце летнего периода, когда, как можно предположить, наряду с фотосинтетической аэрацией интенсифицируются процессы биологического окисления накопленной за лето органики.

Межгодовые колебания инсоляции весьма значительны. Так, максимальные и минимальные значения этого показателя в июне могут различаться почти в два раза, что не может не отражаться на сезонной сукцессии фитопланктона.

В общем виде связь между инсоляцией и фотосинтезом фитопланктона может быть описана эмпирическими уравнениями 1 и 2, которые показывают наличие максимума фотосинтеза при 25 МДж/м² сутки приходящей солнечной радиации.

$\ln Y = -0.82 + 0.23 \cdot I_o - 0.0079 \cdot I_o^2 - 0.000081 \cdot I_o^3$, ($n = 31$, $R = 0.91$)¹ (1), где Y — валовый фотосинтез мг О₂/л в сутки, I_o — приходящая на поверхность водоема солнечная радиация, МДж/м² в сутки.

$\ln Y = -0.59 + 0.77 \cdot I_z - 0.10 I_z^2 + 0.0040 I_z^3$, ($n = 12$, $R = 0.97$) (2), где Y — валовый фотосинтез мг О₂/л в сутки, I_z — проникающая на глубину экспонирования проб солнечная радиация, МДж/м² в сутки.

Связь между величиной достигающей поверхности водоема солнечной радиации и насыщенностью воды кислородом имеет вид S-образной кривой и может быть аппроксимирована полиномиальным уравнением 3:

$\ln O_2 = 4.54 - 0.021 \cdot I_o + 0.0020 \cdot I_o^2 - 0.000042 \cdot I_o^3$, ($n = 31$, $R = 0.84$) (3), где O_2 — содержание кислорода, % насыщения, I_o — приходящая на поверхность водоема солнечная радиация, МДж/м² в сутки.

Таким образом, максимум насыщения воды кислородом, как и максимум фотосинтетической аэрации, смещен в сторону более низких значений по сравнению с максимумом инсоляции и наблюдается при энергии достигающей поверхности водоема солнечной радиации около 25 МДж/м² в сутки. Можно полагать, что это происходит вследствие инерционности процессов накопления биомассы водорослей в сезонном аспекте, в результате максимум последней отмечается позднее максимума получаемой водоемом инсоляции (Девяткин и др., 2009).

Температурный «сигнал» — один из наиболее инерционных в сезонном аспекте, однако влияние средней температуры воды и ее изменчивости очень велико (Harris, 1986). Известно, что зависимость интенсивности фотосинтеза от температуры близка к теоретической кривой Крога (Константинов, 1972), что наблюдалось и в наших экспериментах (Девяткин и др., 2000 а, б).

Тесную связь между температурой воды и фотосинтезом можно отразить уравнением 4: $\ln Y = -0.711 + 0.0053 \cdot t^2$, ($n = 19$, $R = 0.99$) (4), где Y — валовый фотосинтез мг О₂/л в сутки, t — температура воды, °С.

Между фотосинтезом фитопланктона и содержанием кислорода также наблюдается тесная зависимость (уравнение 5): $Y = 90.13 + 0.34 \cdot A^2$, ($n = 20$, $R = 0.96$) (5), где Y — содержание кислорода, % насыщения, A — валовый фотосинтез фитопланктона (мг О₂/л в сутки).

В результате не менее тесная, хотя и более сложная эмпирическая зависимость отмечена также между температурой и насыщенностью воды кислородом (уравнение 6): $Y^{-1} = 0.011 - 0.00022 \cdot t + 0.0000304 \cdot t^2 - 0.00000106 \cdot t^3$ ($n = 11$, $R = 0.98$) (6), где Y — содержание кислорода, % насыщения, t — температура воды, °С.

Максимальная «эффективность» фотосинтетической аэрации (соотношение между чистым фотосинтезом (Net) и деструкцией (BOD_I)) наблюдается при температуре 18–20 °С, а при более высокой температуре понижается (уравнение 7): $Y = -1.15 + 0.28 \cdot t - 0.0076 \cdot t^2$ ($n = 11$, $R = 0.92$) (7), где Y — соотношение между чистым фотосинтезом и деструкцией, t — температура воды, °С.

Очевидно, эффективность фотосинтетической аэрации растет весной и в начале лета синхронно с увеличением температуры. При температуре 16–22 °С аэрация достигает своего максимума в 1.25 и при дальнейшем прогреве выше 25 °С заметно понижается.

С ростом температуры воды биомасса фитопланктона, как правило, повышается (уравнение 8): $\ln Y = 6.72 + 0.0094 \cdot t$, ($n = 12$, $R = 0.89$) (8), где Y — биомасса фитопланктона г/м³, t — температура воды, °С.

Вполне естественно, что интенсивность обогащения воды кислородом в процессе фотосинтеза фитопланктона зависит от биомассы последнего (уравнение 9): $\ln Y = 4.48 + 0.01 \cdot B^{1.5}$, ($n = 12$, $R = 0.99$) (9), где Y — содержание кислорода в воде в % насыщения; B — биомасса фитопланктона, г/м³.

Рост содержания основного фотосинтетического пигмента — хлорофилла а — также обеспечивает повышение насыщенности воды кислородом (Девяткин и др., 2010).

Доступность кислорода при повышении его насыщенности заметно стимулирует процессы деструкции, то есть потребления кислорода гетеротрофными звеньями планктонной экосистемы (уравнение 10): $Y = 4.93 -$

¹ Здесь и далее n — число рангов при ранговом усреднении данных, R — коэффициент детерминации.

$0.097 \cdot O_2 + 0.00060 \cdot O_2^2$, ($n = 15$, $R = 0.99$) (10), где Y — BOD_1 , мг O_2 /л в сутки, O_2 — насыщенность воды кислородом (%).

Таким образом, температурный режим водоема, наряду с инсоляцией играет значительную роль в процессах фотосинтетической активности фитопланктона. Можно предположить, что относительно кратковременные климатические вариации могут быть причиной соответствующих (в сезонном и межгодовом масштабах времени) колебаний продуктивности планктонных водорослей. Это подтверждается результатами проведенных наблюдений. Так, в зависимости от гидрометеорологических условий интенсивность фотосинтеза фитопланктона в среднем за июнь–сентябрь колебалась в широких пределах — от 1 (2000 г.) до 5 (2011 г.) мг O_2 /л в сутки. При этом важно то, что многолетняя динамика продуктивности фитопланктона может быть достоверно аппроксимирована уравнениями множественной линейной регрессии ($R \approx 0.9$), в число независимых переменных которых входят основные климатические составляющие: температура воздуха, инсоляция, количество атмосферных осадков и другие.

Максимальные значения продуктивности планктонных водорослей приходились на годы с относительно высоким прогревом водоема. Практически, повышение средней температуры воды на 1–2 °С соответствовало повышению интенсивности фотосинтеза на 30–50%. Таким образом, если климатические изменения будут развиваться по известному сценарию глобального повышения температуры, можно ожидать заметного увеличения продуктивности фитопланктона, сопоставимого с эвтрофированием. В то же время для вегетационного периода в регионе Рыбинского водохранилища в 1980–2011 гг. нами не выявлены явные систематические тренды абиотических и биотических параметров.

Таким образом, учет колебаний сезонного хода гидрометеорологических показателей во многих случаях дает возможность уточнить и объяснить особенности сезонной сукцессии и межгодовых колебаний показателей обилия и продуктивности фитопланктона, что позволяет существенно уточнить прогностические оценки его первичной продукции.

Межгодовая изменчивость показателей продуктивности фитопланктона в целом удовлетворительно согласуется с региональной изменчивостью климатической составляющей. В то же время в целом ряде лет линейность связей среднегодовых значений рассматриваемых биологических и гидрометеорологических параметров нарушается, что свидетельствует о наличии неучтенных факторов. Этот факт объясняет сложность прогнозирования развития экосистемы Рыбинского водохранилища в условиях глобальных климатических колебаний.

Выявлена и описана многолетняя изменчивость преобладающих циклических вариаций биоты в зависимости от смены эпох атмосферной циркуляции (по типизации Вангенгейма-Гирса). Впервые показана синхронная взаимосвязь сезонных вариаций глобально климатических показателей атмосферной циркуляции и параметров первичной продукции фитопланктона Рыбинского водохранилища. Анализ многолетних рядов колебаний индексов атмосферной циркуляции и показателей продуктивности фитопланктона демонстрирует результаты достаточные для развития прогностической методики оценки состояния экосистемы под влиянием климатических вариаций.

Список литературы

- Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 329 с.
- Девяткин В.Г. Состав и продуктивность фитопланктона в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища // Пресноводные гидробионты и их экология. Л.: Наука, 1983. С. 51–70.
- Девяткин В.Г. Структура и продуктивность литоральных альгоценозов водохранилищ Верхней Волги: Автореф. дис. ... докт. биол. наук: 03.00.18. М.: МГУ, 2003. 44 с.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: влияние гидрофизических факторов на динамику продуктивности фитопланктона // Биология внутренних вод. 2000. № 1. С. 45–52.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: корреляционные связи между гидрофизическими факторами и продуктивностью фитопланктона // Биология внутренних вод. 2000. № 3. С. 42–51.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Влияние температуры воды на структурные и функциональные характеристики литорального фитопланктона: влияние температуры и солнечной радиации. Вестник Гродненского государственного университета им. Я. Купалы. 2009. Серия 2. № 2 (82). С. 129–134.
- Девяткин В.Г., Митропольская И.В., Метелева Н.Ю. Влияние температуры воды на структурные и функциональные характеристики литорального фитопланктона: фотосинтез // Вестник Гродненского государственного университета им. Я. Купалы. 2010. Сер. 2. № 1 (92). С. 109–114.
- Константинов А.С. Общая гидробиология. М.: Высшая школа, 1972. 450 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Пырина И.Л. Свет как фактор продуктивности фитопланктона во внутренних водоемах: Дисс. ... докт. биол. наук: 03.00.16. СПб., 1995. 50 с.
- Adrian R., Deneke R., Mischke U., Stellmacher R., Lederer P. A long-term study of the Heiligensee (1975–1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems // Arch. Hydrobiol. 1995. 133. № 3. P. 315–337.
- Harris P.H. Phytoplankton Ecology. London-N.-Y., 1986. 384 s.

МОДЕЛИРОВАНИЕ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА ВОДОХРАНИЛИЩ МОСКВОРЕЦКОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ

О.Н. Ерина

МГУ им. М.В. Ломоносова, Краснови́довская УНБ

143221, Московская обл., Можайский район, пос. Краснови́дово, ул. Зелёная, д. 5, tamiblack@yandex.ru

Растворенный кислород (РК) является характеристикой, интегрально отражающей весь комплекс продукционно-деструкционных и динамических процессов в водных экосистемах. Особенную важность этот показатель приобретает при изучении стратифицированных водоемов в связи с тем, что возникающая в них плотностная стратификация препятствует обмену РК между эпилимнионом и гипolimнионом. Продуцирование РК в результате процесса фотосинтеза протекает только в верхнем фотическом слое, потребление же его при окислении органического вещества происходит во всей водной толще. В период летней и зимней стагнации в таких водоемах, как правило, образуются зоны аноксии с содержанием растворенного кислорода менее 2 мг/л. В результате формирования бескислородных условий в гипolimнии наблюдается резкое ухудшение качества воды, развитие болезнетворных бактерий и образование заморных явлений.

Математическое моделирование служит удобным инструментом для изучения водных экосистем в связи с тем, что при наличии надежно верифицированной модели позволяет получать оперативную информацию об экологических характеристиках воды без проведения регулярных полевых исследований.

В данной работе приводятся результаты расчетов содержания растворенного кислорода, проведенных на основе боксовой гидрологической модели водохранилища ГМВ МГУ, разработанной на кафедре гидрологии суши (Пуклаков, 1999). Объектами исследований были выбраны 4 водохранилища Москворецкой водной системы (Можайское, Рузское, Истринское и Озернинское), которая является одним из главных источников водоснабжения г. Москвы, в связи с чем задача изучения качества воды данных водоемов является чрезвычайно актуальной.

Все названные водоемы — долинного типа, среднего размера. Благодаря их расположению в верховьях гидрографической сети, полезная емкость каждого из них позволяет осуществлять многолетнее регулирование стока водосбора.

В морфологическом отношении наименее сложным является Можайское водохранилище. В модели ГМВ оно представлено в виде двух лопастей, соответствующих затопленным долинам рек Москвы и Лусьянки. Помимо этого в модели учитывается поступление воды в водохранилище при перекачке с Колоцкого гидроузла.

К этому же типу водохранилищ может быть отнесено и Рузское водохранилище. В модели оно также представляется в виде двух лопастей, первая из которых соответствует долине р. Рузы, к которой в верхнем районе примыкает вторая лопасть, представляющая собой длинный узкий извилистый залив по долине р. Волошни.

Озернинское водохранилище относится к сложным долинным водоемам. Оно извилисто, имеет сильно изрезанную береговую линию за счет нескольких заливов в устьевых участках долин рек Хлыньи и Вейны, которые параметризованы в виде отдельных лопастей.

Водохранилище на р. Истре в морфологическом отношении наиболее сложное, многолопастное, с многочисленными речными притоками. Отдельными лопастями в модели ГМВ выделены заливы рек Нудоль, Катыш, Катышка и Чернушка, которые примыкают к главной лопасти, представляющей собой затопленную долину р. Истры.

Переменная «растворенный кислород» относится к числу наиболее сложных (как по блок-схемам внутриводоемных связей, так и по формализациям внутриводоемных процессов) элементов имитационного моделирования экосистем. В блоке ГМВ при вычислении концентрации РК учитываются следующие процессы: 1) поступление и отток РК в результате процессов водообмена; 2) продукция кислорода во время фотосинтеза; 3) потребление при дыхании фитопланктона; 4) потребление в результате процессов нитрификации; 5) потребление при разложении детрита; 6) потребление при дыхании зоопланктона; 7) потребление при дыхании рыб; 8) потребление на окисление стойкого и лабильного органического вещества; 9) потребление на окисление восстановленных веществ; 10) потребление донными отложениями.

Параметризация процессов выделения кислорода в процессе фотосинтеза проводилась по фитопланктонному блоку модели, обмен с атмосферой — по эмпирической связи со скоростью ветра, а потребление кислорода — по кинетическим уравнениям реакции первого порядка (Cole et al., 1995). На первом этапе расчетов выполнялся подбор коэффициентов кислородного блока. Для этого использовались приводимые в специальной литературе по экологическому моделированию значения коэффициентов, которые затем корректировались по результатам первичной верификации модели.

Верификация кислородного блока ГМВ проводилась для Можайского водохранилища по данным 10 гидролого-гидрохимических съемок, выполненных в течение 1984 г. примерно через равные промежутки времени с частотой станций наблюдения, равной 1 станция на 0.5 км² акватории водоема. Статистическая оценка результатов верификационного расчета показала, что среднеквадратическое отклонение рассчитанных значений содержания РК от фактических для всего периода расчета (361 сутки) составило ± 2.12 мг/л, а средняя ошибка расчета — 0.61 мг/л (при длине ряда $n = 609$). Такая оценка свидетельствует о вполне адекватном отображении моделью кислородного режима водохранилища в течение всего годового цикла.

Максимальная погрешность расчета приходится на период половодья, когда в водоеме наиболее интенсивно происходят динамические процессы, в особенности, когда после схода льда увеличивается скорость роста температуры и усиливается конвективное перемешивание, которое в течение нескольких дней охватывает весь водоем. Весной также наблюдаются максимальные ошибки и в расчете температуры и электропроводности.

В вегетационный период расхождения могут вызываться погрешностями в расчете биомассы фитопланктона. Однако при оценке качества моделирования следует помнить, что процессы цветения водорослей в водоеме происходят очень неоднородно в пространстве. Данные съемок, по которым проводится верификация модели, представляют собой наблюдения в отдельных точках плесов, тогда как в результатах расчета для каждого горизонта выдаются характеристики, осредненные по всей площади расчетного отсека.

Несмотря на то, что кислородный блок ГМВ был верифицирован только по данным наблюдений на Можайском водохранилище, сравнение вертикального распределения РК по результатам моделирования с фактическим для других водохранилищ Москворецкой водной системы говорит о высоком качестве воспроизведения моделью кислородного режима водоемов.

Для анализа кислородного режима и формирования зон аноксии в водохранилище были выбраны 1975, 2000 и 2006 гг., отличающиеся по гидрологическим и синоптическим условиям, и, соответственно, по уровню интенсивности продукционно-деструкционных процессов.

Общими чертами кислородного режима в исследуемых водохранилищах в расчетные годы является постепенное истощение запасов растворенного кислорода в зимний период, связанное с отсутствием газообмена с атмосферой и затратами его на деструкцию органического вещества. В результате в водоемах происходит плавное увеличение объема зоны аноксии в течение периода ледостава, с некоторой ее стабилизацией в конце зимы, что вызвано замедлением скорости деструкции органического вещества в результате процесса самоочищения воды. С момента начала поступления в водохранилища первых порций вод весеннего половодья, насыщенных растворенным кислородом, начинается увеличение его общего запаса в водоемах и уменьшение объемов аноксидной зоны. После освобождения водохранилищ ото льда в нем интенсифицируются процессы конвективного перемешивания, что приводит к полному разрушению зимней гидрологической структуры и выравниванию содержания растворенного кислорода по вертикали. В летний период в водоемах формируется прямая температурная стратификация, которая и определяет распределение содержания растворенного кислорода по вертикали. В фотическом слое мощным источником кислорода внутриводоемного происхождения выступает фотосинтез активно развивающихся в это время водорослей. В то же время наличие слоя температурного скачка почти полностью прекращает вертикальный обмен эпилимниона с нижележащими горизонтами. Это приводит к постепенному истощению запасов растворенного кислорода в гипolimнионе, где источники его поступления отсутствуют, тогда как потребление кислорода на окисление детрита, поступающего в придонные слои в результате седиментации, происходит постоянно. И чем интенсивнее происходит цветение фитопланктона в поверхностных слоях, тем больше растворенного кислорода затрачивается на деструкцию органического вещества в гипolimнионе, и тем быстрее здесь истощаются запасы РК. В результате описанных выше процессов в водохранилищах в течение летнего периода также наблюдается увеличение объема зоны с бескислородными условиями до тех пор, пока в осенний период не устанавливается равномерное распределение растворенного кислорода по вертикали.

В маловодном 1975 г. в зимний период максимальный объем зоны аноксии наблюдался в Рузском водохранилище в конце зимы и достигал на тот момент 4% от объема водохранилища. В Можайском и Озернинском водохранилищах эта величина колебалась в пределах 2–2.5%, а в Истринском была минимальна и составляла менее 0.5% от объема водохранилища.

В 2006 г., среднем по водности, и многоводном 2000 г. максимальный объем зоны аноксии в зимний период наблюдался в Можайском водохранилище и составлял 6.8 и 5% соответственно. Наименьшие объемы воды с бескислородными условиями в эти годы характерны для Истринского и Рузского водохранилищ (около 1%).

В летний период в Можайском водохранилище по результатам расчета максимальный объем зоны аноксии (26.6%) наблюдался в 2006 г., среднем по водности. В маловодном 1975 г. эта величина была чуть ниже (23.7%), а в многоводном 2000 г. составила всего 10.2% от объема водохранилища (табл. 1).

Таблица 1. Изменение объемов зоны аноксии (в % от общего объема водоема) в водохранилищах Москворецкой водной системы по результатам моделирования

Дата	Можайское вдхр.			Истринское вдхр.			Озернинское вдхр.			Рузское вдхр.		
	1975	2000	2006	1975	2000	2006	1975	2000	2006	1975	2000	2006
20 мая	0.2	0.0	0.0	1.9	0.0	0.1	0.4	0.0	0.1	2.8	0.0	0.0
30 мая	0.6	0.0	0.0	0.9	0.0	1.3	1.6	0.0	0.1	5.1	0.1	0.0
10 июня	1.4	0.1	0.4	0.9	0.7	1.7	1.6	0.1	0.1	8.9	0.3	0.5
20 июня	3.7	0.5	4.6	4.5	0.8	9.1	3.5	0.1	0.8	20.0	0.4	25.8
30 июня	6.1	1.1	12.4	12.4	9.9	20.6	4.7	1.0	1.4	33.8	2.2	39.3
10 июля	8.0	2.2	23.3	36.9	41.2	31.8	10.2	2.9	6.0	42.7	3.8	36.2
20 июля	12.6	3.3	26.6	37.2	35.0	45.4	12.0	7.4	29.7	38.2	8.5	45.4
30 июля	18.0	6.6	18.8	46.9	39.4	18.8	24.2	10.2	22.5	47.4	4.6	20.8
10 августа	23.7	10.2	22.0	37.0	25.0	33.4	30.7	12.3	28.6	41.2	7.5	32.1
20 августа	9.0	10.2	25.2	23.7	26.0	44.5	15.1	22.7	21.5	15.3	6.6	34.4
30 августа	3.9	5.1	22.1	25.4	34.6	39.6	12.7	18.5	27.0	12.1	3.5	22.0
10 сентября	1.4	1.1	3.9	17.5	12.8	18.6	11.7	12.7	11.4	5.4	1.8	7.0
20 сентября	0.4	0.1	0.6	13.7	14.2	10.9	4.7	1.4	0.3	3.9	0.5	1.5
30 сентября	0.0	0.0	1.9	4.2	8.7	31.4	1.4	0.0	0.3	0.7	0.2	11.5
10 октября	0.0	0.1	0.7	0.0	0.0	12.6	0.0	0.0	0.1	0.2	0.7	1.6

Для Истринского водохранилища характерны наиболее неблагоприятные кислородные условия в летний период. В связи с активным цветением фитопланктона кислород в водной толще водоема активно расходуется на деструкцию органического вещества, и уже к середине лета более трети от объема водохранилища занято водными массами, обедненными растворенным кислородом.

В Озернинском водохранилище колебания объемов зоны аноксии не сильно изменяются в зависимости от водности года, максимальные значения находятся в пределах от 20 до 30%.

В Рузском водохранилище кислородные условия в летний период близки к Истринскому в 1975 и 2006 гг. Однако летом многоводного 2000 г. объем водных масс с аноксидными условиями в нем был наименьшим среди всех водохранилищ и составил всего 8.5%.

Таким образом, использование аппарата математического моделирования при исследовании кислородного режима на разных водоемах позволяет количественно оценивать изменения запасов растворенного кислорода за короткие промежутки времени, что особенно важно в летний период, когда в водохранилищах формируются неблагоприятные кислородные условия. Тем самым, для водохранилищ Москворецкой водной системы, осуществляющих совместное регулирование стока бассейна р. Москвы и её притоков, становится возможным нахождение такого режима регулирования всех четырех водохранилищ, при котором не будет происходить истощения запасов кислорода ни в одном из них.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 12-05-00176).

Список литературы

Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища: руководство для пользователей. М.: ГЕОС, 1999. 96 с.
Cole T., Buchak E. 1995. CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 2.0, Technical Report EI-95-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ БЕЗОПАСНОГО РАССТОЯНИЯ ДЛЯ ВОДНЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ВЗРЫВНЫХ РАБОТ НА ВОДОЕМАХ С ЦЕЛЬЮ ЛИКВИДАЦИИ ЛЕДОВЫХ ЗАТОРОВ

В.П. Ермолин

*Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
410002, Саратов, ул. Чернышевского, 152, gosniorh@mail.ru*

В России ежегодно в период весеннего паводка на многих реках производятся взрывные работы по защите инженерных сооружений и населенных пунктов перед подвижкой льда, в период ледохода и ликвидации ледовых заторов. общепринято, что данное направление деятельности имеет первостепенное значение в защите населения, имущества граждан, собственности и инфраструктуры всех уровней. Не подвергая сомнению правильность, экономическую целесообразность и гуманность данного подхода, все же отметим, что при производстве взрывов наносится определенный ущерб водным биологическим ресурсам (далее ВБР). Следует отметить, что этому вопросу до сих пор не уделялось должного внимания. Количество работ, в которых сделана попытка оценки ущерба, наносимого ВБР при производстве взрывов перед подвижкой льда, в период ледохода при ликвидации ледовых заторов, единично. Незавершенной остается и методическая часть данного вопроса.

В предлагаемой работе сделана попытка осветить основные методические вопросы, связанные, в первую очередь, с определением безопасного расстояния для водных биологических ресурсов при производстве взрывов перед подвижкой льда, в период ледохода и ликвидации ледовых заторов.

Объект взрывных работ (ВР) представляет собой слой льда (который может иметь толщину до 1.5–2 м и более) и образованные им заторы.

Работу следует начинать с изучения «Типового проекта производства взрывных работ по защите населенных пунктов, инженерных сооружений перед подвижкой льда, в период ледохода и при ликвидации ледяных заторов на реках и водоемах» где рассматриваются возможные варианты производства взрывных работ по защите населенных пунктов и инженерных сооружений в следующих ситуациях: 1) перед подвижкой льда, 2) в период ледохода, 3) при ликвидации ледяных заторов на конкретных реках и водоемах.

Из трех отмеченных ситуаций наиболее динамичен и соответственно наиболее опасен весенний ледоход, когда огромные снежные массы переходят в фазу жидкой воды и устремляются мощным потоком по гидрографической сети. Таяние и разрушение ледяного покрова водоемов, в отличие от снежной массы, запаздывает. Потоки водной массы вызывают подъем уровня воды и вскрытие водоемов. Движущийся с водным потоком лед в узкостях и/или в акваториях помех движению, застревает, вызывая явления заторного характера. При этом лед может уплотниться по всей водной толще с образованием своеобразной «ледовой дамбы», сопровождающейся быстрым подъемом уровня воды и созданием чрезвычайной ситуации.

Ликвидация ледовых заторов практически повсеместно (реках Северо-Запада России, Карелии, Сибири, Дальнего Востока и других регионах) производится методом взрыва с применением взрывных веществ (ВВ): (аммонит, динамит, тротил и др.). Масса зарядов, их размещение и последовательность взрывов зависит от характера затора и может быть весьма разнообразной. Взрывы чаще всего производят под нижней поверхностью льда.

Технология ликвидации заторов зависит от их характера. По особенностям работ, связанным с их ликвидацией, заторы делятся на три типа: 1) заторы из отдельного большого ледяного поля; 2) слабые заторы из небольшого числа малых ледяных полей; 3) мощные, забивающие часть поперечного сечения реки (водоема).

Заторы из отдельного большого ледяного поля не вызывают значительного подъема воды, так как она свободно проходит под ним. Они чаще образуются в начале ледохода, когда сплывают ледяные поля больших размеров. Замок затора находится в нижней части ледяного поля, упершегося в выступ русла, вогнутый берег или остров. Для ликвидации затора в районе замка широкого ледяного поля образуют канал (двор); узкое ледяное поле раскалывают полностью взрывами подводных одиночных или сразу нескольких зарядов (масса зарядов колеблется от 1 кг и менее до 5–20 кг). Ширина канала должна быть такой, чтобы оставшееся ледяное поле свободно проходило в самом узком месте русла реки.

Слабые заторы из небольшого числа малых ледяных полей имеют длину, равную приблизительно удвоенной ширине реки. Наибольшее их число образуется в середине ледохода. Слабые заторы обычно вскоре после образования прорываются естественным путем. В противном случае их легко ликвидировать взрывами, для чего иногда достаточно произвести в замке один подводный взрыв. Такие заторы часто образуются из двух малых ледяных полей, расклинившихся при сплывании. Эти поля, упершись краями в берега, образуют свод-арку (в этом месте заметно торошение льда). Затор, особенно если он в средней части короче, чем у берегов, а движению льдин препятствуют выступы берега и набитый около него лед, ликвидируют взрывами зарядов, закладываемых не в замке, а примерно в середине свода-арки.

Для ликвидации затора бывает достаточно взорвать в указанном месте один подводный заряд. Если сделать это невозможно, откалывают край льдины, упершийся в берег.

Мощные заторы, забивающие часть поперечного сечения реки, образуются в результате несвоевременно принятых мер по ликвидации заторов в начале их формирования и представляют собой беспорядочное нагромождение льдин, часто смерзшихся между собой. Следует отметить, что толщина льда, меньше которой образование больших (мощных) заторов, как правило, не происходит, равна 30 см.

Обычно в строении мощного затора выделяются три характерных участка: замок или «основание» затора, представляющий собой покрытый трещинами ледяной покров, упершийся в кромку не вскрывшейся части ледостава, заклинивший русло реки; собственно затор, или голова затора — многослойное скопление хаотически расположенных льдин, подвергшихся интенсивному торошению; хвост затора — примыкающее к затору однослойное скопление льдин вверх по течению (в зоне подпора) (Вузин и др., 2008).

Длина головной части затора (замок + голова) на малых реках обычно превышает ширину реки в 3–5 и более раз. На этом участке скопление льда имеет максимальную толщину (от 3–5 до 10–12 м). Длина всего затора (с хвостом) может достигать от одного до нескольких километров (на крупных реках — нескольких десятков км).

Ликвидируют такие заторы групповым взрывом зарядов массой до 300 кг, располагаемых вдоль затора в 1–3 ряда. Глубину заложения зарядов в массив льда принимают равной $1/2$ – $1/3$ его толщины, но не менее 1–1.5 м. Для ликвидации мощного затора может производиться несколько массовых взрывов. Каждый последующий взрыв производят для удлинения и расширения канала, образуемого в месте предполагаемого замка затора.

При выборе методического подхода к определению безопасных расстояний при взрывании зарядов ВВ на кормовую базу и ихтиофауну следует учитывать не только градицию заторов, но и удельную энергию выделяемая при взрыве, воздействие гидроударной волны (ГУВ), границы зоны безопасного расстояния.

Спектр применяемых взрывчатых веществ весьма широк. Для целей данной работы используем тротил с характеристиками (<http://army.armor.kiev.ua/engeneer/trotil.shtml>): скорость детонации — 6900 м/с; бризантность — 19 мм; фугасность — 285 куб. см; энергия взрывчатого превращения — 1010000 кал/кг, или 4232 Дж/г (<http://www.calc.ru/Energiya/kaloriya-v-trotila-tonna-metricheskaya.html>).

Высокая энергоёмкость, помноженная на очень высокую скорость детонации, обеспечивают тротилу репутацию эффективного взрывчатого вещества.

В результате взрыва в окружающем пространстве образуется и распространяется ударная волна — тонкая переходная область, в которой происходит резкое увеличение плотности, давления и скорости вещества. При взрыве ВВ образуются высоконагретые продукты взрыва, обладающие большой плотностью и находящиеся под высоким давлением. В начальный момент они окружены покоящейся средой при нормальной плотности и давлении. Расширяющиеся продукты взрыва сжимают окружающую среду, причём в каждый момент времени сжатой оказывается лишь среда, находящаяся в определённом объёме; вне этого объёма остаётся в невозмущённом состоянии. С течением времени объём среды возмущения возрастает. Поверхность, которая отделяет возмущенную среду от невозмущённой, и представляет собой ударную волну (точнее — фронт ударной волны) (Зельдович, Райзер, 1966).

При прохождении ударной волны через среду параметры среды меняются очень резко и в очень узкой области. На очень короткое время (изменения давления происходит в течение микросекунд (Kevin, Непрен, 1997)) возникает, так называемый «скачок уплотнения», служащий поверхностью разрыва свойств среды и оказывающий крайне негативное воздействие на гидробионтов (кормовые организмы и рыб). Ударные волны в воде — это упругие колебания, называемые гидравлическим ударом (или гидроударной волной) (<http://www.ras.ru/FStorage/download.aspx?Id=9a6ff18b-640f-4c3d-9039-18f1641af31a>).

После взрыва образуется пульсирующая газовая сфера, где наблюдается образование избыточных давлений, как положительных, так и отрицательных, причем последние имеют значительно большую протяженность во времени и меньшую амплитуду. Наиболее опасными для рыб являются три интервала времени, в течение которых происходит расширение и сжатие газового пузыря.

Первый интервал времени — положительное избыточное давление достигает максимальной величины. Оно связано с самим взрывом. У рыб происходит нарушение центральной и периферической нервной системы,

контролирующей и работу плавательного пузыря. У открытопузырных рыб плавательный пузырь чаще всего разрывается, у закрытопузырных вздувается и смещает другие органы, вызывая их повреждения (Kevin, Hempen, 1997).

Второй интервал времени — давление в ударной волне очень быстро падает позади ударного фронта и начинается образовываться область отрицательных избыточных давлений. У рыб возникают избыточные отрицательные давления в капиллярах и кровеносных сосудах печени, гонад, плавательного пузыря и других органах. Происходит «вытягивание» внутренних органов, включая желудок, через ротовое отверстие.

Третий интервал — вновь образуются положительные и отрицательные избыточные давления за счет сжатия газового пузыря — происходит так называемый «второй удар». Обычно при взрывах конденсированных веществ амплитуда «второго удара» меньше первого и растянута по времени, что снижает ее поражающее воздействие на рыб, но не снимает его совсем.

Ударная волна, образовавшись в точке взрыва, по мере удаления от него ослабевает, снижается её разрушительное (смертоносное) воздействие и в какой-то момент становится безопасной для охраняемых объектов. Границу безопасности принято выражать длиной радиуса взрывной волны, равного расстоянию от центра взрыва до границы безопасной зоны.

Во «Временной методике оценки ущерба ...» (1996) не освещен вопрос о выборе метода расчета зоны опасного воздействия (зоны поражения) гидроударной волной (далее ГУВ) при взрывных работах. Определение зон негативного воздействия в прошлом веке производилось согласно положений ВСН 014-89 (1990) и ВСН 178-91 (2000). Однако практика показала, что применение данных норм приводит к заниженным результатам.

В нашем веке были утверждены «Единые правила безопасности при взрывных работах» (2002), где расчет безопасного расстояния однократным взрывом сосредоточенного заряда рекомендуется производить по схеме (раздел VIII, формула 5): $R_c = K_r K_c \alpha \sqrt[3]{Q}$ (1), где R_c — расстояние от места взрыва до охраняемого объекта (граница зоны безопасного расстояния взрывом, при котором зона от точки взрыва до указанной границы является опасной, после — безопасной), м; K_r — коэффициент, зависящий от свойств охраняемого объекта; K_c — коэффициент, зависящий от реакции охраняемого объекта и заселенности; α — коэффициент, зависящий от условий взрывания; Q — масса заряда, кг.

Как следует из предложенной формулы, граница безопасного расстояния определяется тремя коэффициентами: K_r , K_c и α . Рассмотрим численные значения каждого.

Значение коэффициента K_r . Коэффициент, зависящий от свойств охраняемого объекта и колеблется от 5 до 20; наименьший (5) для скальных грунтов, наибольший (20) для водонасыщенных грунтов. В единых правилах безопасности при взрывных работах (2002) указывается, что в тех случаях, когда характеристика среды не в полной мере соответствует приведенной выше или известна ориентировочно, следует принимать для расчета ближайшее большее значение коэффициента K_r . Для водной среды — ближайшее большее значение коэффициента K_r равно 20.

Значение коэффициента K_c колеблется от 1 до 2. Зависит от прочности инженерных сооружений и заселенности территории (поселения): Одиночные здания и сооружения производственного назначения с железобетонным или металлическим каркасом — 1; одиночные здания высотой не более двух-трех этажей с кирпичными и подобными стенами — 1.5; небольшие жилые поселки — 2 (Единые правила безопасности ..., 2002). Комментируя по отношению к водным объектам, следует отметить, что зона поражения взрывной волной, несомненно, является заселенной территорией. То есть, для данной ситуации коэффициент K_c равен 2.

Значение коэффициента α . В зависимости от характера взрывов колеблется от 0.5 до 1 (взрыв полуглубленного заряда — 0.5; камуфлетный взрыв и взрыв на рыхление — 1). Однако, в Единых правилах безопасности при взрывных работах (2002) указано: При размещении заряда в воде или в водонасыщенных грунтах значения коэффициента следует увеличить в 1.5–2 раза. Поскольку взрывы по ликвидации заторов производятся в водной среде с расположением зарядов ниже нижней кромки льда и, учитывая то, что на распространение взрывной волны оказывает влияние сверху — ледяной покров, снизу — поверхность дна, вследствие чего зона поражения увеличивается, следует использовать коэффициент равный 2.

С учетом установленных коэффициентов формула (1) примет следующий вид: $R_c = 20 \times 2 \times 2 \times \sqrt[3]{Q} = 80 \times \sqrt[3]{Q}$ (2)

Отсюда, при единичном взрыве тротила массой 1 кг граница зоны безопасного расстояния (r_c) для среднечувствительных рыб (карася, окуня, судака, щуки, густеры, леща, плотвы, язя, карпа и др. (табл.) будет равна 80 м.

При проведении взрывных работ гибнут не только рыбы, но и кормовые организмы, являющимися объектами иной чувствительности (кормовые организмы гораздо менее чувствительны к воздействию ГУВ, по сравнению со среднечувствительными рыбами (см. табл.)), в количественные значения коэффициентов формулы (2) должны быть внесены соответствующие коррективы. Произведение коэффициентов по формуле (2) следует уменьшить в 17 раз. Формула (2) примет вид: $R_c = 4.7 \times \sqrt[3]{Q}$ (3)

Таблица. Предельно допустимая энергия ГУВ (E_6) для рыб и кормовых организмов (по ВСН 178-91)

Наименование	E_6 (Дж/м ²)
Кефаль, хамса, тюлька	30
Чехонь, синец, уклейка, мелкий судак	50
Карась, окунь, судак, щука, густера, лещ, плотва, тарань, горбыль, язь, карп	150*
Линь, сазан, севрюга, морской окунь, морской судак, камбала, морской еж	250
Бычок, терпуг, рачки креветки, кормовые для рыб организмы	2500

Примечание. * — среднечувствительные рыбы.

То есть, при единичном взрыве тротила массой 1 кг граница зоны безопасного расстояния (r_c) для кормовых организмов будет равна 4.7 м (80:17).

Дальнейшие подходы и методы оценки ущерба проводятся по схеме, определяемой «Временной методикой оценки ущерба ...» (1996).

Список литературы

Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведение различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах. Рыбоохрана. Сборник нормативных актов. М.: 1996. С. 409–423.

ВСН 014-89. Ведомственные строительные нормы. Строительство магистральных и промышленных трубопроводов. Охрана окружающей среды. М.: Миннефтегазстрой. 1990.

ВСН 178-91. Ведомственные строительные нормы. Нормы проектирования и производства буровзрывных работ при сооружении земляного полотна. М.: 2000.

Вузин В.А., Василевский А.Г., Векслер А.Б. Методические рекомендации по предотвращению образования ледовых заторов на реках РФ и борьбе с ними. М.: ФЦ ВНИИ ГОЧС, 2008.

Единые правила безопасности при взрывных работах. ПБ 13-407-01. М.: НПО ОБТ. (зарегистрированы Министерством юстиции Российской Федерации 7 июня 2001 г, регистрационный № 2743), 2002.

Зельдович Я.Б., Райзер Ю.П. Физика ударных волн и высокотемпературных гидродинамических явлений, 2-е изд. М., 1966.

Калория в тротила тонна (метрическая) // <http://www.calc.ru/Energiya/kaloriya-v-trotila-tonna-metriceskaya.html> (дата обращения 15.06.2012)

Протасов В.Р. Физические поля антропогенного происхождения на акваториях. На основных направлениях науки. <http://www.ras.ru/FStorage/download.aspx?Id=9a6ff18b-640f-4c3d-9039-18f1641af31a> (дата обращения 15.06.2012)

Физическое воздействие // http://www.internevod.com/rus/atlas/ecol/02/1_fiz.shtml (дата обращения 15.06.2012)

Kevin T.M., Hempen G.L. The environmental effects of underwater explosions with methods to mitigate impacts. St. Louis: 1997. 54 p.

ЧЕРНОМОРСКАЯ ИГЛА (*SYNGNATHUS ABASTER*, *SYNGNATHIDAE*) ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В.П. Ермолин

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
410002, Саратов, ул. Чернышевского, 152, gosniorh@mail.ru

Черноморская игла (*Syngnathus abaster* Risso, 1827) — реликтовый вид Понтокаспия сохранившийся до настоящего времени. В связи с сильным опреснением бывшие типичные представители морской фауны претерпели в нем значительную эволюцию, став эвригалинными. Вид может жить как в пресных, так и в соленых водах (до 35‰). Держится в зарослях водных растений. Ранее, при отсутствии плотин, в весеннее время черноморская игла заходила в реки и озера, поднимаясь иногда на значительные расстояния (в Днепре до 900 км) (Фауна Украины, 1988). Пресноводная форма ведет туводный образ жизни в озерах, водохранилищах и старицах, придерживаясь одних и тех же мест обитания в течение всей жизни (Долгий, 1993).

Игла резко отличается от других рыб. Тело длинное, очень тонкое, с длинным хвостовым стеблем, покрыто шестигранными кольцами из костных пластинок. Рыло трубчатое и длинное. Жаберные крышки сильно выпуклые. Спинной плавник длинный и начинается перед анальным отверстием, хвостовой очень маленький. Брюшных плавников нет. Грудной плавник короче хвостового. Передний край сросшихся внизу половин плечевого пояса заострен. Распространена по всем берегам Каспийского, Черного и Азовского морей, входит в реки и связанные с ними озера. В Каспийском море обитает во всех районах; в осолоненных заливах Мертвый Култук и Кайдак обнаружена карликовая форма. Встречается в пресной воде, в дельтах Волги, Урала, Терека, низовьях Куры и в реках южного побережья моря (Берг, 1949; Световидов, 1964; Казанчеев, 1981). До зарегулирования Волги не поднималась выше Астрахани. В последние десятилетия освоила водохранилища Волги (Слынько и др., 2000; Атлас пресноводных рыб ..., 2002). В бассейне Азовского моря черноморская игла широко распространена в кубанских лиманах в воде с различной соленостью. В Кубани и ее притоках, а также в Северском Донце раньше не отмечалась; после строительства Краснодарского водохранилища заселила нижнее течение Кубани (Емтыль, Иваненко, 2002). В бассейне Дона встречается в нижнем течении (Троицкий, Цуникова, 1988). Имеется в оз. Палеостоми (Атлас пресноводных рыб ..., 2002).

Предпочитает мелководные участки с хорошо аэрированной водой, твердым, илистым, илисто-песчаным грунтом, зарослями водной растительности (Фауна Украины, 1988). В Азовском море обитает в зарослевых биоценозах побережья. За счет мимикрии почти незаметна на фоне растительности. Вдали от берега встречается редко, в основном при снижении температуры воды осенью до 6–3 °С. В этот период она обнаруживается на глубинах до 12–14 м. Что позволяет предположить наличие у черноморской иглы зимовальных миграций.

Черноморская игла — инвазийный вид в Волгоградском водохранилище. Впервые отмечена в уловах мальковыми орудиями лова в 1969 г. (Шашуловский, Ермолин, 2005). В последующие годы она стала постоянным компонентом в уловах мальковой волокушей на всем протяжении водохранилища.

Данные по экологии *S. abaster* в водохранилищах Волжского каскада крайне скудны и касаются в основном сроков обнаружения и/или освоения водоема. Исходя из сказанного, нам представляется своевременным её изучение. В настоящей работе рассмотрены некоторые вопросы экологии черноморской иглы в условиях волжского бассейна на примере Волгоградского водохранилища.

Материал собирался в период с 2004 по 2011 гг. а по стандартной сетке станций в конце августа – октябре. В отдельных случаях (при установлении зависимости «длина рыбы – вес») использовались также сборы, проведенные в июне–июле. Пробы отбирались мальковой волокушей длиной 10 м: высота крыла — 2 м, ячея в крыльях — 8 мм, в кутке — 3 мм. В конце кутка был вшит мельничный газ № 11. Обработка проб рыб проводилась на свежем (в полевых условиях) и фиксированном (4% формалином) материале. Всего было собрано и обработано 8922 экз. разных размерных и возрастных групп рыб, в том числе на размерно-половой состав — 640 экз.

Игла обитает на протяжении всего Волгоградского водохранилища, занимая в летнее время заросли прибрежной растительности на мелководных участках до глубин 1.5–2 м, в заливах, балках, устьевых заливах впадающих в водохранилище рек. Редко и единично отмечается в открытой (без наличия растительности) акватории водоема. При снижении температуры воды до 5–3 °C в ноябре в уловах мальковой волокушей не встречается. Так, во второй половине ноября 2002 и 2003 гг. из более чем 40 проведенных притонений игла в уловах отсутствовала, в то время как в августе она была, что связано с миграциями её на зимовку из прибрежья в более глубоководные участки. В этот период она отмечается в уловах рыбы мелководными сетями на глубинах 7–10 м.

То есть, в водохранилищах Волги жизненный цикл черноморской иглы проходит в присущем для вида, режиме — нагул и размножение на прибрежных, заросших высшей водной растительностью, мелководьях; миграция на зимовку при понижении температуры воды и зимовка на участках с глубинами до 7–10 м.

В настоящее время в Волгоградском водохранилище черноморская игла относительно многочисленна — от 2 до 6% в составе уловов молоди мальковой волокушей. Однако в особо урожайные годы, доля иглы резко возрастает. В качестве примера можно привести 2007 г., когда доля иглы в составе уловов мальковой волокушей достигла 29%. Максимальный удельное значение черноморской иглы в тот год отмечено в средней зоне водохранилища — 47%. Наиболее высокие концентрации наблюдались в Ровенско-Черебаевской пойме, где в районе с. Красный Яр концентрация её в августе 2007 г. достигла рекордного значения — 160 тыс. экз./га в улове. Это наибольшая зарегистрированная концентрация с момента её проникновения (с 1969 г.) в Волгоградское водохранилище (на 38-й год от момента обнаружения).

Предположительно, в 2007 г. была достигнута наибольшая численность (кульминация). В дальнейшем наблюдалось снижение её удельного значения в ихтиофауне. Такой характер многолетней динамики вселенцев весьма обычен, когда вслед за всплеском численности следует снижение и вид занимает относительно стабильное состояние в экосистеме.

Черноморская игла — относительно небольшая рыба, достигающая длины 24–25 см. В Волгоградском водохранилище максимальный размер иглы близок к указанной величине. Так, в группе более 8 тыс. исследованных рыб 1 экз. был длиной 23.4 см. В составе популяции преобладают рыбы длиной от 7 до 11 см, на которые приходится около 70% (табл. 1). В целом, по размерному составу популяция черноморской иглы Волгоградского водохранилища соответствует её размеру в других водоемах в пределах ареала.

Таблица 1. Размерный состав черноморской иглы в Волгоградском водохранилище, %

Размерные группы, см	Годы наблюдений								Всего, экз.	Состав, %
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		
3.1-5	1	3	4	142	9	3	4	1	167	1.9
5.1-7	4	9	21	1303	19	7	8	6	1377	15.4
7.1-9	12	27	29	2318	90	14	50	36	2576	28.9
9.1-11	36	53	142	2790	138	70	139	135	3503	39.2
11.1-13	35	80	134	258	60	53	143	56	819	9.2
13.1-15	11	61	64	25	18	20	76	16	291	3.3
15.1-17	4	8	64	30	1	5	15	6	133	1.5
17.1-19	1	10	7	14	1		4	1	38	0.4
19.1-21		1	2	7	1		1		12	0.13
21.1-23			1	3	1				5	0.06
23.1 и более				1					1	0.01
Всего	104	252	468	6891	338	172	440	257	8922	100

Определение возрастного состава черноморской иглы чрезвычайно затруднено, в связи с чем, в основном рассматривается размерный ряд. В данной работе для решения этого вопроса использовано математическое моделирование на основе средней длины годовалых рыб, максимального размера особей в популяции и биологической закономерности роста (Румянцев, 1974; Ермолин, 2006). Моделью служил полином второй степени, формула (1): $L = at^2 + bt + c$ (1), где L — длина рыбы, см; t — возраст рыбы, годы; a и b — коэффициенты уравнения; c — свободный член уравнения.

Средний размер годовиков устанавливался по поколению 2007 г. рождения, т.к. именно у этого поколения оказалось возможным выделить довольно достоверно размер сеголеток по окончании их линейного роста — средний размер 8.5 см. Принимая максимально наблюдаемый размер иглы равным 23.4 см, модель (полином второй степени), описывающая связь размера с возрастом будет иметь вид: $L = -0.580t^2 + 7.065t + 1.99$ (2).

Максимальный размер черноморской иглы приходится на 6 лет — возраст, при котором максимальный размер иглы в Волгоградском водохранилище равен 23.5 см (табл. 2).

Таблица 2. Средние размеры черноморской иглы по возрастным группам

Наименование	Возрастные группы					
	1	2	3	4	5	6
Длина, см	8.5	13.8	18.0	21.0	22.8	23.5

достигает длины 10–12 см, размер пятилетних рыб равен 19 см. Ориентируясь на эти сведения, можно сказать, что в Волгоградском водохранилище рост иглы на первом и втором годах замедлен, в то время как остальных групп — существенно выше (табл. 2).

Таблица 3. Возрастной состав популяции, %

Наименование	Возрастные группы					
	1	2	3	4	5	6
Количество рыб, экз	7742	1058	107	11	3	1
Возрастной состав, %	86.78	11.86	1.20	0.12	0.03	0.01

года доживает только одна. Такой состав популяции не является чем-то особенным и характерен для большинства мелких промысловых рыб. Убыль связана с выеданием хищными животными. Игла является пищей щуки, весьма многочисленного окуня и рыбоядных птиц.

У черноморской иглы наблюдается 3 периода роста: 1-й — начальный, когда наблюдается быстрый рост в длину (первый и второй годы жизни), на 1 см прироста длины тела приходится примерно 0.1 г привеса; 2-й — когда, одновременно с ростом в длину, наблюдается относительно быстрый привес (3-й и 4-й годы жизни), на 1 см прироста приходится около 1.2 г привеса; 3-й — когда рост в длину замедляется, а привес самый высокий (5-й и 6-й годы жизни), на 1 см прироста длины тела приходится более 4 г привеса.

Половой диморфизм хорошо выражен. Самец отличается от самки наличием, расположенной на хвостовой части (за анальным отверстием) выводковой камеры, которая состоит из двух створок, отходящих от боков наружу двумя довольно широкими гребнями, увеличивая тем самым наружную поверхность хвостового стебля.

Таблица 4. Размерно-половой состав черноморской иглы в Волгоградском водохранилище

Длина тела, см	Численность, экз		Соотношение (доля), %	
	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂
8-9	2	1	67	33
9-10	34	28	55	46
10-11	95	121	44	56
11-12	64	104	38	62
12-13	41	62	40	60
13-14	23	29	44	56
14-15	12	7	63	37
15-16	6	3	67	33
16-17	5	2	71	29
Всего	282	357	44	56

рыб (10–14 см) преобладают самцы. У более старших рыб вновь доминируют самки (табл. 4). В целом, около 60% нерестовой популяции составляют самцы.

Приведенные выше материалы свидетельствуют, что условия обитания черноморской иглы в условиях волжских водохранилищ соответствуют требованиям её экологии и могут быть охарактеризованы как благоприятные. Она сохранила, характерные для вида экологические, продукционные характеристики и жизненную стратегию. Учитывая огромный ареал расселения, становится очевидной и актуальность проблемы — необходимость продолжения исследований в плане более углубленного изучения проявления адаптивных механизмов вселенца *S. abaster* в трансформированных речных экосистемах.

Список литературы

- Атлас пресноводных рыб России. М.: Наука, 2002. Т. II. 253 с.
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.; Л.: Изд-во АН СССР. 1949. Т. 3. С. 930–1381.
- Долгий В.Н. Ихтиофауна бассейнов Днестра и Прута. Кишинев: Штиинца, 1993. 319 с.
- Емтыль М.Х., Иваненко А.М. Рыбы юго-запада России. Краснодар, 2002. 340 с.
- Ермолин В.П. Определение общего допустимого улова речного рака при разной периодичности лова // VII Всерос. конф. по промысловым беспозвоночным (тезисы докладов). Мурманск, 2006. С. 175–177
- Казанчиев Е.Н. Рыбы Каспийского моря. М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1981. 167 с.
- Румянцев В.Д. Речные раки Волго-Каспия (биология и промысел). М.: «Пищевая промышленность», 1974. 86 с.
- Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. М.-Л.: Наука, 1964. 550 с.
- Слынько Ю.В., Кияшко В.Н., Яковлев В.Н. Список видов рыбообразных и рыб бассейна р. Волга // Каталог растений и животных бассейна Волги. Ярославль: ИБВВ РАН, 2000. С. 252–277.

В ряде работ (Фауна Украины, 1988 и др.) на основании аквариумных наблюдений, установлено, что черноморская игла живет 6 лет, что совпадает с максимальным возрастом черноморской иглы в Волгоградском водохранилище.

Согласно литературных сведений, черноморская игла в южных водоемах к концу первого года жизни

В возрастном составе популяции доминируют по числу сеголетки и двухлетки, на которые приходится около 99% рыб (табл. 3). Убыль численности от года к году составляет примерно 90%. То есть, из каждых 10 рыб в начале года, до следующего

Половая структура черноморской иглы изучена недостаточно. Суммируя имеющиеся данные, следует отметить, что в Черном и Азовском морях созревание самок происходит в конце первого или начале второго года жизни при достижении длины 7 см. Самцы готовы вынашивать потомство при достижении 8 см. В популяции численно преобладают самцы (доля самок и самцов в популяции находится в соотношении 1:1.3).

В Волгоградском водохранилище на первых этапах созревания (при длине рыб 8–10 см) наблюдается численный перевес самок. В средних классах длины

- Троцкий С.К., Цунникова Е.П. Рыбы бассейнов нижнего Дона и Кубани. Ростов на Дону: Ростовское книжное изд-во, 1988. 112 с.
- Фауна Украины. Т. 8 Рыбы. Вып. 3. Вьюновые, сомовые, иctalуровые, пресноводные угри, конгеровые, саргановые, тресковые, колючковые, игловые, гамбузиевые, зеусовые, сфиреновые, кефалевые, атериновые, ошибневы / Мовчан Ю.В. Киев: Наукова думка, 1988. 368 с.
- Шапиловский В.А., Ермолин В.П. Состав ихтиофауны Волгоградского водохранилища // Вопросы ихтиологии. 2005. Т. 45. № 3. С. 324–330.

ДИАГНОСТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

М.Г. Ершова, А.В. Иванов, К.К. Эдельштейн

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
127238 Москва, Дмитровское шоссе, д. 52, кв.101, etek05@mail.ru

В гидрологии водохранилищ для решения диагностических (исследовательских) и прогностических (проектных) задач стало возможным, и даже необходимым, наряду с анализом полевых наблюдений использовать математическую модель водоема. Расчетами по моделям воспроизводят присущие ему особенности гидрологического режима, т.е. закономерные изменения характеристик динамического и ледово-термического состояния водных масс, содержания в них взвесей, минеральных и органических растворенных веществ, состава и биомассы планктонных организмов в течение годового или многолетнего циклов изменения гидрометеорологических условий. По существу, такими расчетами восполняется физически и химико-биологически обоснованная существенно нелинейная интерполяция взаимозависимых значений гидрологических характеристик между их измеренными величинами в отдельные моменты в имеющихся точках наблюдений. Либо оцениваются вероятные значения не измеряемых гидрологических характеристик или их прогнозируемые значения.

При разработке гидрологических моделей приходится учитывать исключительно большое многообразие водохранилищ: *морфогенетическое*: водоёмы равнинные и горные; русловые, долинные, котловинные, котловинно-долинные; морфологически простые и многолопастные; *водохозяйственное*, водоёмы, различные по регулированию стока; по положению в водохозяйственной системе (одиночное или одно из системы нескольких водохранилищ; головное в каскаде, внутрикаскадное или его замыкающее); по назначению — водоснабженческое, гидроэнергетическое, ирригационное и др. Сочетание этих двух переплетающихся и взаимосвязанных гидрографических и техногенных признаков проявляется в режиме колебаний уровня воды и интенсивности водообмена различных участков водохранилища при смене погодных условий, следовательно, в разнообразии синоптически обусловленных изменений в них физико-химических и биологических свойств водных масс. Они определяют биопродуктивность и способность самоочищения от загрязняющих веществ, в конечном счете, — питьевые и технологические качества воды, санитарное состояние, рекреационную ценность водоема.

Размах внутригодовых колебаний уровня воды и проточности в большинстве водохранилищ на 1–2 порядка больше, чем в озерах, изрезанность берега водохранилищ также больше, что, по мнению С.Д. Муравейского (1937, с. 976) «говорит о возможности большого влияния берегов на химико-биологические процессы в водохранилище ...». Но, всё же, важнейшим экологически значимым отличием водохранилищ от озер следует считать *противофазность водного режима* в водоемах этих двух классов. В питаемых реками озерах в многоводные фазы стока происходит интенсификация внутреннего водообмена, а в зимнюю и летнюю межень он ослабевает. В водохранилищах, напротив, в многоводные фазы внутренний водообмен тормозится гидроузлом, а в маловодные — интенсифицируется сработкой. В этом коренном различии гидрологического режима, в преобладании роли адвективных процессов над внутримассовыми процессами трансформации водных масс и состоит главная причина неизбежной ошибочности прогнозов экологического режима водохранилищ методом аналогии с внутригодовой изменчивостью химического состава вод в озёрах и с их биопродуктивностью, а также некорректность использования озёрных математических моделей.

В 2010 г. в Красновидовской учебно-научной базе МГУ завершена разработка универсального варианта боксовой гидрологической модели водохранилища (ГМВ-МГУ). Она предназначена для расчета ежесуточной изменчивости гидрологических характеристик в отдельных участках водоема любого морфогенетического типа и водохозяйственного назначения. В 2011 — проведены полевой эксперимент по валидации (статистической оценке модельных ошибок) расчетов по новым блокам программы и сопоставление рассчитанных температур воды и ее электропроводности в Рыбинском водохранилище по модели ГМРВ-МГУ-ИБВВ (Пуклаков и др., 2012) с данными его синхронных гидрологических съемок.

Полевой эксперимент «Полигон-2011», выполненный в июне–августе, включал: а) три экспресс-съемки Можайского водохранилища (19 вертикалей) 13.06, 1–2.07 и 15.08; б) еженедельные пробы воды и термокондуктометрия в трех притоках между съемками; в) трехразовую синхронную (с двух катеров) съемку Красновидовского плеса на 10 равномерно распределенных по плесу вертикалях — на рассвете, в полдень и на закате 27.06; г) учащенные (через 4 часа) наблюдения на рейдовой суточной станции.

Состав наблюдений на 10 вертикалях (из них 5 — в русле, глубина >12 м, 3–8–10 м и 2 — <4 м): зондирование температуры (T) и электропроводности (K) через 1 м, в слое скачка — 0.5 м; отбор проб с горизонтов 1, 3, 5, 7, 9 и 12 м на щелочность, мутность (M), ПО, БО, Р-Р_{О₄}, и фиксацию O₂, а с горизонта 0.5 м — на определение биомассы фитопланктона и хлорофилла.

Пространственная неравномерность T , оцененная по трем съемкам полигона, в эпилимнионе и металимнионе была в 1.5–2 раза больше внутрисуточной на рейдовой станции (табл. 1). В гипolimнионе это различие возросло до трехкратного. Подобное соотношение внутрисуточных и пространственных значений C_v (коэффициента вариации) доминирует и среди других показателей состава воды в полигоне. Наименее изменчива удельная электропроводность. Невелика изменчивость и T , несколько возрастающая в слое температурного скачка (5–8 м). C_v концентрации HCO_3^- в 4–5 раз больше в фотическом слое, где особенно интенсивен фотосинтез, велико пересыщение воды кислородом (150% нас.) и рН воды > 9 .

Изменчивость остальных характеристик на 1–2 порядка больше не только из-за несомненно большей их неконсервативности вследствие участия в биохимическом круговороте веществ, но и меньшей точности определения относительно малых концентраций с применением нескольких аналитических операций. Коэффициенты C_v содержания хлорофилла «а» и биомассы фитопланктона на горизонте 0.5 м — особенно велики: 0.36 и 1.60 при средних значениях 46 мкг/л и 2.9 мг/л. Их изменчивость в плесе сопоставима с полями мутности и фосфора соответственно. В составе фитопланктона преобладали диатомовые ($> 60\%$ биомассы), биомасса синезеленых не превышала 4%, среди прочих водорослей в планктоне доминировали зеленые. Основной причиной пространственной изменчивости характеристик воды в плесе была стонно-нагонная циркуляция вод, вызванная в утренние часы слабым, но порывистым ветром ($< 3 \pm 1.4$ м/с), и умеренная кучевая облачность.

При столь значительной изменчивости наблюдаемого значения X^n каждой неконсервативной характеристики состава воды статистически значимая ее средняя величина для генеральной совокупности точек полигона находится в пределах доверительного интервала $\text{ДИ} = X_{\text{ср}}^n \pm 3\sigma_X/n^{0.5}$ с обеспеченностью $p = 99.7\%$, где σ_X — стандартное отклонение наблюдаемых n значений T , K , M , HCO_3^- , PO_4 , O_2 на каждом горизонте в трех съемках полигона (табл. 2). Будем считать, если полученные по модельному расчету среднесуточные значения X^m на том или ином горизонте полигона оказываются внутри такого доверительного интервала, — расчет *верен*. Если же какое-либо значение X^m лежит за пределами ДИ, то при его отклонении δX^m от границы этого интервала на величину $\delta X^m \leq \text{ДИ}$ будем считать результат валидации *хорошим*, при $\text{ДИ} < \delta X^m < 2\text{ДИ}$ — *удовлетворительным* и при $\delta X^m > 2\text{ДИ}$ — *ошибочным*.

Таблица 1. Внутрисуточная и пространственная изменчивость неконсервативных летом характеристик водной массы водохранилища 27 июня 2011 г. (над чертой C_v значений на суточной станции ($n = 8$), под чертой — на 10 станциях полигона (n от 12 до 30))

Горизонт, м	C_{vT}	C_{vK}	$C_{v\text{HCO}_3}$	C_{vM}	Cv фосфора		Cv окисляемости		$C_{v\text{O}_2}$
					PO_4	общий	ПО	БО	
1	<u>0.01</u>	<u>0.01</u>	<u>0.04</u>	<u>0.12</u>	<u>0.57</u>	<u>0.28</u>	<u>0.11</u>	<u>0.12</u>	<u>0.02</u>
	0.02	0.01	0.04	0.16	2.01	0.84	0.06	0.07	0.05
3	<u>0.02</u>	<u>0.01</u>	<u>0.05</u>	<u>0.12</u>	<u>0.77</u>	<u>0.19</u>	<u>0.08</u>	<u>0.06</u>	<u>0.07</u>
	0.02	0.01	0.05	0.19	0.82	0.42	0.08	0.08	0.12
5	<u>0.03</u>	<u>0.01</u>	<u>0.01</u>	<u>0.09</u>	<u>0.49</u>	<u>0.21</u>	<u>0.13</u>	<u>0.12</u>	<u>0.12</u>
	0.06	0.01	0.04	0.21	0.54	0.30	0.10	0.07	0.21
7	<u>0.04</u>	<u>0.01</u>	<u>0.01</u>	<u>0.27</u>	<u>0.52</u>	<u>0.25</u>	<u>0.18</u>	<u>0.08</u>	<u>0.36</u>
	0.05	0.01	0.01	0.53	0.75	0.44	0.12	0.08	0.62
9	<u>0.01</u>	<u>0.001</u>	<u>0.01</u>	<u>1.41</u>	<u>0.25</u>	<u>0.18</u>	<u>0.11</u>	<u>0.09</u>	<u>0.51</u>
	0.05	0.01	0.02	0.37	0.33	0.38	0.09	0.06	1.14
12	<u>0.03</u>	<u>0.01</u>	<u>0.01</u>	<u>0.17</u>	<u>0.28</u>	<u>0.27</u>	<u>0.06</u>	<u>0.11</u>	<u>0.30</u>
	0.03	0.01	0.02	0.25	0.26	0.32	0.10	0.08	1.01

Таблица 2. Доверительные интервалы среднесуточных значений характеристик воды в поверхностном и придонном слоях полигона

ДИ характеристики воды	Горизонт		ДИ характеристики воды	Горизонт		ДИ биомассы ф-на	В, мг/л на 0.5 м
	0.5 м	12 м		0.5 м	12 м		
$T_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, } ^\circ\text{C}$	21.9 \pm 0.3	10.6 \pm 0.2	$K_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мксм/см}$	246 \pm 1	278 \pm 2	диатомовых	1.85 \pm 0.30
$\text{O}_2_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мг/л}$	11.7 \pm 0.3	0.6 \pm 0.5	$\text{HCO}_3^-_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мг/л}$	125 \pm 4	152 \pm 2	синезеленых	0.04 \pm 0.02
$M_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мг/л}$	3.1 \pm 0.3	20.8 \pm 4.1	$\text{PO}_4_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мг О/л}$	10 \pm 1	9 \pm 1	прочих	1.11 \pm 0.31
$\text{PO}_4_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мкг/л}$	8 \pm 8	84 \pm 17	$\text{BO}_{\text{ср.}} \pm 0.5 \text{ ДИ, мг О/л}$	22 \pm 3	19 \pm 2	суммарной	3.00 \pm 0.44

Используя (аналогичные приведенным в табл. 2) критерии валидации модельного расчета среднесуточных значений характеристик во всех 12 боксах расчетного отсека, который в ГМВ-МГУ соответствует полигону, получаем среднюю оценку качества расчета гидрологического режима за 13–27 июня 2011 г. — *хорошее*. Оно *удовлетворительное* в боксах на глубине 1, 3 и 8–9 м (над и под слоем скачка) из-за преимущественно менее удачного расчета значений $K^m_{\text{ср.}}$ и $\text{HCO}_3^m_{\text{ср.}}$. Их завышение на 2 и 5% в верхнем слое вызвано, вероятно, кристаллизацией кальцита при рН > 9 (Эдельштейн и др., 2005). Наиболее удачно воспроизведено модельным расчетом вертикальное распределение мутности воды, а содержание O_2 на 1 м занижено на 3 мг/л. В целом можно считать валидацию успешной, так как преобладают рассчитанные в боксах значения X^m , отличающиеся от наблюдаемых не более чем на доверительный интервал среднесуточного значения.

В съемке 1–2 июля в 19 отсеках Можайского водохранилища продолжалась с 27 июня трансформация состава воды при слабом ветре и умеренном развитии фитопланктона с преобладанием диатомовых и зеленых.

И диагностический расчет характеристик по модели ГМВ–МГУ–2010 хорошо воспроизвел вертикально-продольное распределение свойств воды. Из 190 боксов не больше, чем в 20% из них, значение той или иной характеристики вышло за пределы 2ДИ, т.е. ошибочно. В съемке 15 августа, спустя 2 месяца после стартовой, проявилась интенсивная трансформация вод из-за вспышки цветения водоема при ясной и штилевой погоде. Уменьшилась доля боксов с заниженными значениями T и $ПО$ преимущественно в нижних боксах. Остальные характеристики, непосредственно связанные с продукционно-деструкционными превращениями органического вещества, стали в 1.5 раза большим числе боксов превышать 2ДИ. Это связано с 2–3-кратным занижением в расчете суммарной биомассы в основном синезеленых водорослей, плохо выедаемых зоопланктоном.

Эта же универсальная модель адаптирована к особенностям четырехлопастного Рыбинского водохранилища и получила название ГМРВ–МГУ–ИБВВ. Верификация расчета по ней гидрологических характеристик этого водоема проведена по данным гидрометеорологических наблюдений РГМО и ИБВВ в 1962 г., когда выполнялись синхронные съемки водоема (Буторин, 1965) по наибольшему числу гидрологических станций.

В качестве начального распределения T и минерализации (Σ_i) воды в 17 отсеках четырех лопастей (Пуклаков и др., наст. Сборник) использованы измерения T и K в съемке 25.12.1961 по 24 станциям, а для верификации — данные пяти съемок 1962 г.: со льда — 1–10.02 и 29.03–6.04 (по 24 станциям) и с четырех судов — 12.05 (по 61 ст.), 6.08 (по 66 ст.) и 11.11 (по 55 ст.). Пересчет значений K в минерализацию выполнен по уравнению $\Sigma_i = 1,0657 \cdot K - 19,26$ ($r=0.69$ при $n=197$), рассчитанному по данным наблюдений в 2001–2007 гг. на шести станциях в Главном плесе и преданному нам Лабораторией гидрологии ИБВВ.

По данным этих съемок для каждого расчетного отсека (РО) было сопоставлено вертикальное распределение обеих характеристик воды с рассчитанными по модели на дату съемки их значениями от верхнего бокса до придонного. Верификация показала, что значения T^m и K^m нескольких станций в РО *верны*, т.е. практически совпадают с измеренными, данные других, расположенных чаще всего на периферии крупнейших отсеков в Главном плесе, отличаются от рассчитанных на 2–3 °C и 30–50 мг/л (Ершова, Пуклакова, 2011), так как пространственная изменчивость характеристик здесь больше, чем в узком Можайском водохранилище. Кроме того, проявились погрешности интерполяционного расчета в притоках ежесуточных значений T и Σ_i , включенных в файл исходных данных. Учитывая это, а также небольшие, экологически незначимые расхождения, считаем, что модельные значения T и Σ_i в боксах приемлемы для суждения о гидрологическом режиме Рыбинского водохранилища при смене погодных условий в годы различной водности.

По этой модели выполнены расчеты для экстремально водных лет — многоводного (Литвинов, 2010) и прохладного 1962 (обеспеченность притока воды в водоем $p < 10\%$) и маловодного, более теплого 1964 ($p > 90\%$) с использованием среднесуточных данных метеостанции Переборы и данных Водного кадастра о температуре воздуха, количестве атмосферных осадков, скорости и направлении ветра, облачности, расходах воды, ее T и Σ_i в замыкающих створах Мологи, Шексны, Суды и др., попусков Угличского, Шекснинского и Рыбинского гидроузлов. Используя эти данные, выделены синоптические циклы в безледные периоды нагревания и охлаждения водоема. В 1962 г. их было 5, в 1964 г. — 8, каждый из циклов состоял из двух фаз — солнечной погоды и пасмурной, обычно более ветреной. Все эти фазы четко прослеживаются в изменении T воды водохранилища, как минимум, в первых трех РО Шекснинской, Моложской и Волжской лопастей. Отмечен сдвиг температурных фаз в верхних их боксах от метеорологических на 1–2 сут. из-за более медленного изменения T воды. По мере перемещения к Главному плесу темп нагрева и остывания сильно снижается обратно пропорционально росту средней глубины отсеков (h).

В облачную погоду 1962 г. темп нагревания верхнего слоя воды мал — от 0.2 °C/сут в первых РО лопастей с $h \approx 2$ м до 0.15 в Главном плесе с $h \approx 7$ м (максимальная среднесуточная T в верхних боксах всех РО была всего 17°C), а в начале охлаждения (в августе) темп выстывания этих боксов в мелких РО составлял 1.13°C/сут., тогда как в стратифицированных РО Главного плеса он был втрое меньшим (0.35 °C/сут). В теплый и маловодный 1964 г. глубина водоема уменьшилась на 1 м, а максимальное значение T в мелких РО достигало 26–27 °C. Темп нагревания был вдвое большим, но также почти одинаковым (0.35 и 0.30° C/сут) в мелких и более глубоких РО. К середине лета темп прогрева мелководных РО увеличился вдвое (0.60°C/сут), а в боксах эпилимниона Главного плеса остался тем же (0.30 °C/сут) из-за более энергичного перемешивания водной толщи. В этот год и темп охлаждения водной поверхности заметно больше, чем в 1962 г. — в мелководных РО 1.25 °C/сут, а в РО с $h \approx 6$ м — 0.8 °C/сут. Установленные связи темпа изменения T верхних боксов всех РО водохранилища со средней глубиной каждого из них линейны и статистически значимы с коэффициентами корреляции 0.82–0.98, но с разным угловым коэффициентом в зависимости от типа погоды.

Рассчитанные по модели среднесуточные расходы воды на границах отсеков оказались исключительно изменчивыми. В многоводный 1962 г. в половодье в верховьях Шекснинской и Моложской лопастей они достигали 2500 м³/с, в Волжской — 6500, над затопленным молого-шекснинским водоразделом — 6200. В половодье маловодного 1964 г. максимальные их значения снизились до 1000–1400 м³/с. В летне-осенний и зимний периоды во всей водной толще от гидроузлов и до Борка-Заповедного в Моложской лопасти и до Мяксы в Шекснинской в 1962 и 1964 гг. четко выражена пульсация стокового течения из-за синхронного недельного регулирования сбросов воды тремя ГЭС — в рабочие дни среднесуточные расходы воды варьируют от 1000 до 2000 м³/с, в выходные они меньше в сотню раз.

По оценке А.С. Литвинова (2010), коэффициент водообмена в многоводные годы достигает 2.6 год⁻¹, в маловодные — вдвое меньше. Модельный расчет стоковых течений, зависящих от внешнего водообмена водоема, и ветровых, плотностных и компенсационных течений, усиливающих внутренний водообмен между отдельными участками, позволил оценить ежесуточную изменчивость вклада стоковых течений в интегральную величину

ну суточного водообмена. Вклад плотностных течений в водообмен Рыбинского водохранилища мал, поэтому в период ледостава он определяется только стоковыми течениями и возрастает во всех РО от 0.2 до 0.5–0.7 сут⁻¹ по мере предполоводной сработки воды из водоема. В половодье многоводного года водообмен возрастал в РО II-3 (участок Борок-Заповедный – Первомайка) до 10.5 сут⁻¹, в РО IV-2 (участок Мышкин – о. Шуморовский) — до 11 и в РО I-7 (восточная часть Главного плеса) — до 0.75 сут⁻¹. Летом и осенью в рабочие дни водообмен тех же участков стоковыми течениями снижается до 0.1–0.2 и падает до нуля в выходные. В ветреные дни вклад ветровых циркуляций в РО I-7 и РО II-5 (в обеих частях Главного плеса) достигает 0.1–0.5 сут⁻¹, а в маловодный год и 0.15–0.22 сут⁻¹, в 2–3 раза усиливая внутренний водообмен.

Таблица 3. Среднегодовая минерализация, мг/л, воды в расчетных отсеках ГМРВ-МГУ-ИБВВ

Годы	Шекснинский			Моложский			Волжский		Главный плес			
	I-1	I-3	I-5	II-1	II-3	II-4	IV-1	IV-2	I-7	II-5	IV-3	Ср.
в многоводный 1962	141	129	134	173	161	147	202	189	146	153	168	156
в маловодный 1964	135	157	173	216	199	191	221	208	192	195	204	197

Рассчитанные ежедневные суточные значения Σ для каждого РО, осредненные за

год, показывают существенное различие трех первичных (исходных) водных масс и основной (Рыбинской) водной массы, формирующейся в Главном плесе, в годы различной водности (табл. 3).

Опубликованные А.С. Литвиновым (2010) среднегодовые значения Σ за май–октябрь для станций Брейтово (в РО II-5) и Наволок (РО I-7) в экстремально водные годы (134 и 109 мг/л в 1955 г., 181 и 189 — в 1972 г.) несколько ниже. По-видимому, наблюдения в наиболее минерализованной зимней водной массе не проводились.

Список литературы

- Буторин Н.В. Синхронные гидрологические съемки на Рыбинском водохранилище // Динамика водных масс водохранилищ. М.-Л.: Наука, 1965. С. 24–28.
- Ершова М.Г., Пуклакова Н.Г. Синоптическая изменчивость характеристик гидрологического режима Рыбинского водохранилища в многоводный год // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Том I. Гидро- и геодинамические процессы. Пермь: ПГУ, 2011. С. 75–80.
- Литвинов А.С. Экологические условия в Рыбинском водохранилище в экстремальные по водности годы // Вода: химия и экология. 2010. № 3. С. 2–5.
- Муравейский С.Д. Материалы по биологической продуктивности водохранилищ. Истринское водохранилище // Зоологический журнал. 1937. Т. XVI. Вып. 6. С. 975–996.
- Пуклаков В.В., Пуклакова Н.Г., Эдельштейн К.К. Моделирование гидрологического режима Рыбинского водохранилища на основе синтеза боксовой вертикальной и двухмерной горизонтальной моделей (см. наст. сб.).
- Эдельштейн К.К., Ершова М.Г., Заславская М.Б. Биохемотренный кальцит — важный компонент круговорота веществ в эвтрофном Можайском водохранилище // Водные ресурсы. 2005. Т. 32. № 4. С. 477–488.

ВОДЯНЫЕ КЛЕЩИ (ACARIFORMES: HYDRACHNIDIA) РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

О.Д. Жаворонкова

Институт биологии внутренних вод РАН пос. Борок, Ярославская обл. 152742, e-mail: olya@ibiw.yaroslavl.ru

Изучение фауны водяных клещей Верхнего Поволжья начал А.Д. Удальцов (1921), представивший список 10 видов, собранных во временных водоемах Ярославской области. Позднее, в пойменных лужах и озерах этой же области И.И. Соколов (1940) выявил 25 видов водяных клещей. Первые исследования гидрахнидий собственно Рыбинского водохранилища и некоторых его притоков были выполнены И.И. Соколовым (1955) по материалам, собранным научными сотрудниками биостанции «Борок» дночерпательными ловами в разные сезоны 1949–1952 гг. В Волжском плесе и открытых областях водохранилища было отмечено 37 видов водяных клещей (Соколов, 1955). Регулярные эколого-фаунистические исследования гидрахнидий Верхней Волги, включая прибрежную зону Рыбинского водохранилища, начались работами Б.А. Вайнштейна и П.В. Тузовского (Вайнштейн, 1972, 1980 и др.; Вайнштейн, Тузовский, 1971, 1972 и др.; Тузовский, 1972, 1974, 1978, 1996 и др.). К 1974 г. в Верхне-Волжском регионе насчитывалось 130 видов гидрахнидий (Тузовский, 1974). Сборы в озерах и реках Ярославской, Вологодской и Калининской областей расширили список до 149 видов (Тузовский, 1978). В Дарвинском заповеднике выявлен 21 вид гидрахнидий, уже известных для региона (Жаворонкова, 1984). В 1996 Тузовский дополнил список водяных клещей Верхней Волги до 212 видов, из которых для 15 гидрахнидий указаны только семейство и род. Позднее был опубликован каталог водяных клещей Верхне-Волжского бассейна, с учетом мест обитания видов, включивший 208 видов (Жаворонкова, 2000).

Цель настоящей работы — по обобщенным литературным и собственным данным представить фаунистические комплексы водяных клещей Рыбинского водохранилища, устьевых участков рек, впадающих в водохранилище, и некоторых его притоков.

Согласно классификации прибрежной фауны по Л.Н. Зимбальевской (1966), водяные клещи входят в группу прибрежно-фитофильных форм. Их распространение в водоемах лимитируется глубиной, и определяется присутствием подходящих микросред обитания (заросли макрофитов, циновки плавающих водорослей, илистое или песчаное дно, скорость течения), наличием определенных видов добычи для хищных стадий и потенциальных хозяев для паразитных личинок. Наибольшее количество гидрахнидий встречается в зонах прибрежной

литеральной фауны, особенно в зоне высшей водной растительности. Большинство видов водяных клещей, обитающих в стоячих водоемах, способны существовать в широком диапазоне температур, т. к. резкие суточные перепады температуры характерны для мелководной литеральной зоны. С увеличением глубины уменьшается плотность и число видов. В пелагической зоне водохранилища водяные клещи встречаются редко, в основном, это представители родов *Unionicola* (сем. Unionicolidae) и *Piona* (сем. Pionidae). Скопления водяных клещей могут наслаиваться вертикально и их фауна на различных глубинах имеет разный состав. Плотность и видовое разнообразие снижаются от побережья до профундальной зоны (Davids et al., 2007). В зимнее время водяные клещи обитают в более глубоких слоях, чем в летние сезоны. Так, *Limnochares aquatica* (L.) 1758, летом встречающийся в прибрежье на глубинах 0.1–0.5 м, в декабре был обнаружен на глубине ≈ 1.5 м (Барский пруд близ ИБВВ РАН).

Непосредственно в Рыбинском водохранилище насчитывается 123 вида гидрахнидий из 15 семейств (Жаворонкова, 2000). Наибольшим качественным разнообразием отличаются семейства: Arrenuridae Thor, 1900 (36 видов); Pionidae Thor, 1900 (32); Eylaidae Leach, 1825 (18); Hydrachnidae Leach, 1815 (17) и Hydryphantidae Piersig, 1896 (12). В эколого-географическом отношении, представители этих семейств — типичные обитатели зарослевых зон, до определенной степени эвритопные и эвритермные виды, в большинстве, широко распространенные в Палеарктике. Среди представителей указанных семейств много форм — обитателей временных водоемов, что обусловлено меняющимся уровнем воды в водохранилище.

Наиболее массовыми видами в водохранилище являются: *Limnochares aquatica* (L.) 1758 — не плавающий клещ, обычен на илистых грунтах в прибрежье, встречается круглый год; *Eylais infundibulifera* Koenike, 1897 — обитает в зарослях макрофитов, встречается на глубинах от 0.1 до ≈ 2 м, начало мая — середина августа; *E. extendens* Müller, 1776 — обычный обитатель прибрежных зарослей, середина июня — середина августа; *E. hamata* Koenike, 1897 — прибрежье, май–июнь, *Hydryphantes ruber* (Geer, 1778) — обычен, повсеместен в мелководье, конец мая — конец июля; *Arrenurus (Megaluracarus) globator* (Müller, 1776) — обычен и обилен, встречается в зарослях, на мелководье, май–октябрь; *Piona coccinea* (Koch, 1836) — обитает в зарослях макрофитов, самки встречаются все лето; *P. longipalpis* Krendl., 1878 — обычен и многочислен, обитает в прибрежье все лето; *P. variabilis* (Koch, 1836) — обычна в прибрежье, конец июня — начало сентября; *Hydrodroma despiciens* (Müller, 1776) — обычный вид, встречается практически повсеместно, апрель–октябрь; *Limnesia maculata* (Müller, 1776) — обычен, практически повсеместен, круглый год; *Hygrobatas longipalpis* (Hermann, 1804) — обычен на иловых грунтах, в зарослях, май–ноябрь; *H. nigromaculatus* Lebert, 1879 — повсеместен, круглый год; *Mideopsis orbicularis* (Müller, 1776) — придонная иловая форма, повсеместен, круглый год. (Список видов приведен по Тузовскому (1996) и основываясь на собственных наблюдениях. Сроки присутствия половозрелых стадий в водоеме указаны по Вайнштейну (1972)).

Открытые песчаные участки прибрежья, лишенные высшей водной растительности, или заросшие незначительно, как правило, пустыны в отношении гидрахнидий, что объясняется волновым перемешиванием и отсутствием среды обитания — зарослей макрофитов. В августе 2012 г. на жабрах моллюска *Anodonta* sp., поселение которого находится на участке слияния ихтиологического канала с водохранилищем, где нет течения, на песчаном заиленном грунте впервые обнаружен новый для региона вид — *Unionicola ypsilophora* (Bonz, 1783) (сем. Unionicolidae), встречающийся в Европе, Украине, Сев. Америке, Японии, Китае (Соколов, 1940; Viets, 1978). На территории России известен из Карелии, оз. Селигер, Нижнего Поволжья, обнаружен в Центральном Черноземье и на Дальнем Востоке (Соколов, 1940; Саенко, Балан, 2010; Силина, 2011). Моллюски отловлены аспирантом Д.С. Песня, вид клеща определен автором. *U. ypsilophora* — облигатный паразит беззубок, предпочитающий для обитания вид *Anodonta cygnea* (L., 1758) (сем. Unionidae) (Mitchell, 1955; Силина, 2011). Сильная зараженность моллюсков клещами-униониколидами способна привести к массовой гибели хоз-яев (Саенко, Балан, 2010; Силина, 2011).

Устьевые участки рек отличаются богатым содержанием органических веществ, иловыми наносами, часто — разрастанием высшей водной растительности. Здесь возникают условия для формирования специфических высокопродуктивных биоценозов (Болотов и др., 2012). Показатели фауны гидрахнидий в устьевых участках выделяются видовым и количественным своеобразием. П.В. Тузовским (1972) было отмечено значительное повышение численности водяных клещей в осенние периоды в устьях рек и ручьев на заиленных грунтах. Количественный учет был проведен в устье Красного ручья близ ИБВВ РАН. Высшая водная растительность в устье ручья отсутствовала, грунт — заиленный песок. Всего в устьевой зоне выявлено 14 видов гидрахнидий. Максимальное количество клещей — 39400 экз./м² отмечено во второй половине октября. Этот пик плотности до сих пор остается самым высоким для сборов водяных клещей в мировой практике (Davids et al., 2007). Зарегистрировано 14 видов. Наиболее массовым была *Forelia variegator* (Koch, 1837) (сем. Pionidae), составившая почти половину общего числа собранных клещей. *F. variegator* обитает в стоячих и слаботекущих водах, распространен в Европе (Соколов, 1940).

Фауна гидрахнидий, отличающаяся особым богатством видов, населяет малые притоки, что объясняется широким биотопическим разнообразием данного типа водных объектов, обусловленным своеобразием ландшафта, изменением скорости течения, степени зарастания, антропогенным и зоогенным влиянием, атмосферными осадками (Крылов и др., 2007 Экосистема малой ..., 2007). Фауна водяных клещей малых рек характеризуется весьма переменчивым составом и его неустойчивой плотностью по всему продольному профилю и изменяется в разные сезоны и года. Изучение гидрахнидий малых рек проводилось в разные годы разными специалистами. Нами проведены исследования водяных клещей двух малых притоков Волжского плеса Рыбинского водохранилища (Ярославская обл.): р. Латки и р. Ильди. Обе реки — равнинные, имеют смешанное питание

за счет атмосферных осадков и грунтовых вод (а, Литвинов, 2003). Протяженность р. Латки составляет 18.8 км (Папченко, 2007), р. Ильди — 46 км (а, Литвинов, 2003).

Наши сборы акарофауны в Ильди были проведены в 2001 г. на 5 станциях по всей протяженности русла. В Ильди обнаружено, включая данные неопубликованных научных дневников Б.А. Вайнштейна (31 вид гидрахнидий из 14 семейств) и наших сборов (25 видов из 10 семейств), 50 видов водяных клещей, относящихся к 22 родам и 16 семействам: Limncharidae, Grube, 1859; Piersigiidae Oudem., 1902; Eylaidae Leach, 1815; Hydrachnidae Leach, 1815; Hydryphantidae Piers., 1896; Hydrodromidae Viets, 1936; Lebertiidae Thor, 1900; Torrenticolidae Piers., 1902; Limnesiidae Thor, 1900; Hygrobatidae Koch, 1842; Unionicolidae Oudem., 1909; Mideopsidae Koenike, 1910; Pionidae Thor, 1900; Oxidae Viets, 1926; Aturidae Thor, 1900; Arrenuridae Thor, 1900. По обобщенным данным, наибольшим качественным разнообразием выделялись семейства: Pionidae (10 видов) Arrenuridae (8), Hygrobatidae (8).

Исследования на Латке проводились нами в летний период 2002 г. и в летне-осенние сезоны 2004 и 2005 гг. на 7 станциях по всему продольному профилю реки. В составе фауны водяных клещей р. Латки, с учетом данных П.В. Тузовского (1974, 1996) (19 видов водяных клещей из 11 родов и 10 семейств) и собственных результатов, (42 вида из 18 родов и 11 семейств), отмечено 49 видов водяных клещей, относящихся к 22 родам и 12 семействам. Наиболее богаты видами были семейства: Arrenuridae Thor, 1900 (13 видов) и Pionidae Thor, 1900 (10). В Латке не обнаружены 4 семейства: Piersigiidae, Torrenticolidae, Oxidae и Aturidae, представленные в Ильди.

Сравнение видового состава фауны гидрахнидий выявило 21 вид, присутствующий в обоих водотоках. Анализ материала, собранного в обеих реках показал, что даже расположенные недалеко друг от друга биотопы заметно отличаются разнообразием, численностью и сезонными изменениями состава водяных клещей.

Определяющим во многих отношениях, фактором, формирующим перестройку практически всех групп гидробионтов рек Латки и Ильди в том числе и гидрахнидий, включая загрязняемые зоны водотока, является жизнедеятельность бобров (Крылов и др., 2007 Экосистема малой...). Максимальным видовым разнообразием и его наибольшим качественным сходством в обеих реках отличались бобровые пруды — достаточно глубокие водоемы с богатой водной растительностью, заселенные эвритопными видами — обитателями стоячих или слабо текущих вод. В образующихся бобровых прудах меняется природная, присущая данному водотоку фауна. Так в Латке, на одном из проточных участков, при снижении скорости течения и повышении уровня воды из-за подпора пруда, созданного бобрами ниже по течению, из состава фауны клещей исчезли полупроточные виды *Lebertia* (P.) *porosa* Thor, 1900 и *Hygrobatas foreli* (Lebert, 1874).

Менее заселены быстрины, перекаты, холодноводные участки с выходом грунтовых вод. Здесь обитают реофильные и полуреофильные формы, в частности в Ильди, на каменистых перекатах — *Torrenticola amplexa* (Koenike, 1908), на участках с выраженным течением — *Hygrobatas fluviatilis* (Ström, 1768), *Atractides spinipes* (Koch, 1837), в обеих реках обнаружен *H. foreli* (Lebert, 1874).

При загрязнении участка р. Латки промышленными водами сыроваренного завода в зоне слияния сточных и природных вод, наблюдалось полное угнетение фауны водяных клещей. Прекращение влияния стоков завода и одновременное преобразование участка реки бобрами в пруд, ознаменовалось возникновением относительно богатого комплекса водяных клещей в зоне бывшего соединения и перемешивания сточных и речных вод.

Фауна гидрахнидий обеих рек включает три экологические группы. Основную часть составляют обитатели слабопроточных и стоячих водоемов. В эту группу входят представители почти всех выявленных семейств. Следующее сообщество образуют виды, типичные для временных водоемов (сем.: Eylaidae, Hydryphantidae, Hydrachnidae, некоторые виды Pionidae и Arrenuridae), адаптированные на разных стадиях онтогенеза к переживанию засушливой фазы водоема. Реофильные и полуреофильные формы представлены 8 видами: *Torrenticola amplexa*, *Hygrobatas fluviatilis* (Ström, 1768), *H. foreli* (Lebert, 1874), *H. longipalpis*, *Lebertia* (P.) *porosa* Thor, 1900, *L. (Pilolebertia) insignis*, *Atractides spinipes* (Koch, 1837) 1900 и *Hygrobatas foreli* (Lebert, 1874). В реке Ильди впервые отмечен вид *Arrenurus bruzelii* Koenike, 1885, известный ранее из бассейна Средней Волги (Жаворонкова, 2003); для р. Латки впервые для России зарегистрирован *Arrenurus fimbriatus* Koenike, 1885 (Жаворонкова, 2007).

Исследование р. Каменки (небольшой приток р. Сити, впадающей в Рыбинское водохранилище, Ярославская обл.) проводилось П.В. Тузовским в 1974–1972 гг. и повторно в 1994 г. (Тузовский, 1996). Река Каменка имеет быстрое течение, каменисто-песчаное дно, почти лишенное высшей водной растительности, со многими выходами грунтовых вод. В 1974–1975 гг. в Каменке обнаружено 29 видов водяных клещей, с преобладанием реофилов. (Сем. Sperchonidae Thor, 1900 роды: *Sperchon* Kramer, 1877; *Sperchonopsis* Piersig, 1896. Сем. Lebertiidae Thor, 1900 род *Lebertia* Neuman, 1880. Сем. Torrenticolidae Piersig, 1902 род *Torrenticola* Piersig, 1896. Сем. Hygrobatidae Koch, 1842 роды: *Hygrobatas* Koch, 1837; *Atractides* Koch, 1837. Сем. Aturidae Thor, 1900 роды: *Ljania* Thor, 1898; *Aturus* Kramer, 1875; *Axonopsis* Piersig, 1893). Доминировали представители родов *Hygrobatas* (8 видов) и *Lebertia* (6). К 1994 г. число видов сократилось до 14 (Тузовский, 1996), исчезли многие реофильные формы, произошла смена доминант. Преобладающим видом стал *Hygrobatas nigromaculatus* — обычный вид в Рыбинском водохранилище, известный как полуреофильная форма (Тузовский, 1996).

Список литературы

- Болотов С.Э., Цветков А.И., Крылов А.В. Зоопланктон зон слияния незарегулированных рек // Биол. внутр. вод. 2012. № 2. С. 29–36.
- Вайнштейн Б.А. Водяные клещи // Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. С. 323–325.

- Вайништейн Б.А. Определитель личинок водяных клещей. Л.: Наука, 1980. 238 с.
- Вайништейн Б.А., Тузовский П.В. Новые находки водяных клещей в Рыбинском водохранилище и прилегающих водоемах // Биол. внутр. вод: Информ. бюл. 1971. № 11. С. 52–53.
- Вайништейн Б.А., Тузовский П.В. Новые находки водяных клещей в фауне Ярославской области // Биол. внутр. вод: Информ. бюл. 1972. № 15. С. 44–45.
- Жаворонкова О.Д. К фауне водяных клещей Дарвинского заповедника // Биол.внутр. вод: Информ. бюл. 1984. № 64. С. 33–35.
- Жаворонкова О.Д. Водяные клещи (Hydracarina, Acariformes) Верхнее-Волжского бассейна // Каталог растений и животных водоемов бассейна Волги / отв. ред. В.Н. Яковлев. РАН ИБВВ им. И.Д.Папанина. Ярославль.: Изд. ЯГТУ. 2000. С. 229–240.
- А.А.В., Литвинов А.С. Сток рек бассейна // Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М.: Наука, 2003. С. 13–19.
- Папченков В.Г. Общая характеристика реки, ее растительного покрова и станций отбора проб // Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды. М.: Тов-во научн. изд. КМК, 2007. С. 9–25.
- Соколов И.И. Hydracarina – водяные клещи (ч.1: Hydrachnellae) // Фауна СССР. Паукообразные. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1940. Т.5. Вып.2. 511 с.
- Соколов И.И. Водяные клещи Рыбинского водохранилища // Тр. Биол. Ст. «Борок». М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1955. Вып. 2. С. 125–135.
- Саенко Е.М., Балан И.В. Первые данные по взаимоотношениям водяных клещей рода *Unionicola* и пресноводных двустворчатых моллюсков (Bivalvia: Unionidae) Хинганского заповедника и прилегающих территорий // Бюлл. Дальневосточного малакологич. общ. 2010. Вып. 14. С. 61–66.
- Силина А.Е. Клещевые паразитозы и массовая гибель беззубок (Mollusca) в затоне Матырского водохранилища в 2011 году // Современные проблемы общей и прикладной паразитологии: Матер.V юбил. научно-практ. конфер. Памяти проф. В.А. Ромашова. 2011. ФГУ «Воронежский гос. прир.биосферный заповедник». Воронеж: «Артефакт». С. 64–69.
- Тузовский П.В. Осеннее повышение численности водяных клещей в устьях рек и ручьев // Биол. внутр. вод: Информ. бюл. 1972. № 15. С. 48–49.
- Тузовский П.В. Распределение водяных клещей в зоне временного затопления Рыбинского водохранилища и прилегающих водоемах // Биология и продуктивность пресновод. беспозв. Тр.ИБВВ АН СССР. Л.: Наука, 1974. Вып. 25 (28). С. 202–229.
- Тузовский П.В. Класс Паукообразные // Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. С. 333–335.
- Тузовский П.В. Водяные клещи Верхней Волги. Тольятти.: Изд-во Дмитровская тип. ГНТП «Биологическое разнообразие». Грант 2.3.31 бр. 1996. 82 с.
- Удальцов А.Д. Hydracarina Ярославской губернии // Тр. Ярослав. Естеств.-историч. о-ва. 1921. Т. 3. № 1. С. 129–130.
- Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды / под ред. А.В. Крылова, А.А. Боброва. М.: Т-во научн. изданий КМК, 2007. 372 с.
- Davidson C., Di Sabatino A., Gerecke R., Gledhill T., Smit H., Van der Hammen H. Acari: Hydrachnidia I // Chelicerata: Araneae, Acari I. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 7/2-1/ Ed. R. Gerecke. München: Spektrum Akadem. Verlag. 2007. P. 241–376.
- Mitchell R.D. Anatomy, life history, and evolution of the mites parasitizing fresh-water mussels // Miscellaneous public. Museum of Zool., University of Michigan. 1955. № 89. P. 1–28.
- Von Viets K.O. Hydracarina // Limnofauna Europae / Ed. By Joachin Y. Amsterdam: G. Fischer Verlag. 1978. P. 154–181.

МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫЕ ЗАРОСЛЕЙ МАКРОФИТОВ В УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОГО ПРИТОКА РАВНИННОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.Н. Жгарева

*Институт биологии внутренних вод им.И.Д. Папанина РАН
172742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, zgareva@ibiw.yaroslavl.ru*

Для решения многих экологических вопросов, связанных с выяснением биологического разнообразия, оценкой биоресурсного потенциала гидробионтов, экологической ситуации при поступлении загрязняющих веществ в водоемы или появлении видов-вселенцев в ценотических системах, важно как можно более полно выявлять таксономический состав биоценозов. Для литоральной зоны, заросшей макрофитами, это очень сложно, т.к. эта система отличается богатым таксономическим разнообразием, значительно большим, чем биоценозы дна и пелагиали.

В Рыбинском водохранилище (в прочем, как и в других) наиболее зарастают макрофитами защищенные от волнений участки прибрежной зоны, которые располагаются в более или менее глубоко вдающихся в берег заливах, за островами и в устьях, впадающих в водохранилище рек.

Общепризнано, что литораль — зона экотона, которая характеризуется чрезвычайно динамичными условиями среды. Макрофиты как структурообразующие элементы формируют особый биотоп для развития фитオフィльной фауны. Эти экотонные сообщества представляют собой особую буферную зону между водосбором и собственно водоемом (Проблемы изучения ..., 2008).

При проведении комплексного изучения устьевой области р. Ильдь — притока Рыбинского водохранилища были исследованы прибрежные биоценозы в зарослях высшей водной растительности по градиенту абиотических параметров от зоны свободного течения реки до побережья водохранилища. Схема станций представлена в статье С.Э. Болотова с соавторами (2012). Анализ таксономического состава населения, ассоциированного с макрофитами, проведен на материалах, собранных во время вегетационного периода 2010 г.

На исследованном участке акватории обнаружено 230 видов и форм макробеспозвоночных (до вида не определены группы нематод, турбеллярий и водяных клещей). Из них гомотопные организмы: губки — 1 вид, мшанки — 4, гидры — 2, олигохеты — 18, пиявки — 8, моллюски — 25, высшие ракообразные — 2. Среди амфибиотических насекомых: личинки стрекоз — 10, бабочек — 2, поденок — 19, веснянок — 4, ручейников — 30, личинки и имаго клопов — 13, жуков — 22, личинки и куколки хирономид — 53, другие двукрылые — 14.

На основе таксономического состава был проведен кластерный анализ сообществ, который позволил выделить группы биоценозов с наиболее сходным населением (рис. 1, 2).

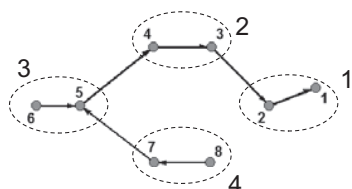


Рис. 1. Дендрит сходства фауны зарослей исследованной акватории по коэффициенту сходства Жаккара.

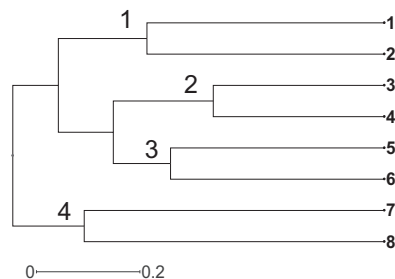


Рис. 2. Дендрограмма сходства фауны зарослей исследованной акватории (метод невзвешенного попарного среднего, коэффициент Жаккара).

В первую группу объединились сообщества организмов в зоне свободного течения реки. Здесь развивались достаточно богатые, насыщенные реофильными видами биоценозы. На ст. 1 обнаружено самое большое количество макробеспозвоночных — 154, на ст. 2 — участке реки с медленным течением воды — 104. Общими для этих станций были 94 вида, что можно объяснить дрейфом личинок амфибиотических насекомых. Это не удивительно, т.к. участки расположены близко друг от друга. Примечательно другое — по многим параметрам они существенно различаются. Если ст. 1 представляет собой перека с высокой скоростью течения, преобладанием каменистых грунтов, небольшой глубиной, заросший разнообразной растительностью, то на ст. 2 наблюдается другой состав ассоциаций макрофитов, замедление течения, увеличение глубины, накопление среди зарослей иловых отложений.

Во вторую группу объединились станции 3 и 4, расположенные в пределах фронтальной зоны устьевой области притока. Они также имеют богатое в видовом отношении население (ст. 3 — 137 видов, ст. 4 — 115, общие для них 102). Состав видов в большей степени соответствует лимническим системам. Наиболее часто реофильные виды встречаются на ст. 3 в основном весной и начале лета, что, вероятно, связано с дрейфом при высоких расходах воды в период после половодья. В основном это личинки поденок и хирономид, которые, однако, никогда не входят в доминирующий комплекс организмов. На этом участке обширные площади мелководий занимают очень разнообразные по составу ассоциации высшей водной растительности, среди которых в течение всего вегетационного периода развиваются самые богатые по количественным характеристикам сообщества фитофильных организмов.

В переходной зоне приемника устьевой области притока, где наблюдается увеличение глубины, состав фитоценозов и их население несколько беднее: ст. 5 — 65 видов, ст. 6 — 73, ст. 7 — 55. Эти станции имеют тенденцию к объединению через ст. 6 (рис. 1), что, вероятно, можно объяснить местоположением их в месте слияния двух рек (Сутки и Шумаровки).

Наименее разнообразное население макробеспозвоночных в зарослях макрофитов обнаружено в Волжском плесе водохранилища (ст. 8) — 33 вида. Объединение ее со ст. 7 в один кластер можно объяснить тем, что в обоих случаях обследовались монодоминантные разреженные заросли тростника, произрастающие на мало заиленных песчаных грунтах. Как отмечалось ранее (Жгарева, 2010), такие монодоминантные заросли имеют обедненный видовой состав населения.

По данным В.Н. Столбуновой (2011), исследовавшей на тех же участках зарослевый зоопланктон, максимальное проявление краевого эффекта характерно для фронтальной зоны устьевой области притока. Аналогичная картина наблюдается и по данным количественного развития макробеспозвоночных. Однако важно отметить, что краевой эффект, фиксируемый по видовому богатству и количественной представленности макрозоофитоса, проявляется и на перекае в зоне свободного течения р. Ильдь. В зоопланктонном сообществе на этом участке В.Н. Столбунова (2011) отмечает наименьшее число видов. Однако, исследования, проведенные на других реках, обнаруживали и обратные ситуации (Крылов и др., 2003).

Часто указывается, что экотоны выполняют функцию мест натурализации видов-вселенцев. Не являются исключением и устьевые области притоков равнинного водохранилища. Так, после появления в 2006 г. в Рыбинском водохранилище пресноводной медузы краспедакусты были предприняты попытки обнаружения ее полипа, который был найден в 2010 г. во фронтальной зоне устья р. Ильдь.

Автор искренне благодарит сотрудников ИБВВ РАН С.Э. Болотова и А.И. Цветкова за помощь при проведении работы.

Исследования проведены при поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», Подпрограмма «Биоразнообразие: состояние и динамика».

Список литературы

- Болотов С.Э., Цветков А.И., Крылов А.В. Гидрологическая и биологическая характеристика зон устьевой области притока Рыбинского водохранилища // см. настоящий сборник.
- Жгарева Н.Н. Видовое богатство значимых таксономических групп макробеспозвоночных в зарослях макрофитов водоемов и водотоков // Экология и морфология беспозвоночных континентальных вод. Махачкала: Наука ДНЦ, 2010. С. 142–149.
- Крылов А.В., Бобров А.А., Жгарева Н.Н. Зоопланктон зарослей водных и прибрежно-водных растений малых рек // Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М.: Наука, 2003. С. 84–99.
- Проблемы изучения краевых структур биоценозов: Матер. 2-й Всерос. науч. конф. Саратов, 2008. 246 с.
- Столбунова В.Н. Зоопланктон зарослей макрофитов в устьевой области малой реки // Биология внутр. вод. 2011. № 2. С. 35–42.

К МЕТОДИКЕ ОТБОРА ИХТИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБ НА ВОДОЗАБОРНЫХ СООРУЖЕНИЯХ, ОБОРУДОВАННЫХ ВОДООЧИСТНЫМИ СЕТКАМИ

Е.Ю. Забавин, В.А. Игнатов, В.Н. Петров

ООО НИПЦ «Экотехцентр», Саратов, Россия, etc97@yandex.ru

Наряду с загрязнением и регулированием стока, изъятие на хозяйственные нужды большого количества воды из поверхностных водоисточников, является мощным антропогенным фактором, оказывающим негативное воздействие на ихтиофауну водоемов. Вместе с водой в насосные агрегаты водозаборных сооружений в большом количестве попадает молодь рыб, которая здесь погибает.

Для предотвращения и компенсации ущерба, наносимого рыбному хозяйству, разрабатываются специальные рыбозащитные мероприятия, основой для которых служат знания о количестве, размерно-видовом составе, суточной ритмике и сезонной динамике попадания рыб в водозабор. Не вызывает сомнения, что основой для получения достоверной информации по данным вопросам является методика отбора ихтиологических проб.

На наш взгляд, наименее разработанной является методика отбора ихтиопроб на водозаборах, оборудованных вращающимися водоочистными сетками. В течение десятков лет и до недавнего времени, в соответствии с «Инструкцией о порядке осуществления контроля за эффективностью рыбозащитных устройств и проведения наблюдений за гибелью рыб на водозаборных сооружениях» (Инструкция ..., 1996), на таких водозаборах основным методом учета являлся сбор рыб с вращающихся сеток. За одно наблюдение (пробу) принималось количество рыб, снятых с вращающихся сеток за один полный их оборот.

Дополнительно к основному методу учета должны были проводиться: а) контроль за концентрацией рыбы в сеточных камерах, для чего в них проводится отлов рыб при помощи сачка из дели с ячейей 6 мм; диаметр обода — 500 мм. Отлов осуществляется один-два раза в сутки во время круглосуточных наблюдений. Степень концентрации рыбы в сеточной камере определяется количеством рыбы, пойманной за 10 ловов сачком; б) периодический отлов ранней молоди перед зданием насосной станции (перед водозаборными окнами). Он осуществляется произвольно для контроля наличия молоди и личинок, которые не могут быть задержаны и учтены на вращающихся сетках. При наличии такой молоди отлов ее производится систематически, одновременно с учетом рыбы, снятой с вращающихся сеток.

Применение данной методики на практике обнаруживает ряд ее существенных недостатков.

В случае фронтальной подачи воды на водоочистные сетки сбор рыб с них возможен лишь при наличии у сетчатых рамок бортиков, которые удерживают рыбу после выхода рамок из воды. Если бортики отсутствуют, то вынесенная на воздух рыба, не испытывая больше прижатия, падает обратно в сеточную камеру. При такой конструкции водоочистных сеток возможен сбор только обьяченных рыб.

При подаче воды к насосным агрегатам через межсеточное пространство прижатие рыб происходит с внутренней стороны сетки, откуда сбор их крайне затруднен. Сбор рыб, смытых промывным устройством с водоочистных сеток в рыбоотводной лоток, установленной здесь ловушкой также не дает объективного материала, т.к. часть рыб смывается не в лоток, а обратно в сеточную камеру.

Кроме того известно, что в аванкамерах ленточных сеток скапливается и задерживается на 1–3 суток большое количество рыб. Только по мере утомления они попадают на сетное полотно и выносятся на поверхность при прокручивании сеток (Павлов, Пахоруков, 1983). Раннюю молодь рыб водоочистные сетки не задерживают, т.к. в большинстве случаев имеют крупную ячейю.

Отлов рыб при помощи сачка также не дает объективной картины попадания рыб в водозабор и степени концентрации рыбы в сеточной камере. В руководстве не была регламентирована длина ручки сачка и, следовательно, горизонт воды, на котором проводится лов. При большой глубине и работающем насосном агрегате отлов рыб сачком становится занятием трудоемким и, зачастую, опасным вследствие изношенности лестниц в сеточной камере.

Достаточно затруднительно и применение способа отлова ранней молоди рыб перед водозаборными оголовками насосной станции, особенно при отсутствии транзитного течения. В этом случае отбор ихтиопроб осуществляется способом горизонтального траления на определенной глубине. При низкой концентрации личинок и мальков в водоеме длина такого траления может составлять несколько сот метров, что не дает объективной картины попадания рыб в водозабор. Но даже при наличии транзитного течения эту картину может существенно исказить установленные на оголовках эффективные рыбозащитные устройства. Кроме того, сильный дождь и штормовой ветер создают значительные неудобства для отбора ихтиопроб, особенно, на крупных водохранилищах.

Таким образом, метод учета путем сбора рыб с вращающихся сеток параллельно с отлов их в сеточных камерах и в водоеме может быть ограниченно использован лишь для сбора данных о размерно-видовом составе, но не пригоден для изучения закономерностей попадания рыб в водозабор.

Всех вышеперечисленных недостатков лишен способ отбора ихтиопроб из напорного трубопровода насосной станции (А.с. 990947 (СССР), 1983). В качестве конструктивного решения обычно применяется врезанный в стенку трубопровода специальный водоотвод, при помощи которого отбирается и направляется в ловушку часть расхода водозаборного сооружения. Исследования показали, что этот способ дает объективный материал, имеет лучшие показатели по затратам времени и усилий на проведение одной станции (Ващинников и др., 1983, 1986; Петров, 2000; Чирков и др., 2002).

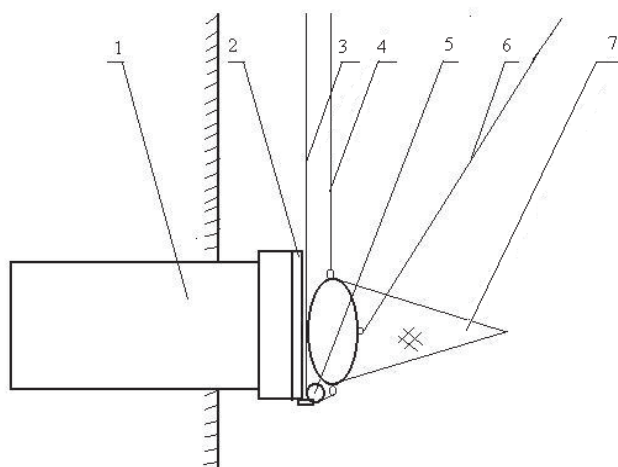


Рис. Принципиальная схема конструкции для отбора ихтиопроб. 1 — самотечный водовод; 2 — фланец; 3 — установочный фал; 4 — вытяжной фал; 5 — блок; 6 — растяжка; 7 — ихтиопланктонная сетка.

при помощи которых часть водозаборного потока отбиралась в месте сопряжения самотечного трубопровода и водоприемной камеры и профильтровывалась через ловушку (рис.).

На конечный участок самотечного водовода (1) крепится блок (5) (при необходимости он может быть заменен на кольцо из нержавеющей стали). Если имеется фланец (2), то блок приваривается к головке болта, который с помощью гайки крепится в его нижнем отверстии. Через него пропускается капроновый фал диаметром 8–10 мм и привязывается к нижнему кольцу ловушки. Этот фал (3) служит для доставки орудия лова к месту отбора проб. Длина его должна быть более чем в 2 раза превышать расстояние от блока до места разбора проб.

Такой же фал (4), в полотины меньшей длины, привязывается к верхнему кольцу ловушки и служит для извлечения ее на поверхность. С целью стабилизации положения ловушки во время установки (предотвращения закручивания) к ее боковому кольцу крепится растяжка (6) из капронового шнура диаметром 4 мм.

Орудием лова служит ихтиопланктонная сетка (7) площадью входного отверстия 0.3–0.5 м². Обод ее изготавливается из металлического прутка диаметром 10 мм; фильтрующим материалом служит мельничное сито № 7–15 или ткань из полиамидных монопоней с соответствующими характеристиками. В зависимости от диаметра самотечного водовода ловушкой перекрывается от 20 до 100% его площади.

Способ крепления блока зависит от конфигурации конечного участка самотечного водовода. Если фланца нет, то на выступающую в водоприемную камеру часть самотечного водовода надевается хомут со штангой и блоком на ее конце. При отсутствии выступающей части самотечного водовода на дно водоприемного колодца в непосредственной близости от водовыпуска устанавливается груз с укрепленным на нем блоком. Когда это невозможно, груз с блоком устанавливается перед водозаборным окном сеточной камеры.

Приспособление для отбора ихтиопроб устанавливается на место после осушения водоприемной камеры, в случае невозможности осушения — водолазом при отключенном насосном агрегате. Отбор проб осуществляют 2–3 человека. Время одного цикла (снятие + установка ловушки) — 3–5 минут. Если над люком водоприемной камеры установить треногу с воротом или лебедкой, то с отбором проб справится один специалист.

Предлагаемый способ отбора ихтиопроб имеет следующее преимущество перед традиционным: а) отбор проб осуществляется в одном месте и одним орудием лова; б) ловушкой отлавливаются все размерно-видовые группы рыб, попадающих в водозабор; в) ловушкой отлавливаются рыбы, попадающие в водозабор непосред-

На водозаборах с подачей воды в закрытую сеть врезка в напорный трубопровод затруднена, т.к. трубы укладываются, как правило, под землю. Кроме того, здесь имеются большие трудности с отведением отбираемой воды, и требуется применение расходо-регулирующей арматуры. Но даже при решении данных вопросов полученный материал нельзя считать репрезентативным, т.к. многие рыбы будут задержаны ленточными сетками.

На водозаборах, оборудованных водоочистными сетками, оптимальные условия для отбора ихтиопроб имеются, как правило, в месте сопряжения самотечного трубопровода насосной станции и водоприемной камеры. Именно здесь водозаборный поток ограничен по площади, вода изливается непосредственно в водоприемник, а рыба, вовлеченная в водозабор, имеет минимальные возможности для перераспределения.

В целях получения объективных материалов по попаданию рыб в водозаборные сооружения нами разработаны и апробированы варианты устройств,

ственно в момент исследований; г) меньшую трудоемкость и комфортные условия отбора проб; д) высокую достоверность полученных данных.

НИПЦ «Экотехцентр» более 15-ти лет применяет данный способ отбора ихтиологических проб на водозаборах, оборудованных водоочистными сетками, и на водозаборах с подачей воды в закрытую сеть при отсутствии подводящих каналов. Предлагаемое устройство позволяет в короткий срок с небольшими трудозатратами собрать объективный материал о количестве, размерно-видовом составе, суточной ритмике и сезонной динамике попадания молоди рыб в водозаборное сооружение, необходимый для проведения работ по рыбозащитной тематике (проектирование рыбозащитных сооружений и определение их функциональной эффективности, расчет ущерба, наносимого рыбному хозяйству в результате работы водозабора и др.).

Список литературы

А.с. 990947.(СССР). Б.И., 1983, № 3.

Ващинников А.Е., Родина Т.А., Шустов А.И. О методике отбора ихтиологических проб из водозаборного потока насосных станций оросительных систем // Видовой состав и экология водных и наземных организмов. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 1983. С. 94–99.

Ващинников А.Е., Михайлов Н.Н., Игнатов В.А., Петров В.Н., Родина Т.А. К методике учета рыб, попадающих в оросительные системы // Вопросы эксплуатации оросительных систем и рациональное использование орошаемых земель в Поволжье (Сб. науч. трудов. М.: ВНИИГиМ, 1986). С. 92–98.

Инструкция о порядке осуществления контроля за эффективностью рыбозащитных устройств и проведения наблюдений за гибелью рыбы на водозаборных сооружениях. Утвержд. Комитетом РФ по рыболовству 7.04.95 // Рыбоохрана (Сб. нормативных актов) / Под ред. В.Ф. Корельского. М.: Экспедитор, 1996. С. 431–444.

Павлов Д.С., Пахоруков А.М. Биологические основы защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения. М.: Легкая и пищ. пром-ть, 1983. 264 с.

Петров В.Н. Устройство для отбора проб из напорной линии насосной станции с большим расходом воды // Итоги рыбохозяйственных исследований на Саратовском и Волгоградском водохранилищах (к 100-летию создания Саратовского отделения ГосНИОРХ). С-Пб., 2000. С. 217–220.

Чирков С.М., Шпунтова Т.М., Хара Р.Э. Выживаемость молоди воблы, прошедшей через агрегаты насосной станции «Прикаспийская» // Актуальные проблемы теории и практики рыбозащиты. Астрахань: Изд-во КаспНИРХа, 2002. С. 172–181.

МНОГОЛЕТНЕЕ ФОРМИРОВАНИЕ СООБЩЕСТВА МОЛЛЮСКОВ НАДСЕМ. PISIDIOIDEA (MOLLUSCA, BIVALVIA) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В СВЯЗИ С АНТРОПОГЕННЫМ ВОЗДЕЙСТВИЕМ

Е.П. Загорская

Тольяттинский государственный университет, zagorskaya12@mail.ru

Макрозообентос Куйбышевского водохранилища изучался с момента его образования и продолжается в настоящее время. Одним из значимых компонентов макрозообентоса являются двустворчатые моллюски надсем. Pisidioidea. Целенаправленное изучение моллюсков этого надсемейства началось с 1974 г. в комплексных исследованиях.

Формирование видового состава Pisidioidea происходило как за счет реофильных видов, обитавших в речных условиях, так и за счет лимнофильных видов, обитавших в пойменных водоемах до зарегулирования данного участка р. Волга. По мере развития и формирования биоты водохранилища формировался видовой состав моллюсков надсем. Pisidioidea. В основном фауна Pisidioidea включает европейские и голарктические виды, широко распространенные в водоемах волжского бассейна.

Малакофауна Куйбышевского водохранилища в целом представлена двустворчатыми и брюхоногими моллюсками. Из класса двустворчатых моллюсков в водохранилище обитают 4 вида сем. Unionidae (*U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*, *Anodonta piscinalis*), 2 вида сем. Dreissenidae (*D. polymorpha*, *D. bugensis*), 1 вид сем. Cardiidae (*H. colorata*). На всех этапах развития водохранилища наиболее высоким таксономическим богатством характеризуется надсем. Pisidioidea.

В развитии экосистемы Куйбышевского водохранилища нами выделено несколько этапов, каждый из которых характеризуется специфическими особенностями гидрологического, гидрохимического режимов, что существенным образом отразилось на формировании фауны моллюсков надсем. Pisidioidea.

Первый этап охватывает период с 1924 г. по 1954 г. Исследования А.Л. Бенинга явились первыми фундаментальными исследованиями фауны реки Волги, где приводятся краткие сведения о находках некоторых видов мелких двустворок (Бенинг, 1924). Перед зарегулированием стока р. Волги на участке от устья р. Свияга до Жигулей было обнаружено 10 видов, принадлежащих к Pisidioidea (Жадин, 1948; Аристовская, 1958; Ляхов, 1961). В фауне незарегулированного речного стока в основном присутствовали типичные реофилы, лимнофильные виды не были зарегистрированы.

Второй этап изучения малакофауны связан со строительством каскада водохранилищ на р. Волга. Куйбышевское водохранилище, как и все волжские водохранилища, в процессе формирования прошло стадию разрушения прежних речных биоценозов и стадию временных биоценозов. В этот период моллюски Pisidioidea малочисленны и редко встречались в макрозообентосе (Ляхов, 1974). Было зарегистрировано 11 видов (Юффе, 1961). В этот период моллюски встречались преимущественно в Волжском и Волго-Камском плесах Куйбы-

шевского водохранилища. Преобладали реофилы: *Rivicoliana rivicola*, *Amesoda solida*, *A. scaldiana*. Единично встречались *Henslowiana supina*, *Pulchelleuglesa pulchella*. Встреченные до зарегулирования стока реки виды *Sphaerium subsolidum*, *S. corneum*, *S. corneum v scaldianum*, *Musculium lacustre*, *Pisidium pusillum*, исчезли из состава фауны в первые годы существования водохранилища. Исчезновение из фауны водохранилища этих видов связано с изменением гидрологического и кислородного режимов, скоростей течения на плесах, с уменьшением площадей с хорошо развитой подводной растительностью.

В дальнейших исследованиях отмечено увеличение числа видов моллюсков Pisidioidea до 16, из них 14 видов найдено в Камской ветви водохранилища, ниже г. Тетюши моллюски не были найдены. На затопленной пойме было отмечено только 2 вида моллюсков.

На стадии нивелирования биотопов, которая характеризовалась прекращением сукцессионных процессов, и относительной стабилизации экосистемы в водохранилище было зарегистрировано 24 вида моллюсков, принадлежащих к надсем. Pisidioidea (Митропольский, Загорская, 1983). В этот период моллюски начинают осваивать территорию затопленной поймы. К концу 1970-х гг. в Куйбышевском водохранилище видовой состав моллюсков надсем. Pisidioidea насчитывает 36 видов (табл. 1). Начиная со II-го периода, в водохранилище отмечалось развитие лимнофильного комплекса моллюсков. В качественном отношении в сообществе моллюсков доминировали представители сем. Euglesidae. Фауна моллюсков Pisidioidea была представлена следующим образом: сем. Euglesidae включало 26 видов (72% от общего числа видов), сем. Pisidiidae — 6 видов (17%), сем. Sphaeriidae — 4 вида (11%).

Таблица 1. Таксономический состав моллюсков надсемейства Pisidioidea Куйбышевского водохранилища в разные периоды (1939–2005 гг.)

№ п/п	Название таксона		Периоды			
			I	II	III	2005
	Сем. Sphaeriidae					
	Род <i>Rivicoliana</i>					
1	<i>R. rivicola</i> (Lamarck, 1818)	п,пс	+	17	14	0
	Род <i>Amesoda</i>					
2	<i>A. solida</i> (Normand, 1844)	п,пс	+	24	9	0
3	<i>A. scaldiana</i> (Normand, 1844)	п,пс	+	10	8	0
4	<i>A. subsolidum</i> Clessin, 1888	п, пс	+	0	0	0
	Род <i>Sphaerium</i>					
5	<i>S. corneum</i> (L, 1758)	п,ф	+	0	0	0
6	<i>S. corneum v scaldianum</i> Normand, 1844	п, пс	+	0	0	0
	Род <i>Musculium</i>					
7	<i>M. lacustre</i> (Müller, 1774)	п, ф	+	0	0	0
	род <i>Parasphaerium</i>					
8	<i>P. nitidum</i> (Clessin in Westerlund, 1877)	п,ф	-	2	1	0
	Сем. Pisidiidae					
	Род <i>Pisidium</i>					
9	<i>P. inflatum</i> (Muehlfeld in Porro, 1838)	пс,лт	-	26	28	5
10	<i>P. amnicum</i> (Müller, 1774)	п,пс	+	20	26	ед.
11	<i>P. pusillum</i>	п, пс	-	ед.	-	-
	Род <i>Neopisidium</i>					
12	<i>N. moitessierianum</i> (Paladilhe, 1866)	п,пс	-	24	17	6
13	<i>N. torquatum</i> (Stelfox, 1918)	п,пс	-	11	8	0
	Род <i>Eupisidium</i>					
14	<i>E. alpinum</i> (Odhner, 1938)	п,пс	-	11	15	2
15	<i>E. tenuilineatum</i> (Stelfox, 1918)	п	-	28	35	5
	Сем. Euglesidae					
	Род <i>Tetragonocyclus</i>					
16	<i>T. milium</i> (Held, 1836)	п,пс	-	4	3	0
	Род <i>Henslowiana</i>					
17	<i>H. dupuiana</i> (Normand, 1854)	п,пс	-	30	52	0
18	<i>H. hehslowana</i> (Sheppard, 1823)	п, пс	+	30	27	3
19	<i>H. ostroumovi</i> (Pirogov et Starobogatov, 1974)	п,пс	-	ед.	ед.	0
20	<i>H. suecica</i> (Clessin in Westerlund, 1873)	п,пс	-	4	4	0
22	<i>H. supina</i> (A. Schmidt, 1850)	п,пс	+	ед.	2	0
22	<i>H. difficilis</i> (Pirogov et Starobogatov in Timm, 1974)	п,пс	-	ед.	3	0
	Род <i>Pulchelleuglesa</i>					
23	<i>P. pulchella</i> (Jenyns, 1832)	п	-	4	ед.	0
	Род <i>Euglesa</i>					
24	<i>E. casertana</i> (Poli, 1791)	п,ф	-	13	6	3
25	<i>E. acuminata</i> (Clessin in Westerlund, 1873)	п,пс	-	36	68	2
26	<i>E. fossarina</i> (Clessin in Westerlund, 1873)	п,пс	-	23	23	ед.

№ п/п	Название таксона		Периоды			
			I	II	III	2005
27	<i>E. rivularis</i> (Clessin, 1879)	п	-	ед.	ед.	0
28	<i>E. ponderosa</i> (Stelfox, 1918)	п,пс	-	9	5	0
29	<i>E. personata</i> (Maim, 1855)	п,ф	-	ед.	ед.	0
	Род <i>Roseana</i>					
30	<i>R. globularis</i> (Clessin in Westerlund, 1873)	п,пс	-	3	ед.	0
31	<i>R. rosea</i> (Scholtz, 1843)	п	-	ед.	ед.	0
	Род <i>Pseudeupera</i>					
32	<i>P. humerosa</i> (Pirogov et Starobogatov in Timm, 1975)	п	-	6	25	0
33	<i>P. volgensis</i> (Pirogov et Starobogatov in Timm, 1975)	п,пс	-	0	ед.	0
34	<i>P. tenuisculpta</i> (Pirogov et Starobogatov in Timm, 1975)	п,пс	-	ед.	9	0
35	<i>P. subtruncata</i> (Malm 1853),	п,ф	-	10	3	0
1	2	3	4	5	6	7
	Род <i>Cyclocalyx</i>					
36	<i>C. obtusalis</i> (C. Pfeiffer, 1821)	ф	-	ед.	0	0
	Род <i>Hiberneuglesa</i>					
37	<i>H. hibernica</i> (Westerlund, 1894)	п	-	4	5	0
	Род <i>Cingulipisidium</i>					
38	<i>C. fedderseni</i> (Westerlund, 1890)	п	-	16	36	0
39	<i>C. nitidum</i> (Jenyns, 1832)	п,пс	-	24	49	0
40	<i>C. bohémica</i> (Westerlund, 1890)	п,пс	-	2	5	0
41	<i>C. crassum</i> (Stelfox, 1918)	п,пс	-	2	7	0
	Всего видов		10	36	35	9

Примечание: п — пелофилы, пс — псаммофилы, ф — фитофилы, л — литофилы; I — до зарегулирования р. Волга, II — период исследований 1959–1979 гг., III — период исследований 1980–1985 гг., 0 — отсутствие моллюсков; жирным шрифтом выделены массовые виды.

Третий этап. Создания Чебоксарского и Нижнекамского гидроузлов сопровождается изменением гидрологического, гидрохимического режима Куйбышевского водохранилища (Кузнецов, 1993, 2007; Экологическое состояние ..., 2002). Мощным отрицательным фактором представляют дноуглубительные работы в верхнем участке Волжского плеса в пределах республики Татарстан, проходившие интенсивно в течение 12 лет (Петров, 2004).

Одной из основных причин отрицательной динамики развития макрозообентоса является изменение трофического статуса водоемов. Из-за возросшей в Куйбышевском водохранилище нагрузки биогенными элементами ускорился процесс эвтрофикации. К концу 1980-х гг. фосфорная нагрузка составила 7 г/м^2 в год, т.е. возросла на 30%, а нагрузка по азоту составила 61 г/м^2 в год (Выхристюк, Варламова, 2003), что могло в последствии отразиться на количественных и качественных характеристиках моллюсков Pisidioidea. Одним существенным абиотическим фактором выступает процесс заиления, который отрицательно сказывается на развитии моллюсков. Так, за 29 лет существования водохранилища площади заиления увеличились до 60% от общей площади водохранилища (Куйбышевское водохранилище ..., 2008). Мы полагаем, что заиление дна нарушает газовый режим и процесс фильтрации моллюсков, что в свою очередь обуславливает снижение количественных и качественных характеристик моллюсков Pisidioidea. В период дестабилизации экосистемы водохранилища произошло снижение количественных и качественных характеристик малакофауны надсем. Pisidioidea. В результате многолетнего антропогенного воздействия видовой состав, численность и биомасса моллюсков надсем. Pisidioidea на участке от плотины Чебоксарской ГЭС до г. Казани изменились уже в первый год существования Чебоксарского водохранилища.

Разноплановое воздействие во время строительства Чебоксарской плотины и интенсивная эвтрофикация оказались настолько мощными и длительными по времени факторами, что количественные и качественные показатели моллюсков претерпели значительные изменения. Моллюски надсем. Pisidioidea, не выдержав неблагоприятных условий, первыми из донных организмов исчезли из состава бентофауны, что свидетельствует о их хорошей индикаторной значимости для оценки экологического состояния водоемов.

В начале XXI-го века под воздействием большого спектра экологических факторов на экосистему водохранилища зафиксировано падение общей численности и биомассы моллюсков Pisidioidea до минимальных значений, фауна моллюсков надсем. Pisidioidea значительно обеднилась.

Так, по нашим материалам 2002 и 2005 гг. наблюдается уменьшение числа видов моллюсков надсем. Pisidioidea. В Волжском плесе, на бывшем русле Волги в нижележащих озеровидных плесах, на затопленной пойме встречено лишь 9 видов моллюсков Pisidioidea: *Pisidium amnicum*, *P. inflatum*, *Eupisidium alpinum*, *E. tenuilineatum*, *Neopisidium moitessierianum*, *Henslowiana henslowana*, *Euglesa casertana*, *E. acuminata*, *E. fossarina*. Из состава фауны выпали, главным образом, реофильные и редко встречающиеся виды.

В 2002 г. моллюски не зарегистрированы в Волжском и Волго-Камском плесах, на затопленной пойме, тогда как на участках бывшего русла Волги Ундорского и Новодевиченского плесах они присутствовали. Их средняя численность составляла 75 экз./м^2 , биомасса — 1.4 г/м^2 (10.4% от общей биомассы макрозообентоса). В пробах были также встречены *P. inflatum* численностью 50 экз./м^2 и биомассой 1.6 г/м^2 ; *N. moitessierianum* — 50 экз./м^2 , 0.78 г/м^2 .

В 2005 г. в Волжском плесе у с. Красновидово встречен лишь вид *N. alpinum* численностью 25 экз./м², биомассой 0.01 г/м². На Тетюшинском, Ундорском, Приплотинном плесах отмечено нахождение мелких экземпляров *E. fossarina* численностью 12 экз./м², биомассой 0.004 г/м². На Приплотинном плесе общая численность моллюсков возросла до 109 экз./м², а биомасса составляла 0.12 г/м². Наблюдается снижение количественных и качественных показателей моллюсков, что более существенно это отразилось на сем. Sphaeriidae и сем. Euglesidae.

По данным 2002 и 2005 гг. в Куйбышевском водохранилище встречено лишь 9 видов моллюсков Pisidioidea: *Pisidium amnicum*, *P. inflatum*, *Europisidium alpinum*, *E. tenuilineatum*, *Neopisidium moitessierianum*, *Henslowiana henslowana*, *Euglesa casertana*, *E. acuminata*, *E. fossarina*. Из состава фауны выпали, главным образом, реофильные и редковстречающиеся виды. Уменьшение количества видов рассматривается нами как реакция организмов на антропогенное и техногенное воздействие. Необходимо отметить, что почти в 30 раз уменьшилось содержание моллюсков в составе макрозообентоса Волжского плеса. Так, если в период 1975–1985 гг. их доля в общей биомассе макробентоса составляла 36%, то по данным 2002 и 2005 гг. она составляет менее 1%. В среднем за период 2002 и 2005 гг. биомасса моллюсков надсем. Pisidioidea в Волжском плесе составила 0.007 г/м² или 0.2% от общего макрозообентоса, численность — 12 экз./м². В целом по водохранилищу в период 1975–2005 гг. произошло снижение численности Pisidioidea в 16 раз, с 603 экз./м² (1975–1979 гг.) до 38 экз./м² (2002, 2005 гг.), а биомассы — в 128 раз с 12.8 г/м² (1975–1979 гг.) до 0.1 г/м² (2002, 2005 гг.), что вероятно, обусловлено многофакторным воздействием антропогенных факторов

Таким образом, наиболее благоприятным периодом для развития моллюсков был период (до возведения Чебоксарской и Нижнекамской ГЭС) относительной стабилизации экосистемы водохранилища. Нами установлено, что в начале XXI века снизились количественные показатели численности и биомассы моллюсков во всех плесах водохранилища. Биомасса моллюсков надсем. Pisidioidea в Куйбышевском водохранилище уменьшилась до критической величины — 0.04 г/м² (2002, 2005 гг.), что в 27 раз меньше по сравнению с 1959 г. (1.08 г/м²). Существенное снижение произошло не только в количественном отношении, но и изменился видовой состав моллюсков надсем. Pisidioidea. Число видов с 36 уменьшилось до 9.

Список литературы

- Аристовская Г.В. Бентос Куйбышевского водохранилища в первый год существования // Тр. Тат. отд. ВНИОРХ, 1958. Вып. 8. С. 146–177.
- Бенинг А.Л. К изучению придонной жизни р. Волги. Саратов, 1924. № 1. 398 с.
- Выхристюк Л.А., Варламова О.Е. Донные отложения и их роль в экосистеме Куйбышевского водохранилища. Самара, 2003. 174 с.
- Жадин В.И. Донная фауна Волги от Свияги до Жигулей и её возможные изменения // Тр. ЗИН АН СССР. 1948. Т. 8, № 3. С. 413–466.
- Иоффе Ц.И. Формирование донной фауны водохранилищ СССР и опыт классификации // Изв. ГосНИОРХ. 1961. Т. L. С. 341–381.
- Кузнецов В.А. Признаки дестабилизации экосистемы равнинного водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек. Тез. Междунар. конф. Тольятти, 1993. С. 26–27.
- Кузнецов В.А. Состояние экосистемы Куйбышевского водохранилища на современном этапе его существования // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения: Сб. научн. трудов Всероссийской конференции. Ульяновск, 2007. С. 4–9.
- Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) // Отв. ред. Г.С. Розенберг, Л.А. Выхристюк. Тольятти, 2008. 123 с.
- Ляхов С. М. Материалы по донному населению Волги от Рыбинска до Астрахани к началу её гидротехнической реконструкции // Тр. Ин-та биологии водохр. АН СССР. 1961. Вып. 4 (7). С. 187–203.
- Ляхов С.М. Многолетние изменения биомассы бентоса в Куйбышевском водохранилище // Гидробиол. журн. 1974. Т. X, № 4. С. 21–23.
- Митропольский В.И., Загорская Е.П. Pisidiidae (Mollusca, Bivalvia) Куйбышевского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1983. № 61. С. 30–32.
- Петров Б.Г. Куйбышевское водохранилище. Географические аспекты водоохраных мероприятий. М.: Экопресс, 2004. 320 с.
- Экологическое состояние окружающей среды бассейна реки Волги (1995–2001 гг.). Н. Новгород, 2002. 129 с.

КРАТКИЕ МЕТОДИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ ПО РАСЧИСТКЕ РУСЕЛ ВПАДАЮЩИХ В ВОДОХРАНИЛИЩА РЕК И ИХ УСТЬЕВЫХ УЧАСТКОВ

В.В. Законнов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН
Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, zak@ibiw.yaroslavl.ru

Одной из причин катастрофы в г. Крымске Краснодарского края (лето 2012 г.) является захламленность русел рек и несоответствие технического состояния дорожных насыпей и мостов, не рассчитанных на максимальные расходы воды. Накопление большого объема воды, затопление территории, разрушение авто- и железнодорожных насыпей и затопление под мостовыми переходами привело к образованию гигантской волны пуща, принесшей уничтожение населенных пунктов и человеческие жертвы.

Подобная ситуация, сложившаяся на Северном Кавказе, характерна для многих регионов России. Поэтому необходимо заранее предотвращать или минимизировать последствия природных катастроф.

Для малых и средних рек, впадающих в водохранилища, помимо этой проблемы существует и другая. Так, в зонах выклинивания подпора — реках и их устьевых участках (заливах) складываются благоприятные условия для накопления древесно-растительных остатков, строительного и бытового мусора, песчано-илистых и макрофитных отложений. Перегороженные барами, косами и пересыпями в результате вдольберегового переноса наносов, они служат буферными зонами по перехвату растворенных и взвешенных загрязняющих веществ с площади водосбора в виде накопления их в высшей водной растительности и депонирования на дне в донных осадках. При экстремальных гидрометеорологических условиях, наводнениях и паводках содержимое этих природных отстойников переносится в основную акваторию водохранилища, создавая негативную ситуацию в виде вторичного загрязнения водных масс и ухудшения качества воды. Поэтому, выявление таких рек и их устьевых участков (заливов), в бассейнах которых имеются промышленные, сельскохозяйственные предприятия, осуществляющие несанкционированные сбросы сточных вод и свалки промышленно-бытовых отходов, и их очистка являются основной обязанностью природоохранных и управленческих организаций.

Водохранилища выполняют особую роль не только как накопители поверхностных и подземных вод, но и как ловушки наносов и загрязняющих веществ. Водотоки и водоемы активно разбавляют промышленные и сельскохозяйственные стоки и служат интеграторами их поступления в донные осадки из точечных и диффузных источников, временного или безвозвратного захоронения на дне. Так, в водохранилищах Волги ежегодно накапливается от 0.4 млн. т в Угличском до 14.2 млн. т в Куйбышевском (Иваньковское — 0.5, Рыбинское — 6.4, Горьковское, Чебоксарское — по 2.6, Саратовское — 5.6, Волгоградское — 12.6 млн. т/год) донных осадков. Причем значительная их часть оседает в многочисленных больших и малых заливах — устьевых участках рек. Однако скорости осадконакопления малы и составляют от 2.1 в Иваньковском до 5.4 мм/год в Волгоградском, что не грозит занесению водохранилищ в течение нескольких тысячелетий. А это означает длительную эксплуатацию равнинных водохранилищ, обеспечивающих гарантированное снабжение водными ресурсами населения и отраслей экономики.

Поэтому первоочередными задачами ведомственных учреждений по соблюдению оптимального качества водных масс водохранилищ являются:

1. Создание кадастра рек, впадающих в водохранилища, с основными морфометрическими и гидрологическими характеристиками, в том числе и временных водотоков по овражно-балочной сети и поверхностного стока с межприточных пространств;

2. Выявление источников и каналов (путей) поступления загрязняющих веществ в водные акватории с водосборного бассейна;

3. Обследование состояния рек и устьевых заливов на предмет захламления русел и берегов, зарастаемости макрофитами, наличия искусственных и естественных запруд (бобровые плотины), особенно в пределах населенных пунктов, авто-и железнодорожных магистралей, мостов, линий электропередач, нефтяных и газовых нефтепроводов;

4. Проведение мониторинговых (сезонных) гидрохимических съемок отдельных участков реки — верховья (эталон), средней части реки и устьевых заливов с отбором проб воды и донных отложений и последующим их анализом в специализированных лабораториях, и измерением в полевых условиях стоковых течений с помощью гидрологических вертушек и поплавков;

5. Проверка (инспекция) ведомственных организаций по выявлению несанкционированных сбросов сточных вод, надежности сооружений (дорог, мостов, коллекторов, нефтепроводов, линий электропередач и т.д.), рассчитанных на максимальные расходы воды, в том числе и в экстремальных условиях;

6. Составление первоочередных графиков работ по расчистке наиболее критических в плане загрязнения водных акваторий — русел рек и устьевых заливов в водохранилищах. Поиск средств и подрядчика для реализации проекта.

7. Согласование с подрядчиком технических мероприятий и смет по расчистке русел рек и заливов.

Обязательным условием для обеих сторон является:

- чистка русел рек и берегов от поваленных деревьев, свалок техники, затопленных лодок, мусора, временных несанкционированных запруд в пределах водоохранных зон;
- применение санкций к застройщикам (в том числе к частным лицам), несоблюдающих водоохранные меры и ведомственным учреждениям, сооружения которых не рассчитаны на максимальные расходы воды;
- отказ от спрямления русел, сохранив естественный ландшафт с изгибами реки, сообразуясь с рельефом местности;
- расчет объемов выемки загрязненных донных наносов из устьевых участков;
- контроль за проведением очистных мероприятий;
- складирование продуктов очистки;
- обеззараживание продуктов очистки;
- укрепление растительностью зон складирования;
- проведение экологической экспертизы с оценкой ущерба для жизнедеятельности гидробионтов;
- осуществление берегозащитных и природоохранных мероприятий;
- сохранение культурных, природно-ландшафтных и исторических памятников.

8. Подготовка планов экстренных мер и практических действий по спасению людей, населенных пунктов, локализации стихийных бедствий, вызванных экстремальными гидрометеорологическими условиями (наводнения, пожары, наледи, смерчи), в т.ч. крушением судов, разливами нефтепродуктов, прорывами нефте- и газопроводов, обрывами линий электропередач, размывами берегов и могильников, оползневыми явлениями и т.д.

9. Своевременное оповещение населения о стихийных бедствиях через средства массовой информации.
10. Проведение профилактических работ с населением и ведомственными организациями по охране водных ресурсов и выявлению потенциальных загрязнителей водных объектов.

РОЛЬ СЕДИМЕНТАЦИИ В НАКОПЛЕНИИ РТУТИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ГОРЬКОВСКОГО И ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

***В.В. Законнов, *В.Т. Комов, *В.А. Гремячих, *В.В. Касьянова, **А.В. Костров**

**Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН*

Ярославская обл., Некоузский р-он, пос. Борок, zak@ibiw.yaroslavl.ru

*** ФГУ «Управление эксплуатации Горьковского водохранилища» г. Кострома*

Ртуть относится к элементам, повышенные концентрации которых в водных экосистемах, могут регистрироваться в течение длительного времени и при включении в пищевую сеть способны нарушать воспроизводство организмов, находящихся на вершине трофической пирамиды (UNEP, 2002; Scheuhammer et al., 2007). Неорганические соединения металла, поступающие в водные экосистемы, быстро попадают в донные отложения, в силу высокого сродства к мелкодисперсным взвешенным в воде частицам (Mason et al., 1993; Le Roux et al., 2001). Однако донные отложения не представляют собой депо бесконечно длительного хранения ртути. Металл из донных отложений способен вновь поступать в водные массы перейдя в металлоорганическую форму в результате бактериального метилирования (Covelli et al., 1999; Merritt and Amirbahman, 2007). Распределение ртути между водными массами и донными отложениями, а также переход неорганических соединений в металлоорганические и обратно зависит от многих морфометрических, гидродинамических, физико-химических и биологических параметров водоема (Suchanek et al., 1998; Waldron et al., 2000; Bonzongo et al., 2006; Hissler, Probst, 2006).

В глобальный круговорот ртути к настоящему времени вовлечено 3–7 тыс. т металла, из которого более половины приходится на антропогенные источники (Lamborg et al., 2002; Mason et al., 2003; Selin et al., 2007). В отличие от других тяжелых металлов, ртуть, в силу особых физико-химических свойств, способна перемещаться в атмосфере на тысячи километров от источников эмиссии (Holmes et al., 2007). После выпадения на земную поверхность пути миграции металла разнообразны. Часть из общего количества испаряется и вновь поступает в атмосферу. Часть металла при анаэробных условиях восстанавливается до малорастворимых в воде сульфидов и на длительное время выводится из круговорота. Часть выпавшей из атмосферы ртути образует комплексные соединения с фульво- и гуминовыми кислотами и в составе этих комплексов мигрирует в поверхностном стоке по водосборному бассейну, пока не достигнет водоема. На территории водосборного бассейна, особенно большого по площади, могут располагаться локальные источники поступления этого металла, к которым в первую очередь относятся предприятия, использующие ртуть в технологических процессах, промышленные, жилищно-коммунальные и сельскохозяйственные объекты, использовавшие в прошлом металлоорганические фунгициды (AMAP/UNEP, 2008).

Поскольку миграция и распределение ртути в водных экосистемах непосредственно связаны с донными отложениями, исследования на равнинных водохранилищах, где активность хозяйственной деятельности, особенно в Волжско-Камском бассейне, очень высока, крайне актуальны. В связи с этим определилась цель работы — установление закономерностей пространственно-временного распределения и накопления ртути в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ с учетом процессов седиментации.

На площади водосборного бассейна Горьковского и Чебоксарского водохранилищ располагается несколько крупных промышленных центров, включая Москву. Эти водохранилища относятся к сложным долинным водоемам руслового типа с хорошо выраженной в верховьях — речной частью и предплотинной — озерной (Edelstein, 1995). Материалом исследования послужили 175 и 48 образцов проб различных типов донных отложений, соответственно Горьковского и Чебоксарского водохранилищ, отобранных в 2009–2010 гг. Стратиграфия кернов оценена на 5 станциях.

В пробах донных отложений определяли объемную массу (влажного и сухого образца Омв, Омс), г/см³, естественную влажность Евл, %, гранулометрический состав d_{50} , мм, %, органическое вещество ОВ, % и общее содержание ртути, Hg, мг/кг. Анализы проводились по методикам, апробированным на водохранилищах Верхней Волги (Буторин и др., 1975). Содержание Hg в сухих образцах определяли атомно-абсорбционным методом с зеемановской корреляцией неселективного поглощения на анализаторе РА-915+ с приставками РП-91 и ПИ-РО-915+ («ЛЮМЕКС», г. Санкт-Петербург). Результаты обрабатывали статистически в пакете программ STATISTICA с использованием метода дисперсионного анализа ANOVA и процедуры LSD-теста при уровне значимости $P \leq 0.05$.

Результаты регрессионного анализа содержания ртути в донных отложениях и основных параметров водохранилищ свидетельствуют о наличии статистически значимых зависимостей (таблица). Концентрация ртути в донных отложениях увеличивается при увеличении расстояния от выше расположенной плотины (рис. 1, 2), при увеличении доли мелкодисперсной фракции и при повышении содержания органического вещества в донных отложениях. Вместе с тем, содержание металла снижается при увеличении скорости течения и доли крупноразмерной фракции в донных отложениях. Это позволяет предположить, что мелкодисперсные частицы преимущественно органического происхождения, находясь в толще водных масс длительное время, по сравнению с более крупными минеральными, сорбируют больше ртути и переносятся на дальние расстояния. Затем, под-

чиниясь закону гравитации, выпадают в осадок, постепенно увеличивая концентрацию в донных отложениях озерной части водохранилищ, по сравнению с речной. Так, от г. Рыбинска до г. Костромы она составляет 0.034 (0.0–0.122), в Костромском расширении — 0.047 (0.0–0.087), а от г. Костромы до плотины Горьковского гидроузла — 0.073 (0.0 – 0.234) мг/кг. Аналогично в Чебоксарском водохранилище до п. Фокино — 0.027 (0.0–0.103) и от устья р. Суры до плотины Чебоксарской ГЭС — 0.041 (0.0–0.179) мг/кг.

Таблица. Корреляционная матрица морфометрических, гидродинамических, гидрофизических и химических показателей Горьковского (верхняя строка) и Чебоксарского (нижняя строка) водохранилищ

Показатели	L, км	H, м	V, м/с	Омс, г/см ³	Евл, %	Гранулометрический состав, (мм, %)				ОВ, %	Hg, мг/кг
						>0.1	0.1-0.05	<0.05	d _{cp}		
L, км	1.00	0.14	-0.32	-0.29	0.37	-0.40	-0.18	0.39	-0.34	0.49	0.39
от верхней плотины		0.57	0.22	-0.34	0.22	0.00	-0.39	0.07	0.09	0.15	0.35
H, м		1.00	-0.11	-0.07	0.09	-0.21	0.01	0.21	-0.12	0.15	0.18
глубина			0.32	0.00	-0.04	0.21	-0.48	-0.13	0.27	-0.11	0.01
V, м/с			1.00	0.72	-0.64	0.78	-0.31	-0.38	0.96	0.54	-0.47
скорость течения				0.44	-0.53	0.72	-0.42	-0.68	0.90	-0.51	-0.41
Омс, г/см ³				1.00	-0.96	0.80	0.03	-0.62	0.74	-0.80	-0.73
					-0.94	0.75	-0.10	-0.78	0.56	-0.86	-0.59
Евл, %					1.00	-0.79	-0.11	0.690.89	-0.68	0.85	0.77
						-0.87	0.18		-0.66	0.93	0.65
Гранулометрический состав, (мм, %)						1.00	-0.21	-0.77	0.88	-0.73	-0.68
							-0.41	-0.99	0.85	-0.86	-0.57
							1.00	-0.23	-0.34	-0.22	-0.24
								0.25	-0.52	0.19	0.27
								1.00	-0.51	0.71	0.69
									-0.81	0.88	0.55
									-0.59	-0.52	-0.52
									-0.64	0.78	0.66
ОВ, %									1.00		
Hg, мг/кг										1.00	

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения коэффициентов корреляции при $P \leq 0.05$.

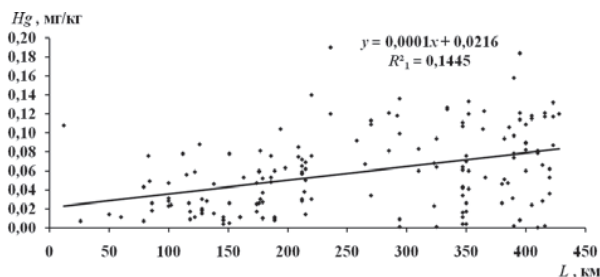


Рис. 1. Локализация ртути в донных отложениях по длине Горьковского водохранилища.

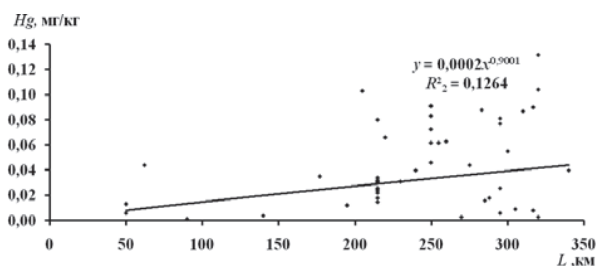


Рис. 2. Локализация ртути в донных отложениях по длине Чебоксарского водохранилища.

В целом, содержание ртути в донных отложениях водохранилищ близко к уровням, зарегистрированным в 27 озерах и реках США (0.01–0.15 мг/кг), не испытывающих сильного антропогенного влияния (Konrad, 1972). Однако существенно ниже, чем при крупномасштабном поступлении металла в р. Нура, Казахстан (9.9–306.0 мг/кг) (Ullrich et al., 2007).

Некоторые различия в значениях коэффициентов корреляции определяются природой взвешенных частиц поступающих в водоемы. Например, торфяная крошка из Рыбинского и остатки полурасложившейся высшей водной растительности из мелководных — вышележащего водохранилища и Костромского расширения, способствуют увеличению концентраций ОВ и Hg в Горьковском водохранилище, по сравнению с Чебоксарским, соответственно коэффициенты корреляции — 0.78 и 0.66.

Высокий показатель водообмена и разнообразие величин скоростных векторов течений главных притоков — Оки, Суры и Ветлуги, приводят в различных районах Чебоксарского водохранилища к мозаичности распределения донных осадков и неравномерности локализации Hg по длине, ширине и глубине водоема. Поэтому связь между содержанием ртути в донных отложениях и скоростью течения в Горьковском водохранилище теснее, чем в Чебоксарском.

Стратиграфические колонки обоих водохранилищ свидетельствуют о четком изменении типа донных осадков – от первичного маркирующего горизонта, в виде руслового слегка заиленного песка, к песчанистым и глинистым илам в поверхностных слоях. Нижние горизонты соответствуют периоду интенсивной седиментации, когда продукты размыва ложа и берегов накапливаются на дне, образуя чехол грубых крупнозернистых наносов. Содержание ртути в этих горизонтах ниже, чем в верхних.

Таким образом, содержание ртути в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ находится на уровне фоновых и лишь на единичных станциях превышает кларковые значения в литосфере. Неоднородность распределения металла в поверхностном слое определяется составом грунтов: увеличение концентрации ртути зарегистрировано на станциях, донные отложения которых характеризуются большим процентным содержанием мелкодисперсных фракций и повышенным содержанием органического вещества, т.е. в озерной части водохранилищ, где скорости течения воды ниже, по сравнению с речными участками. По толщине керна содержание металла снижается, что может свидетельствовать о более высоких количествах поступления ртути в экосистемы водохранилищ в последние десятилетия.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 10-05-10058, № 12-05-00572).

Список литературы

- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения Верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 160 с.
- AMAP/UNEP, 2008. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment/ Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemical Branch. 159 pp.
- Bonzongo J.C.J., Nemer B.W., Lyons W.B. Hydrologic controls on water chemistry and mercury biotransformation in a closed river system: The Carson River, Nevada. *Appl. Geochem.* 2006. 21. P. 1999–2009.
- Covelli S., Faganeli J., Horvat M., Brambati A. 1999. Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1999. 48. P. 415–428.
- Edelstein K.K. Hydrology peculiarities of valley reservoirs // *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 1995. 80. 1. P. 27–48.
- Hissler C., Probst J.L. Chlor-alkali industrial contamination and riverine transport of mercury: Distribution and partitioning of mercury between water, suspended matter, and bottom sediment of the Thur River, France. *Appl. Geochem.* 2006. 21. P. 1837–1854.
- Holmes C.D., Jacob D.J., Yang X. Global lifetime of elemental mercury against oxidation by atomic bromine in the free troposphere // *Geophysical Research letters.* 2007. 33: L20808, doi: 10.1029/2006GL027176.
- Konrad Jg. Mercury Contents of Bottom Sediments from Wisconsin Rivers and Lakes// *Environmental Mercury Contamination.* 1972 Ann Arbor Science Publishers, Inc., pp 52–58.
- Lamborg C.H., Fitzgerald W.F., O'Donnel J., Torgersen T. A non-steady-state compartment model of global scale mercury biochemistry with inter hemispheric atmospheric gradients // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 2002. V. 66, pp. 1105–1118.
- Le Roux S.M., Turner A., Millward G.E., Ebdon L., Appriou P. Partitioning of mercury onto suspended sediments in estuaries // *J. Environ. Monit.* 2001. 3. P. 37–42.
- Mason R.P., Fitzgerald W.F., Hurley J., Hanson A.K., Donaghay P.L., Sieburth J.M. Mercury biogeochemical cycling in a stratified estuary // *Limnol. Oceanogr.* 1993. 38. P. 1227–1241.
- Mason R.P., Laurier F.J.G., Whalin L., Sheu G.R. The role of oceanic-atmosphere exchange in the global mercury cycle // *Journal de Physique.* 2003. V. 107. P. 835–838.
- Merritt K.A., Amirbahman A. Mercury dynamics in sulfide-rich sediments: geochemical influence on contaminant mobilization within the Penobscot River estuary, Maine, USA // *Geochim. Cosmochim. Acta* 2007. 71. P. 929–941.
- Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals and fish // *Ambio* 36, 12–18.
- Selin N.E., Jacob D.J., Park R.J., Jantosca R.M., Strobe S., Jaegle L., Jaffe D. Chemical cycling and deposition of atmospheric mercury: Global constraints from observations // *Journal of Geophysical researches.* 2007. V. 112, D02308, doi: 10.1029/2006JD007450.
- Suchanek T.H., Mullen L.H., Lamphere B.A., Richerson P.J., Woodmansee C.E., Slotton D.G., Harner E.J., Woodward L.A. Redistribution of mercury from contaminated lake sediments of Clear Lake, California // *Water Air Soil Pollut.* 1998. 104. P. 77–102.
- Ullrich S.M., Ilyushchenko M., Uskov G.A., Tanton T.W. Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and associated impacts on aquatic biota // *Applied Geochemistry.* 2007. 22. P. 2706–2734.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2002. Global Mercury Assessment report. UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland. <http://www.chem.unep.ch/MERCURY/>
- Waldron M.C., Colman J.A., Breault R.F. Distribution, hydrologic transport, and cycling of total mercury and methylmercury in a contaminated river–reservoir–wetland system (Sudbury River, eastern Massachusetts) // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. 57. P. 1080–1091.

МАКРОЗООБЕНТОС САРАТОВСКОГО И КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ: ДИНАМИКА РАССЕЛЕНИЯ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ

Т.Д. Зинченко, Е.М. Курина

Институт экологии Волжского бассейна РАН,

Россия, 445003, г. Тольятти, Самарская область, Комзина, 10, tdz@mail333.com, ekaterina_kurina@mail.ru

В рамках концепции биоразнообразия, проведение экологических исследований позволяет выделить из совокупного обилия виды, особенно важные для функционирования экосистемы в целом, что может послужить основой для адекватной количественной оценки «интегрального критерия инвазии», где особенно важным является выделение видов-доминантов, определяющих структуру и продуктивность естественных и антропогенных экосистем (Биологические ..., 2004).

Многочисленными исследованиями отмечается интенсивное проникновение чужеродных видов в водные экосистемы с середины прошлого столетия. Результатом взаимодействия аборигенных видов и видов-вселенцев часто является снижение таксономического разнообразия за счет прямого уничтожения аборигенных видов или их подавления (Биологические ..., 2004; Heywood, 1989). Не вызывает сомнения, что изучение процессов, связанных с расселением чужеродных видов, выявлением устойчивых популяций и их экологическими взаимодействиями в условиях современного состояния водоемов, следует рассматривать как одно из приоритетных направлений исследований водных экосистем Волжского бассейна.

Представлены результаты исследований макрозообентоса в Куйбышевском и Саратовском водохранилищах в период с 2002–2011 гг. с акцентом на изучение пространственной динамики видов-вселенцев (более 300 образцов бентоса). Включены данные многолетней и сезонной динамики чужеродных видов на стационарных участках района с. Мордово в Саратовском водохранилище и Приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища (2009–2011 гг.).

Судя по результатам гидрохимических исследований Куйбышевского водохранилища последних лет, можно констатировать, что по величине биогенной нагрузки на водоем водохранилище занимает ведущее место в каскаде волжских водохранилищ. Водные массы различных участков характеризуются как «загрязненные» и «грязные» (Выхристюк, 1989; Куйбышевское ..., 2008; Розенберг, 2009). В Саратовском водохранилище вода относится к категории «загрязненная», а по уровню трофии различные участки водохранилищ относятся к категории мезоэвтрофных и эвтрофных (Куйбышевское ..., 2008; Розенберг, 2009).

В составе макро- и нектозообентоса Куйбышевского водохранилища в последние годы выявлено 23 чужеродных вида, что составляет примерно 20% от количества таксонов. Доминируют по числу видов ракообразные — представители Понто-Каспийской фауны, тогда как численность и биомасса среди чужеродных видов высоки у моллюсков (табл. 1).

Анализ многолетних исследований (включая архивные данные) позволил констатировать, что ранее зарегистрированные в водохранилище чужеродные виды (Зинченко и др., 2008, Куйбышевское ..., 2008; Яковлев, Яковлева, 2007), такие как, например, олигохеты — *Pothamothrix heuscheri* (Bsetsger, 1990), полихеты — *Hypaniola kowalewskii* Grimm 1877, пиявки — *Caspiobdella fadejewi* (Epstein, 1961) и ракообразные — *Dikerogammarus fluviatilis* (Martynov, 1919), *D. villosus* (Sowinskyi, 1894), *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899), *Pontogammarus sarsi* (Sowinskyi, 1898), *P. abbreviatus* (G.O. Sars, 1894), *P. crassus* (G.O. Sars, 1894), *Stenogammarus similes* (G.O. Sars, 1894), *S. macrurus* (G.O. Sars, 1894), *Amathilina cristata* Grimm, 1894, *Iphiginella acantopoda* G.O. Sars, 1896, *Corophium maeoticum* (Sowinskyi, 1898), *C. sowinskyi* (Martynov, 1924), *P. pectinata* (Sowinskyi, 1893) в настоящее время не отмечены.

Начиная с 2005 г. на фоне значительного общего снижения биомассы макрозообентоса как на бывшем русле, так и на участках затопленной поймы (рис. 1), в 2009 г. отмечено увеличение биомассы бентоса за счет чужеродных полихет *Hypania invalida*, моллюсков *Lithoglyphus naticoides* и отдельных видов ракообразных.

На мелководьях Приплотинного плеса водохранилища в 2009 г., в отличие от прошлых лет, выявлено распространение брюхоногого моллюска *Lithoglyphus naticoides* на заиленных песках, численность которого достигла 9830 экз./м². Что касается полихеты *Manayunkia caspica*, то, начиная с 1991 г. отмечается локальная («точечная») концентрация этой полихеты Понто-Каспийского комплекса, численность которой достигает в отдельные годы 755 экз./м². Аналогичное заселение отмечено в июле и для кумовых ракообразных *Caspiocuma campylaspoides*, ранее указанных в 1976–1978 гг. в районе г. Ульяновск (Бородич, Ляхов, 1983). Наибольшая частота встречаемости отмечена для полихет *Hypania invalida* — 82% и моллюсков *Dreissena bugensis* — 77% (на протяжении многолетних исследований 2002–2011 гг.), распространенных на заиленных биотопах Приплотинного плеса.

Следует отметить, что интродуцированная в южные водохранилища Волжского каскада в 1970 гг. полихета *Hypania invalida* достигает высокой популяционной плотности на заиленных биотопах всех плесов водохранилища. Так, в 2002 г. их численность составляла 11%, тогда как, начиная с 2005 г., плотность полихет возросла и в 2010 г. составила 43% от общей численности «мягкого» бентоса. *H. invalida*, предпочитая заиленные грунты, обитает преимущественно в консорциях, формируемых двумя массовыми видами дрейссен *Dreissena polymorpha* и *D. bugensis*, имея частоту встречаемости в них до 77%. Установленные максимальные размерно-весовые характеристики полихеты превосходят в два раза таковые, известные для вида из Каспийского моря. Средняя длина тела составляет 8.2 мм, минимальная — 2.0 мм, максимальная — 22.0 мм. Количественные показатели *Hypania invalida* существенно выше на участках бывшего русла р. Волга (N_{\max} — 3575 экз./м², B — 6.4 г/м²) и затопленной поймы (3500 экз./м², биомасса — 4.1 г/м² соответственно), а мелководные участки засе-

лены полихетой значительно слабее (максимальные количественные показатели зарегистрированы в Ульяновском плесе на глубине 1.0 м, N_{\max} — 100 экз./м², B_{\max} — 0.3 г/м²). Можно предположить, что эвригалинность и относительно короткая продолжительность жизненного цикла (Яковлев, Яковлева, 2010) способствуют массовому развитию полихеты в водохранилищах Средней и Нижней Волги.

Таблица 1. Состав, численность и биомасса чужеродных видов в сообществах макрозообентоса Куйбышевского (2009–2010 гг.) и Саратовского (2009–2011 гг.) водохранилищ

Таксоны	Куйбышевское водохранилище		Саратовское водохранилище	
	N (экз./м ²) (max)	B (г/м ²) (max)	N (экз./м ²) (max)	B (г/м ²) (max)
Polychaeta				
<i>Hypania invalida</i> (Grube, 1860)	3575	6.38	950	5.14
<i>Manayunkia caspica</i> Annenkova, 1929	755	0.07	0	0
Oligochaeta				
<i>Potamothenix vejvodskyi</i> Hrabce, 1941	1950	0.28	561	0.18
Hirudinea				
<i>Archaeobdella esmonti</i> Grimm, 1876	125	0.43	200	0.10
Crustacea				
<i>Chaetogammarus warpachowskyi</i> G.O. Sars, 1894	58	0.08	600	0.70
<i>Ch. ischnus</i> (Stebbing, 1898)	0	0	100	0.92
<i>Dikergammarus haemobaphes</i> (Eichwald, 1841)	450	5.23	1000	24.01
<i>D. caspius</i> (Pallas, 1771)	0	0	100	0.61
<i>Pontogammarus robustoides</i> (G.O. Sars, 1894)	238	2.08	115	0.50
<i>P. maeoticus</i> (Sowinsky, 1894)	20	0.18	80	0.43
<i>Obesogammarus obesus</i> (G.O. Sars, 1896)	13	0.33	301	2.48
<i>Shablogammarus chablensis</i> (S. Cărausu, 1943)	725	0.65	726	1.35
<i>Stenogammarus compressus</i> (G.O. Sars, 1894)	2	0.01	150	0.07
<i>S. dzjubani</i> (G.O. Sars, 1894)	90	0.03	420	0.29
<i>Chelicorophium curvispinum</i> G.O. Sars, 1895	208	0.24	264	0.60
<i>Katamysis warpachowskyi</i> G.O. Sars, 1893	364	0.37	618	0.84
<i>Paramysis ullskyi</i> (Czerniavsky, 1882)	20	1.04	50	1.22
<i>P. lacustris</i> (Czerniavsky, 1882)	5	0.01	162	0.36
<i>P. intermedia</i> (Czerniavsky, 1882)	0	0	26	0.10
<i>Pterocuma sowinskyi</i> (G.O. Sars, 1894)	250	0.50	114	0.21
<i>Pseudocuma cercaroides</i> (G.O. Sars, 1894)	140	0.06	150	0.08
<i>Caspicum campylaspoides</i> (G.O. Sars, 1897)	8	0.02	4	0.01
<i>Jaera sarsi</i> Valkanov, 1936	0	0	224	0.09
Mollusca				
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	21350	8729.7	256	65.15
<i>D. bugensis</i> (Andrussov, 1847)	1700	25.38	32950	10542.7
<i>Monodacna colorata</i> (Eichwald, 1829)	15	0.05	0	0
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. Pfeiffer, 1828)	900	32.14	1164	26.47
<i>Theodoxus astrachanicus</i> Star., Filch., Pirogov 1994)	0	0	80	3.71

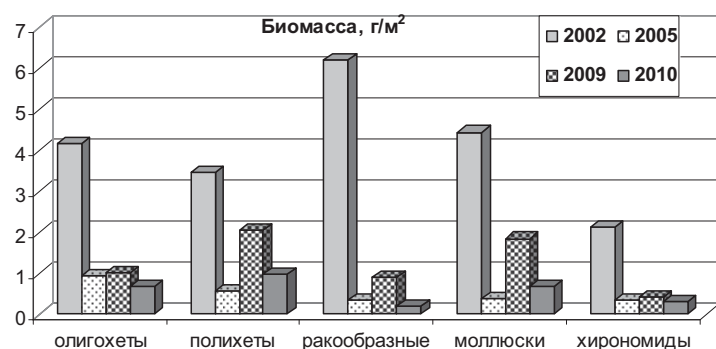


Рис. 1. Динамика численности и биомассы доминирующих групп макрозообентоса Куйбышевского водохранилища.

наибольшую частоту встречаемости из которых имеют *Hypania invalida* и *Chaetogammarus warpachowskyi*. Как и в Куйбышевском водохранилище, регистрируется интенсивное расселение моллюска *Dreissena bugensis* (частота встречаемости — 42%) во всех районах водохранилища.

Отмечена многолетняя тенденция на увеличение численности и биомассы моллюска (Зинченко и др., 2008). Так, максимальная биомасса дрейссены в 2009 г. составляла 2.7 кг/м², а в 2011 г биомасса моллюска пре-

Гидролого-гидрохимические условия водохранилища в 2010 г.: низкая водность, высокие летние температуры воды, низкое содержание кислорода (Курина, 2011), обусловили минимальные величины численности и биомассы бентоса, что особенно характерно для чужеродных ракообразных, число видов которых оставалось на уровне предыдущих лет исследований (табл. 1).

Бентос Саратовского водохранилища характеризуется значительно более низкой численностью и биомассой гидробионтов (756 экз./м², 1.18 г/м²). Биомассу «мягкого» бентоса формируют в основном полихеты (35%) и ракообразные (29%),

высила 10.5 кг/м². Количественные показатели *Dreissena bugensis*, в сравнении с таковыми для моллюска *D. polymorpha*, значительно выше. Так, частота встречаемости *D. polymorpha* составляет в Саратовском водохранилище 26.9%, тогда как численность и биомасса не превышают 256 экз./м² и 65.15 г/м² соответственно. В 2010 г. при повышении температуры воды в Саратовском водохранилище до 28 °С отмечена тенденция на снижение размеров особей дрейссенид, в водохранилище преобладали моллюски обоих видов размером менее 10 мм (max L — 32 мм). Абиотические факторы — содержание кислорода, течение, влекомые наносы, содержание в воде сестона, температура, глубина и др., а также биотические взаимодействия с другими организмами, определяют обилие и динамику различных поселений дрейссены. В благоприятных условиях (бывшее русло) увеличение численности и биомассы происходит в условиях формирования такой структуры поселений моллюска, при которой снижается внутривидовая конкуренция. Установлены абиотические факторы, определяющие, наряду с другими чужеродными видами, распространение двух видов моллюсков *D. bugensis* и *D. polymorpha* (с использованием статистического критерия в каноническом анализе соответствий САА).

Нами установлено также дальнейшее распространение поселений моллюска Понто-Азовского комплекса *Lithoglyphus naticoides*. Максимальная плотность моллюска — 1164 экз./м², при биомассе 26.5 г/м² (гл. 2.0 м) зарегистрирована на галечных биотопах и заиленных песках ниже г. Хвалынска, где также обильно представлены *Dreissena polymorpha*, и в массе обитают кумовые ракообразные *Pterocuma rostrata*, *P. sowinskyi* и *Pseudocuma cercaroides*.

Единичными находками были отмечены бокоплавы *Chaetogammarus ischnus*, *Pontogammarus maeoticus* и мизиды *Paramysis intermedia*.

В результате работ по мониторингу чужеродных видов гидробионтов было установлено, что продвижение видов-вселенцев происходит в несколько этапов, с образованием устойчивых самовоспроизводящихся популяций. В то же время, ранее было показано, что успех внедрения чужеродных видов зависит от наличия ряда факторов (например, избыточный пищевой ресурс, хищничество, конкуренция), влияющих на исход конкуренции - аборигенные виды-вселенцы. Вместе с тем, проведенные исследования подтверждают тезис ряда авторов, говорящий о том, что простой зависимости биоразнообразия сообщества и его устойчивости к вселениям не существует, а предсказание результата инвазионного процесса требует проведения тщательного биологического и математического анализа ситуации (Дгебуадзе и др., 2006; Павлов и др., 2006; Dgebuadze, Feniova, 2009).

Результаты, полученные нами, свидетельствуют о том, что таксономически близкие виды могут обладать разными экологическими свойствами. В случае факториального разнообразия определяющим является градиент условий среды, в разных точках которого различные по таксономии виды (например, полихеты, ракообразные, моллюски и олигохеты) могут иметь сходные «экологические пристрастия» по отношению к комплексу внешних факторов.

Работа выполнена при поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Биологическое разнообразие. Особенности экологии и динамики чужеродных видов гидробионтов (зоопланктон, зообентос, рыбы, паразиты рыб) в водоемах Средней и Нижней Волги».

Список литературы

- Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах / Под ред. А.Ф. Алимова и Н.Г. Богуцкой. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 436 с.
- Бородич Н.Д., Ляхов С.М. Зообентос // Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. С. 131–146.
- Выхристюк Л.А. Биогенный уровень и гидрохимическое состояние // Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. С. 31–48.
- Дгебуадзе Ю.Ю., Фенева И.Ю., Будаев С.В. Роль хищничества и конкуренции в инвазионных процессах на примере зоопланктонных сообществ // Биология внутренних вод. № 1. 2006. С. 67–73.
- Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В., Загорская Е.П., Антонов П.И. Распределение инвазионных видов в составе донных сообществ Куйбышевского водохранилища: анализ многолетних исследований // Известия СНЦ РАН. 2008. Т. 10, № 2. С. 547–558.
- Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) / Отв. ред. Г.С. Розенберг, Л.А. Выхристюк. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
- Курина Е.М. Современное распределение и количественная структура видов-вселенцев макрозообентоса Куйбышевского водохранилища / Мат. IX Междунар. научно-практич. конф. «Татищевские чтения: актуальные проблемы науки и практики // Актуальные проблемы экологии и охраны окруж. Среды. Тольятти: ВУиТ, 2011. С. 92–96.
- Павлов Д.С., Стриганова Б.Р., Петросян, В.Г., Дгебуадзе Ю.Ю., Рожнов В.В., Павлов А.В., Бессонов С.А. WEB-ориентированные информационные системы по биоразнообразию и биоресурсам Российской Федерации // Информационные системы и WEB-порталы по разнообразию видов и экосистем. Мат. межд. симпозиума / Под ред. Д.С. Павлова, Ю.Ю. Дгебуадзе, В.Г. Петросяна. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. С. 157–163.
- Розенберг Г.С. Волжский бассейн: на пути к устойчивому развитию. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2009. 478 с.
- Яковлев В.А., Яковлева А.В. Полихета *Hypatia invalida* (Polychaeta: Ampharetidae) в Куйбышевском водохранилище: распределение, размерно-весовые характеристики // Росс. журнал биол. инвазий. 2010. № 1. С. 44–55.
- Яковлев В.А., Яковлева А.В. Современные инвазии бентосных вселенцев в Куйбышевском и Нижнекамском водохранилищах // Естественные и инвазийные процессы формирования биоразнообразия водных и наземных экосистем. Тез. докл. Междунар. науч. конф. Ростов-н/Дону, 2007. С. 342–343.

- Dgebuadze Yu.Yu., Feniova I.Yu. Stochastic and deterministic mechanisms structuring aquatic communities invaded by alien species. Biological invasions: Towards a Synthesis. Neobiota: 8. 2009. P. 61–74.
- Heywood V.H. Patterns, extents and modes of invasion by terrestrial plants // Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds.). Biological Invasions: A Global Perspective. Chichester: John Wiley and sons, 1989. P. 31–55.

МЕТОДИКА ОЦЕНКИ ПРИРОДНОЙ И ТЕХНОГЕННОЙ СОСТАВЛЯЮЩИХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

Д.В. Иванов

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ
420087, Казань, ул.Давурская, 28, water-rf@mail.ru

Состав и свойства донных отложений (ДО) служат интегральным отражением процессов, происходящих в водоеме и его водосборе в обширном интервале времени. Послойный анализ ДО посредством отбора стратиграфических колонок дает возможность проводить историческую реконструкцию природных условий территории и выявлять динамику и степень техногенного воздействия на водоем с учетом скорости осадконакопления. В отдельных слоях ДО сконцентрирована геохимическая информация, в результате анализа которой можно оценить динамику и объемы поступления в водоем органических и минеральных веществ из природных и техногенных источников, степень загрязнения донного грунта и возможность его изъятия и утилизации.

Ввиду того, что предельно-допустимые концентрации тяжелых металлов (ТМ) в ДО водоемов РФ не разработаны, при экологической оценке их качества обычно ориентируются на региональные фоновые концентрации. Процедура оценки уровня загрязненности ДО металлами обычно реализуется путем расчета коэффициентов концентрации (K_c) как частного от деления фактически обнаруживаемых значений (C_i) к фоновым (C_f) (Сае́т и др., 1990): $K_c = C_i / C_f$. (1)

Величина K_c показывает, во сколько раз наблюдаемая концентрация ТМ выше природных значений, характерных для данного типа отложений соответствующей территории.

Широко применяемый при экспертных оценках суммарный показатель загрязнения (Z_c) характеризует степень загрязнения ассоциации элементов относительно фона:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n-1), \quad (2)$$

где Z_c — суммарный показатель загрязнения K_c — коэффициенты концентрации больше 1; n — число элементов с $K_c > 1$ (Сае́т, 1982; Сае́т и др., 1990).

Разработана ориентировочная шкала оценки техногенного загрязнения рек по интенсивности накопления химических элементов в ДО по величине Z_c (Янин, 2003).

Рядом авторов (Косов и др., 2001; Прядко, Голеусов, 2011) используется показатель накопления (ПН) тяжелых металлов в ДО, выражаемый в процентах: $ПН = (C_i - C_f) / C_f \cdot 100\%$.

В зарубежных исследованиях наиболее широкое применение нашли два критерия оценки уровня техногенного загрязнения ДО металлами: I_{geo} индекс Г. Мюллера (Müller, 1979) и индекс Хокансона (Håkanson, 1980). Последний в основном используется в лимнологических исследованиях в странах Скандинавии, а также широко апробирован на водоемах Кольского полуострова (Дауэральтер, 1999).

Между тем особую теоретическую ценность и практическую значимость, на наш взгляд, представляет оценка доли металла (как и любого иного загрязняющего вещества), поступившего в водоем из природных (Δx_n) и техногенных (Δx_t) источников и депонированного в ДО. Речь идет о «величине природного (техногенного) накопления элемента» за определенный период существования водоема, выраженного в массовых единицах (например, тоннах в год).

Анализ отечественных и зарубежных источников, в которых прямо или косвенно обозначается проблема поиска соотношения между природными и техногенными потоками ТМ в водных экосистемах (реках, озерах, водохранилищах), показал, что в основном они сводятся к расчету коэффициентов превышения над фоновым содержанием по вышеприведенным методикам, на основании которых дается оценка степени загрязненности ДО одним или несколькими металлами.

М. Сингхом с соавторами (Singh et al., 2002) определено соотношение «литогенной» и «антропогенной» составляющих металлов в ДО бассейна р. Ганг (Индия). Авторами не указан алгоритм расчета, однако из приведенных значений следует, что доля литогенного (фоновое) накопления C_{lit} рассчитывалась как отношение глобального фона C_f ТМ в глинисто-илистых отложениях земной коры («сланцевом стандарте» по Турекиану и Ведыполу (Turekian, Wedepohl, 1961)) к фактическому содержанию металла в пробе C_i : $C_{lit} = (C_f / C_i) \cdot 100\%$ (3)

Фактически данное соотношение представляет собой величину, обратную коэффициенту концентрации K_c , рассчитываемому по формуле (1).

Аналогично можно рассчитать долю антропогенной составляющей C_{ant} в отложениях:

$$C_{ant} = ((C_i - C_f) / C_i) \cdot 100\% \quad (4)$$

Однако на первый взгляд очевидный и элементарный математический расчет пока не нашел применения в геохимических исследованиях. Между тем, при наличии данных о фоновом содержании ТМ исследователь получает возможность оценить фактический вклад природных и антропогенных источников в уровень накопления

поллютантов в водной экосистеме посредством анализа ДО — конечном звене миграции вещества в системе сопряженных геохимических ландшафтов. Наиболее адекватная картина современной техногенной нагрузки может быть получена для бессточных водоемов (озер), водоемов замедленного стока (равнинных водохранилищ), которые аккумулируют в составе ДО до 95% поступающих в них загрязняющих веществ. При наличии данных о скорости осадконакопления подход позволяет реконструировать временную динамику техногенной нагрузки на водоем. Так, В.А. Даувальтером (Даувальтер и др., 2000, 2009) выполнена оценка баланса и накопления Ni и Cu в озерах Кольского севера в условиях многолетнего аэротехногенного загрязнения с использованием данных по их запасам в ДО. Авторами рассчитан запас ТМ в поверхностных загрязненных слоях ДО по отдельным орографическим зонам озер с учетом площади, мощности отложений и их объемного веса. На основании расчета величины интегрального стока с водосбора и накопления металлов ДО определен процент аккумуляции металлов ДО, который составил для Ni 1.5%, для Cu 0.9% от общего поступления ТМ на территорию водосбора.

Нами отработан методический подход к оценке природной и техногенной составляющих ТМ в водных экосистемах, основанный на данных об их запасах в ДО. Рассмотрим его на примере отсеченной излуины реки Казанка, образованной при строительстве сооружений инженерной защиты города Казани от влияния Куйбышевского водохранилища в 1957 г. Общая протяженность излуины 3.5 км, средняя ширина 30 м, глубина 0.5–1.5 м. В течение более 50 лет она служит приемником промышленных, ливневых и талых вод, в составе которых присутствуют соединения ТМ.

В 2010 г. в одном из старичных водоемов с глубины 2.3 м трубкой ГОИН-1.5 отобрана стратиграфическая колонка ДО мощностью 158 см. Верхняя ее часть (0–25 см) представляла собой жидкий черный ил в запахе сероводорода, переходящий в более плотный ил с техногенными включениями. В нижней части колонки, на глубине 150 см, вскрыты русловые песчаные отложения р.Казанка, что позволило оценить скорость осадконакопления — 28.3 мм/г. Колонка была разделена на равные 5-см слои, в каждом из которых определена плотность сложения и содержание общих (5n HNO₃) форм металлов.

Исходя из скорости осадконакопления ~ 3 см/г, колонка была условно разбита на пять интервалов (0–30, 30–60, 60–90, 90–120, 120–150 см), характеризующих 10-летние этапы изменения техногенной нагрузки на водоем с 1960 по 2010 гг. Априори полагали, что скорость осадконакопления сохранялась стабильной на протяжении исследуемого периода. Для каждого временного интервала рассчитаны средние концентрации ТМ в составе ДО.

Таблица 1. Валовое содержание (мг/кг) и коэффициенты концентрации (K_c) ТМ в поверхностных слоях ДО излуины р. Казанка

ТМ	Содержание в ДО	Фон (Иванов и др., 2010)	K _c
Cd	55.5	1.26	44
Pb	107.5	21.3	5
Co	7.0	12.4	-
Cu	1353.0	17.4	78
Ni	460.0	33.7	14
Zn	645.0	59.9	11
Cr	2445.0	25.7	95
Mn	327.0	408.8	-
Fe	17637.0	19500.0	-
СПЗ			242

Установлено, что поверхностные (0–5 см) ДО существенно загрязнены ТМ (табл. 1). Судя по величине K_c, наибольшие отклонения от региональных фоновых значений наблюдаются для Cr, Cu и Cd. СПЗ характеризует уровень загрязнения ДО как «чрезвычайно опасный». Для восстановления экосистемы водоема необходимо изъятие донных илов и их утилизация.

В ходе послойного анализа геохимических данных (рис.) отчетливо проявился тренд увеличения содержания Cr, Cu, Cd, Ni, Mn и Fe от более ранних отложений к современным. Концентрации ТМ во всех слоях многократно превышают фоновые. Наибольший рост по сравнению с русловыми отложениями

ниями р. Казанки отмечен для Cr и Ni, что обусловлено динамикой сброса сточных вод гальванических производств ряда предприятий.

Плотность отдельных слоев в колонке отложений существенно варьировала: от 0.23 в верхних до 0.92 г/см³ в наиболее глубоких (в среднем 0.65 г/см³). Поэтому при расчетах запасов металлов, накопленных в составе ДО за определенный промежуток времени, было необходимо учесть разницу в объемном весе, обусловленную изменением минеральной и органической составляющих и гранулометрического состава седиментирующего материала. Масса ТМ в ДО, накопленных за весь период существования водоема (m_i), а также в отдельных датированных слоях отложений рассчитывалась умножением массы отложений в соответствующем слое на фактически обнаруженную концентрацию металла на сухой вес (табл. 2).

Аналогичным образом с использованием фоновых концентраций в илистых отложениях озер РТ (Иванов и др., 2010) была определена масса каждого металла (m_i), которая была бы аккумулирована в составе отложений при условии только фонового его поступления. Разница между общим и фоновым поступлением представляет собой долю металла, поступившего в водоем из техногенных источников (Δx_i).

Анализ полученных данных показал, что за 50 лет существования водоема в его илистых отложениях было «захоронено» не менее 520 тонн различных металлов: по отдельным элементам их количество варьирует от 1.5 (Cd) до 141 (Fe) т (табл. 2). При этом основная доля Cd, Cu, Cr, Zn, Ni и Pb (83–98%) поступила в старицу Казанки из техногенных источников (Δx_i). Положительный баланс Fe в водоеме складывался преимущественного за счет его природных источников. Суммарное накопление Mn и Co в ДО не превышало фоновое. В течение

года в водоем поступало из техногенных источников и депонировалось в его ДО в среднем 30 кг Cd, 61 кг Pb, 170 кг Ni, 319 кг Zn, 440 кг Cu, 1093 кг Cr и 2817 кг Fe.

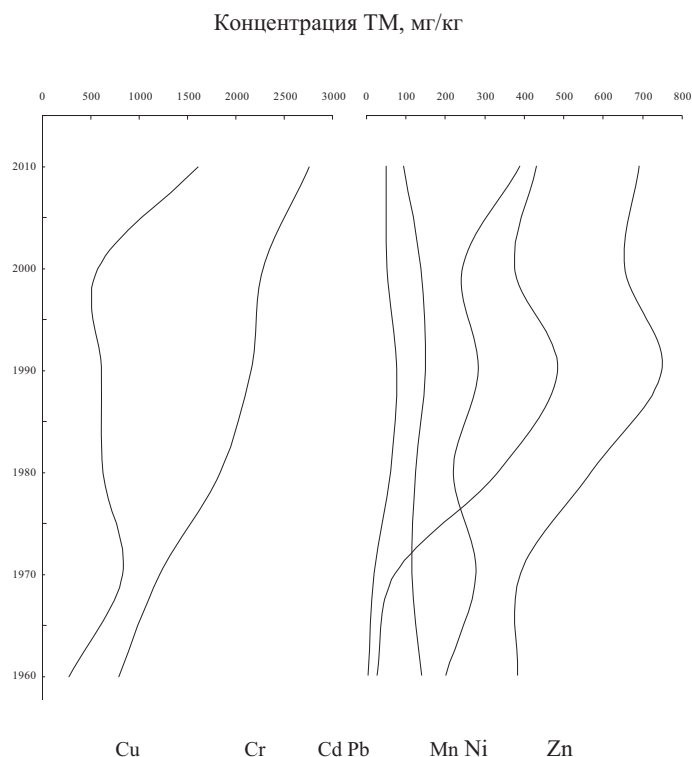


Рис. Изменение концентрации ТМ по профилю ДО старицы р. Казанка за 1960–2010 гг.

стояния водных объектов, разработанный подход может быть использован при анализе техногенных потоков вещества в водных экосистемах, а также при разработке региональных систем мониторинга и экологического контроля состояния окружающей среды. Методика может также найти широкое применение в исторической геохимии ландшафта.

Таблица 2. Содержание ТМ в ДО старицы р.Казанка, поступивших из природных и техногенных источников

	Cd	Cu	Cr	Zn	Ni	Pb	Fe	Mn	Co
Запасы ТМ в ДО (в слое 1.5 м)									
m_t , т	1.521	23.225	58.442	17.667	9.740	3.686	397.478	8.044	0.161
m_f , т	0.037	1.202	3.785	1.691	1.231	0.623	256.640	8.933	0.193
Δx_t , т	1.484	22.022	54.657	15.976	8.509	3.062	140.839	-	-
Δx_t , %	98	95	94	90	87	83	35	-	-
Динамика ТМ, поступивших в водоем из техногенных источников (Δx_t , %)									
2010	97	97	95	92	90	77	59	21	11
2000	98	93	94	91	89	84	27	-	-
1990	98	94	94	93	92	87	42	-	-
1980	98	93	93	90	87	83	37	-	3
1970	93	95	89	85	42	81	0,3	-	-
1960	93	95	89	85	42	81	0,3	-	-

Примечание. m_t , т — общая масса металла в составе ДО; m_f , т — масса металла в составе ДО при фоновом поступлении; Δx_t , т — масса металла, обусловленная техногенным поступлением; Δx_t , % — доля металла, поступившего в водоем из техногенных источников.

Список литературы

- Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах европейской субарктики: Дисс. ...докт. геогр. наук. Апатиты, 1999. 399 с.
- Даувальтер В.А., Кацулин Н.А., Сандимиров С.С., Раткин Н.Е. Оценка баланса тяжелых металлов (Ni и Cu) на водосборе субарктического озера (на примере Чунозера) // Вестник МГТУ. 2009. Т.12, № 3. С.507–515.
- Даувальтер В.А., Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Сандимиров С.С. Накопление тяжелых металлов в оз.Имандра в условиях его промышленного загрязнения // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 3. С. 313–321.
- Иванов Д.В., Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В. Региональные фоновые концентрации металлов в донных отложениях озер Республики Татарстан // Ученые записки Казанского государственного университета. 2010. Т. 152, кн. 1. С. 185–191.

Аналогичные соотношения природного и техногенного поступления ТМ, основанные на расчетах их суммарного запаса в 1.5 м слое осадка, можно также получить на основе концентраций ТМ (мг/кг) по формулам (3) и (4).

Преимущество предлагаемого нами метода, базирующегося на данных о запасах ТМ в ДО, становится очевидным при анализе характера распределения отдельных металлов в стратиграфической колонке, т.е. во временной динамике (табл. 2). Так, установлено, что с 1960 по 2010 гг. в водоеме существенным образом возросла доля поступивших из техногенных источников Ni и Fe.

Для последнего десятилетия характерно аномальное накопление Mn и Co (до 2000 г. оно находилось в пределах фона) и, напротив, сокращение поступления в водоем техногенного Pb. Стабильный вклад техногенных источников в загрязнение водоема на протяжении всей его истории прослеживается для Cu, а с 1980 г. — для Cd, Cr и Zn. Для большинства металлов характерно синхронное накопление в составе отложений (рис.), обусловленное единством антропогенных источников поступления и спецификой производств.

В совокупности со стандартными приемами и методами оценки экологического со-

- Косов В.И., Иванов Г.Н., Левинский В.В., Ежов Е.В. Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях Верхней Волги // Водные ресурсы. 2001. Т. 28, № 4. С. 448–453.
- Прядко М.П., Голушов П.В. Особенности трансформации гидрохимического режима функционирования малых городских рек // Проблемы региональной экологии. 2011. № 2. С. 36–40.
- Сает Ю.Е. Антропогенные геохимические аномалии (особенности, методика изучения и экологическое значение): Автореф. дис. ... докт. геол.-минер. наук. М., 1982. 53 с.
- Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
- Янин Е.П. Экологическая геохимия и проблемы биогенной миграции химических элементов 3-го рода // Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. М.: Наука, 2003. С. 37–75.
- Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control — a sedimentological approach // Water Res. 1980. V. 14. P. 975–1001.
- Müller G. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins — veränderungen seit 1971 // Umschau 79. 1979. H. 24. S. 778–783.
- Piccardi G., Cerofolini C., Martini M. Determination of lithogenic and anthropogenic contribution of heavy metals to the sediments of Elsa river (Italy) // Environmental Technology Letters. 1983. 4:3. P. 145–148.
- Singh M., Muller G., Singh I.B. Heavy metals in freshly deposits stream sediments of rivers associated with urbanization of the Ganga Plain, India // Water, air and soil pollution. 2002. 141. P. 35–54.
- Turekian K.K., Wedepohl K.H. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust // Bull. Geol. Soc. of Amer. 1961. V. 72, № 2. P. 175–190.

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОТОКОВ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ПРЕДЕЛАХ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА

*Т.В. Иевлева, **А.И. Копылов

*Череповецкий государственный университет, e-mail: ievtv@mail.ru

**ИБВВ РАН, e-mail: kopylov@ibiw.yaroslavl.ru

Река Шексна и малые реки, расположенные в черте г. Череповец, испытывают многолетнее воздействие коммунальных и промышленных сточных вод (Экологические проблемы ..., 2001). Результаты предыдущих гидробиологических исследований указывали на значительное влияние антропогенного загрязнения на структурно-функциональные характеристики биологических сообществ этих рек (Романенко и др., 1990; Копылов, Крылова, 1993; Ривьер, 1993; Дзюбан и др., 2001).

Микробиологические исследования, проведенные в водотоках в районе г. Череповец в 1993 г., свидетельствовали об избыточном количестве поступающих в воду этого участка водохранилища разнообразных органических соединений, в том числе нефтепродуктов (Дзюбан, Крылова, 2000). Представляло интерес изучить количественный уровень развития и структурные характеристики бактериопланктона, количественно оценить содержание в воде вирусов и на их основе дать оценку экологического состояния этих водных экосистем в современный период.

Работы проводили в мае–октябре 2009 и 2010 гг. Изучали образцы воды, отобранные в черте г. Череповец: в устьях малых рек Серовка, Ягорба, участках р. Шексна в районе пляжа (Шексна 1) и участке, принимающем стоки Городских Очистных Сооружений (ГОС) (Шексна 2). В 2009 г. в течение мая–сентября исследовали пробы воды отобранные в оз. Ивачево. Планктонные вирусные частицы учитывали методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием флуорохрома SYBR Green I и фильтров из оксида алюминия Anodisc (Wathman) с диаметром пор 0.02 мкм (Noble, Fuhrman, 1998), гетеротрофные бактерии — флуорохрома DAPI и черных ядерных фильтров с диаметром пор 0.2 мкм (Nucleopore) (Porter, Feig, 1980) Препараты просматривали при увеличении 1000 раз под эпифлуоресцентным микроскопом Olympus BX51 (Япония) с системой анализа изображений.

В малых городских реках обнаружены очень высокие концентрации планктонных бактерий (табл. 1). В год с более высокой температурой воды численность и биомасса бактериопланктона были выше соответственно в 1.4–1.7 и 1.7–2.2 раз. На станциях в р. Шексна концентрации планктонных бактерий были ниже, чем в малых реках, но также достигали высоких величин, особенно в 2010 г. (табл. 2). В оз. Ивачево, расположенном на окраине города, количество планктонных бактерий было существенно ниже, чем в реках (табл. 3).

В течение вегетационного сезона численность и биомасса бактериопланктона на исследованных станциях в реках существенно колебались (табл. 4). Максимальные и минимальные величины биомассы отли-

Таблица 1. Температура воды ($T^{\circ}\text{C}$), численность (N_B , 10^6 кл/мл), биомасса (B_B , мг/м^3) бактериопланктона и численность вириопланктона (N_V , 10^6 частиц/мл) в реках Серовка и Ягорба

Параметры	р. Серовка		р. Ягорба	
	2009	2010	2009	2010
$T^{\circ}\text{C}$	<u>1–26</u> * 13.2 ± 3.0	<u>2–26</u> 14.9 ± 2.8	<u>1–24</u> 12.4 ± 2.8	<u>1–27</u> 15.1 ± 2.7
N_B	<u>5.94–36.08</u> 15.27 ± 3.24	<u>2.17–36.82</u> 20.70 ± 11.07	<u>6.66–21.61</u> 13.34 ± 1.64	<u>12.58–51.63</u> 23.12 ± 3.24
B_B	<u>980–12914</u> 3318 ± 1240	<u>902–26993</u> 7300 ± 2387	<u>1092–3965</u> 2586 ± 345	<u>1282–21962</u> 4398 ± 1795
N_V	<u>10.2–70.5</u> 35.2 ± 7.6	<u>9.7–218.2</u> 91.1 ± 20.6	<u>19.7–64.1</u> 32.5 ± 4.4	<u>14.4–165.5</u> 94.1 ± 56.1
N_V/N_B	<u>0.6–5.2</u> 2.6 ± 0.6	<u>0.5–14.0</u> 5.1 ± 1.2	<u>1.2–3.8</u> 2.6 ± 0.3	<u>0.6–7.7</u> 4.3 ± 0.7

* Над чертой — минимальная = максимальная величины, под чертой — среднее ± ошибка.

чались в 17–30 раз. Причем, в малых реках наиболее высокие величины биомассы (22.0–27.0 г/м³) были зарегистрированы в конце лета.

Таблица 2. Температура воды (Т°С), численность (N_В, 10⁶ кл/мл), биомасса (В_В, мг/м³) бактериопланктона и численность вириопланктона (N_В, 10⁶ частиц/мл) в р. Шексна

Параметры	ст. Шексна 1		ст. Шексна 2	
	2009	2010	2009	2010
Т°С	<u>1–22</u> 11.9 ± 2.6	<u>2–26</u> 14.7 ± 2.8	<u>1–21</u> 11.9 ± 2.5	<u>2–27</u> 14.8 ± 2.8
N _В	<u>6.47–29.76</u> 13.12 ± 2.47	<u>4.71–36.48</u> 19.40 ± 2.4	<u>5.53–22.9</u> 11.42 ± 1.92	<u>10.3–26.8</u> 18.98 ± 1.51
В _В	<u>436–3782</u> 1950 ± 391	<u>338–6497</u> 2800 ± 539	<u>544–6646</u> 2582 ± 825	<u>354–8737</u> 3193 ± 756
N _В	<u>15.6–59.3</u> 35.8 ± 5.4	<u>24.3–123.4</u> 79.5 ± 10.6	<u>16.7–58.2</u> 33.1 ± 4.4	<u>10.3–100.7</u> 57.8 ± 9.8
N _В /N _В	<u>1.0–6.4</u> 3.5 ± 0.7	<u>1.1–7.0</u> 4.5 ± 0.6	<u>1.8–4.7</u> 3.2 ± 0.4	<u>0.7–6.6</u> 3.0 ± 0.5

На этих станциях между температурой воды и общей численностью бактериопланктона также обнаружена умеренная положительная зависимость: соответственно, $R = 0.42$ и $R = 0.69$. В оз. Ивачево не наблюдалось значительных колебаний концентрации бактериопланктона (табл. 3). В этом водоеме, максимальные значения, зарегистрированные в мае (в период весеннего развития фитопланктона) и в конце августа – начале сентября, превышали минимальные лишь в 1.9–2.1 раз.

На всех исследованных станциях, в среднем за вегетационный сезон, в составе бактериопланктона преобладали одиночные клетки (табл. 5, 6). Однако, в р. Серовка в начале лета значительный вклад в формировании общей биомассы планктонных бактерий вносили микроорганизмы, ассоциированные с детритными частицами, а в конце лета – начале осени – нити. В р. Ягорба в июле существенную долю в суммарной биомассе бактериопланктона составляли нити (табл. 5).

Таблица 3. Численность (N_В, 10⁶ кл/мл), биомасса (В_В, мг/м³) бактериопланктона и численность вириопланктона (N_В, 10⁶ частиц/мл) в оз. Ивачево в 2009 г.

Дата	N _В	В _В	N _В	N _В /N _В
30.05	8919.2	1642.4	20420.3	2.3
12.06	8500.0	768.3	31730.1	3.7
30.06	6958.2	1123.4	92964.9	13.4
15.07	8051.7	1014.7	22174.4	2.8
07.08	10721.5	936.3	77675.9	7.2
28.08	8289.6	1522.9	35028.8	4.2
15.09	6732.2	1619.7	22462.4	3.3
Среднее	8310.3 ± 502.5	1232.5 ± 134.9	43208.1 ± 11184.1	5.3 ± 1.5

Таблица 4. Сезонные изменения численности (N_В, 10³ кл/мл), биомассы (В_В, мг/м³) бактериопланктона и численности вириопланктона (N_В, 10³ частиц/мл) в р. Шексна и р. Ягорба в 2010 г.

Дата	р. Ягорба			р. Шексна 1		
	N _В	В _В	N _В	N _В	В _В	N _В
20.04	15594.8	2154.5	18896.7	4710.0	336.4	32201.3
15.05	23754.1	2297.4	32594.0	22560.9	2814.0	24300.2
28.05	19285.9	1281.5	79168.1	18240.3	975.4	84571.7
18.06	17483.5	2901.6	101285.0	22278.3	6496.5	98331.9
08.07	29528.7	2768.6	165499.1	21656.6	5143.6	123401.8
28.07	51625.5	3120.8	143759.3	36478.8	2845.6	69240.7
12.08	12578.8	1835.0	80827.4	25280.1	3423.0	108699.1
28.08	21304.9	21961.8	163865.5	18391.0	2695.1	115862.0
15.09	14203.4	1995.7	87650.4	15040.6	2132.5	105165.5
30.09	25442.0	5991.0	146586.7	14522.5	2716.6	77031.9
20.10	23566.0	2071.4	14419.9	14287.6	1217.7	35625.7

В р. Шексне в планктоне участка принимающего стоки ГОС в отдельные периоды были многочисленны нитевидные формы бактерий, а на станции Шексна 1, в конце лета, большое количество бактерий было ассоциировано с детритными частицами (табл. 6).

Наиболее высокие величины численности вириопланктона были обнаружены в реках Серовка и Ягорба (табл. 1). В 2010 г. концентрация планктонных вирусов в этих водотоках была выше, чем в предыдущем году в 2.6–2.9 раз, а отношение численность вирусов/численность бактерий — в 1.6–2.0 раза. Таким образом, вероятность инфицирования бактерий вирусами в год с более высокой температурой воды возросла. На станциях в р. Шексна количество вириопланктона в 2010 г. также увеличилось (в 1.7–2.2 раза) но отношение N_В/N_В существенно не изменилось (табл. 2).

В периоды исследования в реках Серовка, Ягорба и на ст. Шексна 2 наблюдалась более тесная положительная связь между численностью бактериопланктона и количеством вирусов, чем в участке р. Шексна в меньшей степени подверженному антропогенному загрязнению (табл. 7). В тоже время, между этими параметрами, рассчитанными в среднем для каждого водного объекта, обнаружена высокая положительная зависимость ($R = 0.86$, $\rho = 0.05$).

Таблица 5. Доля (%) разных групп бактерий в суммарной биомассе бактериопланктона в р. Серовка и р. Ягорба в 2010 г. (Од — одиночные клетки, Дет — клетки, ассоциированные с детритными частицами, Мк — клетки в составе микроколоний, Н — нити)

Дата	р. Серовка				р. Ягорба			
	Од	Дет	Мк	Н	Од	Дет	Мк	Н
20.04	95.7	0.8	0.6	2.9	97.6	0.7	0	1.7
15.05	91.0	4.8	1.8	2.4	94.5	1.6	0.1	3.8
28.05	55.0	40.0	0.3	4.7	85.9	4.6	0	9.5
18.06	26.5	66.2	0.6	6.4	83.9	7.6	3.3	5.2
08.07	21.9	74.2	0.1	3.8	62.6	1.7	8.2	27.5
28.07	53.1	1.7	0.6	44.6	57.9	10.1	0.1	31.9
12.08	95.7	0.8	0.6	2.9	80.5	4.1	0.2	15.2
28.08	8.8	> 0.1	0.1	91.1	93.8	5.2	0.1	0.9
15.09	67.3	> 0.1	2.3	30.4	95.5	1.3	0.1	3.2
30.09	74.6	19.4	0	6.0	94.2	5.6	0	0.2
20.10	94.0	4.5	0	1.5	95.0	1.7	0.1	3.2
Среднее	62.2±9.6	19.3±8.4	0.6±0.2	17.9±8.4	85.6±4.1	4.0±0.9	1.1±0.8	9.3±3.3

Таблица 6. Доля (%) разных групп бактерий в суммарной биомассе бактериопланктона в р. Шексна в 2010 г. (Од — одиночные клетки, Дет — клетки, ассоциированные с детритными частицами, Мк — клетки в составе микроколоний, Н — нити)

Дата	р. Шексна 1				р. Шексна 2			
	Од	Дет	Мк	Н	Од	Дет	Мк	Н
20.04	100	0	0	0	98.8	1.1	0.1	0
15.05	91.3	7.5	0.2	1.0	97.1	1.2	0.7	1.0
28.05	91.9	2.3	2.4	3.4	80.3	8.4	2.6	8.7
18.06	94.8	3.6	0.9	0.7	76.1	1.7	0.4	21.8
08.07	91.2	3.4	0.1	5.3	96.8	3.2	0	0
28.07	97.8	0.9	0.4	0.9	72.9	12.9	0.2	14.0
12.08	72.1	27.8	0	0.1	88.8	1.3	1.1	8.8
28.08	75.7	23.0	0.3	1.0	57.5	0.1	0	42.4
15.09	71.9	7.8	4.0	16.3	90.9	1.7	0	7.4
30.09	96.5	0.4	0.2	2.9	24.9	73.4	0.1	1.6
20.10	85.2	12.3	0	2.5	32.0	27.8	0.4	39.8
Среднее	88.0±3.1	8.1±2.8	0.8±0.3	3.1±1.4	74.2±7.8	12.1±6.6	0.5±0.2	13.2±4.6

Таблица 7. Коэффициенты корреляции между численностью бактериопланктона и численностью вириопланктона в исследованных водах ($\rho = 0.05$)

Год	р. Серовка	р. Ягорба	Шексна 1	Шексна 2
2009	0.42	0.52	0.20	0.70
2010	0.78	0.43	0.26	0.48

Таким образом, очень высокие величины общей численности и биомассы бактериопланктона, а также значительная доля агрегированных бактерий и нитей в общей биомассе планктонных бактерий, обнаруженные в малых реках и р. Шексна в пределах г. Череповец свидетельствуют об очень высоком содержании в воде этих водотоков как растворенного, так и взвешенного органического вещества. Следует отметить

резкое увеличение концентраций гетеротрофных бактерий в малых городских реках до рекордных величин (22–27 г/м³) в 2010 г., когда температура воды в водотоках достигала 26–27 °С. По величинам концентрации бактериопланктона в соответствие с экологической классификацией качества поверхностных вод суши (Оксиук и др., 1993) вода в этих реках в 2009–2010 гг. соответствовала категории «сильно и весьма загрязненная».

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 11-04-00577а.

Список литературы

- Дзюбан А.Н., Крылова И.Н. Оценка состояния бактериопланктона и бактериобентоса Рыбинского водохранилища в районе г. Череповец (Вологодская обл.) // Биология внутренних вод. 2000. № 4. С. 68–78.
- Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б., Кузнецова И.А. Метан и процессы его превращения в воде и грунтах // Экологические проблемы Верхней Волги: Коллективная монография. Ярославль. Изд-во ЯГТУ. 2001. С. 262–271.
- Копылов А.И., Крылова И.Н. Структура бактериопланктона Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 141–173.
- Оксиук О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–76.
- Ривьер И.К. Современное состояние зоопланктона Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 205–232.

- Романенко В.И., Захарова Л.И., Романенко В.А. и др. Оценка качества воды по микробиологическим показателям в Рыбинском водохранилище у г. Череповца // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. С. 24–41.
- Экологические проблемы Верхней Волги: Коллективная монография. Ярославль. Изд-во ЯГТУ. 2001. 427 с.
- Noble R.T., Fuhrman J.A. Use of SYBR Green for rapid epifluorescence count of marine viruses and bacteria // Aquat. Microb. Ecol. 1998. V. 14. P. 113–118.
- Porter K.G., Feig Y.S. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. 1980. V. 25. № 5. P. 943–948.

МАКРОЗООБЕНТОС СРЕДНЕКАМСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

А.М. Истомина

Пермское отделение ФГБНУ "ГосНИОРХ" 614002, г. Пермь, ул. Чернышевского, 3 annamk@yandex.ru

Среднекамские водохранилища (Камское и Воткинское) являются основными рыбохозяйственными водоемами Пермского края.

Заполнение Камского водохранилища — самого северного в каскаде водоемов, созданных на р. Каме, произошло в 1954–1956 гг., Воткинского — в 1962–1964 гг.

С первого года существования среднекамских водохранилищ и до конца 80-х гг. XX века велись систематические наблюдения за состоянием экосистем водоемов. В 90-е годы прошлого века, в связи с перестройкой экономики нашей страны, экспедиционные исследования бентофауны водохранилищ практически прекратились, и возобновились только с 2000 г. усилиями сотрудников Пермского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ».

Материалом для настоящей работы послужили экспедиционные сборы макрозообентоса, проведенные в 2000–2011 гг. на Камском и Воткинском водохранилищах.

За время исследований в донной фауне среднекамских водохранилищ зарегистрировано 240 таксонов (в Камском — 210, в Воткинском — 159), 82% от общего числа видов приходится на долю трех основных групп животных: личинки хирономид (121 вид), олигохеты (39 видов) и моллюски (36 видов). Личинки ручейников представлены 17 видами, поленок — 9, ракообразные — 6, видовой состав остальных групп макрозообентоса включает 1–5 видов.

Массовыми видами в обоих водоемах являются из хирономид *Procladius ferrugineus* Kieff и *Cryptochironomus* gr. *defectus*, а из олигохет *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede и *Uncinaxis uncinata* (Oersted). Кроме них довольно высокую встречаемость имеют личинки хирономид *Polypedilum nubeculosum* (Meigen), *P. bicrenatum* Kieffer, *Cladotanytarsus* gr. *mancus* и виды р. *Chironomus*. В олигохетофауне водоемов широко представлены *Potamothenis hammoniensis* (Mich.), *Tubifex newaensis* (Michaelson) и виды р. *Nais*, с 2007 г. довольно часто стал встречаться *Psammocides barbatus* (Grube). Среди моллюсков преобладают *Dreissena polymorpha* (Pallas) и *Viviparus viviparus* (L.), широко распространены виды родов *Pisidium*, *Amesoda*, *Henslowiana*. В русловой зоне верхнего и центрального районов высока встречаемость каспийских ракообразных *Corophium curvispinum* Sars и *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald).

В 2009 г. в Сылвенском заливе Камского водохранилища (п. Троица) и в приплотинном районе Воткинского водохранилища (п. Елово) была впервые зарегистрирована *Dreissena bugensis* (Andrusov), моллюск образовал плотные поселения на глубинах более 5 м (Истомина и др., 2012). В 2010 г. в Сылвенском заливе несколько экземпляров бугской дрейссены было отмечено выше по течению (п. Жабрей). В Воткинском водохранилище в 2011 г. *D. bugensis* так же продвинулась вверх по течению и была зарегистрирована в русловой зоне среднего района (г. Оса).

В 2010 г. в среднем районе Воткинского водохранилища в районе г. Оса в количестве нескольких экземпляров впервые были отмечены мизиды *Paramysis intermedia* (Czerniavsky) и *P. lacustris* (Czerniavsky). В 2011 г. эти виды так же в очень небольшом количестве были зарегистрированы в верхнем (п. Усть-Качка) и приплотинном (п. Частые) районах.

Анализ многолетней динамики структуры макрозообентоса показал, что формирование бентофауны в среднекамских водохранилищах в целом соответствовало схеме, предложенной Ф.Д. Мордухай-Болтовским для водохранилищ Волги (Мордухай-Болтовской, 1962). Однако в отличие от большинства волжских водохранилищ, мотылевая стадия в первые годы существования Камского водохранилища отмечалась только на отдельных участках, а в Воткинском не наблюдалась вовсе (Громов и др., 1970, 1975). В период некоторой стабилизации донных сообществ (1970-е гг.), Камское водохранилище по величине биомассы бентофауны оценивалось как мезотрофное, продуктивность зообентоса Воткинского была значительно выше (табл. 1). В дальнейшем и в Камском, и в Воткинском водохранилищах произошло значительное увеличение общей биомассы макрозообентоса (в десятки раз) за счет массового развития крупных моллюсков. Одновременно с этим, вместо прогнозируемого повышения кормности водоемов произошло значительное снижение биомассы «мягкого» бентоса, главным образом, за счет олигохет, что позволило нам в период 80-х и 90-х гг. считать их олиготрофными (Алексеевнина, Каган, 2004; Истомина, 2007). В настоящее время среднекамские водохранилища характеризуются достаточно высокой общей биомассой макрозообентоса.

Средняя общая биомасса макрозообентоса Камского водохранилища (Камский плес) в 2009 г. равнялась 15.04 г/м², 73.1% ее приходилось на долю *Dreissena polymorpha*. Величина биомассы кормовых для рыб живот-

ных значительно ниже — 2.91 г/м² (табл. 2), личинки хирономид составляют 41%, олигохеты и мелкие моллюски по 23%, соответственно.

Таблица 1. Многолетняя динамика биомассы (г/м²) зообентоса среднекамских водохранилищ

Водоем	Биомасса	1955	1958-1961	1962-1967	1970-1979	1981-1987	1992-1998	2002-2004	2007-2009	2010-2011
Камское	Общая	6.9	1.60	2.67	4.30	11.48	10.5	12.86	38.77	-
	Кормовая	6.90	1.60	2.67	3.96	1.57	1.05	2.30	2.95	-
Воткинское	Общая	-	-	21.97	17.77	4.60	206.2	29.85	295.2	61.21
	Кормовая	-	-	13.29	17.13	4.60	3.43	5.8	8.72	3.35

Примечание. Данные за 1992–1998 гг. приводятся по материалам наблюдений на Камской биостанции.

Таблица 2. Биомасса (г/м²) основных групп макрозообентоса в различных районах среднекамских водохранилищ летом 2009 и 2011 гг.

Группы	Верхний		Центральный		Приплотинный		В среднем по водохранилищу	
	КВ	ВВ	КВ	ВВ	КВ	ВВ	КВ	ВВ
Олигохеты	0.7	0.73	0.2	0.59	1.1	0.91	0.67	0.74
Брюхоногие моллюски: крупные	3.33	6.60	-	74.34	-	5.10	1.11	28.68
мелкие		0.55	-	0.02	0.89	-	0.3	0.19
Двустворчатые моллюски: крупные	33.0	15.47	-	40.34	-	81.11	11.0	45.64
мелкие	2.04	0.71	-	2.80	-	0.69	0.68	1.40
Ракообразные		0.53	-	0.24	0.02	0.14	-	0.30
Хирономиды	0.95	1.84	0.81	0.87	1.81	0.79	1.19	1.17
Прочие	0.18	0.09	0.04	0.02	0.04		0.09	0.04
Всего	40.2	26.52	1.05	119.22	3.86	88.74	15.04	78.15
Всего кормового зообентоса:	3.86	4.39	1.01	4.53	3.83	2.53	2.91	3.81

Примечание. КВ — Камское, ВВ — Воткинское водохранилища; к группе "прочие" относятся пиявки, личинки поденок, ручейников и мокрецов.

Наиболее благоприятные условия для гидробионтов, прежде всего моллюсков, складываются в достаточно проточном верхнем районе, бентофауна которого отличается большим разнообразием и высоким уровнем количественного развития (табл. 2). Величины биомассы зообентоса в центральном и приплотинном районах Камского плеса невелики (1.0–3.8 г/м²), но практически все донные формы могут быть использованы рыбой. В зообентосе значительно возрастает роль личинок хирономид, которые составляют 80.2% биомассы в центральном районе и около 50% — в приплотинном (табл. 2).

В зональном распределении бентофауны Камского водохранилища отмечается следующая закономерность: мелководья его практически на всем их протяжении малопродуктивны. Особенно это касается открытых мелководий центрального и приплотинного районов, в которых биомасса макрозообентоса без крупных моллюсков в 2009 г. варьировала от 0.06 до 2.3 г/м², составляя в среднем 1.78 г/м² (табл. 3).

Таблица 3. Зональное распределение биомассы (г/м²) основных групп кормового макрозообентоса в среднекамских водохранилищах в 2009 и 2011 гг.

Группы	Мелководная зона (до 2.0 м)		Глубоководная зона	
	Камское	Воткинское	Камское	Воткинское
Олигохеты	0.37	0.63	1.59	0.79
Брюхоногие моллюски	0.38	0.03		0.49
Двустворчатые моллюски	0.56	0.67	0.91	2.12
Ракообразные	0.01	0.12	-	0.61
Хирономиды	0.4	1.45	3.03	0.74
Прочие	0.06	0.01	0.07	0.01
Всего	1.78	2.91	5.60	4.76

Примечание. К группе "прочие" относятся личинки поденок и мокрецов.

Основным фактором, лимитирующим развитие бентофауны мелководной зоны, является значительная сработка уровня воды, в осенне-зимний период достигающая 7.5 м. В Камском плесе наибольшему осушению подвергается центральный район, имеющий самую обширную площадь мелководной зоны (Матарзин, Мацкевич, 1970). В стабильных условиях глубоководной зоны водохранилища, где донные отложения представлены в основном черными илами, сформировались более продуктивные пелофильные сообщества, биомасса кормового зообентоса в которых обеспечивалась личинками хирономид (р. *Chironomus*) и олигохетами (сем. Tubificidae) и в 2009 г. на разных участках находилась в пределах от 2.71 до 9.0 г/м² (табл. 3).

Сравнивая результаты исследований летнего макрозообентоса последних лет (2008–2009 гг.) с данными в период 2002–2004 гг., можно отметить, что с 2004 г. в верхнем и приплотинном районах водохранилища наблюдается увеличение кормовой биомассы более чем в 1.5 раза: в верхнем районе за счет развития младшевоз-

растных особей дрейссены, а в приплотинном — за счет личинок хирономид (виды рода *Chironomus*) и олигохет (сем. Tubificidae). В центральном районе уровень развития кормовых для рыб животных мало изменился, величины биомассы макрозообентоса здесь остаются крайне низкими и не превышают 1.9 г/м² (табл. 4).

Таблица 4. Биомасса (г/м²) основных групп кормового макрозообентоса в разных районах Камского плеса летом 2002–2004 гг. и 2008–2009 гг.

Группы	Верхний		Центральный		Приплотинный	
	2002-2004	2008-2009	2002-2004	2008-2009	2002-2004	2008-2009
Олигохеты	0.81	0.89	0.68	0.66	0.97	1.56
Моллюски	0.43	1.46	0.02	-	0.25	0.47
Хирономиды	1.06	1.19	1.03	1.23	0.62	1.57
Прочие	0.29	0.11	0.03	-	0.09	0.02
Всего	2.59	3.65	1.76	1.89	1.93	3.62

Примечание. К группе "прочие" относятся ракообразные, личинки ручейников, поденок, жуков и мокрецов.

В целом, по уровню развития летнего макрозообентоса верхний и приплотинный район Камского водохранилища в 2009 г. по шкале трофности, предложенной С.П. Китаевым (2007) относятся к водоемам α -мезотрофного типа, тогда как центральный район является олиготрофным.

Средняя общая биомасса макрозообентоса Воткинского водохранилища в 2011 г. составила 78.15 г/м² при численности 4.63 тыс. экз./м² (табл. 2), более 95.1% общей биомассы приходится на долю крупных двустворчатых моллюсков, главным образом *Dreissena polymorpha*. Биомасса кормовых организмов составляет всего 3.81 г/м², 78% ее обеспечивают своим развитием мелкие двустворчатые моллюски.

В Воткинском водохранилище в 2011 г. наибольшая биомасса общего макрозообентоса зарегистрирована в центральном районе водохранилища (табл. 2). Величины биомассы кормовых организмов в верхнем и центральном районах примерно одинаковы. Доминирующее развитие в верхнем районе получают личинки хирономид (40.9%), в основном виды р. *Chironomus* и мелкие моллюски (28.7%) а в центральном — младшевозрастные особи дрейссены (60.8%). В приплотинном районе кормовая биомасса снижается более чем в 1.5 раза, на долю олигохет приходится 36%, личинок хирономид — 31.2%, мелких двустворчатых моллюсков — 27.3% (табл. 2).

В зональном распределении бентофауны Воткинского водохранилища можно отметить следующее: более продуктивные донные сообщества, обеспеченные развитием дрейссены, сформировались в русловой зоне, особенно в верхнем и центральном районе. Основными компонентом «мягкого» бентоса здесь являются младшевозрастные особи дрейссены, на их долю приходится от 30 до 67% биомассы. В мелководной зоне водохранилища биомасса комового зообентоса в среднем составляет 2.91 г/м², основу ее составляют личинки хирономид, на долю которых приходится 50% кормовой биомассы (табл. 3).

Сравнивая полученные нами данные с результатами исследований макрозообентоса в период 2000–2009 гг., следует отметить, что в 2007–2009 гг. в водоеме произошло увеличение кормовой биомассы бентофауны в 2.9–7.5 раз, главным образом за счет массового развития младшевозрастных особей *Dreissena polymorpha* и каспийских ракообразных (табл. 5).

Таблица 5. Биомасса (г/м²) основных групп кормового макрозообентоса в разных районах Воткинского водохранилища в 2000–2003 и в 2007–2009 гг.

Группы	Верхний			Центральный			Приплотинный		
	2000-2003	2007-2009	2010-2011	2000-2003	2007-2009	2010-2011	2000-2003	2007-2009	2010-2011
Олигохеты	0.35	1.04	0.62	0.83	2.11	0.69	0.73	2.06	0.71
Моллюски	1.06	0.38	1.29	0.55	8.97	2.66	0	3.03	1.10
Ракообразные	0.07	4.5	0.31	0	2.02	0.15	0.03	0.06	0.08
Хирономиды	0.38	0.73	1.31	0.48	0.72	0.58	0.82	1.2	0.90
Прочие	0.57	0.49	0.02	0	0.13	0.01	0	0	-
Всего	2.43	7.14	3.55	1.86	13.95	4.09	1.58	6.35	2.79

Примечание. К группе "прочие" относятся личинки ручейников, поденок и мокрецов.

В 2010–2011 гг. в Воткинском водохранилище отмечается значительное снижение кормовой биомассы (в 2.0–3.4 раза), связанное с уменьшением доли ракообразных (в верхнем и центральном районах) и ювенильной дрейссены (в центральном и приплотинном районах). Исключение составляет только участок глубоководной зоны, расположенный в районе пос. Елово, где биомасса кормового макрозообентоса в 2010–2011 гг. определяется массовым развитием молоди дрейссенид.

В целом, по уровню развития макрозообентоса Воткинское водохранилище в 2011 г. по шкале С.П. Китаева (2007) относится к водоемам α -мезотрофного типа.

Различия в составе и количественных показателях макрозообентоса среднекамских водохранилищ связаны с их положением в каскаде. Считается, что трофность головных водохранилищ должна быть выше, чем внутрикаскадных, поскольку первые получают больше аллохтонного вещества с водосборной площади (Ривьер, Баканов, 1984), однако, в камских водохранилищах, наоборот, менее продуктивным оказывается первое в каскаде Камское. Очевидно, большое влияние на формирование бентофауны оказывает объем зимней сработки: в Кам-

ском он составляет 78.05% от общего объема водохранилища при НПУ, а в Воткинском — 40.72% (Калинин, 2009). Кроме того, величина промышленных сбросов в Камском водохранилище в 3.3 раза выше, чем в Воткинском (0.72 км^3 в год — в Камском и 0.22 км^3 — в Воткинском) (Китаев, 2009).

Таким образом, более глубокая сработка уровня и большая величина промышленных стоков оказывает неблагоприятное влияние на количественное развитие зообентоса первого в каскаде Камского водохранилища. Более высокая продуктивность Воткинского водохранилища в последние годы связана с широким распространением *Dreissena polymorpha* и формированием новых бентоценозов, в составе которых большое значение имеют каспийские ракообразные, наидиды, личинки хирономид и др. Известно, что друсы дрейссены используются многими животными как убежище, а продукты ее жизнедеятельности (агглютинаты и фекалии) прекрасный корм для личинок хирономид, олигохет, ракообразных и других донных беспозвоночных (Щербина, 2009).

Список литературы

- Алексеевнина М.С., Казан А.М. Состояние бентофауны Воткинского водохранилища в 2000–2003 гг. (после 40 лет с начала его заполнения) // Вестник Перм. ун-та. Пермь, 2004. Вып. 2. Биология. С. 78–82.
- Громов В.В., Губанова И.Ф., Родионова Л.А. Формирование донной фауны Камского водохранилища (1954–65 гг.) // Мат. итог. науч. конф. зоологов Волжско-камского края. Казань, 1970. С. 292–301.
- Громов В.В., Гореликова Н.М., Демидова В.И. Донная фауна Воткинского водохранилища на реке Каме как кормовая база рыб (1964–1971 гг.) // Биологические ресурсы Камских водохранилищ. Пермь: Перм. гос. ун-т, 1975. С. 132–136.
- Истомина А.М. Структура и функционирование донных биоценозов Камского водохранилища: Автореф. дисс. канд. биол. наук. СПб, 2007. 23 с.
- Истомина А.М., Поздеев И.В., Щербина Г.Х. Первая находка *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) (Bivalvia: Dreissenidae) в среднекамских водохранилищах // Биология внутренних вод. 2012. № 1. С. 107–108.
- Калинин В.Г. О внутрисезонном распределении зимних расходов воды через ГЭС камских водохранилищ // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Пермь: ПГУ, 2009. Т.1. С. 51–54.
- Китаев А.Б. Водный баланс Камского и Воткинского водохранилищ (многолетний аспект) // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Пермь, 2009. Т. 1. С. 54–58.
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КНЦ РАН, 2007. 395 с.
- Матарзин Ю.М., Мацкевич И.К. Вопросы морфометрии и районирования водохранилищ // Вопросы формирования водохранилищ и их влияния на природу и хозяйство. Пермь: Перм. гос. ун-т, 1970. С. 27–45.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д. Схема процесса формирования бентоса в водохранилищах средней полосы СССР // Вопросы экологии. М.: Высш. шк., 1962. Т. 5. С. 143–144.
- Ривьер И.К., Баканов А.И. Кормовая база рыб // Биологические ресурсы водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 100–132.
- Щербина Г.Х. Изменение видового состава и структурно-функциональных характеристик макрозообентоса водных экосистем Северо-Запада России под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореф. дисс. доктора биол. наук. СПб, 2009. 49 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТИОФАУНЫ ВОТКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

С.Г. Истомин

Пермское отделение ФГНУ "ГосНИОРХ" 614002, г. Пермь, ул. Чернышевского, 3, istomin_s_g@mail.ru

Из всех водохранилищ Камы Воткинское водохранилище в настоящее время является наиболее изученным водоемом. С первого года его наполнения и до конца 1980-х гг. гидрологи, гидробиологи и ихтиологи Пермского университета и Пермской лаборатории ГосНИОРХ вели систематические наблюдения за состоянием гидрологического и биологического режимов водохранилища. Результаты многолетних исследований ихтиофауны были обобщены в книге (Биология Воткинского водохранилища, 1988), в которой прослеживается формирование экосистемы водохранилища с 1962 г. и до середины 1980-х гг. В дальнейшем систематические наблюдения за составом ихтиофауны водоема проводились Пермским отделением ГоНИОРХ. Их результаты отражены в научных работах по оценке рыбных запасов водохранилища, а также оценке воздействий на ихтиоценозы различных техногенных факторов. Результаты исследований ихтиоценозов и кормовой базы рыб водоема в последнее десятилетие приводятся в работах М.С. Алексеевниной и А.М. Истоминой (2010), С.Г. Истомина и др. (2007), А.Г. Мельниковой и др. (2007), В.Г. Костицина (2008).

В настоящей работе проведен анализ уловов промысловых бригад и уловов в научно-исследовательских целях в разные сезоны по всей акватории Воткинского водохранилища (от г. Перми до г. Чайковский) в 2002–2011 гг.

Одним из главных методов учета численности и видового состава ихтиофауны Воткинского водохранилища служит анализ уловов ставных сетей, поскольку именно они составляют основу промыслового и браконьерского лова рыб. Лов неводами, тралами и плавными сетями в водоеме незначителен (Мельникова и др., 2007). Также для характеристики видового состава молоди рыб в прибрежье на разных участках водохранилища в 2002–2011 гг. проводился лов мальковой волокушей. При выделении трофических группировок рыб использовалось деление на группы по характеру питания предложенное Е.Л. Антоновой (1986) и Л.А. Родионовой (1987).

В настоящее время в ихтиофауне Воткинского водохранилища отмечено 37 видов рыб. Наиболее многочисленны и широко распространены в водоёме лещ, чехонь, плотва, густера, судак, окунь, уклея, пескарь, ерш, елец. Обычны щука, жерех, язь, синец, голавль, налим, сом, белоглазка, голавль, головешка-ротан, единичны — сазан, подуст, таймень и стерлядь. В прибрежье обитает щиповка, в пелагиали крупных заливов — тюлька. Из поймен-

ных и придаточных водоёмов попадают линь, красноперка, серебряный и золотой караси, вьюн. В устьях небольших притоков встречаются речной голянь, голец, бычок-подкаменщик и хариус. В приплотинном районе отмечен проникший сюда из Каспия бычок-кругляк, по сведениям рыбаков там же появилась и игла-рыба.

В Красную Книгу РФ занесены стерлядь Верхней и Средней Камы, европейская популяция тайменя, бычок-подкаменщик.

В период 2002–2011 гг. в уловах ставных сетей отмечено 24 вида рыб, так же отмечен ряд повсеместно встречающихся гибридных форм. По данным уловов сетями с ячейёй от 10 до 100 мм, согласно среднелетним показателям, самым многочисленным видом в Воткинском водохранилище является плотва, на долю которой приходится 42.0% численности (табл. 1).

Таблица 1. Видовая структура (% численности) ихтиофауны Воткинского водохранилища по данным сетных уловов (ячей 10–100 мм)

Виды рыб	Годы исследований				
	1965–1970	1971–1976	2002–2005	2006–2011	Среднее за 2002–2011
Лещ	4.9	4.3	8.3	4.8	5.3
Судак	0.5	0.4	3.0	1.8	2.0
Щука	12.6	2.0	1.3	0.2	0.3
Плотва	49.2	37.5	33.6	43.3	42.0
Густера	11.9	1.7	7.8	8.4	8.3
Окунь	5.2	10.5	17.0	14.1	14.5
Язь	3.9	0.6	1.5	0.6	0.7
Жерех	-	-	0.1	0.2	0.2
Синец	-	-	0.8	0.2	0.2
Чехонь	0.5	2.6	5.6	3.5	3.8
Елец	-	-	1.1	0.4	0.5
Уклея	3.3	34.2	18.2	19.7	19.5
Красноперка	0.9	1.4	0.2	0.9	0.8
Карась	3.6	0.3	-	-	-
Линь	0.4	0.3	-	-	-
Ерш	1.6	2.8	0.7	1.6	1.5
Прочие	1.5	1.4	0.8	0.3	0.4
Кол-во экз.	116440	37100	17982	46408	64390

Примечание. В группу "Прочие" входили стерлядь, сазан, сом, белоглазка, бычок-кругляк, налим, различные гибриды.

В приплотинном районе, синец чаще встречается в среднем районе. В сравнении с видовым составом сетных уловов в 1965–1976 гг. с 2002 г. в уловах выросла доля судака, окуня, чехони, существенно снизилась доля щуки (табл. 1), практически исчезли из уловов линь и карась.

Таблица 2. Видовой состав рыб (%) в уловах малькового невода

Виды рыб	Годы исследований	
	1964–1979	2002–2011
Лещ	2.2	5.6
Судак	0.4	0.1
Щука	0.1	0.3
Плотва	31.9	24.6
Густера	1.6	0.9
Окунь	15.6	17.8
Язь	2.8	18.3
Елец	<0.1	13.7
Голавль	<0.1	1.4
Уклея	35.8	9.9
Ерш	2.8	5.1
Красноперка	2.3	<0.1
Прочие	2.3	2.3
Количество экз.	76340	2840

Примечание. В группу "Прочие" входили жерех, пескарь и щиповка.

В настоящее время среди молоди рыб на мелководье явно выраженного доминанта нет. В 2002–2011 гг. основу уловов мальковой волокушей слагали елец, язь, окунь, плотва (13.7–24.6% численности), значительно представлены ерш, лещ, уклея, обычные пескарь, густера, жерех, голавль (табл. 2). Сеголетки составляли 67.6%

Значительную часть уловов составляют уклея, окунь и густера (19.5, 14.5 и 8.3% численности соответственно), часто отмечаются лещ и чехонь, обычные елец, язь, красноперка, голавль, тюлька, синец, жерех и щука. Белоглазка, карась, линь, налим, карп, сом, стерлядь, бычок-кругляк и гибридные формы представлены незначительно.

Основу массы также составляет плотва (25.9%), доля леща — 22.4%, судака — 10.7%, густеры — 10.2%, окуня — 8.6%, чехони — 6.5%, уклеи — 6.1%, щуки — 2.7% массы уловов. На долю сома, часто представленного экземплярами 10 кг и более, приходится 2.1% массы уловов.

Большинство видов рыб в водоеме распространены повсеместно, сом и чехонь в основном отмечаются в приплотинном

Таблица 3. Относительная численность (экз./стандартную суткосетепостановку), и масса (кг/с.с.) трофических групп рыб Воткинского водохранилища в 2002–2011 гг.

Группы	2002–2003	2004–2005	2006–2007	2008–2009	2010–2011
Бентофаги	<u>3.21</u>	<u>3.55</u>	<u>14.95</u>	<u>15.05</u>	<u>10.46</u>
	0.51	0.70	2.30	1.58	2.50
Хищники	<u>3.06</u>	<u>3.30</u>	<u>10.18</u>	<u>12.87</u>	<u>8.2</u>
	0.45	0.50	1.07	1.08	1.23
Планктофаги	<u>1.89</u>	<u>5.37</u>	<u>11.22</u>	<u>18.84</u>	<u>14.67</u>
	0.16	0.30	0.45	0.57	0.80
Эврифаги	<u>5.12</u>	<u>3.96</u>	<u>15.66</u>	<u>33.59</u>	<u>24.88</u>
	0.27	0.32	0.59	1.17	0.82
Всего	<u>13.28</u>	<u>16.18</u>	<u>52.01</u>	<u>80.35</u>	<u>58.21</u>
	1.39	1.82	4.41	4.40	5.35

Примечание. Над чертой — численность (экз./с.с.), под чертой — масса (кг/с.с.).

от общей численности уловов, двухлетки — 23.8%, остальные рыбы — трехлетки и старше. Лещ и язь на мелководье представлены преимущественно сеголетками, окунь равно представлен и сеголетками и двухлетками, у плотвы, уклей и ельца сеголетки составляют 60–80% численности.

В сравнении с данными 1964–1979 гг. можно отметить, что на мелководье по-прежнему высока доля плотвы и окуня, существенно увеличились в уловах доли язя и ельца, которые ранее были представлены единичными экземплярами, снизилась доля уклей, почти исчезла из уловов красноперка (табл. 2).

В исследуемый период низкие показатели уловов отмечались с 2002 по 2005 гг. (минимальные — в 2003 г.) (табл. 3).

В дальнейшем наблюдается увеличение численности и массы всех экологических пищевых групп: бентофагов (главным образом густеры, леща и плотвы длиной от 14 см), планктофагов (в основном уклей и чехони), хищников (преимущественно окуня и судака) и эврифагов (главным образом плотвы длиной до 14 см). Несмотря на снижение показателей численности и массы некоторых групп в 2010 г., в целом за последние 6 лет уловы на стандартную сетепостановку превышают таковые за 2002–2005 гг. в 2–3 раза (табл. 3).

Таким образом, за последние 30–40 лет в Воткинском водохранилище произошла перестройка структуры ихтиоценоза — увеличилась доля судака, окуня и чехони, а представители затопленных пойменных водоемов практически исчезли из уловов, на мелководье снизилась доля уклей, существенно увеличилась доля язя и ельца. В последние годы произошло значительное увеличение численности и массы рыб, преимущественно за счет малоценных видов — плотвы, густеры, уклейки и окуня, пластичных в выборе кормовых объектов. На наш взгляд это может быть связано с широким расселением по акватории водоема дрейссены, использующейся в пищу плотвой и густерой, и сопутствующих ей каспийских ракообразных (Алексеевнина, Истомина, 2010).

Список литературы

- Алексеевнина М.С., Истомина А.М. Особенности формирования донных сообществ среднекамских водохранилищ // Экология водных беспозвоночных. Материалы Междунар. конф. Борок, 2010. С. 7–11.
- Антонова Е.Л. Питание основных видов рыб Воткинского водохранилища // Биологические ресурсы водоемов Западного Урала. Пермь, 1986. С. 70–75.
- Биология Воткинского водохранилища. Иркутск: Изд-во Иркутск. ун-та, 1988. 184 с.
- Истомин С.Г., Истомина А.М., Мельникова А.Г., Преснова Е.В. Воздействие аварийного нефтяного загрязнения на гидрофауну Воткинского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Труды Междунар. науч.-практ. конф. Пермь: ПГУ, 2007. Том II. С. 245–249.
- Костицын В.Г. Состояние рыбных ресурсов и перспективы рыбопромыслового использования Камского и Воткинских водохранилищ // Рыбные ресурсы Камско-Уральского региона и их рац. исп.: Мат. науч.-практ. конф. Под общ. ред. Е.А. Зиновьева. Пермь. Перм. гос. ун-т. 2008. С. 56–62.
- Мельникова А.Г., Костицын В.Г., Коняев В.П., Истомин С.Г., Поносов С.В. Современное состояние ихтиофауны Камского и Воткинских водохранилищ и особенности ее промысловой эксплуатации // Современное состояние, проблемы охраны и рациональное использование биоресурсов пресноводных водоемов. Сб. научн. тр. ГосНИОРХ, 2007. Т. VI. С. 3–37.
- Родионова Л.А. Использование кормовой базы в питании рыб Воткинского водохранилища // Комплексные исследования гидрологии и водной экологии камских водохранилищ и рек их водосборов. Межвуз. сб. науч. тр. Пермь: Перм. гос. ун-т, 1987. С. 92–100.

КРИТЕРИИ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ ФОРМЫ ЛОЖА ДОЛИННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ

В.Г. Калинин, О.А. Перевощикова, Т.Е. Казаринова

*Пермский государственный национальный исследовательский университет
614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15, vgakalinin@gmail.com*

Искусственные водные объекты — водохранилища различаются по характеру регулирования стока, назначению, использованию, а также по форме и размерам. Особенности формы ложа водохранилищ в значительной степени определяют характер воздействия природных и антропогенных факторов в морфологически разных частях водохранилища. Морфометрические характеристики районов и участков водохранилищ крайне необходимы для изучения элементов гидрологического режима (ледово-термического, ветроволнового, скоростей течения и др.), а также выявления закономерностей их пространственного изменения под влиянием формы ложа. Поэтому расчет и уточнение этих показателей, а также разработка новых методов их определения, с учетом специфики конкретного водоема, является важной задачей гидрологии водохранилищ.

Цель работы — исследование морфометрических характеристик водохранилищ как критериев пространственной неоднородности формы ложа на основе современных данных промеров глубин с использованием геоинформационных технологий (на примере Камского).

Из многочисленных схем районирования водохранилищ наиболее детальной, на наш взгляд, является схема многоступенчатого гидро-морфологического районирования (ГМР) водохранилищ с последовательным применением разных ведущих факторов на генетическо-типологической основе: плес — район — участок — зона — подзона, предложенная Ю.М. Матарзиным и И.К. Мацкевичем (1970). Наличие современных цифровых карт и применение ГИС-технологий дают возможность, основываясь на этой схеме, усовершенствовать методы и кри-

терии районирования, а также уточнить границы таксонов. Для выделения границ районов и участков в качестве критерия районирования нами (Калинин и др., 2011) введен коэффициент морфометрического подобия:

$K_{mn} = \frac{B_u}{h}$, где B_u — интегральный показатель ширины, равный отношению площади S (км²) элементарного (с шагом 1 км) участка водохранилища к его длине l (м), h — средневзвешенная глубина этого участка (м). Этот безразмерный параметр представляет собой уточненный вариант коэффициента морфометрического подобия, предложенного Ю.М. Матарзиным и И.К. Мацкевичем (1970):

$K_{mn} = \frac{B}{h_{cp}}$, где B — ширина (м), а h_{cp} — средняя глубина (м) поперечного сечения через каждые 1–5 км по длине водоема.

В результате исследований составляющих этого коэффициента и их изменения по длине водохранилища выявлено, что в показателях B и h_{cp} , присутствует доля случайности, поскольку это ширина и средняя глубина поперечного сечения водохранилища в конкретном створе. Сдвиг на 0.1–0.3 км вверх или вниз по течению может привести к резкому изменению величин B и h_{cp} . При этом важное значение имеет исходный картографический материал и степень его генерализации (Калинин, Пьянков, 2002). Использование интегрального показателя ширины B_u позволяет точнее учитывать изменения конфигурации береговой линии в пределах элементарного участка. Средневзвешенная глубина h такого участка также является более объективным показателем по сравнению со средней глубиной в поперечном сечении h_{cp} .

Расчет морфометрических характеристик для каждого элементарного участка водохранилища (всего 204 по длине главного Камского плеса) выполнен на основе построенных цифровых моделей рельефа дна методом линейной интерполяции в виде TIN (триангуляция Делоне) и GRID (регулярная сетка 10×10 м) моделей. Исходной картографической информацией для выполнения исследований явились цифровые карты контуров Камского водохранилища масштаба 1:100000 и карты промеров глубин (1:5000 – 1:50000), созданные по результатам эхолотной съемки. Программные средства ГИС: MapInfo 7.0; ArcView 3.2a, Spatial Analyst, 3D Analyst.

График изменений рассчитанных показателей K_{mn} по длине водоема наглядно отражает различия морфометрических особенностей и дает возможность выделять границы таксономических единиц районирования водохранилищ (морфологических районов и участков). Для более качественного выделения границ участков при непрерывном чередовании «пиков» по длине водохранилища использовано сглаживание методом скользящих средних по трем и пяти членам ряда (Владимиров, 1990).

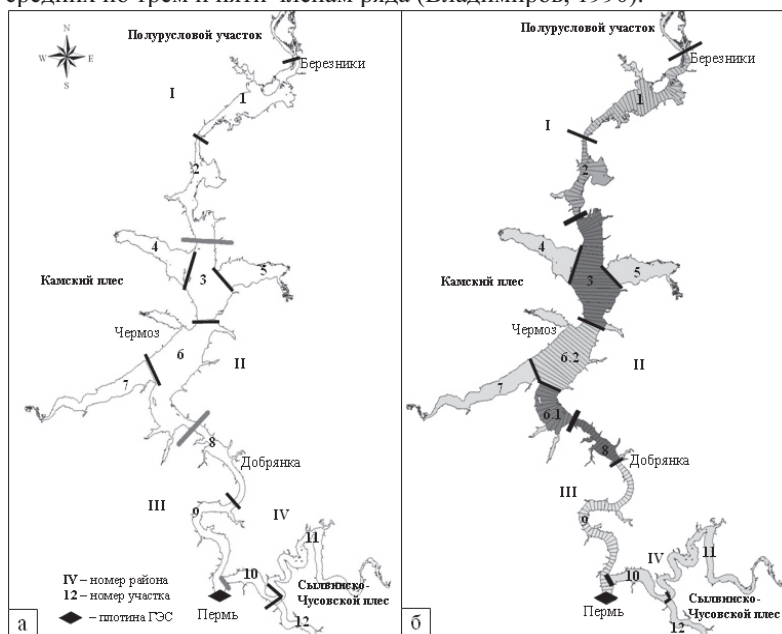


Рис. 1. Границы районов и участков Камского водохранилища: а) по Ю.М. Матарзину и И.К. Мацкевичу (1970), б) на основе уточненного K_{mn} .

Анализ изменений K_{mn} по длине водохранилища показал, что так называемые «пики» возникают за счет небольших узких и сильно вытянутых заливов, наличие которых приводит к резкому увеличению площади. Это является нехарактерным для общей конфигурации водоема и делает несопоставимыми соседние участки. Поэтому для корректного выделения границ все узкие и вытянутые заливы были отсечены по мысам или крайним точкам устья и исключены при расчете морфометрических характеристик. Использование этих приемов облегчило выделение границ районов и участков. Ранее, у авторов схемы ГМР такой проблемы не возникало в связи отсутствием изображения небольших по размерам заливов вследствие сильной генерализации береговой линии камских водохранилищ на лоцманских картах.

В результате исследований уточнены не только границы районов и участков, но и количество выделяемых участков по длине главного Камского плеса (рис. 1). Основные изменения положения границ коснулись 1 и 2 районов, в том числе участков 2 и 3 (на 9 км), 8 и 9 (на 13 км), а также участка 6, в котором были выделены самостоятельные участки 6.1 и 6.2. Границы участков 3 и 6.1, 6.2 и 8 изменились незначительно — на 2 км (рис. 1).

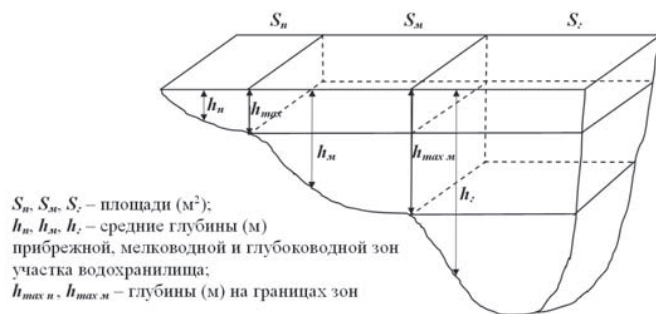


Рис. 2. Выделение прибрежной, мелководной и глубоководной зон в пределах участков водохранилищ.

Еще одним интегральным безразмерным показателем, который может быть использован в качестве критерия районирования является морфометрический коэффициент K_m (Калинин, 2010), представляющий собой соотношение площадей и глубин прибрежной, мелководной и глубоководной зон в пределах участков (рис. 2):

$$K_m = \frac{S_{nm}}{S_z} \times \frac{h_{nm}}{h_z}, \text{ где } S_{nm}, S_z \text{ — площади [м}^2\text{]; } h_{nm}, h_z \text{ — средние глубины [м] (nm) — прибрежной и мелководной и (z) — глубоководной зон выделенного участка.}$$

Границу прибрежной и мелководной зон ($h_{max\ n}$) определяют по глубине края прибрежной отмели, которая для большинства водохранилищ составляет 2.0 м.

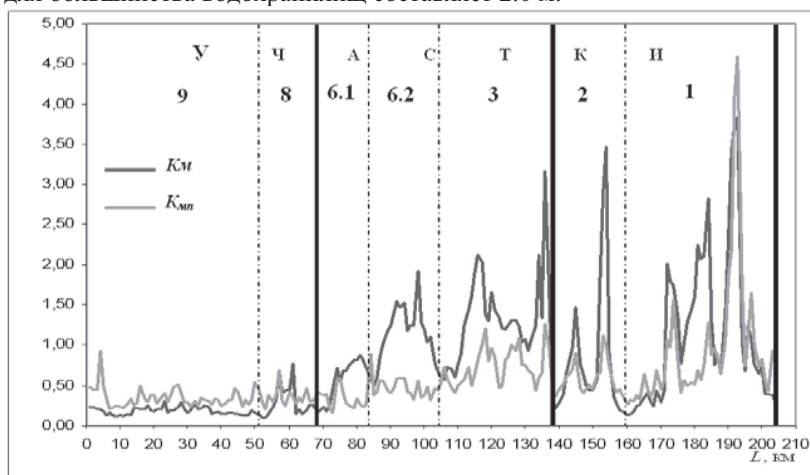


Рис. 3. изменение морфометрических характеристик K_{nm} и K_m по длине главного камского плеса. Границы районов и участков выделены по K_{nm} .

Изменение границ районирования Камского плеса отмечены у участков 6.1, 6.2, 8 и 9. Несовпадение границ этих участков составляет от 1 до 3 км. Между коэффициентами K_{nm} и K_m прослеживается корреляционная зависимость ($r = 0.73$).

Таким образом, границы районирования по параметрам K_{nm} и K_m практически совпадают, что свидетельствует о том, что исследуемые показатели объективно, хотя и по-разному, отражают соотношение площадей и глубин в пределах участков. Оба интегральных безразмерных коэффициента правомерно использовать не только в качестве количественных критериев районирования долинных водохранилищ, но и для изучения элементов гидрологического режима (ледово-термического, ветроволнового, скоростей течения и др.), а также выявления закономерностей их пространственного изменения под влиянием морфометрических особенностей водоема.

Список литературы

- Владимиров А.М. Гидрологические расчеты. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 368 с.
- Калинин В.Г. Формирование зимнего режима долинных водохранилищ: Автореф. дис. ... д-ра геогр. наук. Пермь, 2010. 40 с.
- Калинин В.Г., Перевощикова О.А., Дмитриева Т.Е. Методические аспекты районирования водохранилищ с применением ГИС-технологий // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: в 4 т. Т. I: Гидро- и геодинамические процессы: Тр. Междунар. науч.-практ. конф. (17-20 мая 2011 г. Пермь). Пермь: Изд-во Перм. гос. ун-та, 2011. С. 91–95.
- Калинин В.Г., Пьянков С.В. О точности определения морфометрических характеристик водохранилищ // Вопросы физической географии и геоэкологии Урала: межвуз. сб. науч. тр. Пермь: Перм. ун-т, 2002. С. 121–125.
- Матарзин Ю.М., Мацкевич И.К. Вопросы морфометрии и районирования водохранилищ // Вопросы формирования водохранилищ и их морфометрия. Пермь: Изд-во Перм. гос. ун-та, 1970. 92 с.

ТЕМПЕРАТУРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ МОЛОДИ РЫБ, ОБИТАЮЩИХ В ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ

Д.С. Капшай

Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина РАН,
п. Борок, Ярославской обл., Россия, kapshbio@rambler.ru

Сбалансированное функционирование экосистем водохранилищ во многом зависит от абиотических факторов, среди которых температура — один из наиболее важных. Температурные характеристики жизнедеятельности рыб (оптимальные и пессимальные значения температурного фактора), определяют, в частности, условия выживания, размножения, питания, роста и в целом продуктивность популяций рыб, обитающих в водохранилищах Верхней Волги и их притоках. Температура, как универсальный фактор, играет важную роль в жизнедеятельности и видовом разнообразии рыб, поскольку жизненные циклы и сезонные ритмы рыб в значительной мере обусловлены колебаниями температуры (Голованов, 2012).

Адаптации к температурному фактору, исходя из данных по летальным температурам рыб, обитающих в водоемах умеренных широт России, позволяют рыбам существовать в диапазоне температур от 0 до 41 °С (Голованов, Смирнов, 2007; Смирнов, Голованов, 2004). В то же время существуют виды холодолюбивые (налим, лососевые, сиговые) и теплолюбивые (большинство карповых и окуневых). Следует отметить, что для каждого вида существует температурная зона с оптимальными для роста и развития значениями температур, а также предельные температуры (верхняя и нижняя летальная), ограничивающие диапазон термоустойчивости рыб. В качестве температурных характеристик жизнедеятельности рыб обычно используют следующие показатели. Для оценки эколого-физиологического оптимума — окончательно избираемые температуры (ОИТ), устанавливаемые методом термопреферендума. Для определения верхних летальных температур (ВЛТ) — критический термический максимум (КТМ) и летальные температуры (ЛТ), а также хронический летальный максимум (ХЛМ).

Цель настоящего исследования — определение верхних летальных температур, а также окончательно избираемых температур у молоди карпа *Cyprinus carpio*, серебряного карася *Carassius auratus*, леща *Abramis brama*, плотвы *Rutilus rutilus*, речного окуня *Perca fluviatilis* и головешки-ротана *Perccottus glenii*.

Работа выполнена в 2009–2012 гг. на особях карпа в возрасте 0+, серебряного карася (1+ и 2+), плотвы (0+ и 1+), леща (1+ и 2+), окуня (0+) и головешки-ротана (0+). Рыбы отлавливались в прибрежье Рыбинского водохранилища, карп выращен в прудах стационара полевых и экспериментальных работ ИБВВ РАН, головешка-ротан отлавливался в одном из прудов Некоузского района, Ярославской области. Масса тела у перечисленных видов составила 8.7–10.6, 1.2–4.2, 0.7–4.0, 1.2–6.0, 1.1–1.6 и 1.3 г соответственно. Длина тела рыб составила 64.3–66.7, 37.5–51.0, 35.8–64.1, 42.3–83.2, 42.2–48.4 и 40.3 мм соответственно. Всего исследовано 134 особи, из них 62 — в опытах по определению ОИТ. Температура предварительной акклимации в опытах по изучению летальных температур составляла 20 и 28 °С, в опытах по изучению ОИТ — 16–24 °С. Особи головешки-ротана были акклимированы к температуре 12 °С. Время акклимации составляло 7 суток при естественном фотопериоде.

Определение ОИТ проводили в экспериментальных термоградиентных условиях, в которых группе особей предоставляли свободный выбор температуры. Экспериментальная установка по изучению избираемых температур представляет собой лоток из прозрачного стекла размерами 320×23×17 см. Горизонтальный градиент температуры создавался посредством нагрева и охлаждения на противоположных концах установки. Лоток делили на 12 отсеков с помощью неполных перегородок, в каждом из которых устанавливали по 2 аэратора с подачей воздуха для предотвращения вертикального градиента температуры. Создаваемый градиент температуры от 14 до 32 °С. Посадка рыб производилась в отсек с температурой, равной температуре акклимации. Распределение рыб, а также избираемая ими температура (ИТ) на начальном этапе выбора фиксировались 8–10 раз в сутки с 9 до 18 ч. В качестве зоны ОИТ выбирали временной интервал, в котором в течение не менее 3 суток не наблюдалось значительных колебаний в значениях избираемой температуры (среднесуточные значения статистически недостоверны). Корм (живой зоопланктон и сухой корм) вносили 1 раз в сутки в отсеки, где находились рыбы, а также смежные отсеки.

Для определения КТМ и ЛТ группу рыб (по 6 экз. в каждой, две повторности) помещали в экспериментальный аквариум объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и аэрации. Температуру воды в опытном аквариуме повышали со скоростью 8–10 °С/ч до нарушения локомоторной функции рыб — переворота на бок или вверх брюшко (сублетальное значение температуры фиксировали как КТМ), при этом в случае прекращения температурного воздействия рыба сохраняла жизнеспособность. При продолжении нагрева до момента прекращения движения жаберных крышек фиксировали значение ЛТ по этому показателю.

Для определения ХЛМ группу рыб (по 6 экз. в каждой) помещали в экспериментальный аквариум объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и аэрации. Температуру воды в опытном аквариуме повышали со скоростью 0.04 °С/ч (1 °С/сут) до момента гибели рыб, эту температуру фиксировали как ХЛМ. На каждые 4-е сутки меняли половину объема воды в аквариуме, сохраняя при этом в аквариуме то значение температуры, которое наблюдалось к моменту добавления воды. Продолжительность эксперимента при медленной скорости нагрева воды составляла 16–23 сут, при скорости нагрева 8–10 °С — 1.5–1.8 ч. Все опыты проводили в условиях естественного фотопериода. Рыб кормили 1 раз в сутки живым зоопланктоном, рыбным фаршем, сухим комбикормом в объеме 3–4% от общей массы тела.

Рассматриваемые нами виды рыб по температурным критериям жизнедеятельности относятся к разным группам. Так, карп, серебряный карась и вид-вселенец головешка-ротан представляют наиболее теплолюбивые виды рыб. К этой группе относятся виды, наиболее термоустойчивые и теплолюбивые в сравнении с остальными

ми карповыми, окуневыми и другими видами рыб. Лещ, плотва и окунь — представители теплолюбивых видов, то есть сравнительно термоустойчивых и теплолюбивых видов.

Как и следовало ожидать, наибольшие уровни ВЛТ были отмечены у особей серебряного карася (КТМ 37.9–40.4 °С), на всех уровнях акклимации, немного меньше показатели ВЛТ у молоди карпа (табл.).

Таблица. Сравнительный анализ термоадаптационных характеристик молоди рыб

Вид	ОИТ, °С	КТМ, °С		ЛТ, °С		ХЛМ, °С
		20 °С	28 °С	20 °С	28 °С	
Карп	29.5	35.6	39.7	36.5	40.5	41.3
Карась	30.2	37.9	40.4	38.1	41.0	39.0
Лещ	22.7	35.8*	36.8	36.7*	37.1	37.5
Плотва	24.0	33.3	36.5	34.5	37.5	37.0
Окунь	26.4	32.0	35.8	33.4	36.2	33.5
Ротан	27.6	30.0**	—	32.2**	—	35.7

Примечание. Ошибка среднего значения: 0.1–0.5 °С; * — температура акклимации — 24 °С; ** — температура акклимации 12 °С.

Значение КТМ у сеголетов головешки-ротана составило 30 °С, но следует учитывать, что рыбы были акклимированы к температурам осеннего сезона (12 °С). Предположительно, при акклимации к температуре воды 20–28 °С КТМ для головешки-ротана должен быть несколько ниже КТМ карпа и серебряного карася. Приблизительно равные значения летальных температур зафиксированы среди представителей эвритермных рыб: несколько более высокие значения КТМ у леща (35.8–36.8 °С) в сравнении с плотвой (33.3–36.5 °С) при соответствующих уровнях акклимации. Следует отметить, что особи леща были акклимированы к температуре воды 24 °С, что несколько отразилось на повышении показателей КТМ. Летальные температуры (ЛТ) у исследованных видов при двух уровнях акклимации были на 0.2–1.4 °С выше соответствующих значениях КТМ. Значения ХЛМ, в отличие от уровня КТМ, были выше у карпа (41.3 °С) в сравнении с серебряным карасем (39.5 °С). У леща и плотвы показатели ХЛМ близки, у окуня самые низкие среди исследованных видов (33.5 °С).

Сравнение данных по ВЛТ с другими эвритермными видами, изученными ранее, показало, что у молоди щуки и уклейки при температуре акклимации 20 °С уровень КТМ несколько выше чем у леща и плотвы (33.6 °С). Показатели КТМ и ЛТ у пескаря в группе эвритермных видов самые низкие — 32.4 °С. Сравнение величин ХЛМ с другими видами выявило, что ХЛМ уклейки и плотвы близки, но несколько ниже, чем у леща (36.9 °С). Похожие показатели у особей синца (36–38 °С). У молоди щуки уровень ХЛМ ниже среди исследованных эвритермных видов — 34.0 °С (Капшай, 2012).

Сравнение наших данных с другими по аналогичным видам выявило, что молодь серебряного карася и карпа, акклимированная к температуре воды 20 °С, при скорости нагрева 10 °С/ч, показала значение КТМ практически идентичные полученным нами — 38 и 35.8 °С соответственно. У сеголеток окуня при акклимации к температуре воды 20–28 °С, величина КТМ составила 32.0–35.8 °С соответственно (Голованов и др., 2012а, б). Данные по молоди леща для аналогичной скорости нагрева воды в летний сезон отсутствуют, однако уровень КТМ у особей леща при акклимации к температуре воды 12 °С в осенний сезон и скорости нагрева 10 °С/ч составили 27.7 °С, а у леща при скорости нагрева ~ 5 °С/ч в летний сезон — 34.3 °С (Лапкин и др., 1990).

Результаты по изучению термоизбирания у рыб показали, что самые высокие значения ОИТ наблюдались у молоди карпа (29.5±0.5 °С) и серебряного карася (30.2±0.3 °С), как у наиболее теплолюбивых и термоустойчивых видов (табл.). Достаточно высокие показатели ОИТ отмечены также у сеголетков головешки-ротана и окуня (27.6 и 26.4±0.3 °С соответственно). Несколько ниже уровень ОИТ зарегистрирован у особей плотвы (24±0.3 °С), а наиболее низкие значения у окуня (22.7±0.2 °С). Результаты по другим видам, изученным ранее показали, что у двухлетков плотвы величина ОИТ была ниже в сравнении с сеголетками — 26 °С (Голованов, 1996; Голованов и др., 1997; Лапкин и др., 1981; Капшай, Голованов, 2009). Уровень ОИТ особей синца близок к таковому у окуня (26.8 °С). Достаточно низкие значения ОИТ выявлены у трехлетков пескаря (20.5±0.1 °С), а самые низкие — у четырехлетков голяна (16.8±0.3 °С). Можно предположить, что у сеголетков и годовиков голяна уровень ОИТ будет несколько выше, ~ 19–21 °С.

В целом, характер зависимости уровня КТМ от значений акклимации у разных видов показывает, что при изменении температуры акклимации на 1 °С ВЛТ у особей серебряного карася, карпа, плотвы и окуня изменяется на 0.47, 0.54, 0.55 и 0.50 °С соответственно. Таким образом, на основании данных, приведенных в таблице, можно сделать вывод о возрастании значений КТМ и ЛТ при увеличении уровня температуры акклимации. Влияние уровня акклимации на показатель ХЛМ изучен еще недостаточно, однако имеющиеся данные предполагают определенную инертность величины ХЛМ от температурных условий предварительного содержания рыб. У всех исследованных видов рыб при повышении температуры акклимации воды в ряду 20–28 °С значения КТМ увеличиваются: у карпа на 4.1 °С, серебряного карася, леща плотвы и окуня на 2.5, 1.0, 3.2 и 3.8 °С соответственно. Разница между показателями КТМ и ЛТ в аналогичном диапазоне уровней акклимации (20–28 °С) составила у карпа 0.9–0.8 °С, у серебряного карася 0.2–0.6 °С, у леща 0.9–0.3 °С, у плотвы 1.2–1.0 °С и у окуня 1.4–0.4 °С соответственно, т.е. изменялась незначительно, но наблюдалась некая тенденция уменьшения при повышении уровня температуры акклимации.

Таким образом, диапазон температур между значениями ОИТ и ВЛТ составил 6–12 °С. Наблюдается тенденция расширения данного диапазона на 3–4 °С при увеличении температуры акклимации с 20 до 28 °С. Из этого следует, что данная тенденция, наряду с закономерным возрастанием показателей КТМ и ЛТ при повышении уровня акклимации, позволяет предположить наличие у рыб адаптаций на физиолого-биохимическом уровне, направленных на предотвращение гибели молоди при кратковременном повышении уровня термального режима водоемов посредством повышения верхней границы жизнедеятельности.

Полученные данные свидетельствуют, что как наибольшая термоустойчивость, так и температурный оптимум среди исследованных видов рыб характерен для карпа и серебряного карася. Уровни значений ОИТ, КТМ, ЛТ и ХЛМ у них максимальны. Несколько уступает по своим термоадаптационным показателям данным видам молодь головешки-ротана. Температурные адаптационные характеристики леща, плотвы и окуня примерно одинаковы. Полученные экспериментальные данные имеют как теоретическое (установление соотношений оптимума и пессимума у молоди рыб), так и практическое (разработка нормативов допустимого теплового воздействия на молодь рыб) значение.

Работа выполнена при поддержке Программы фундаментальных исследований Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России: Динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

- Голованов В.К. Эколого-физиологические закономерности распределения и поведения пресноводных рыб в термоградиентных условиях: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Москва, 2012. 47 с.
- Голованов В.К. Эколого-физиологические аспекты терморегуляционного поведения пресноводных рыб // Поведение и распределение рыб. Докл. 2-го Всероссийск. совещ. «Поведение рыб». Борок, 1996. С. 16–40.
- Голованов В.К., Свирский А.М., Извеков Е.И. Температурные требования рыб Рыбинского водохранилища и их реализация в естественных условиях // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль: ЯрГТУ, 1997. С. 92–116.
- Голованов В.К., Капшаев Д.С., Голованова И.Л. Влияние высокой температуры акклимации на термоустойчивость молоди рыб // Вестник АГТУ. Сер.: Рыбное хозяйство. 2012а. № 1. С. 125–128.
- Голованов В.К., Смирнов А.К., Капшаев Д.С. Сравнительный анализ окончательно избираемой и верхней летальной температуры у молоди некоторых видов пресноводных рыб // Труды Карел. НЦ РАН. Сер. Эксперим. биология. 2012б. № 2. С. 70–75.
- Голованов В.К., Смирнов А.К. Влияние скорости нагрева на термоустойчивость карпа *Cyprinus carpio* в различные сезоны года // Вопр. ихтиол. 2007. Т. 47. № 4. С. 555–561.
- Капшаев Д.С. Влияние температуры акклимации на термоустойчивость некоторых видов пресноводных рыб // Актуальные проблемы биологии и экологии. XIX Всероссийской молодежной научной конференции, 2–6 апреля 2012. г. Сыктывкар, Республика Коми, Россия (в печати).
- Капшаев Д.С., Голованов В.К. Термопреферендум молоди карповых и окуневых видов рыб Верхней Волги // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Мат. XXVIII Междунар. конф., 5–8 октября 2009 г., г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009. С. 262–266.
- Смирнов А.К., Голованов В.К. Влияние различных факторов на термоустойчивость серебряного карася *Carassius auratus* L. // Биол. внутр. вод. 2004. № 3. С. 103–109.
- Лапкин В.В., Свирский А.М., Голованов В.К. Возрастная динамика избираемых и летальных температур рыб // Зоол. ж. 1981. Т. 40. № 12. С. 1792–1801.
- Лапкин В.В., Голованов В.К., Свирский А.М., Соколов В.А. Термоадаптационные характеристики леща *Abramis brama* (L.) Рыбинского водохранилища // Структура локальной популяции у пресноводных рыб. Рыбинск, 1990. С. 37–85.

СИНТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОДНЫХ И ПРИБРЕЖНО-ВОДНЫХ МАКРОФИТОВ УСТЬЕВОГО УЧАСТКА РЕКИ ПАЗЕЛИНКИ (УДМУРТСКАЯ РЕСПУБЛИКА)

И.А. Каргапольцева, О.А. Капитонова

ФГБОУ ВПО «Удмуртский государственный университет»,

г. Ижевск, ул. Университетская 1; факс 8(3412)685866, larix85@mail.ru, kapoa@uni.udm.ru

Процессы зарастания водоемов и водотоков давно являются предметом пристального внимания гидробиологов, однако закономерности развития растительности в устьевых областях малых рек редко становятся объектом специальных исследований. Между тем, устьевые зоны интересны многообразием физических и гидробиологических процессов, происходящих в них. Устье реки является особым географическим объектом, охватывающим район впадения реки в водоём и имеющий специфический природный комплекс, структура и формирование которого регулируются устьевыми процессами: динамическим взаимодействием и смешением вод реки и приёмного водоема, отложением и переотложением наносов (Михайлов и др., 2008).

Территория Удмуртской Республики (УР) богата поверхностными водными источниками различного характера (Удмуртская Республика: энциклопедия, 2008). Тем не менее, работ, посвященных флоре и раститель-

ности водоемов и водотоков Удмуртии, немного. Первые исследования по изучению водных макрофитов, преимущественно на территории г. Ижевска, в пределах Ижевского водохранилища, проводились в 70-х гг. прошлого столетия Т.А. Варфоломеевой (1976, 1977). Исследованием флоры малых прудов на северо-востоке УР занимался О.В. Мухачев (1987). С начала текущего столетия изучение водных растений и их сообществ в заводских прудах-водохранилищах проводится Т.В. Лихачевой (2004, 2007). Наиболее детальное изучение флоры и растительности водоемов и водотоков Удмуртии принадлежит О.А. Капитоновой, что отражено в её многочисленных публикациях (Капитонова, 1999, 2001, 2006а; 2006б; 2006в, 2011 и др.).

Исток р. Пазелинки находится в северо-западной части г. Ижевска, в лесистой местности. Общая протяженность реки составляет около 10 км. Устьевой участок реки является самым полноводным, глубина достигает 2.5 м. На этом участке р. Пазелинка, сливаясь с р. Игерманкой, впадает в Ижевское водохранилище.

Цель нашей работы заключалась в выявлении синтаксономического состава растительности водных и прибрежно-водных макрофитов устьевой области р. Пазелинки. В соответствии с этим, основные задачи состояли в описании растительности, составлении продромуса, характеристике синтаксонов и картировании растительности устьевой области р. Пазелинки.

Методика и материалы. Изучение растительного покрова устья р. Пазелинка проводилось в 2010 г. Описание фитоценозов водной и прибрежно-водной растительности проводили на пробных площадках площадью от 4 до 16 м², обычно в форме квадрата. Оценка размеров фитоценозов и пробных площадок производилась глазомерно (Катанская, 1981; Бобров, Чемерис, 2003). При описании фитоценозов составляли список видов макрофитов, отмечали общее и частное проективное покрытие, фенофазу. Картирование с выделением поясов водной и прибрежно-водной растительности, а также отдельных ассоциаций, проводили по методикам, предложенным В.М. Катанской (1981) и В.Г. Папченковым (2003, 2006). Контуры описываемых фитоценозов наносились на карту путем непосредственного движения вдоль их границ на водоеме. При классификации растительности был использован доминантно-детерминантный подход (Папченков 2001а, 2001б).

Результаты и их обсуждение. По результатам изучения растительности устьевой области р. Пазелинки составлена карта-схема зарастания рассматриваемого водного объекта (рис. 1).

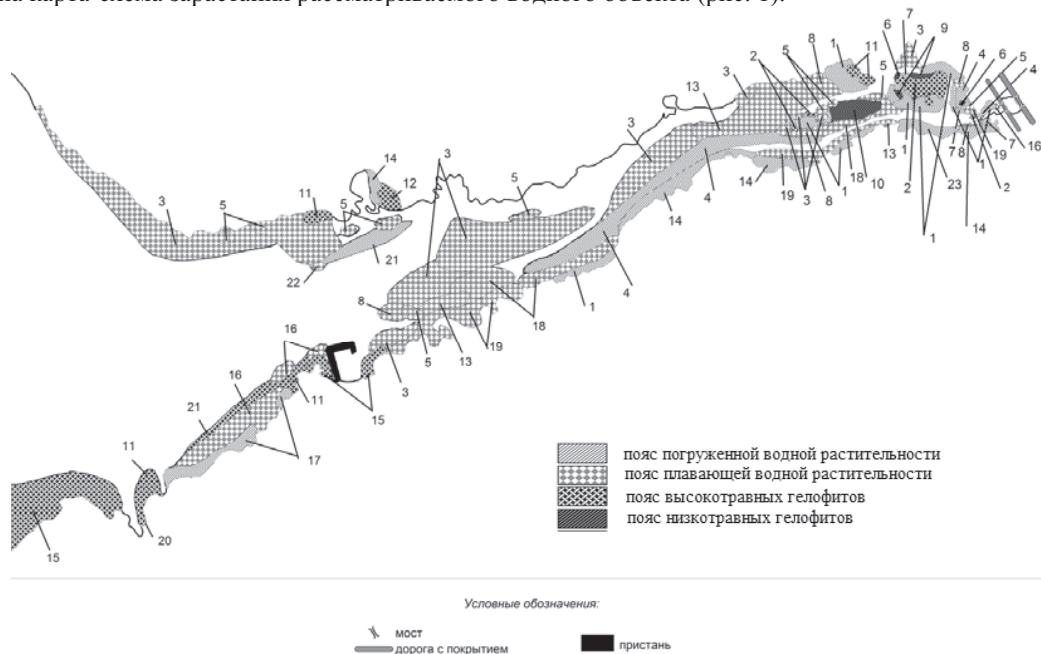


Рис. 1. Карта-схема зарастания устьевой области р. Пазелинки. 1 *Potamogetoneto lucentis-Ceratophylletum demersi*; 2 *Thelypterio-Typhetum angustifoliae*; 3 *Lemno-Nupharetum luteae*; 4 *Lemno-Potamogetoneto lucentis*; 5 *Lemno-Nymphaeetum candidae*; 6 *Lemno-Sparganietum microcarpi*; 7 *Myriophylletum verticillati*; 8 *Ceratophyllo demersi-Potamogetoneto natans*; 9 *Nupharetum-Sagittarietum sagittifoliae*; 10 *Lemno-Sparganietum emersi*; 11 *Thelypterio-Scirpetum lacustris*; 12 *Thelypterio-Phragmitetum australis*; 13 *Lemno-Potamogetoneto natantis*; 14 *Lemno-Ceratophylletum demersi*; 15 *Typhetum angustifoliae*; 16 *Nupharetum luteae*; 17 *Potamogetoneto perfoliati*; 18 *Potamogetoneto lucens-Nupharetum luteae*; 19 *Ceratophyllo demersi-Nupharetum lucens*; 20 *Phragmitetum australis*; 21 *Potamogetoneto praelongi*; 22 *Pesicarietum amphibii*; 23 *Ceratophyllo demersi-Potamogetoneto friesii*.

Согласно полученным данным, устьевая область р. Пазелинки характеризуется поясным расположением фитоценозов, что присуще водным объектам с замедленным движением вод (Папченков, 2003). Выделяются пояса погруженной и плавающей водной растительности, низких и высоких прибрежно-водных растений.

Система высшей водной и прибрежно-водной растительности, составленная по данным геоботанических описаний за период наблюдений, представлена следующими синтаксонами.

I. ТИП РАСТИТЕЛЬНОСТИ. ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ – AQUIPHYTOSA

А. Группа классов. Настоящая водная (гидрофитная) растительность – *Aquiphytosa genuina*

I. Класс формаций. Настоящая водная (гидрофитная) растительность – *Aquiphytosa genuina*.

1. Группа формаций гидрофитов, свободно плавающих в толще воды – *Aquiherbosa genuina demersa natans*.

1. Формация роголистника темно-зеленого – *Ceratophylleta demersi*
Ассоциации: 1) *Lemno-Ceratophylletum demersi*; 2) *Potamogetoneto lucentis-Ceratophylletum demersi*;
 2. Группа формаций погруженных укореняющихся гидрофитов – *Aquiherbosa genuina submersa radicans*.
 2. Формация рдеста блестящего – *Potamogetoneta lucentis*
Ассоциации: 3) *Lemno-Potamogetoneta lucentis*.
 3. Формация рдеста Фриса – *Potamogetoneta friesii*
Ассоциация: 4) *Ceratophyllo demersi-Potamogetoneta friesii*.
 4. Формация рдеста длиннейшего – *Potamogetoneta praelongi*
Ассоциация: 5) *Potamogetoneta praelongi*.
 5. Формация рдеста пронзеннолистного – *Potamogetoneta perfoliati*
Ассоциация: 6) *Potamogetoneta perfoliati*.
 6. Формация урути мутовчатой – *Myriophylleta verticillati*
Ассоциация: 7) *Myriophylletum verticillati*.
 3. Группа формаций укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями – *Aquiherbosa genuina radicans foliis natantibus*.
 7. Формация кубышки желтой – *Nuphareta luteae*
Ассоциации: 8) *Nupharetum luteae*; 9) *Lemno-Nupharetum luteae*; 10) *Ceratophyllo demersi-Nupharetum lucens*;
11) *Potamogetoneto lucens-Nupharetum luteae*.
 8. Формация кувшинки чисто-белой – *Nymphaeeta candidae*
Ассоциация: 12) *Lemno-Nymphaeetum candidae*.
 9. Формация горца земноводного *Persicarieta amphibii*
Ассоциация: 13) *Pesicarietum amphibii*.
 10. Формация рдеста плавающего – *Potamogetoneta natantis*
Ассоциация: 14) *Lemno-Potamogetoneta natantis*; 15) *Ceratophyllo demersi-Potamogetoneta natans*.
- Б. Группа классов. Прибрежно-водная растительность – *Aquiherbosa vadosa*.**
- II. Класс формаций. Воздушно-водная (гелофитная) растительность – *Aquiherbosa helophyta*.
4. Группа формаций низкотравных гелофитов – *Aquiherbosa helophyta humilis*.
 11. Формация стрелолиста обыкновенного – *Sagittarieta sagittifoliae*
Ассоциация: 16) *Nuphareto-Sagittarietum sagittifoliae*.
 12. Формация ежеголовника всплывшего – *Sparganieta emersi*
Ассоциация: 17) *Lemno-Sparganietum emersi*.
 13. Формация ежеголовника мелкоплодного – *Sparganieta microcarpi*
Ассоциация: 18) *Lemno-Sparganietum microcarpi*.
 5. Группа формаций высокотравных гелофитов – *Aquiherbosa helophyta procera*.
 14. Формация камыша озерного – *Scirpeta lacustris*
Ассоциация: 19) *Thelypterio-Scirpetum lacustris*.
 15. Формация рогоза узколистного – *Typheta angustifoliae*
Ассоциации: 20) *Typhetum angustifoliae*; 21) *Thelypterio-Typhetum angustifoliae*.
 16. Формация тростника южного – *Phragmiteta australis*
Ассоциации: 22) *Phragmitetum australis*; 23) *Thelypterio-Phragmitetum australis*.

Таким образом, согласно результатам проведенного анализа, растительность изученного водного объекта представлена 23 ассоциациями, относящимися к 16 формациям из 1 типа растительности.

Наибольшим разнообразием по числу синтаксонов отличается настоящая водная растительность, включающая 15 ассоциаций (62.5% от общего числа) (табл. 1), которые входят в 10 формаций. Учитывая небольшую площадь акватории устьевой области реки, это свидетельствует о весьма благоприятных условиях для развития гидрофитов. Этому способствует небольшая глубина, достаточно высокая степень защиты от волнобоя хорошо развитыми сплавидами и развитым поясом высокотравных гелофитов, окаймляющих водоем практически по всему периметру.

Таблица 1. Синтаксономический состав растительности устьевой области р. Пазелинки

Класс формаций	Число формаций	% от числа формаций	Число ассоциаций	% от числа ассоциаций
Настоящая водная (гидрофитная) растительность	10	62.5	15	65.2
Воздушно-водная (гелофитная) растительность	6	37.5	8	34.8
Всего:	16	100.0	23	100.0

Не намного по числу ассоциаций отстает от гидрофитной растительности прибрежно-водная растительность, представленная одним классом — воздушно-водной (гелофитной) растительностью, которая представлена группами формаций высокотравных и низкотравных гелофитов. Среди воздушно-водной растительности наибольшее синтаксономическое разнообразие отмечено для высокотравных гелофитов (3 формации, 5 ассоциаций). Низкотравные гелофиты при таком же числе формаций включают лишь 3 ассоциации. Такое соотношение синтаксонов может указывать на происходящие процессы заболачивания и обмеления, при которых пояс высокотравных гелофитов широким фронтом «наступает» на пояс погруженных и плавающих гидрофитов, вытесняя также и низкотравные гелофиты.

Наблюдаемое распределение водных и прибрежно-водных растений в устьевой зоне р. Пазелинка связано преимущественно с эколого-биологическими особенностями растений-эдификаторов, приуроченных к определенным глубинам, донным отложениям.

Преобладание укореняющихся гидрофитов в синтаксономической структуре растительного покрова зоны подпора р. Пазелинки указывает на промежуточную стадию сукцессии устьевого участка реки. На данной стадии сукцессии в зарастании водного объекта преимущественное участие принимают такие ассоциации, как *Lemno-Nupharetum luteae*, *Lemno-Nymphaeetum candidae*, *Nupharetum luteae*, *Lemno-Ceratophylletum demersi*, *Lemno-Potamogetonnetum natantis*, *Potamogetoneto lucentis-Ceratophylletum demersi*. Преобладание данных ассоциаций указывает на активные сукцессионные процессы, которые развиваются в зоне подпора р. Пазелинки Ижевским водохранилищем.

Список литературы

- Бобров А.А., Чемерис Е.В. Описание растительных сообществ в водоемах и водотоках и подходы к их классификации методом Браун-Бланке // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы школы по гидробиотанике. Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 105–118.
- Варфоломеева Т.А. Основные растительные формации Ижевского водохранилища и их продуктивность // Бот. журн. 1976. Т. 61, № 6. С. 896–900.
- Варфоломеева Т.А. Сплавинная растительность Ижевского водохранилища // Гидробиол. журн. 1977. Т. XIII. Вып. 2. С. 56–59.
- Капитонова О.А. Новые данные по флоре водоемов Удмуртии // Вестник Удмуртского университета. 1999. № 5. С. 135–137.
- Капитонова О.А. К анализу флоры высших водных растений Удмуртии // Вестник Удмуртского университета. 2001. № 7, спецвып. Экология. С. 92–105.
- Капитонова О.А. Закономерности формирования и развития флоры водных макрофитов в урбанизированном ландшафте // Антропогенная динамика природной среды. Т. 1. Материалы Международ. науч.-практич. конференции (16–20 окт. 2006 г., г. Пермь) / Перм.ун-т.: Пермьиздат, 2006 а. 354 с.
- Капитонова О.А. Синантропный элемент во флоре водных макрофитов Удмуртской Республики // Адвентивная и синантропная флора России и стран ближнего зарубежья; состояние и перспективы: Материалы III Международной конференции (Ижевск, 19–22 сентября 2006 г.). Ижевск, 2006 б. С. 48–49.
- Капитонова О.А. Флора макрофитов Удмуртской Республики // Биоразнообразие и биоресурсы Урала и сопредельных территорий. Материалы III Международной научной конференции (Оренбург, 24–27 мая 2006 г.). Оренбург: Принт-сервис, 2006 в. С. 68–70.
- Капитонова О.А., Каргапольцева И.А., Мельников Д.Г. Особенности формирования растительного покрова и пространственная структура макрозообентоса в условиях нарушения гидрологического режима водоема (на примере Березовского залива Воткинского пруда) // Известия Самарского научного центра РАН. 2011. Т. 13, № 1. С. 167–173.
- Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1981. 279 с.
- Лихачева Т.В. Растительность заводских прудов-водохранилищ Удмуртии // Вестник Удмуртского Университета. Биология, № 10. Ижевск: УдГУ, 2004. С. 75–84.
- Лихачева Т.В. Эколого-фитоценотические закономерности распределения растительного покрова водохранилищ Удмуртской Республики: Дис. на соиск. учён. степ. канд. биолог. наук. Ижевск, 2007. 332 с.
- Михайлов В.Н., Добровольский А.Д., Добролюбов С.А. Гидрология. М.: Высшая школа, 2008. 463 с.
- Мухачев О.В. К проблеме экологической оптимизации прудов северо-востока УАССР // Человек и окружающая среда: Тезисы докладов 2-й республиканской научно-практической конференции. Устинов, 1987. С. 18–20.
- Папченков В.Г. К определению сложных групп растений и их гибридов // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы школы по гидробиотанике. Рыбинск: ОАО «рыбинский Дом печати», 2003. С. 82–92.
- Папченков В.Г. Картирование растительного покрова водоемов и водотоков // Материалы VI Всероссийской школы – конференции по водным макрофитам «Гидробиотаника - 2005». Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006. С. 135–142.
- Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001а. 200с.
- Папченков В.Г. Флористическое богатство малых и средних рек показатель их экологического состояния // Малые реки: современное экологическое состояние, актуальные проблемы: Международ. науч. конф. Тольятти. 2001б. С. 159.
- Удмуртская Республика: энциклопедия. Ижевск: Изд-во «Удмуртия», 2008. 800 с.

ПОСЛОЙНАЯ ОЦЕНКА ТЕПЛОЗАПАСА В РАЗЛИЧНЫХ ЧАСТЯХ ВОТКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.Б. Китаев, Г.В. Морозова, В.М. Носков

Пермский государственный национальный исследовательский университет,
614990 г. Пермь, ул. Букирева, 15, hydrology@psu.ru

В целях наибольшего использования потенциальной энергии рек, в прошлом столетии было широко развито гидротехническое строительство.

В преобразовании р. Камы большую роль сыграло создание Воткинского водохранилища. Изучение этого нового водного объекта и его частей началось сразу же после его возникновения. Исследования на водоеме ведутся в течение круглого года и за период его существования накоплено большое количество фактического материала.

Естественный режим рек, в том числе и р. Камы существенно изменяется при зарегулировании стока и создании водохранилищ. Существенное влияние на гидрологические особенности водоема оказывает режим регулирования. Изменения касаются всех элементов режима водохранилища: водного баланса и уровня воды, скоростей течений, термички, гидрохимии, гидробиологии, по-иному развиваются все внутриводоемные процессы. Созданные искусственно условия формируют новую экосистему водоема. В этом процессе, особенно в развитии биоты, одну из главных ролей играют особенности термического режима.

Исследование термического режима необходимо для решения многих практических задач: расчёта теплового баланса, прогнозирования замерзания водоема, образования внутриводного льда, расчёта испарения с водной поверхности, изучения биологических, химических и других процессов.

Термический режим один из основных экологических факторов, определяющих жизнь гидробионтов. Температура воды является в них обязательным и «неустраняемым фактором». Она относится к числу наиболее универсальных экологических факторов.

Объектом настоящего исследования является Воткинское водохранилище. Временной период — 1964–1978 гг. Его выбор определялся наличием достаточно полной исходной информации по температурному режиму водоема, а кроме того, в отмеченный период попадали и характерные по водности годы (1965 — многоводный, 1967 — самый маловодный за весь период существования водоема).

С целью изучения послойного изменения теплозапаса Воткинского водохранилища для четырёх его участков составлены таблицы теплового фонда отдельных слоёв в интервалах глубин: 0–2, 2–5, и более 5 м (табл. 1, 2).

Как показывает анализ максимальное значение теплозапаса (23.1 кал/см^3) за исследуемый период отмечается на 2 участке в апреле 1967 г., и приурочено к верхнему двухметровому слою, который может быть принят за слой эпилимниона. Этот слой можно принять за слой эпилимниона, так как именно этот двух метровый слой, как правило, характеризуется весьма малыми температурными градиентами, а температура его в большей степени зависит от температуры воздуха и следует за ее ходом. В целом по водохранилищу наиболее тёплым является поверхностный слой 4-го участка, максимальное значение которого, было зарегистрировано в августе 1966 г. и составило 21.5 кал/см^3 .

Таблица 1. Теплозапас (кал/см³) отдельных слоёв водной массы Воткинского водохранилища в многоводном (1965) г.

Участок	Месяц	Глубина слоя, м		
		0-2 .0	2.0-5 .0	>5 .0
1	6	9.9	10.0	10.0
	7	18.6	18.3	17.8
	8	18.0	17.9	17.9
	10	10.1	10.1	10.0
2	6	10.9	10.8	10.6
	7	21.2	20.2	18.7
	8	18.2	18.2	18.0
	10	9.3	9.3	9.2
3	6	11.1	11.0	10.9
	7	20.6	19.8	18.8
	8	19.3	18.8	18.3
	10	8.9	8.9	8.9
4	6	11.2	11.2	11.2
	7	20.1	19.3	16.9
	8	19.2	18.7	18.3
	10	11.4	11.4	11.1

Таблица 2. Теплозапас (кал/см³) отдельных слоёв водной массы Воткинского водохранилища в маловодном (1967) г.

Участок	Месяц	Глубина слоя . м		
		0-2 .0	2.0-5 .0	>5 .0
1	6	11.9	11.8	11.5
	7	16.7	16.5	16.4
	8	21.8	20.9	20.7
	10	17.9	17.9	18.0
2	6	11.6	11.4	11.1
	7	19.6	19.3	18.6
	8	23.1	21.1	20.3
	10	17.0	17.0	16.8
3	6	11.3	10.9	10.6
	7	17.8	17.4	16.2
	8	22.1	21.1	19.6
	10	17.8	17.8	17.7
4	6	10.6	9.9	9.5
	7	20.9	18.9	16.3
	8	20.8	20.2	18.8
	10	20.3	20.0	19.5

Анализ метеорологических особенностей территории водохранилища показал, что сколько-нибудь отличных климатических условий между первым и четвёртым участками водоема не наблюдается. Очевидно, что

приуроченность наибольшего накопления тепла поверхностного слоя к 4-ому участку водохранилища обуславливается иными факторами, а именно особенностями морфометрии и гидродинамическими условиями. Для этого участка водохранилища характерна хоть и большая глубина (максимальная до 25 м), но малая проточность или вообще её отсутствие, так как этот участок приплотинный. Естественно, что поверхностный слой в неподвижных условиях прогревается значительно быстрее, чем в зоне с меньшими глубинами, но большими скоростями течения водоёма.

Наиболее выраженная величина температурной стратификации отмечается на 4 и 3 участках. Она и препятствует выхолаживанию глубинных слоёв. На этих участках термическая активность верхнего слоя выше, чем в мета- и гипolimнионе.

Анализ теплозапаса отдельных слоёв показал, что её наибольшая величина характерна для поверхностного слоя (равно как на стадиях нагревания, так и охлаждения) и наблюдается в приплотинном районе.

Наибольшая разность между теплосодержанием отдельных слоёв (5.7 кал/см^3 — июнь 1966 г.) наблюдалась на приплотинном участке, что является показателем значительной стратификации водной массы.

На 1 и 2 участках водохранилища расхождение в теплосодержании отдельных слоёв незначительное и колеблется от 0.8 до 2.0 кал/см^3 . Небольшая величина послойных расхождений указывает, что тепловое состояние воды в этой части водоёма в целом близко к гомотермии, за счёт перемешивания вод Воткинского водохранилища с водами Камского, то есть этому в значительной мере способствуют повышенные скорости течения, большая проточность, а так же интенсивное ветровое перемешивание.

В периоды нагрева и охлаждения водоёма линии распределения теплозапаса отдельных слоёв наиболее близки друг к другу, они почти соприкасаются. Из этого следует, что в переходные периоды запас тепла отдельных слоёв почти одинаков. В период летнего нагрева водоёма разброс теплозапаса по слоям увеличивается. На первых двух участках разброс наименьший, и чем ближе к приплотинному участку, тем он становится больше. На четвёртом участке разница теплозапаса между слоями наиболее выразительна. Это происходит из-за разности глубин. На приплотинном участке, где глубина больше, мощность слоя 5 м и более намного больше, чем на верхнем, и единичный теплозапас этого слоя меньше, так как воздействие проточности и ветрового перемешивания, которое уменьшается с севера на юг здесь незначительно.

В большинстве случаев теплосодержание слоя металимниона (2–5 м) наиболее близко к среднему значению. Очевидно, что теплозапас, содержащийся в единице объёма металимниона, может служить приближённым показателем общего запаса тепла.

В целом результаты выполненного исследования указывают на отчётливо выраженные различия в формировании теплового фонда Воткинского водохранилища, как во времени, так и в пространстве, а полученные результаты могут найти широкое использование в гидрофизических и химико-биологических исследованиях водоёма.

ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ И СОСТОЯНИЯ ПОПУЛЯЦИЙ ЧЕРНОМОРСКО-КАСПИЙСКОЙ ТЮЛЬКИ ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Кияшко В.И., Слынько Ю.В.

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, Россия, syv@ibiw.yaroslavl.ru

Со времени проникновения черноморско-каспийской тюльки в 1984 г. в бассейн Верхней Волги за необычайно короткий срок она уже к 2002 г. завоевала все водохранилища включая Ивановское и проникла в Шекснинское. Наиболее многочисленные популяции тюлька сформировала в самом крупном по площади озеровидном водохранилище Верхней Волги — Рыбинском, где она стала доминантой по численности в сообществе рыб пелагиали (Слынько и др., 2001). В остальных водохранилищах тюлька достигла статуса субдоминанты сообщества и её популяции как правило приурочены к крупным озеровидным расширениям или глубоко-водным заливам. Самоподдерживающаяся популяция в Рыбинском водохранилище стала самой северной на всем современном ареале черноморско-каспийской тюльки. В Ивановском водохранилище самые многочисленные стада тюльки концентрируются в акваториях, подверженных влиянию подогретых вод, прежде всего в районе г. Твери и в заливах ниже Конаковской ГРЭС. Тюлька, которая обнаруживается в более северном Шекснинском водохранилище, до сих пор не натурализовалась в нем (Slynko et al., 2011).

Наиболее подробно, т.е. с момента проникновения в 1993 г. и по 2012 г. включительно, динамики численности, размерно-возрастной, генетической и половой структуры популяции проанализированы на примере Рыбинского водохранилища. Тюльке, на прохождение первых двух фаз натурализации (проникновение и начало воспроизводства) потребовалось 6 лет — с 1994 г. по 2000 г. С 2000 г. в течение 3 лет наблюдался непрерывный рост численности — фаза III, тюлька становится доминирующим видом среди рыб пелагиали (Кияшко, Слынько, 2003). Весь период фазы непрерывного роста численности у тюльки составил 3 года (2000–2002 гг.). Удельная скорость роста численности при прохождении фазы III была высока — $r = 0.81$. В то же время средняя многолетняя величина улова ($286 \text{ экз./15 мин траления}$) была невысока. С 2002 г. популяция тюльки переходит в IV фазу — флуктуаций численности, которая продолжается и к моменту последних наблюдений в 2012 г. Эта фаза характеризуется снижением средней удельной скорости роста численности до 0.5 и увеличением среднего многолетнего улова до $845 \text{ экз./15 мин траления}$. Развитие итоговой фазы натурализации у тюльки охарактеризовалось формированием отчетливого подразделения на две последовательные по времени субфазы — субфаза флуктуаций численности с незначительными амплитудами (IVa — 2002–2006 гг.) и наступившая затем субфаза

колебаний с очень большими амплитудами (IVб — 2007 г. по настоящее время). К моменту появления тюльки в Рыбинском водохранилище, наряду с благоприятными климатическими факторами и отсутствием основного потенциального конкурента — снетка, пелагиаль в значительной степени оказалась слабонасыщенной, что, по-видимому, и способствовало столь быстрой и эффективной, по сравнению со снетком, ее натурализации в водоеме. По мере распространения тюльки по водоему и увеличения ее численности видовое разнообразие рыб пелагиали уменьшалось и практически на протяжении всего времени существования популяции тюльки в Рыбинском водохранилище численность аборигенных видов и разнообразие сообщества пелагиали оставались на более низком уровне, чем в период снетка. Видовое разнообразие сообщества было существенно ниже, чем в период доминирования корюшки, $H = 0.77$. Межгодовые вариации индекса разнообразия полностью определялись колебаниями численности тюльки, коэффициент корреляции по Спирмену был высоко достоверным, $R_s = -0.81$ при $p < 0.05$, что свидетельствовало об абсолютном ее доминировании в сообществе. Только с 2005 г. наметилась тенденция по восстановлению численности молоди судака и окуня в пелагиали. Анализ сезонных колебаний численности показал, что вплоть до 2004 г. численность половозрелых особей к началу нереста достоверно превышала их численность после зимовки, что вполне определенно свидетельствовало, как о непрерывности, так и о значимости вклада мигрантов из нижележащих водохранилищ. После 2004 г. по мере возрастания абсолютной численности и переходу с 2007 г. в фазу значительных колебаний основа нерестовой части популяции стала формироваться преимущественно за счет собственных ресурсов, когда вероятно тюлька уже максимально эффективно освоила экосистему Рыбинского водохранилища, соответственно, доля мигрантов стала не столь значимой и уже не играла существенной роли. Анализ динамики генных частот косвенно подтверждает это предположение. После 2004 г. начинает развиваться тенденция по увеличению генетической дивергенции Рыбинской популяции и одновременно снижение внутривидовой гетерогенности. Расселяясь по водохранилищу тюлька занимала участки, на которых ранее обитали снеток, молодь карповых и окуневых. Как правило, многовидовые скопления наблюдались во всех плесах, но особенно плотными они бывали в наиболее продуктивных пространственно-разобренных участках богатых зоо- и фитопланктоном (Поддубный, 1993). В исследуемые годы численность и соотношение видов в существенно изменялась в пространстве и во времени. В годы расселения и натурализации (до 2002 г.) тюлька доминировала в уловах только в Центральном плесе водохранилища, а в районах, прилегающих к речным плесам значительно возрастала доля карповых и окуневых. В уловах летом встречаются 4 возрастных класса тюльки — 0+, 1+, 2+ и 3+. Сеголетки присутствуют нерегулярно, их доля в улове зависит от размеров в этот период. 2005 г., средняя длина их в июле были на 10–15 мм больше, чем в остальные годы. По численности в уловах преобладают особи в возрасте 1+. Доля рыб в возрасте 2+ незначительна. Известно, что предельный возраст тюльки в условиях Рыбинского водохранилища — 3+, за все годы исследований летом обнаружено всего 3 рыбы этого возраста с длиной тела 95–100 мм (Кияшко и др., 2006). В осенних уловах тюлька представлена тремя возрастными группами, среди которых, в отличие от летнего периода, доминируют неполовозрелые особи — сеголетки. Среди половозрелых рыб основная доля приходится на двухлеток, трехлетки составляют не более 5%. Размерная кривая тюльки летом имеет одновершинный и осенью — двухвершинный характер. Пополнение преобладает над остатком, но доля остатка в последние годы значительно меньше, чем в первые годы становления популяции. Наибольшие линейные приросты наблюдаются в течение первого года жизни. К концу вегетационного сезона в разные годы средние размеры сеголетков колеблются от 44.9 до 56.9 мм. В течение второго года жизни размеры увеличиваются не более чем на 25 мм, в течение третьего года приросты длины составляют не более 10 мм. Следует отметить, что в период роста численности на начальном этапе в 2000–2003 гг. размеры сеголетков закономерно снижались. В период же с 2004 по 2007 гг. включительно, при значительном увеличении амплитуд межгодовых колебаний величины уловов, отчетливой связи численности с линейными размерами не обнаруживается. Но в последующие годы (2008–2012) на фоне последовательного снижения численности сеголетков линейные размеры возрастают.

В подавляющем большинстве случаев при вселении чужеродных видов происходит взрывное нарастание численности их популяций (Элтон, 1960), в том числе и у вселенцев в пресноводные экосистемы, включая рыб (Lehtonen, 2002). Как правило, этот начальный рост численности вселенца не столько зависит от количества вселившихся особей, сколько от степени насыщенности экосистемы и жесткости абиотических параметров. Данные факторы в большей степени влияют на время начала и скорость процесса (Inderjit et al., 2005; Lonhart, 2009). В дальнейшей динамике наряду с этими факторами значимое влияние приобретают и биологические особенности вида вселенца и экологическое влияние видов аборигенов (Одум, 1975; Hufbauer, Torchin, 2007).

Формирование в Рыбинском водохранилище самой северной краевой популяции черноморско-каспийской тюльки происходило, по сравнению с материнскими популяциями, в более жестких и сильно флуктуирующих условиях среды обитания, прежде всего абиотических факторов (климатических и гидрохимических). Проведенный анализ показал, что наибольшую значимость в регулировании численности популяции в фазе IV приобретают климатические факторы (прежде всего температура) и взаимоотношения с другими видами сообщества. Были выявлены достоверные взаимосвязи численности сеголетков тюльки с температурами в летний период (положительная корреляция). Наиболее отчетливо эта тенденция проявляется на кривых численности сеголетков в осенний период, которая, по нашим данным, так же как у большинства видов рыб (Никольский, 1974), не зависит от количества производителей в период нереста. Также, усиливаются конкурентные пищевые взаимоотношения тюльки с аборигенными видами сообщества. В условиях северного Рыбинского водохранилища, кроме температурного фактора, приоритетным в отношении динамики численности тюльки является фактор выедания ее хищниками — судаком, окунем, налимом. Подтверждением этому служит то обстоятельство, что в настоящее время тюлька, наряду с другими видами, стала летом и зимой основным кормовым объектом в пита-

нии хищных рыб (Степанов, Кияшко, 2008). На изменения кормовых запасов (снижение биомасс и увеличение доли мелких зоопланктеров) популяция тюльки Рыбинского водохранилища ответила не снижением численности, а снижением темпа роста.

Вероятно, сформировавшаяся к настоящему времени картина устойчивых осцилляций численности тюльки со значительными амплитудами является достигнутой видовой нормой существования тюльки, а периодичность и флуктуации величин колебаний отражают специфику обитания данного вида в абиотических и биологических условиях Рыбинского водохранилища. При общем доминировании тюльки в сообществе ее численность пока так и не достигла уровня обилия корюшки. Вероятно, предел экологической емкости Рыбинского водохранилища для южного вселенца тюльки имеет более низкий уровень, чем для северного вселенца — корюшки. В частности, косвенным подтверждением достижения пределов температурного оптимума и соответственно высокой значимости температурного фактора для состояния популяции в условиях Рыбинского водохранилища может рассматриваться тот факт, что тюлька до сих пор не натурализовалась в более северном, по сравнению с Рыбинским, Шекснинском водохранилище.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 10-04-00753, Программы Президиума РАН № 30 «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», подпрограмма «Динамика и сохранение генофондов» и Программы ОБН РАН № 2 «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

- Кияшко В.И., Слынько Ю.В. Структура пелагических скоплений рыб и современная трофологическая ситуация в открытых плесах Рыбинского водохранилища после вселения черноморско-каспийской тюльки // Ивации чужеродных видов в Голарктике: Мат. Российско-амер. Симп. по инвазийным видам. Борок, Ярославской области, Россия, 27–31 августа 2001 г. С. 259–271.
- Кияшко В.И., Осипов В.В., Слынько Ю.В. Размерно-возрастные характеристики и структура популяции тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) при ее натурализации в Рыбинском водохранилище // Вопросы ихтиологии. 2006. Т. 46. № 1. С. 68–76.
- Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб. М.: Пищевая промышленность, 1974. 447 с.
- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Поддубный С.А. Комплексный метод верификации гидродинамических моделей // Формирование и динамика полей гидрологических, гидрохимических и антропогенных факторов во внутренних водоемах и их моделирование. СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. С. 47–65.
- Степанов М.В., Кияшко В.И. Роль тюльки (*Clupeonella cultriventris* Nordmann) в питании хищных рыб Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2008. № 4. С. 86–89.
- Элтон Ч. Экология нашествий животных и растений. М.: Иностранная литература, 1960. 230 с.
- Hufbauer R.A., Torchin M.E. Integrating Ecological and Evolutionary Theory of Biological Invasions // Biological Invasions (Nentwig W., ed.). Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg, 2007. P. 79–96.
- Inderjit C.M.W., Colautti R.I. The ecology of biological invasions: past, present and future // Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects. Ed. Inderjit. Basel: Birkhauser Verlag, 2005. P. 19–44.
- Lehtonen H. Alien freshwater fishes of Europe // Invasive Aquatic Species of Europe / Eds.: Leppakoski E., Goltsch S., Olenin S. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. P.153–161.
- Lonhart S.I. 2009. Natural and Climate Change Mediated Invasions // Biological Invasions in Marine Ecosystems / Eds.: G. Rilov, J.A. Crooks. Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag, 2009. P.57–69.
- Slynko Yu.V., Dgebuadze Yu.Yu., Novitskiy R.A., Khrstov O.A. Invasions of Alien Fishes in the Basins of the Ponto-Caspian Basin: Composition, Vectors, Invasion Routes, and Rates // Russian Journal of Biological Invasions. 2011. Vol. 2. No. 1. P. 49–59.

АНАЛИЗ РЕЗУЛЬТАТОВ БИОТОПИЧЕСКОЙ ИХТИОЛОГИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2011 ГОДУ

А.А. Клевакин, Ю.В. Анучин, О.А. Морева, Л.М. Новикова, Д.И. Постнов

Нижегородская лаборатория ФГНУ ГосНИОРХ,

Россия, Нижний Новгород, 603116, Московское шоссе, 31, gosniorh@list.ru

Основным способом определения запасов рыб является метод площадей, когда численность, биомасса, размерно-возрастной состав рыбного населения учетных площадок экстраполируются на всю площадь исследуемого водоема. Однако достоверность результатов данного метода достигается только репрезентативностью выборки данных, в частности, правильным подбором учетных площадок по акватории водоема с учетом площади конкретных биотопов (по глубине, проточности, наличию растительности, заливов, устьев рек и др.) и орудий лова.

Учитывая значительные различия видовой и размерно-возрастной структуры ихтиофауны разных биотопов водоема, использование при сборе ихтиологического материала преимущественно одного орудия лова, а значит облов преимущественно одного биотопа, приводит к искажению реальной картины распределения рыбного населения в водоеме и в конечном итоге — величины рассчитанного запаса рыб.

Это особенно актуально для Чебоксарского водохранилища, где имеются значительные площади мелководий, но уже в течение 20-ти лет отсутствует неводный промысловый лов.

Цель настоящей работы — изучение видового состава, численности и биомассы рыбного населения разнотипных биотопов Чебоксарского водохранилища (прибрежье, до 2 м, до 5 м, более 5 м) на основе крупномасштабных исследований 2011 г.

Общая площадь прибрежья Чебоксарского водохранилища и нижнего течения крупных притоков составляет 1481 га (1.3% общей площади), мелководий до 2 м — 31364 га (26.9%), до 5 м — 33345 га (28.9%), более 5 м — 50584 га (43.2%) (табл. 1).

Таблица 1. Площади биотопов по глубине, га

Водоем	Глубины			
	0.5 м	2 м	2-5 м	>5 м
Чебоксарское водохранилище	728	22140	21032	40489
Река Волга (до зоны подпора)	238	2025	3403	1330
Река Ока (вне зоны подпора)	106	1625	3007	696
Река Сура (в зоне подпора)	248	1081	1016	3366
Река Ветлуга (в зоне подпора)	161	4493	4887	4503
Всего: га	1481	31364	33345	50384
%	1.3	26.9	28.6	43.2

Облов узкой прибрежной полосы проводился мальковой волокушей (ячей 4 мм), мелководий до 2 м глубиной — мальковым неводом (ячей в кутке 8 мм); участков до 5–6 м глубиной — промысловым неводом (ячей в кутке 22 мм), глубоководной зоны — донным тралом (ячей в кутке 30–50 мм), а в речных условиях и на закоряженных участках водохрани-

лища использовался шлюпочный вариант трала (ячей в кутке 24 мм) и русловая мальковая ловушка (ячей 4 мм).

Всего на водохранилище общей площадью 108 тыс. га и длиной 266 км, а также в нижнем течении притоков в 2011 г. выполнен 381 лов различными орудиями лова на общей площади 303 га, промерено 46700 экз. рыб. Лов рыбы проводился как в дневное, так и ночное время.

Анализ полученных материалов показал, что наиболее продуктивная зона водохранилища — мелководья с глубинами до 2 м (43.3–107.1 кг/га) и до 5 м (61.8–195.5 кг/га), то есть на участках слабо облавливаемых в период исследований по сырьевой тематике. При этом их площадь суммарно составляет 55.5% от общей. Наименьшая продуктивность отмечена в глубоководной зоне (7.5–35.3 кг/га), достаточно хорошо ежегодно изучаемой (табл. 2).

Таблица 2. Биомасса рыбного населения (кг/га) на разных глубинах водохранилища

Водоем	Биомасса на разных глубинах, кг/га				Общий запас, т	Возм. улов, т
	0.5 м	2 м	2-5 м	>5 м		
Вдхр., Нижегородская область	31.0	84.7	98.9	35.3	1600.9	339.1
Вдхр., республика Марий-Эл	31.1	90.5	82.0	23.7	2401.0	492.7
Вдхр., Чувашская республика	25.1	36.0	65.1	7.5	478.0	105.9
Волга	25.6	63.0	73.2	30.6	423.5	88.4
Ока	60.1	43.3	61.8	24.5	279.6	54.3
Сура	55.0	91.3	195.5	16.9	186.8	37.1
Ветлуга	74.1	107.1	22.8	23.9	42.1	7.0
Всего					6263.0	1292.5

Расчисленный по продуктивности и площади разных участков водоемов общий запас Чебоксарского водохранилища составил 6363 т, возможный общий вылов — 1292.5 т. Под общим выловом мы подразумеваем лов промысловый и любительский.

Немаловажным для оценки запасов и возможного вылова является видовой и размерный состав уловов. Доминирующие виды рыб (по биомассе) на разных глубинах водохранилища приведены в табл. 3.

Таблица 3. Доминирующие виды рыб на разных глубинах водохранилища

Водоем	Доминирующие виды рыб на разных глубинах			
	0.5 м	2 м	2-5 м	>5 м
Вдхр., Нижегородская область	Плотва, окунь	Плотва, уклея, окунь, тюлька	Чехонь, густера, лещ	Лещ, густера
Вдхр., республика Марий-Эл	Плотва, ротан, линь, окунь	Окунь, плотва, линь, щука	Лещ, плотва	Лещ, сом
Вдхр., Чувашская республика	Плотва, карась, окунь, кругляк	Окунь, плотва, язь	Лещ, карась, щука	Лещ
Волга	Плотва, окунь, уклея	Плотва, лещ, окунь, густера, уклея	Лещ, плотва, чехонь, щука	Лещ, густера
Ока	Елец, лещ, плотва, уклея	Лещ, уклея, жерех, плотва	Лещ, плотва, жерех, щука	Лещ, густера, белоглазка
Сура	Щука, красноперка, голавль, плотва, окунь, елец	Плотва, лещ, окунь, елец	Лещ, окунь, плотва, густера, жерех	Лещ, сом
Ветлуга	Лещ, плотва, Щука, окунь, елец	Плотва, лещ, уклея, окунь, щука	Лещ	Лещ

Перечень видов дается в порядке снижения доли рыб в улове. Наименьшее видовое разнообразие наблюдается в глубоководной зоне водохранилища, доминирующий вид на всех участках — лещ, которого существенно дополняют сом и густера. Преобладают рыбы промысловых размеров. В прибрежной полосе и мелководьях водохранилища видовое разнообразие высокое, к доминирующим относятся, как правило, 3–6 видов. При этом возрастной состав может существенно различаться по участкам лова. В прибрежной полосе основу уловов составляют молодь рыб и неполовозрелые особи, на мелководьях — рыбы всех возрастов, но молоди отмечается немного.

Полученные результаты исследований применены для долговременного прогноза общих запасов и возможного вылова рыбы в условиях возможного наполнения водохранилища до проектной отметки 68 м при следующем распределении участков с разными глубинами: прибрежье — 0.8%, мелководья до 2 м — 26.7%, до 5 м — 15.4%, глубоководная зона — 57.1%. При этом учтены долговременные изменения доли рыб в улове.

Результаты исследований могут быть использованы для прогноза общих допустимых уловов на 2012–2013 гг., в расчетах ущерба водным биологическим ресурсам от различных видов негативного влияния на экосистему водохранилища, для картирования. Большой объем исследований позволяет рассматривать полученный материал как исходный для мониторинга рыбного населения бассейна Чебоксарского водохранилища. При этом возможно сортирование данных по другим позициям: низинное левобережье — высокое правобережье; зоны речной гидравлики — выклинивания подпора — плесов речных, озерных и приплотинных; территориального деления по субъектам РФ; по протяженность судового хода и др.

ФИТОПЛАНКТОН И ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВЕРХНЕВОЛЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ОЗ. ВОЛГО) В 2011 Г.

¹А.Б. Комиссаров, ²Л.Г. Корнева

¹Иваньковская научно-исследовательская станция Института водных проблем РАН,
171251, г. Конаково, Тверская обл., ул. Белавинская, д. 61а, Aleco1@inbox.ru

²Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
152742, п. Борок, Ярославская область, Некоузский район, korneva@ibiw.yaroslavl.ru

Введение. Первые данные по фитопланктону Верхневолжского водохранилища относятся к началу XX в., когда проводились первые изыскания на Волге источников водоснабжения г. Москвы (Строганов, Захаров, 1927). В августе 1914 г., а также в июле и августе 1915 г. в районе Верхневолжского бейшлота обнаружено всего 32–47 таксонов водорослей рангом ниже рода. Общая численность водорослей варьировала от 10 до 83 тыс. кл./л и была в основном сформирована диатомовыми и синезелеными. К массовым видам были отнесены: *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb., *A. macrospora* Kleb., *A. scheremetievi* Elenk., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Bornet et Flahault, *Lyngbya limnetica* Lemm., *Microcystis flos-aquae* (Wittr.) Kirck., *M. incerta* (Lemm.) Lemm., *Gomphosphaeria naegelianiana* (Unger) Lemm., *Melosira crenulata* (Ehr.) Kütz., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Asterionella gracillima* (Hantz.) Heib., *Pediastrum duplex* Meyen. Следующие данные были получены в 60-е гг. XX-го в. (Кузьмин, 1974; Волга и её жизнь, 1978). Основу летнего фитопланктона оз. Волго в тот период формировали диатомовые водоросли: *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs в сопровождении *M. islandica* O.F. Müll., *M. ambigua* (Grun.) O.F. Müll., *M. italica* (Ehr.) Kütz., *Stephanodiscus binderanus* (Kütz.) Krieg. и *Fragilaria crotonensis* Kitt. Среди синезелёных водорослей преобладали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae* и *A. scheremetievi*, а также *Coelosphaerium dubium* Grun. (Syn.: *Microcystis wesenbergii* (Kom.) Kom. in Kond.). Следует отметить появление в этот период в доминирующих комплексах диатомовых из рода *Stephanodiscus* Ehr., *Fragilaria crotonensis* и новых безгетероцистных колониальных синезелёных из рода *Microcystis* Lemm..

Следующие данные по фитопланктону Верхневолжского водохранилища получены почти через 30 лет (Митропольская, Девяткин, 1999) в конце июня 1998 г. Основу видового богатства фитопланктона (118) формировали зелёные водоросли, преимущественно хлорококковые, однако их биомасса была весьма невелика. В оз. Волго по численности выделялся *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, по биомассе — *Gymnodinium* sp. Stein. В нижней части озера (в районе бейшлота) преобладали криптомонады *Cryptomonas ovata* Ehr. и *C. marssonii* Skuja, а также динофлагеллаты *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Duj., *Gymnodinium* Stein sp. и зелёные *Scenedesmus praetervisus* Chod., а численно лидировал *Aphanizomenon flos-aquae*. Общая биомасса изменялась от 0.64 мг/л (в открытой части озера) до 2.66 мг/л (у бейшлота). В конце 1990-х гг. в доминирующем составе водорослей оз. Волго впервые были отмечены криптомонады, которые относятся к главным компонентам альгоценозов планктона Волги (Корнева, 2005).

Цель данной работы — изучить таксономический состав фитопланктона, оценить уровень его развития, а также определить некоторые гидрохимические показатели оз. Волго в 2011 г. и дать оценку степени трофии его вод.

Материалы и методы. Верхневолжское водохранилище — первое водохранилище на Волге, образованное в 1843 г. после сооружения плотины, Верхневолжского бейшлота, недалеко от с. Селище, расположено на восточном склоне Валдайской возвышенности. Водохранилище состоит из сообщающихся между собой озёр Стерж, Вселуг, Пено и Волго, имеющих вытянутую руслообразную форму и расположенных в жёлобообразных понижениях местности. При высоком положении уровня, близком к НПУ (нормальный подпорный уровень), водохранилище представляет единый водоём, а в межень при сильной сработке уровня расчленяется на слабо сообщающиеся озёра. Среди озёр, входящих в водохранилище, наибольшим по площади является оз. Волго, занимающее около 60% общей акватории водоёма (Гидрометеорологический режим ..., 1975).

A detailed map of the Peno-Selitshe region. The Peno River is shown flowing from the northwest towards the southeast. Major settlements marked include Пено (Peno) on the left and Селище (Selitshe) on the right, both indicated with a large 'X'. Other settlements shown include Александровское, Ясново, Новоялександровское, Починки, Завирье, Сорокино, Апокино, Селище, Бейлот, Сковорода, Заднее Заручье, Раменье, Высокое, Колобово, Казиково, Пашутино, Хорев, Давыче, Волга, Городище, Низишки, Шадьи, Язово, Красный Озерок, Сыродол, Александрово, Жук, Починки, Студенец, Запеченье, Покровское, Креметово, Жужога, Похово, and Борово. The map also shows various roads and geographical features like the Peno River and the Selitshe River.

Рис. 1. Станции отбора проб на оз. Волго.

Результаты и обсуждение. Результаты гидрохимических исследований оз. Волго в 2011 г. представлены в таблице 1.

Показатель	Станция							
	Пено				Селище			
	Январь	Май	Июль	Октябрь	Январь	Май	Июль	Октябрь
pH	7.5	7.1	7.3	7.5	7.3	7.1	7.7	7.6
Э _{ст.} , m Sm/m	16.0	25.0	12.9	14.4	14.9	32.6	8.6	13.4
Щ _{общ.} , мг-ЭКВ/л;	1.4	0.7	1.1	1.3	1.5	0.8	0.7	1.3
Ж _{общ.} , мг-ЭКВ/л	1.3	0.8	1.1	1.3	1.3	1.0	0.8	1.4
HCO ₃ ⁻ , мг/л	85.0	42.7	67.0	79.3	92.0	45.8	42.7	79.3
Ca ²⁺ , мг/л	20	12	18	20	20	14	14	18
Mg ²⁺ , мг/л	8.5	2.4	2.4	3.7	8.5	3.6	1.4	6.1
SO ₄ ²⁻ , мг/л	2.0	6.6	7.1	5.0	5.0	6.9	7.1	6.6
Cl ⁻ , мг/л	1.3	0.7	1.4	0.7	1.3	0.7	1.4	0.7
Si, мг/л	1.1	1.8	1.2	0.7	2.1	1.4	0.7	0.8
Fe _{общ.} , мг/л	0.16	0.32	0.13	0.31	0.36	0.27	0.26	0.41
Mn ²⁺ , мг/л	0.04	0.12	0.02	0.02	0.04	0.2	0.01	0.03
P _{мин.} , мг P/л	0.010	0.007	0.007	0.010	0.011	0.003	0.006	0.021
P _{общ.} , мг P/л	0.037	0.066	0.031	0.012	0.034	0.065	0.023	0.032
N-NH ₄ ⁺ , мг N/л	0.30	0.37	0.45	0.32	0.34	0.20	0.50	0.31
N-NO ₃ ⁻ , мг N/л	0.27	0.45	0.10	0.18	0.47	0.59	0.13	0.23
Цветность, град	66	157	71	70	122	109	103	70
ПО, мг O/л	13.0	19.7	21.1	19.1	22.0	16.5	22.7	19.8
БПК ₅ , г O ₂ /л	0.6	1.8	2.4	1.2	0.3	1.6	1.8	2.5
ХПК, мг O/л	28.4	43.8	31.9	30.8	35.6	31.9	44.3	26.5

Общая биомасса фитопланктона изменялась от 0.067 мг/л до 4.553 мг/л с постепенным нарастанием от зимы к осени (табл. 3).

Таблица 2. Изменение числа видов, разновидностей и форм различных отделов водорослей в планктоне оз. Волго в 2011 г.

Отдел	Станция		Всего
	Пено	Селище	
Зелёные	22	31	40
Диатомовые	20	15	23
Эвгленовые	14	6	16
Синезелёные	10	10	12
Криптофитовые	5	5	5
Золотистые	5	4	5
Жёлтозелёные	1	1	1
Всего	57	71	102

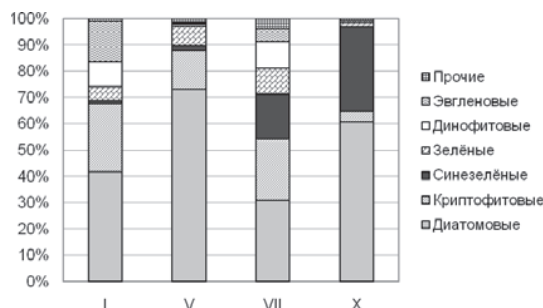


Рис. 2. Соотношение биомассы различных отделов водорослей в планктоне оз. Волго в 2011 г.

По величине средней за вегетационный период общей биомассы фитопланктона (табл. 3) и концентрации общего фосфора (0.037 мг/л) (табл. 1) оз. Волго можно характеризовать согласно обобщенной шкале С.П. Китаева (2007) как мезотрофный водоем.

Заключение. Таким образом, в фитопланктоне оз. Волго в 2011 г. выявлено 102 таксона водорослей рангом ниже рода. Богатство флоры планктона определяли зеленые водоросли, а структуру альгоценозов круглогодично — диатомовые, к которым зимой, весной и летом присоединялись фитофлагеллаты, а летом и осенью — синезелёные. Впервые отмечено доминирование мелкококлеточных криптонад: *Rhodomonas lens* и *Chroomonas acuta*. По среднегодовым величинам общего фосфора и биомассе фитопланктона оз. Волго можно классифицировать как водоём мезотрофного типа.

Список литературы

- Алёкин О.А. Общая гидрохимия. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
 Волга и её жизнь. Л.: Наука, 1978. 348 с.
 Гидрометеорологический режим озёр и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 292 с.
 Кузьмин Г.В. Современное состояние фитопланктона Волги // Вторая конференция по изучению водоемов бассейна Волги. «Волга-2». Борок, 1974. С. 85–90.
 Кузьмин Г.В. Фитопланктон: видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: 1975. С. 73–87.
 Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
 Корнева Л.Г. Фитопланктон Волги: разнообразие, структура сообществ, стратегия развития // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: изд-во ОАО Рыб. Дом печати, 2005. С. 119–141.
 Корнева Л.Г. Альгофлора планктона водохранилищ волжского каскада // Бот. журнал. 2008. Т. 93. № 11. С. 1673–1690.

Таблица 3. Изменение биомассы (мг/л) фитопланктона в оз. Волго в 2011 г.

Месяц	Станция		Средняя
	Пено	Селище	
Январь	0.109	0.067	0.088 ± 0.009
Май	0.751	0.353	0.552 ± 0.082
Июль	1.417	1.694	1.556 ± 0.057
Октябрь	3.727	4.553	4.140 ± 0.169
Средняя	1.501 ± 0.789	1.667 ± 0.773	1.584 ± 0.906

Ведущая роль в формировании биомассы в течение года принадлежала диатомовым (рис. 2) водорослям из рода *Aulacoseira* Thw. (табл. 4). В различные сезоны к ним присоединялись представители других отделов. В подлётный период — фитофлагеллаты: эвгленовые (*Trachelomonas volvocinopsis* Svir.) и криптофитовые (*Rhodomonas lens* Pasch. et Rutt.), адаптированные к условиям светового лимитирования. Последние продолжали доминировать весной и летом за счёт мелкококлеточного *Chroomonas acuta* Uterm. Летом к ним присоединялись синезелёные водоросли (*Anabaena sheremetievi*), которые преобладали вместе с диатомовыми вплоть до октября (*Aphanizomenon flos-aquae*).

Таблица 4. Сезонная динамика относительной биомассы (%) доминирующих видов фитопланктона в оз. Волго в 2011 г.

Месяц	Станция			
	Пено		Селище	
	Вид	%	Вид	%
Январь	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	19	<i>Rhodomonas lens</i>	30
			<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müll.) Haworth	15
Май	<i>Aulacoseira ambigua</i>	37	<i>Aulacoseira subarctica</i>	64
	<i>Chroomonas acuta</i>	10	<i>Chroomonas acuta</i>	10
Июль	<i>Anabaena sheremetievi</i>	12	<i>Aulacoseira granulata</i>	16
			<i>Chroomonas acuta</i>	12
Октябрь	<i>Aulacoseira ambigua</i>	42	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	57
	<i>Aulacoseira granulata</i>	22	<i>Aulacoseira ambigua</i>	20
	<i>Aulacoseira subarctica</i>	17		

- Митропольская И.В., Девяткин В.Г. Фитопланктон озёр верховьев Волги // Мат. Междунар. научн. конф. Озёрные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Минск-Нарочь, 1999. С. 242–246.
- Мязметс А.Х., Румянцева Э.А. Влияние различных факторов на интенсивность антропогенного эвтрофирования озер // Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1980. С. 120–127.
- Строганов Н.С., Захаров Н.Г. Волга, Ока и Москва-река в качестве источников водоснабжения г. Москвы. Гидробиологические исследования // Труды Комиссии по изысканию новых источников водоснабжения г. Москвы. Вып. № 3. М., 1927. 209 с.
- Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. М.: Протектор, 1995. 624 с.
- Черных Л.П., Комиссаров А.Б., Григорьева И.Л. Современное экологическое состояние водохранилищ Тверской области в условиях антропогенной нагрузки // Мат. Всерос. конф. с междунар. участием Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований. Организмы, популяции, экосистемы: проблемы и пути сохранения биоразнообразия. Вологда, 2008. С. 155–158.

ИЗМЕНЕНИЯ ПЛОДОВИТОСТИ ПЛОТВЫ ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.И. Комова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН Борок
Ярославской области 152742, komova@ibiw.yaroslavl.ru

Плотва (*Rutilus rutilus* L.) — важный элемент ихтиофауны Рыбинского водохранилища. В предыдущие годы, на разных этапах формирования экосистемы водохранилища, этот вид исследовали довольно подробно и, в частности, оценивали воспроизводительную способность популяции (Сергеев и др., 1955; Володин, 1963, 1982, 1990), однако подобные работы не проводились уже около 20 лет.

Ранее отмечалось, что при изучении плодовитости целесообразно использование изменений массы тела рыб как надежного показателя физиологического состояния особей и условий существования в водоеме. Степень связи между абсолютной плодовитостью и массой тела и ее изменения могут служить индикатором воспроизводительной способности популяции и быть использованы в качестве маркера при изучении внутривидовой структуры (Володин, 1963, 1988; Шатуновский, 2006).

В настоящей работе проанализирована зависимость показателей воспроизводства от массы тела самок, а также обсуждаются изменения плодовитости плотвы Волжского плеса с 1953 г. по 2007 г. на основании литературных и собственных данных.

Производители отловлены сетями в апреле – мае 2007 г. в прибрежье Волжского плеса Рыбинского водохранилища. У рыб измеряли длину тела до конца чешуйного покрова (L, мм), массу тела без внутренностей (m, г), возраст определяли по клейтруму (Cleitrum) и чешуе. Гонады фиксировали в 70° этиловом спирте. Определяли индивидуальную абсолютную плодовитость (ИАП, тыс. шт.) и индивидуальную относительную плодовитость (ИОП, шт./г). Методика измерений диаметра и массы 1 икринки описана ранее (Комова, 2011). Всего исследовано 80 самок.

Выборка состояла из особей длиной 132–262 мм и массой 33–300 г, 4–10 лет. ИАП колебалась от 4.4 до 79.4 тыс. шт., ИОП — от 108 до 292 шт./г.

При изучении плодовитости разных видов рыб отмечают ее положительную корреляцию с массой, длиной тела и возрастом. Обычно самые высокие значения коэффициентов корреляции — с массой тела, несколько ниже — с длиной тела и наиболее низкие в этом ряду — с возрастом (Володин, 1963; Шатуновский, Рубан, 2009 и др.).

Для обследованной нами выборки плотвы зависимость ИАП от массы тела выражена уравнением: $ИАП = -3.53 + 0.23m$, $R^2 = 0.88$. Коэффициенты корреляции, рассчитанные по индивидуальным показателям всех особей, свидетельствуют об очень сильной связи ИАП с m ($r = 0.94$), с L ($r = 0.92$) и возрастом ($r = 0.88$). Однако степень корреляции ИОП с этими показателями значительно ниже средней: $r = 0.46$, 0.47 и 0.43, соответственно. Диаметр и масса 1 икринки также довольно тесно скоррелированы с m, L, возрастом: для диаметра г составил 0.77–0.79, а для массы — 0.80–0.83. Средние размерно-массовые характеристики икринки имеют высокую степень положительной связи с ИАП ($r = 0.71$ и 0.70), но очень слабую с ИОП ($r = 0.30$ и 0.23).

Выборка плотвы была разделена на группы по массе тела без внутренностей (табл. 1).

Средние величины ИАП достоверно возрастают с увеличением массы тела от самых мелких до рыб с массой 201–250 г. Тогда как значения ИОП в группе самых мелких самок до 150 г почти не отличаются, затем, с увеличением массы до 250 г, ИОП достоверно возрастает, а далее находится примерно на одном уровне. Эта же тенденция прослеживается для массы и диаметра 1 икринки: средний размер икринки достоверно возрастает у рыб с массой тела от 51 до 200 г, у более крупных рыб размеры почти неизменны.

Сравнение изменения показателей воспроизводства у исследованной нами плотвы с данными предыдущих лет показало следующее. В таблице 1 приведены значения диаметра и массы 1 икринки в 2007 г. и в 1976 г., однако, к сожалению, мы не имеем возможности достоверно сравнить эти показатели. Более высокие в настоящее время размерно-массовые характеристики 1 икринки, возможно, вызваны использованием нами 70° этилового спирта в качестве фиксатора вместо ранее применявшегося формалина.

Таблица 1. Зависимость ИАП, ИОП, диаметра и массы 1 икринки от массы тела самок плотвы Волжского плеса Рыбинского водохранилища в разные годы

Годы	Масса тела, г												
	0-50	51-100	101-150	151-200	201-250	251-300	301-350	351-400	401-450	451-500	501-550	551-600	601-650
ИАП, тыс. шт.													
1961*	6	12	18	24	36	44	56	66	71	79	84	98	121
1976**			28.4	32.2	45.2	56.2	73.5	80.5	92.0	95.7	112.6	115.7	115.6
1988***				27.2	-	35.7	43.0	47.0	53.5	58.0			
Средняя многолетняя***		10.2	16.2	23.1	30.8	37.6	44.7	52.9	60.3				
2007	7.2±0.4	11.8±0.6	19.2±1.9	35.6±2.5	51.5±3.5	57.6±4.6							
ИОП, шт./г													
1976**			200	183	195	204	222	210	231	202	213	199	187
2007	168.4±9.2	179.1±5.7	157.0±12.7	200.8±13.9	226.3±14.0	213.4±17.3							
Масса 1 икринки, мг													
1976**			1.20	1.25	1.21	1.20	1.22	1.22	1.27	1.27	1.23	1.25	1.31
2007	0.99±0.02	0.98±0.02	1.22±0.02	1.25±0.03	1.29±0.03	1.29±0.03							
Диаметр 1 икринки, мм													
1976**			1.38	1.38	1.38	1.38	1.40	1.39	1.41	1.44	1.45	1.45	1.45
2007	1.42±0.01	1.42±0.01	1.51±0.01	1.55±0.02	1.55±0.01	1.54±0.02							
Число рыб													
1961*	4	11	10	9	8	3	9	19	12	10	5	5	2
1976**			9	29	24	26	15	21	16	34	18	12	9
2007	16	27	6	9	11	11							

Примечание. 1961* — (Володин, 1963), 1976** — (Володин, 1982), 1988*** — (Володин, 1990), средняя многолетняя*** — (Володин, 1990). 2007 г. — приведены средние значения показателей и их ошибки. Сокращения поясняются в тексте.

Средние значения ИАП и ИОП групп плотвы с разной массой тела в 2007 г. наиболее сходны с показателями 1976 г., они оказались даже выше приведенных в работе В.М. Володина (1990) средних многолетних значений по Волжскому плесу (табл. 1). Сопоставление одноразмерных особей также показало сходство средней плодовитости рыб 2007 и 1976 гг.

Сравнительный анализ литературных данных прежних лет и собственных материалов по темпу роста плотвы Волжского плеса свидетельствует, что темп роста самок, пойманных в 2007 г., оказался наиболее близок к обследованной Ю.Г. Изюмовым (1981) в 1976–1978 гг. рыбинской плотве. Кривая 2007 г. располагается несколько выше кривой роста растительной и ниже кривой роста моллюсковой плотвы тех лет.

Ранее самая высокая плодовитость наблюдалась у плотвы 1961 г., а самая низкая — у отловленной весной 1953 г. (Володин, 1963, 1982; Сергеев и др., 1955). Увеличение плодовитости с 1960-гг. В.М. Володин объясняет улучшением кормовой базы в связи с переходом части популяции на питание дрейссеной. Наши результаты о довольно высоком уровне плодовитости рыбинской плотвы в современный период позволяют предположить наличие хороших кормовых условий, особенно для средней и крупной плотвы, являющейся основой нерестового стада. Это подтверждается данными об увеличении биомассы дрейссены в Рыбинском водохранилище (Экологические проблемы ..., 2001).

Итак, анализ коэффициентов корреляции показателей воспроизводительной системы с биологическими характеристиками производителей плотвы показал высокую степень связи абсолютной плодовитости с ними, а наибольшую — с массой тела, но очень низкую зависимость относительной плодовитости от этих характеристик. Размерно-массовые показатели 1 икринки достаточно сильно коррелируют с абсолютной плодовитостью и очень незначительно — с относительной. Достоверное увеличение всех показателей в основном происходит при возрастании массы тела от 100 до 200 г. Это, скорее всего, связано с усилением генеративного обмена у средневозрастных рыб и последующим его снижением у старших особей.

Представляется, что довольно высокий уровень плодовитости плотвы Волжского плеса в 2007 г. свидетельствует о достаточной обеспеченности ее пищей.

Список литературы

- Володин В.М. Плодовитость плотвы *Rutilus rutilus* (L.) в Рыбинском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 1963. Т. 3. Вып. 2(27). С. 266–274.
- Володин В.М. Плодовитость массовых видов рыб Рыбинского водохранилища 3. Плодовитость плотвы // Биол. внутр. вод. Информ. бюлл. 1982. № 54. С. 47–52.
- Володин В.М. Плодовитость как возможный естественный маркер при изучении внутривидовой структуры и межвидовых различий леща *Abramis brama* // Вопр. ихтиологии. 1988. Т. 28. Вып. 3. С. 441–445.
- Володин В.М. Состояние воспроизводительной системы и плодовитость рыб в Северо-Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. С. 101–122.
- Изюмов Ю.Г. Экологические морфы плотвы *Rutilus rutilus* L. в Рыбинском водохранилище // Биол. внутр. вод. Информ. бюлл. 1981. № 50. С. 65–68.
- Комова Н.И. Динамика изменения диаметра ооцитов у плотвы *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) в нерестовый период // Рыбное хозяйство. 2011. № 5. С. 83–89.

Сергеев Р.С., Пермитин И.Е., Ястребков А.А. О плодовитости рыб Рыбинского водохранилища // Тр. Биол. станции «Борок». Вып. 2. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1955. С. 278–300.

Шатуновский М.И. Некоторые закономерности возрастной и географической изменчивости плодовитости у рыб // Изв. РАН. Сер. биол. 2006. № 2. С. 244–247.

Шатуновский М.И., Рубан Г.И. Экологические аспекты возрастной динамики показателей воспроизводства рыб // Экология. 2009. № 5. С. 339–347.

Экологические проблемы Верхней Волги. 2001. Ярославль: Изд-во ЯГТУ. 427 с.

ВИРУСЫ — ВАЖНЫЙ КОМПОНЕНТ БИОЛОГИЧЕСКИХ СООБЩЕСТВ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ

А.И. Копылов, Д.Б. Косолапов, Е.А. Заботкина, И.В. Рыбакова, Я.В. Стройнов, Е.В. Румянцева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, kopylov@ibiw.yaroslavl.ru

Присутствие вирусов в водной среде известно с середины прошлого века (Spencer, 1955). Однако активные исследования их экологического значения в водных экосистемах начались только с работы Берга с соавторами (Bergh et al., 1989), которые обнаружили в воде очень высокую концентрацию вирусов ($1.5\text{--}254 \times 10^6$ частиц/мл). Последующие исследования (Proctor, Fuhrman, 1990; Suttle et al., 1990; Hara et al., 1991) также регистрировали высокую численность вирусов в различных водных местообитаниях и установили, что вирусы инфицируют и вызывают смертность бактерий и первичных продуцентов. В настоящее время общепризнано, что вирусы являются важной и неотъемлемой частью биологических сообществ водных экосистем. Они влияют на численность, видовой состав и разнообразие планктонных микробных сообществ, а также изменяют потоки вещества и энергии в микробной петле (Fuhrman, 1999; Noble et al., 1999; Bratbak, Heldal, 2000; Thingstad, 2000). Кроме того, вирусы являются посредниками генетического обмена внутри вида и между видами через трансдукцию (Jiang, Paul, 1998).

Исследования роли вирусов в функционировании биологических сообществ водохранилищ Волги проводятся с 2005 г. (Копылов и др., 2007, 2008, 2010). Вирусные частицы учитывали методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием флуорохрома SYBR Green I и фильтров Al_2O_3 Anodisc (Wathman) с диаметром пор 0.02 мкм (Noble, Fuhrman, 1998). Для определения доли отчетливо видимых инфицированных вирусами гетеротрофных бактерий и пикоцианобактерий (FVIC, % от общей численности) и количества зрелых фагов в клетках инфицированных бактерий (BS, фагов/клетку) использовали метод просвечивающей электронной микроскопии. Расчет доли всех инфицированных бактерий, вирус-индуцированной смертности бактерий, продукции вирусов проводили по известным формулам (Binder, 1999; Mann, 2003).

Вирусы являются наиболее многочисленным компонентом биологических сообществ волжских водохранилищ. Количество вириопланктона в планктоне мезотрофных и эвтрофных водохранилищ Волго-Балтийского бассейна изменяется в пределах $9\text{--}140 \times 10^6$ частиц/мл, что превышает численность бактериопланктона в 2.5–7.0 раз (табл. 1). Численность и активность вириопланктона регулируется многими биотическими и абиотическими факторами: концентрация кислорода, уровень трофии, температура, свет, особенно ультрафиолетовая часть спектра, содержание взвешенных органических веществ, концентрация гуминовых соединений, структура, численность и продукция бактериопланктона, активность бактериотрофных простейших и другие. В исследованных водохранилищах количество и продукция вириопланктона слабо коррелировали с первичной продукцией фитопланктона. Слабая отрицательная корреляция была установлена между количеством вирусных частиц и прозрачностью воды. В то же время выявлена тесная связь численности вирусных частиц с численностью, биомассой и продукцией гетеротрофных бактерий (Копылов и др., 2011).

Литическая инфекция зависит от частоты столкновения вируса с хозяином, контролируемой численностью вирусов и бактерий. В водохранилищах Волги в летние месяцы скорость контактов между планктонными вирусами и бактериями в глубоководных районах составляла 741–5355 (в среднем 2400 ± 212 контактов/(кл \times сутки)).

Таблица 1 Первичная продукция фитопланктона (P_{PH} , мг $\text{C}/(\text{м}^2 \times \text{сут})$), средние для столба воды величины численности (N_B , 10^6 клеток/мл) и продукции (P_B , мг/ $(\text{м}^3 \times \text{сут})$) бактериопланктона, численности вириопланктона (N_V , 10^6 частиц/мл) в водохранилищах в летний период

Водохранилище	P_{PH}	N_B	P_B	N_V
Иваньковское*	2664 \pm 1192***	12.0 \pm 2.2	288 \pm 60	55 \pm 10 (16-120)*
Угличское*	1426 \pm 134	10.2 \pm 1.1	220 \pm 30	43 \pm 5 (22-74)
Рыбинское*	1360 \pm 422	6.2 \pm 0.6	110 \pm 14	31 \pm 6 (17-57)
Горьковское*	1146 \pm 164	9.9 \pm 0.6	203 \pm 13	49 \pm 5 (21-86)
Горьковское**	1726 \pm 339	11.6 \pm 1.2	218 \pm 23	49 \pm 10 (24-140)
Чебоксарское*	765 \pm 119	8.8 \pm 0.4	181 \pm 15	31 \pm 2 (26-37)
Чебоксарское**	1541 \pm 318	15.4 \pm 0.9	258 \pm 27	56 \pm 3 (38-77)
Шекснинское*	708 \pm 111	6.2 \pm 0.4	125 \pm 15	20 \pm 1 (9-25)
Новинкинское*	88	6.2	140	23

* — 2005 г., ** — 2010 г., *** — среднее \pm ошибка.

В работах по определению общего количества вирусов в водной среде, как правило, не учитываются вирусы, прикрепленные к клеткам микроорганизмов. В водохранилищах на поверхности одной клетки бактерии может находиться до 19 бактериофагов/клетку. Таким образом, количество прикрепленных к бактериям фагов может быть значительным (до 29–50% численности свободных вирусов), а общая численность вириопланктона оказывается более высокой.

Вирусы, являясь наиболее многочисленным компонентом планктонных сообществ водохранилищ Волги, составляли (в мгС/м³) только 1.6–2.7% от биомассы гетеротрофного бактериопланктона, 1.3–2.1% биомассы микробного сообщества и 0.2–1.0% общей биомассы планктона (Копылов и др., 2011).

Исследованиями с использованием электронной микроскопии было выявлено, что в водохранилищах от 0.8 до 5.8% общего количества бактерий содержали внутри клеток видимые зрелые частицы фагов, т.е. от 5.5 до 33.5% всех бактерий были инфицированы бактериофагами, что предполагает вирус-индуцированную смертность, составляющую 6.1–67.2% от суточной бактериальной продукции (табл. 2).

Таблица 2. Доля инфицированных бактерий в общей численности бактериопланктона (FIC, %), вирус-индуцированная смертность гетеротрофных бактерий (VMB, % от суточной продукции бактерий), среднее количество зрелых фаговых частиц в клетках гетеротрофных бактерий (BS, частиц/кл) и продукция вирусов (P_v, 10⁶ частиц/(мл × сут) в водохранилищах

Водохранилище	FIC	VMB	BS	P _v
Иваньковское	14±2 (8.3-22.4)	19±3 (10.5-34.8)	58±9 (17-83)	73±16 (11-132)
Угличское	17±2 (9.4-33.5)	24±3 (14.2-67.2)	45±9 (23-109)	47±10 (12-111)
Рыбинское	18±3 (6.9-25.3)	26±6 (7.8-41.8)	13±2 (7-20)	6±2 (2-13)
Горьковское	15±0.2 (5.5-23.7)	20±2 (6.1-37.8)	41±4 (17-72)	34±7 (10-96)
Горьковское	18±2 (8.9-29.9)	27±5 (10.5-55.0)	23±6 (6-61)	74±34 (3-390)
Чебоксарское	17±3 (11.4-24.8)	25±6 (14.1-40.6)	35±8 (23-58)	39±7 (28-57)
Чебоксарское	16±1 (5.5-29.9)	22±3 (6.1-55.0)	28±8 (5-123)	55±18 (3-301)
Шекснинское	12±2 (5.5-23.7)	15±2 (6.1-37.8)	23±3 (12-47)	11±4 (2-36)
Новинкинское	10	12	24	8

В одной инфицированной бактериальной клетке могло находиться до 400 фаговых частиц (Чебоксарское водохранилище, лето 2010 г.), но в среднем для пробы их количество редко превышало 100 частиц/кл (табл. 2). Вирусы инфицировали гетеротрофных бактерий различной морфологии. В Иваньковском водохранилище инфицированными оказались в среднем 41% палочек и 45% вибрионов, в Угличском — 56% вибрионов, в остальных водохранилищах была выявлена высокая зараженность палочковидных бактерий (40–64%). Средняя для водохранилищ доля инфицированных кокков не превышала 18%, нитей — 36%.

Таким образом, вирусы-бактериофаги, наряду с гетеротрофными нанофлагеллятами, являются важным фактором, регулирующим развитие бактериопланктона. В Рыбинском водохранилище, в среднем за вегетационный период, жгутиконосцы выедали 27.5%, а бактериофаги лизировали 22.5% продукции бактериопланктона. Роль этих факторов существенно изменялась в течение сезона. Максимальное потребление бактерий гетеротрофными нанофлагеллятами происходило весной и в первой половине лета, а наибольшая гибель бактерий в результате вирусного лизиса наблюдалась в конце лета — осенью (Копылов и др., 2007). Какой из этих двух факторов преобладает — чрезвычайно важно для функционирования планктонного сообщества. Выедание бактерий простейшими с последующим потреблением последних метазойным планктоном приводит к переносу углерода и других биогенных элементов на более высокие уровни трофической сети, в то время как вирусный лизис приводит к рециклингу элементов в пределах микробной «петли».

Продукция вирусов-бактериофагов изменялась в широком диапазоне, достигая максимальных значений в наиболее продуктивных или загрязненных участках водохранилищ (табл. 2). Время оборота количества вирусов также колебалось в широких пределах: от 0.3 до 14.7 сут. Причем, в Иваньковском, Угличском, Горьковском и Чебоксарском водохранилищах средние значения этого параметра превышали таковые бактериопланктона, а в остальных водохранилищах, наоборот, оказались ниже.

В результате вирусного лизиса хозяйских клеток вместе с вирусами в окружающую водную среду выделяются легкоусвояемые органические соединения. При этом углерод и другие биогенные элементы из состава взвешенного органического вещества клеток переходят в растворимую форму. Эти растворимые соединения активно используются гетеротрофными бактериями, и, тем самым, остаются внутри планктонного микробного сообщества, не попадая на более высокие уровни трофических сетей, — это так называемый «вирусный шунт». В волжских водохранилищах скорость лизиса гетеротрофных бактерий колебалась от 7.1 мг С/(м³ × сут) в Рыбинском водохранилище до 29.1 мг С/(м³ × сут) в Иваньковском водохранилище, составляя в среднем 15.5 мг С/(м³ × сут). Расчеты показали, что для процессов репликации нуклеиновых кислот и синтеза белков капсида бактериофаги использовали от 0.8 до 7.3 (в среднем 3.0) мг С/(м³ × сут) органических веществ лизированных бактерий, а в водную толщу органические соединения лизированных клеток выделялись со скоростью 5.9–21.8 (в среднем 12.5) мг С/(м³ × сут), что составляло 13.6–25.7% (в среднем 17.4%) суточной продукции бактерий и 5.4–19.7% (в среднем 11.2%) суточной интегральной первичной продукции планктона.

В наших исследованиях, с использованием просвечивающей электронной микроскопии, обнаружено, что в участках водохранилищ с относительно низкой первичной продукцией фитопланктона количество инфицированных фагами пиккокцинобактерий (5.7–9.8% от общей численности пиккокцинобактерий) и вирус-

индуцированная смертность (9.0–16.2% от суточной продукции пикоцианобактерий) оказались существенно ниже таковых, зарегистрированных в более продуктивных районах (соответственно 12.8–26.5% от общей численности и 19.4–52.0% от суточной продукции пикоцианобактерий). В клетках мельчайших цианобактерий присутствовало до 300–800 цианофагов.

Таким образом, в эвтрофных участках волжских водохранилищах, в летний период, вирусы играют одну из ключевых ролей в регулировании численности пикоцианобактерий, вызывая гибель значительного количества их клеток. В итоге, в результате вирусного лизиса значительное количество органического вещества пикоавтотрофов не поступает на более высокие трофические уровни, а остается в пределах микробной трофической сети.

Вирус, вызывающий лизис нитчатых, колониальных цианобактерий, впервые, был обнаружен американскими учеными Сафферманом и Моррисом в 1963 г. (Safferman, Morris, 1963). Последующие исследования показали реальную возможность применения вирусов для снижения интенсивности «цветения» воды в пресных водоемах (Горюшин, Чаплинская, 1974). В современной водной экологии исследованиям вирусной инфекции колониальных и нитчатых цианобактерий уделяется огромное внимание (Honjo et al., 2006; Wilhelm et al., 2006). В водных экосистемах вирусы-цианофаги могут быть значительным фактором смертности крупных цианобактерий, влияющей на динамику «цветения» воды этими автотрофными организмами (Hewson et al., 2001; Gons et al., 2002). Оценка смертности разных групп фитопланктона в мелководном эвтрофном озере, с использованием техники разбавлений и проточной цитометрии показала, что основным фактором гибели нитчатых цианобактерий являлся вирусный лизис (87–94% от их продукции) (Tijdens et al., 2008). В водохранилищах верхней и Средней Волги вирусная инфекция обнаружена у цианобактерий из родов *Microcystis*, *Anabaena*.

Проведенные исследования показали, что вириопланктон является важным компонентом микробной планктонной трофической сети водохранилищ Волги. Вирусы, инфицируя большое количество гетеротрофных бактерий и пикоцианобактерий, являются причиной смертности значительной части пикопланктона. В тоже время, в результате вирусного лизиса происходит высвобождение органического углерода и минеральных веществ, что положительно влияет на функционирование гетеротрофного бактериопланктона и фитопланктона. Количественный анализ этих процессов свидетельствует о значительном участии вирусов в потоках углерода в трофических сетях исследованных планктонных сообществ и крайне важно учитывать вириопланктон при изучении структуры и закономерностей функционирования пелагических сообществ.

В эпифитоне также обнаружено большое количество вирусов: от 10×10^6 до 106×10^6 частиц/см², что выше численности гетеротрофных бактерий в 1.6–9.6 раз. В обрастаниях шести видов макрофитов Рыбинского водохранилища вириоэпифитон составлял 0.7–3.6% биомассы бактерий, 0.5–2.0% биомассы микробного сообщества и 0.01–0.16% общей биомассы эпифитона. В эпифитоне были выявлены гетеротрофные бактерии и пикоцианобактерии содержащие в клетках зрелые фаги, но их численность была очень низкой. Частота инфицированных клеток гетеротрофных бактерий в эпифитоне макрофитов была, в среднем, в 6 раз ниже, чем частота инфицированных клеток планктонных гетеротрофных бактерий. Частота инфицированных клеток пикоцианобактерий в эпифитоне также была, в среднем, в 4 раза ниже, чем таковая у планктонных пикоцианобактерий. Между общей биомассой эпифитона и долей инфицированных гетеротрофных бактерий в их общей численности обнаружена высокая отрицательная зависимость ($R = -0.78$, $p = 0.05$). Отрицательная связь ($R = -0.84$, $p = 0.05$) зарегистрирована также между общей биомассой эпифитона и долей инфицированных пикоцианобактерий в их общей численности. Кроме того, количество фагов внутри клеток планктонных микроорганизмов и продукция планктонных вирусов были значительно выше, чем у эпифитных микроорганизмов и вирусов. В итоге, по нашим данным, в эпифитоне макрофитов Рыбинского водохранилища вирусы играли незначительную роль в контроле над численностью и продукцией прокариотных микроорганизмов.

Численность вирусов в донных осадках водохранилищ достигает млрд. частиц в 1 сухого вещества. Количество вириобентоса в 1 см³ в поверхностном слое осадков значительно превышает численность вириопланктона в 1 мл в столбе воды. Однако, предварительные исследования показали, что при очень высокой численности вириобентоса наблюдается очень низкая зараженность бактерий вирусами-бактериофагами.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 11-04-00577а

Список литературы

- Горюшин В.А., Чаплинская С.М. Вирусы синезеленных водорослей // Актуальные проблемы биологии синезеленных водорослей. М.: Наука, 1974. С. 9–17.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б., Заботкина Е.А. Вирусы в планктоне Рыбинского водохранилища // Микробиология. 2007. Т. 76. № 6. С. 879–887.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б., Заботкина Е.А. Распределение вирусов и их влияние на бактериопланктон в эвтрофном и мезотрофном водохранилищах // Биология внутренних вод. 2008. № 1. С. 49–57.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б., Заботкина Е.А., Страшкрабова В. Распределение пикоцианобактерий и вириопланктона в мезотрофном и мезоэвтрофном водохранилищах: роль вирусов в смертности пикоцианобактерий // Известия РАН. Сер. Биологическая. 2010. № 6. С. 661–669.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б., Заботкина Е.А. Влияние вирусов на гетеротрофный бактериопланктон водохранилищ // Микробиология. 2011. Т. 80. № 2. С. 241–260.
- Bergh O., Borsheim K.Y., Bratbak G., Haldal M. High abundance of viruses found in aquatic environments // Nature. 1989. V. 340. P. 467–468.

- Binder B. Reconsidering the relationship between virally induced bacterial mortality and frequency of infected cells // *Aquat. Microb. Ecol.* 1999. № 18. P. 207–215.
- Bratbak G., Heldal M. Viruses rule the waves — the smallest and most abundant members of marine ecosystems // *Microbiology Today*. 2000. V. 27. P. 171–173.
- Fuhrman J.A. Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects // *Nature*. 1999. V. 399. P. 541–548.
- Gons H.J., Ebert J., Hoogveld H.L., Hove L., Pel R., Takkenberg W., Woldringh C.J. Observations on cyanobacterial population collapse in eutrophic lake water // *Antonie van Leeuwenhoek*. 2002. V. 81. P. 319–326.
- Hara S., Terauchi K., Koike I. Abundance of viruses in marine waters: assessment by epifluorescence and transmission electron microscopy // *Appl. Environ. Microbiol.* 1991. V. 57. № 9. P. 2731–2734.
- Hewson I., O'Neil J.M., Dennison M.C. Virus-like particles associated with *Lyngbya maiuscula* (Cyanophyta; Oscillatoriaceae) bloom decline in Moreton Bay, Australia // *Aquat. Microb. Ecol.* 2001. V. 35. № 3. P. 207–213.
- Honjo M., Matzui K., Ueki M., Nakamura R., Fuhrman J.A., Kawabata Z. Diversity of virus-like agents killing *Microcystis aeruginosa* in a hyper-eutrophic pond // *J. Plankton Research*. 2006. V. 28. № 4. P. 407–412.
- Jiang S.C., Paul J.H. Gene transfer by transduction in the marine environment // *Appl. Environ. Microbiol.* 1998. V. 64. № 8. P. 2780–2787.
- Mann N.H. Phages of the marine cyanobacterial picophytoplankton // *FEMS Microbiology Reviews*. 2003. № 27. P. 17–34.
- Noble R.T., Fuhrman J.A. Use of SYBR Green for rapid epifluorescence count of marine viruses and bacteria // *Aquat. Microb. Ecol.* 1998. V. 14. P. 113–118.
- Proctor L.M., Fuhrman J.A. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria // *Nature*. 1990. V. 343. P. 60–62.
- Safferman R.S., Morris M.E. Algal virus: isolation // *Science*. 1963. V. 140. № 3567. P. 679–680.
- Spencer R. A marine bacteriophage // *Nature*. 1955. V. 175. P. 690–691.
- Suttle C.A., Chan A.M., Cottrell M.T. Infection of phytoplankton by viruses and reduction of primary productivity // *Nature*. 1990. V. 347. P. 467–469.
- Tijdens M., Van de Waal D.B., Slovakova H., Hoogveld H.L., Gons H.J. Estimates of bacterial and phytoplankton mortality caused by viral lysis and microzooplankton grazing in shallow eutrophic lake // *Freshwater Biology*. 2008. V. 53. P. 1126–1144.
- Wilhelm S.W., Carberry M.J., Eldridge M.L., Poorvin L., Saxton M. A., Doblin M.A. Marine and freshwater cyanophages in a Laurentian Great Lake: evidence from infectivity assay and molecular analyses of g20 genes // *Appl. Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 7. P. 4957–4963.

ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ ФИТОПЛАНКТОНА И ПРОДУКЦИЯ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД

А.И. Копылов, Т.С. Масленникова, И.С. Микрякова

ИБВВ РАН, kopylov@ibiw.yaroslavl.ru

Рыбинское водохранилище характеризуется сложной конфигурацией с озеровидным Главным плесом в центре и обособленными речными отрогами по периферии, принимающими воды рек Волга (Волжский плес), Молога (Моложский плес) и Шексна (Шекснинский плес) (Рыбинское водохранилище, 1972). Исследования проводились в мае–октябре 2006–2011 гг. на трех станциях расположенных на основной акватории водохранилища. Станция Молога (58°13'05" с.ш., 38°27'36" в.д.) располагается в Волжском плесе в районе «промежуточного эстуария Волги» (Романенко, 1965). По содержанию биогенных элементов — это наиболее богатый район водохранилища, глубина колебалась в пределах 10–15 м. Станция Наволок (58°22'55" с.ш., 38°23'25" в.д.) — центральный пункт озеровидного Главного плеса, глубина — 5–11 м. Под влиянием подпора мощного потока волжской воды водные массы здесь застаиваются и возникает круговорот воды против часовой стрелки (Рыбинское водохранилище, 1972). Станция Средний Двор (58°32'33" с.ш., 38°19'36" в.д.) — северная и северо-восточная части Главного плеса, представляет водные массы р. Шексны, глубина — 8–13 м.

Продукцию органического вещества фитопланктона в процессе фотосинтеза определяли радиоуглеродным методом в интегрированных пробах воды от поверхности до тройной прозрачности воды по диску Секки. Расчет интенсивности суточного фотосинтеза под м² (ΣP_{ph} , мг С/(м² × сут) производили по формуле по формуле: $\Sigma P_{ph} = P_{ph} \times 0.7 \times L$, где P_{ph} — суточная величина фотосинтеза в интегрированной пробе воды от поверхности до тройной прозрачности по диску Секки, мг С/м³; 0.7 — коэффициент, характеризующий влияние ослабление света с глубиной на фотосинтез; L — расстояние до тройной прозрачности по диску Секки, м (Романенко, Кузнецов, 1972). Продукцию бактерий определяли радиоуглеродным методом по темновой ассимиляции СО₂ (Романенко, Кузнецов, 1972). В исследуемые периоды температура воды изменялась от 4.8 до 27.9 °С.

В течение вегетационного сезона величины первичной продукции фитопланктона в единице объема воды и под единицей площади водохранилища существенно варьировали (табл. 2). Как правило, на всех станциях, наименьшие величины первичной продукции регистрировались в октябре, а максимальные значения постоянно регистрировались в период конец июня – конец июля. В Главном плесе высокие величины первичной продукции также наблюдались в мае.

В 2009–2011 гг. на ст. Молога и ст. Средний Двор существенное повышение первичной продукции происходило в конце августа – начале сентября. В исследованные периоды между температурой воды и ΣP_{ph} существовала умеренная положительная связь. Коэффициенты корреляции (R , $\rho = 0.05$) в разные годы составили: на ст. Молога — 0.46–0.68 (в среднем 0.56), на ст. Наволок — 0.23–0.75 (в среднем 0.53) и на ст. Средний Двор —

0.25–0.73 (в среднем 0.49). В межгодовом аспекте повышенная интенсивность фотосинтеза отмечалась в годы с более высокой температурой воды летом. Зависимость ΣP_{ph} от $T^{\circ}C$, для шести вегетационных сезонов, оценивалась как умеренная: на ст. Молога $R = 0.70$, на ст. Наволок $R = 0.57$ и на ст. Средний Двор $R = 0.51$. При этом, опосредованно, за счет более высокого обилия фитопланктона, скорость фотосинтеза отрицательно связана с прозрачностью воды: на ст. Молога $R = -0.60$, на ст. Наволок $R = -0.97$ и на ст. Средний Двор $R = -0.76$. Величины P_{ph} и ΣP_{ph} , рассчитанные в среднем за 2006–2011 гг., на ст. Молога превышали таковые на двух других станциях в 1.2–1.3 раза.

В течение вегетационного сезона величины продукции бактериопланктона в единице объема воды и под единицей площади водохранилища также существенно варьировали (табл. 3).

Таблица 1. Многолетние изменения прозрачности воды (Пр, см) и температуры воды на поверхности ($T^{\circ}C$) на исследованных станциях в Рыбинском водохранилище в разные годы

Год	Молога		Наволок		Средний Двор	
	Пр	$T^{\circ}C$	Пр	$T^{\circ}C$	Пр	$T^{\circ}C$
2006	147±10	18.5±1.9*	149±10	18.3±2.0	130±5	19.0±2.1
2007	157±13	17.2±1.3	147±9	17.0±1.1	143±8	17.3±1.1
2008	176±11	17.7±0.9	154±10	17.3±0.8	151±11	17.5±0.9
2009	146±13	18.1±1.0	128±7	17.7±1.0	123±7	18.1±1.0
2010	126±11	20.2±2.2	120±13	19.9±2.2	119±14	20.8±2.3
2011	89±5	19.7±1.1	84±5	19.1±1.2	120±13	19.2±1.2

* — средняя за июнь–сентябрь величина ± ошибка.

Таблица 2. Величины первичной продукции фитопланктона в среднем для слоя тройной прозрачности (P_{ph} , мг $C/(m^3 \times \text{сут})$) и под единицей площади (ΣP_{ph} , мг $C/(m^2 \times \text{сут})$) на исследованных станциях водохранилища в разные годы в среднем за май–октябрь

Год	Молога		Наволок		Средний Двор	
	P_{ph}	ΣP_{ph}	P_{ph}	ΣP_{ph}	P_{ph}	ΣP_{ph}
2006	<u>213±102*</u>	<u>604±268</u>	<u>207±52</u>	<u>662±172</u>	<u>277±103</u>	<u>779±288</u>
	3-793	12-2165	6.1-378	17-1350	5.7-832	14-2270
2007	<u>287±67</u>	<u>967±226</u>	<u>223±56</u>	<u>662±182</u>	<u>243±62</u>	<u>775±232</u>
	8-584	39-1914	15-480	51-1715	18-525	57-1146
2008	<u>205±79</u>	<u>704±293</u>	<u>159±34</u>	<u>533±135</u>	<u>135±21</u>	<u>426±77</u>
	21-516	104-1671	27-232	97-1114	21.7-201	73-675
2009	<u>244±56</u>	<u>662±150</u>	<u>317±83</u>	<u>860±222</u>	<u>216±59</u>	<u>570±120</u>
	9-487	44-1329	24-607	60-1911	12-572	25-1202
2010	<u>536±199</u>	<u>1404±566</u>	<u>297±101</u>	<u>799±328</u>	<u>346±112</u>	<u>806±231</u>
	34-1666	64-5249	18-930	26-3126	18-1068	22-1955
Среднее	297±61	868±148	241±29	703±58	243±35	671±74
2011**	<u>646±105</u>	<u>1128±257</u>	<u>594±174</u>	<u>1113±308</u>	<u>476±80</u>	<u>1096±166</u>
	248-2056	416-3021	175-1618	386-2262	171-842	585-2043

* Над чертой — среднее±ошибка, под чертой — минимальная–максимальная величины, ** — в среднем за май–сентябрь.

Таблица 3. Величины продукции бактериопланктона в среднем для столба воды (P_B , мг $C/(m^3 \times \text{сут})$) и под единицей площади (ΣP_B , мг $C/(m^2 \times \text{сут})$) на исследованных станциях водохранилища в разные годы

Год	Молога		Наволок		Средний Двор	
	P_B	ΣP_B	P_B	ΣP_B	P_B	ΣP_B
2006	<u>33.7±9.7*</u>	<u>449±133</u>	25.1±5.2	<u>209±42</u>	<u>31.3±6.7</u>	<u>268±57</u>
	7.3-70.2	88-983	7.1-44.2	64-354	6.1-53.0	49-425
2007	<u>57.2±12.1</u>	<u>726±146</u>	<u>34.1±8.3</u>	<u>250±68</u>	<u>44.6±9.6</u>	<u>410±85</u>
	5.6-123.7	73-1484	9.1-93.0	25-744	7.8-106.6	62-959
2008	<u>19.6±5.2</u>	<u>256±70</u>	<u>14.2±5.1</u>	<u>110±37</u>	<u>18.5±4.6</u>	<u>174±48</u>
	9.3-42.8	121-556	3.3-42.5	26-298	8.3-41.2	74-412
2009	<u>50.5±9.1</u>	<u>679±127</u>	<u>30.8±6.9</u>	<u>253±57</u>	<u>34.0±5.9</u>	<u>355±62</u>
	12.4-90.1	149-1352	1.7-65.7	10-460	8.6-62.2	86-684
2010	<u>105.5±34.9</u>	<u>1324±422</u>	<u>58.1±17.8</u>	<u>370±109</u>	<u>60.9±15.6</u>	<u>683±163</u>
	11.6-350.3	128-4204	5.0-174.3	35-1046	1.7-132.8	19-1195
Среднее	53.3±14.6	687±180	32.5±7.2	238±42	37.9±7.1	378±86
2011**	<u>65.1±15.2</u>	<u>819±179</u>	<u>54.2±16.1</u>	<u>395±121</u>	<u>49.6±8.5</u>	<u>663±130</u>
	31.5-177.6	410-2131	11.6-169.3	93-1185	21.6-105.6	302-1584

На всех станциях, наименьшие величины бактериальной продукции регистрировались в октябре, а максимальные значения постоянно были приурочены ко второй половине июля – начале августа. Зависимость бактериальной продукции от температуры воды была умеренной: на ст. Молога — $R = 0.30$ –0.69 (в среднем 0.52); на

ст. Наволок — $R = 0.42-0.88$ (в среднем 0.66); на ст. Средний Двор — $R = 0.20-0.93$ (в среднем 0.59). В исследованные периоды между ΣP_{ph} и ΣP_B наблюдалась высокая положительная связь. Коэффициенты корреляции в 2006–2011 гг. составили: на ст. Молога — $0.35-0.95$ (в среднем 0.77), на ст. Наволок — $0.62-0.95$ (в среднем 0.80) и на ст. Средний Двор — $0.56-0.79$ (в среднем 0.71). В межгодовом аспекте между ΣP_B и T °C наблюдалась сильная положительная связь: на ст. Молога $R = 0.72$, на ст. Наволок $R = 0.77$ и на ст. Средний Двор $R = 0.71$. В итоге, более тесная, по сравнению с первичной продукцией и T °C, связь между бактериальной продукцией и температурой воды, подтверждает более высокую чувствительность гетеротрофных процессов к температуре (Минеева, 2009). Величины P_B и ΣP_B рассчитанные в среднем за 2006–2011 гг., на ст. Молога превышали таковые на двух других станциях, соответственно, в 1.4–1.5 и 1.7–2.7 раз (табл. 4).

Таблица 4. Соотношение продукции гетеротрофного бактериопланктона и первичной продукции фитопланктона под единицей площади водоема ($\Sigma P_B/\Sigma P_{ph}$) на исследованных станциях водохранилища, в среднем за май–октябрь, в разные годы

Год	Молога		Наволоки		Средний Двор	
	среднее	мин.-макс.	среднее	мин.-макс.	среднее	мин.-макс.
2006	0.74	0.40-12.2	0.32	0.23-3.85	0.34	0.14-3.39
2007	0.75	0.47-1.22	0.38	0.21-2.65	0.53	0.29-1.18
2008	0.36	0.23-1.80	0.21	0.09-0.41	0.41	0.14-1.09
2009	1.02	0.6-9.22	0.29	0.21-1.54	0.62	0.25-3.38
2010	0.94	0.22-5.07	0.46	0.18-2.57	0.85	0.20-2.79
Среднее	0.76	-	0.33	-	0.55	-
2011**	0.73	0.42-1.39	0.36	0.16-0.78	0.60	0.28-1.00

Соотношение продукции бактериопланктона и первичной продукции фитопланктона под единицей площади водоема ($\Sigma P_B/\Sigma P_{ph}$) в определенной степени отражает направленность баланса органического вещества в водной толще. В водоемах, где гетеротрофные бактерии существуют в основном за счет автохтонного органического вещества продуцируемого фитопланктоном, чаще всего, отношение $\Sigma P_B/\Sigma P_{ph} \leq 0.4$.

При поступлении в водоем большого количества аллохтонного органического вещества или в результате значительного развития высшей водной растительности и эпифитона, продукция гетеротрофных бактерий приближается или превышает первичную продукцию фитопланктона (Драбкова, 1981; Scavia, Laird, 1987; Strayer, 1988). В водохранилище в течение вегетационного сезона величины $P_B/\Sigma P_{ph}$ значительно изменяются (табл. 5).

Таблица 5. Величины первичной продукции фитопланктона в единице объема воды (P_{ph} , мг C/(м³ × сут) и продукции бактериопланктона (P_B , мг C/(м³ × сут) в единице объема воды, и отношение $\Sigma P_B/\Sigma P_{ph}$ на станциях в мае–октябре в 1965–1995 гг.

Параметры	Молога		Наволоки		Средний Двор	
	среднее	мин.-макс.	среднее	мин.-макс.	среднее	мин.-макс.
ΣP_{ph}	700±73	170-1565	416±41	121-998	470±39	142-1031
P_B	44±3	16-71	29±2	12-58	30±2	12-57
$\Sigma P_B/\Sigma P_{ph}$	0.98	0.37-2.74	0.53	0.17-1.44	0.50	0.14-1.03

Величины первичной продукции существенно превышали величины бактериальной продукции, чаще всего, в июле–августе и, напротив, были значительно ниже в октябре. В период 2006–2011 гг. величины $P_B/\Sigma P_{ph}$, рассчитанные в среднем за вегетационный период, отличались на станции в Волжском плесе в 2.8 раз, а на станциях в Главном плесе — в 2.2–2.5 раз (табл. 5). В итоге, в среднем за шесть лет, отношение $P_B/\Sigma P_{ph}$ составило на ст. Молога — 0.76, на ст. Наволок — 0.34, на ст. Средний Двор — 0.56.

Анализ многолетних данных (37 лет) по динамике первичной продукции фитопланктона на исследованных станциях показал, что наиболее высокие величины ΣP_{ph} регистрировались в 70-х гг. прошлого века. Величины первичной продукции, средние за май–октябрь, в 2006–2011 гг. превышали таковые, рассчитанные в среднем за 1965–1995 гг., в Волжском плесе в 1.2 раза и в Центральном — в 1.4–1.7 раз. Таким образом, в современный период значения ΣP_{ph} в этих районах водохранилища отличаются в меньшей степени (в 1.2–1.3 раз), чем в период 1965–1995 гг. (в 1.5–1.7 раз) (табл. 2, 5). Максимальные величины продукции бактериопланктона, средние за май–июнь, были зарегистрированы в 2010 г. Однако, средние величины P_B , в разные периоды исследования, отличались незначительно (табл. 3, 5). В итоге, в современный период отношение $P_B/\Sigma P_{ph}$ в Волжском плесе было, также как в предыдущие годы, существенно выше, чем в Главном. В тоже время на значительной акватории водохранилища (ст. Молога, ст. Наволок) абсолютные величины $P_B/\Sigma P_{ph}$ существенно снизились (табл. 4, 5).

В итоге, в водах центральной части озеровидного Главного плеса первичная продукция фитопланктона является основным источником питательных веществ для гетеротрофного бактериопланктона. В северной части Главного плеса и, особенно, в Волжском плесе, кроме продукции фитопланктона гетеротрофные бактерии, по-видимому, используют органическое вещество другого происхождения. Прежде всего, речные воды, поступающие в Волжский и Шекснинский плесы содержат значительное количество органического вещества антропогенного происхождения. Кроме того, возможно обогащение глубоководных районов этих плесов органическим веществом со стороны очень продуктивных мелководий (Минеева, 1993). Таким образом, разные участки водохранилища заметно отличаются по продукционно-деструкционным показателям. Поэтому оценку этих

процессов в водоеме в целом следует проводить с учетом объемом воды в этих участках (значительных по площади), что позволит более точно определить как общее количество новообразованного органического вещества, так и общее количество органического вещества продуцируемого гетеротрофными бактериями.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

- Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. Л.: Наука. 1981. 210 с.
 Копылов А.И. Косолапов Д.Б. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во СГУ. 2008. 377 с.
 Минеева Н.М. Формирование первичной продукции планктона Рыбинского водохранилища в летний период // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища СПб.: Гидрометеиздат. 1993. С. 114–140.
 Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус. 2009. 279 с.
 Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л.: Наука. 1985. 295 с.
 Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Лабораторное руководство. Л.: Наука, 1972. 193 с.
 Рыбинское водохранилище и его жизнь. Ред. Б.С. Кузин. Л.: Наука. 1972. 364 с.
 Scavia D., Laird G.A. Bacterioplankton in Lake Michigan: dynamics, controls, and significance to carbon flux // Limnol. Oceanogr. 1987. V. 32. P. 1017–1033.
 Strayer D. On the limits to secondary production // Limnol. Oceanogr. V. 33. P. 1217–1220.

СВОБОДНОЖИВУЩИЕ ПЛОСКИЕ ЧЕРВИ (TURBELLARIA) БАСЕЙНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.М. Коргина

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, 152742. Борок, Ярославская обл., korgina@ibiw.yaroslavl.ru

ВВЕДЕНИЕ. Первые данные по фауне турбеллярий бассейна Верхней Волги собраны Кордэ (Кордэ, 1950) в Волге, в 3 км от биологической станции “Борок”, на месте будущего Рыбинского водохранилища. Ею отмечено в августе 1940 г. три вида турбеллярий: *Stenostomum leucops*, *Macrostomum appendiculatum* и *Otomesostoma auditivum*. Спустя 40 лет были получены первые данные по видовому составу и количественному распределению турбеллярий Рыбинского водохранилища, а также по мелководным водоемам его бассейна (Коргина, 1986). Выявлено 53 вида ресничных червей, принадлежащих 5 отрядам, 8 семействам и 19 родам. С 1994 по 2012 гг. получены данные по турбелляриям малых рек, впадающих в водохранилище, временного водоема, расположенного вблизи водохранилища.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ. Пробы отбирали по общепринятой методике (Иванов и др., 1981). Просмотр и определение турбеллярий проводили только в живом виде. Встречаемость вычисляли по отношению числа проб с присутствием вида к общему числу отобранных проб (Методика изучения ..., 1975; Песенко, 1982).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ. На основании обобщенных данных установлено, что фауна турбеллярий Рыбинского водохранилища и его бассейна включает 71 вид ресничных червей, относящихся к 6 отрядам: Catenulida, Macrostomida, Lecithoepitheliata, Proseriata, Tricladida, Neorhabdocoela и 11 семействам (табл.). Большинство (две трети) видов относятся к отряду Neorhabdocoela, в то время, как отряд Proseriata включает один единственный вид, остальные отряды представлены небольшим количеством видов, примерно от трех до шести.

Таблица. Видовой состав и встречаемость турбеллярий бассейна Рыбинского водохранилища

Вид	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Отряд Catenulida										
Семейство Stenostominae										
<i>Stenostomum leucops</i> Duges	+	+	+	+	-	+	+	+	-	77.8
<i>S. unicolor</i> O. Schmidt	-	+	+	+	-	-	-	-	-	33.3
<i>S. grabbskogense</i> Luther	+	-	-	-	-	-	-	+	-	22.2
<i>Stenostomum</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
Отряд Macrostomida										
Семейство Microstomidae										
<i>Microstomum lineare</i> Müller	+	+	+	+	-	+	+	+	-	77.8
Семейство Macrostomidae										
<i>Macrostomum rostratum</i> Papi	+	+	+	-	-	+	+	+	+	66.7
<i>M. distinguendum</i> Papi	+	+	+	+	-	+	-	+	+	77.8
<i>M. obtusum</i> Yejdovsky	-	+	-	-	-	-	-	+	-	22.2
<i>M. hamatum</i> Luther	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>M. orthostylum</i> (Braun)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>Macrostomum</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	22.2
Отряд Lecithoepitheliata										
Семейство Prorhynchidae										

Вид	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Prorhynchus stagnalis</i> Schultze	-	+	+	-	-	-	-	-	-	22.2
<i>Geocentrophora sphyrocephala</i> de Man	-	-	-	-	-	-	-	-	+	11.1
<i>G. baltica</i> Kennel	-	+	-	-	-	-	-	-	-	11.1
Отряд Proseriata										
Семейство Otomesostomidae										
<i>Otomesostoma auditivum</i> Plessis	+	+	-	+	-	-	-	-	-	33.3
Отряд Tricladida										
Семейство Planariidae										
<i>Dugesia lugubris</i> Schmidt	-	+	+	-	-	-	-	-	-	22.2
<i>Polycelis tenuis</i> Ijima	-	+	+	-	-	-	-	-	-	22.2
Семейство Dendrocoelidae										
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (O. Müller)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
Отряд Neorhabdocoela										
Семейство Polycystididae										
<i>Gyratrix hermaphroditus</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	-	+	-	77.8
Семейство Provorticidae										
<i>Provortex pallidus</i> Luther	-	+	+	-	-	-	-	+	-	33.3
Семейство Dalyellidae										
<i>Microdalyellia armigera</i> O. Schmidt	+	+	+	-	-	-	-	+	-	44.4
<i>M. fusca</i> Fuhrmann	+	-	-	+	-	-	-	-	-	22.2
<i>M. brevispina</i> Hofsten	+	+	+	-	-	-	-	-	-	33.3
<i>M. brevimana</i> Beklemischev	+	+	+	+	-	-	-	+	-	55.6
<i>M. picta</i> O. Schmidt	+	-	+	-	-	-	-	+	-	33.3
<i>M. rossi</i> Graff	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>M. nanella</i> Beklemischev	-	-	+	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>Dalyellia penicilla</i> M. Braun	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>D. viridis</i> (Schow)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	11.1
<i>Dalyellia</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>Gieysztorina cuspidata</i> O. Schmidt	+	-	+	+	-	+	-	+	-	55.6
<i>G. expedita</i> Hofsten	+	-	+	+	-	-	-	+	-	44.4
<i>G. infundibuliformis</i> Fuhrmann	-	-	-	-	-	-	-	+	-	11.1
<i>G. chlynovica</i> Nasonov	-	-	-	-	-	-	-	+	-	11.1
<i>Castrella truncata</i> Abildgaard	+	+	+	+	+	+	-	+	-	77.8
Семейство Typhloplanidae										
<i>Typhloplana viridata</i> Abildgaard	-	-	-	-	-	-	+	+	-	22.2
<i>Castrada lanceola</i> M. Braun	+	-	-	+	-	+	-	-	+	44.4
<i>C. hofmanni</i> M. Braun	+	-	+	+	-	+	-	+	-	55.6
<i>C. instructa</i> Hofsten	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>C. intermedia</i> Volz	-	-	-	-	-	-	-	+	-	11.1
<i>C. viridis</i> Volz	+	-	-	+	+	+	-	+	-	55.6
<i>C. armata</i> Fuhrmann	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>C. neocomensis</i> Volz	-	-	-	-	-	-	-	+	-	11.1
<i>C. granea</i> (M. Braun)	-	-	+	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>Castrada</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	+	-	22.2
<i>Tetracelis marmorosa</i> Müller	+	-	-	+	-	-	-	-	-	22.2
<i>Strongylostoma radiatum</i> Müller	+	+	+	+	-	-	-	+	-	55.6
<i>S. elongatum</i> Hofsten	+	+	+	+	-	+	-	-	-	55.6
<i>Rhynchomesostoma rostratum</i> Müller, <i>R. lutheri</i> Papi	+	+	-	-	-	-	-	+	+	55.6
<i>Dochmiotrema limicola</i> Hofsten	+	-	-	+	-	-	+	-	-	33.3
<i>Olisthanella truncula</i> O. Schmidt	-	+	+	-	-	-	-	+	-	33.3
<i>O. palmeni</i> Nasonov	-	+	+	-	-	-	-	+	-	33.3
<i>O. obtusa</i> M. Schultze	+	+	+	-	-	+	-	+	-	55.6
<i>Mesostoma ehrenbergii</i> Focke	+	-	+	+	-	-	-	-	-	33.3
<i>M. platygastricum</i> Hofsten	-	-	-	-	-	-	-	-	+	11.1
<i>M. craci</i> Schmidt	-	-	-	-	-	-	-	-	+	11.1
<i>M. productum</i> O. Schmidt	-	-	-	-	-	-	-	+	-	11.1
<i>M. lingua</i> Abildgaard	+	-	+	+	-	+	-	+	-	55.6
<i>M. punctatum</i> M. Braun	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>M. rhynchotum</i> M. Braun	-	-	-	-	-	-	-	-	+	11.1
<i>Bothromesostoma personatum</i> O. Schmidt	+	-	+	-	-	-	-	+	-	33.3
<i>B. essenii</i> M. Braun	+	-	+	+	-	+	-	+	-	55.6
<i>Phaenocora unipunctata</i> Orsted	+	+	+	-	-	-	-	+	+	55.6
<i>Ph. typhlops</i> Vejdovsky	+	+	+	-	-	-	-	-	-	33.3
<i>Ph. rufodorsata</i> Sekera	-	+	+	+	-	-	-	+	-	44.4
<i>Ph. gagarini</i> sp.n. Korgina	-	-	-	-	-	-	-	-	+	11.1
<i>Opistomum pallidum</i> O. Schmidt	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>O. arsenii</i> Nasonov	-	+	-	-	-	-	-	+	-	22.2
<i>O. immigrans</i> Ax	+	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
<i>O. fuscum</i> Weise	+	-	-	-	-	-	-	+	-	22.2

Примечания. Цифры 1 — Рыбинское водохранилище, 2 — р. Латка, 3 — р. Ильдь, 4 — р. Сутка, 5 — р. Себла, 6 — р. Сить, 7 — р. Каменка, 8 — пруды, 9 — временный водоем, 10 — встречаемость, в %.

Наибольшее количество видов зафиксировано в самом Рыбинском водохранилище — 46, довольно разнообразна фауна прудов — 36 видов, более изученные реки (многолетнее исследование) имели в своем составе от 24 до 34 видов, недостаточно изученные — не более полутора десятка. Во временном водоеме обнаружено 11 видов.

Обычными для водохранилища и его бассейна являются виды: *Stenostomum leucops*, *Microstomum lineare*, *Macrostomum rostratum*, *M. distinguendum*, *Gyratrix hermaphroditus*, *Microdalyellia brevimana*, *Gieysztoria cuspidata*, *Castrella truncata*, *Castrada hofmanni*, *C. viridis*, *Strongylostoma radiatum*, *S. elongatum*, *Rhynchomesostoma rostratum*, *Olisthanella obtusa*, *Mesostoma lingua*, *Bothromesostoma essenii*, *Phaenocora unipunctata*.

Интересна фауна наличием редких видов: *Macrostomum hamatum*, *Geocentrophora sphyrocephala*, *G. baltica*, *Microdalyellia rossi*, *M. nanella*, *Dalyellia penicilla*, *Gieysztoria infundibuliformis*, *G. chlynovica*, *Castrada instructa*, *C. intermedia*, *C. armata*, *C. neocomensis*, *C. granea*, *Mesostoma platygasticum*, *M. craci*, *M. productum*, *M. punctatum*, *M. rhynchotum*, *Opisthomum pallidum*, *O. immigrans*. Найден и описан новый вид для науки — *Phaenocora gagarini* sp. n. Korgina.

Сформированные в различных водных объектах комплексы турбеллярий отличались по видовому составу. На дендрограмме кластерного анализа, проведенного на основе индексов сходства (метод Варда, евклидово расстояние) выделено три группы водных объектов, различающихся по видовому составу турбеллярий (рис. 1).

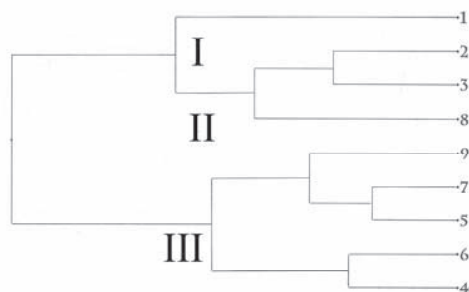


Рис. 1. Дендрограмма сходства фауны турбеллярий (метод Варда, евклидово расстояние).

Отдельно обособляется комплекс турбеллярий водохранилища (№ I), характеризующийся наибольшим количеством видов, т.е. наибольшим видовым разнообразием. Турбеллярии других объектов разделились на две группы. Группа № II объединила объекты с большим количеством видов: реки Латка, Ильдь, пруды, а в группу № III вошли водные объекты с меньшим количеством видов, отдельно обособляются реки Сутка и Сить, в свою очередь реки Себла, Каменка и временный водоем с наименьшим видовым составом образовали свое объединение. Дендрит сходства фауны турбеллярий исследованных объектов по коэффициенту сходства Жаккара также выделяет три группы, различающихся по видовому составу и силе связи турбеллярий (рис. 2). Обособлена группа № I Рыбинского водохранилища, группа № II объединила реки Латка, Ильдь, пруды крепкими связями.

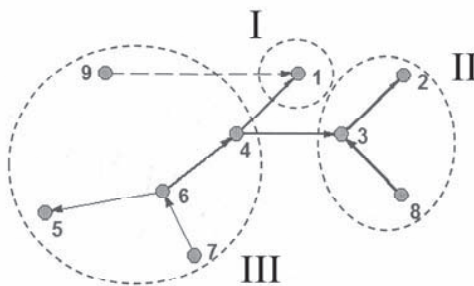


Рис. 2. Дендрит сходства фауны турбеллярий по коэффициенту сходства Жаккара.

Более расширенная группа № III, которая объединила все остальные объекты, с различной степенью связи. Между комплексами № II и III установлена связь, по видовому составу рек Ильдь и Сутка, а видовой состав временного водоема тяготеет прерывистой связью к водохранилищному комплексу.

Таким образом, в бассейне Рыбинского водохранилища зафиксирован 71 вид турбеллярий, относящихся к 6 отрядам и 11 семействам, что составляет больше половины фауны турбеллярий бассейна Верхней Волги.

Список литературы

- Иванов А.В., Полянский Ю.И., Стрелков А.А. Большой практикум по зоологии беспозвоночных. М.: Высшая школа. 1981. 504 с.
- Коргина Е.М. Состав и численность турбеллярий прибрежной зоны Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод: информ.бюл. Л., 1986. № 70. С. 32–33.
- Кордэ Н.В. О зависимости между микробентосом и потамопланктоном // Тр. биологич. Станции “Борок”. 1950. Т. 1. С. 164–190.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 287 с.

«ЦВЕТЕНИЕ» ВОДЫ ЦИАНОБАКТЕРИЯМИ (СИНЕЗЕЛЕННЫМИ ВОДОРОСЛЯМИ) — РЕАЛЬНАЯ УГРОЗА УХУДШЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВОЛГИ

Л.Г. Корнева, Н.М. Минеева, А.И. Копылов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН

152742, п. Борок, Ярославская область, Некоузский район, korneva@ibiw.yaroslavl.ru

Цианобактерии (цианопрокариота, синезеленые водоросли) — один из основных компонентов фитопланктона морских и пресноводных экосистем, самые древние фотосинтезирующие организмы на планете, возраст которых составляет 3.5 млрд. лет. Высокая скорость размножения, определенные эколого-физиологические свойства (плаваемость, способность к фиксации азота и образованию акинет, устойчивых к неблагоприятным факторам, интенсивное развитие в теплое время года), хорошая адаптация к экстремальным условиям, способность к эндосимбиозу и созданию мутуалистических ассоциаций способствуют их широкому распространению от тропиков до полярных регионов и доминированию в водах разной трофии: от олиготрофных океанов до гипертрофных озер (Paerl, Huisman, 2009). При определенных благоприятных условиях их массовое развитие вызывает «цветение» воды — явление наносящее серьезный экономический ущерб и представляющее опасность для обитателей водоемов, а также жизни и здоровья людей. Способность образовывать крупные слизистые колонии, синтезировать токсины защищает их от выедания. Токсины, продуцируемые цианобактериями, относятся к ядам нервно-паралитического, протоплазматического и гемолитического действия (O'Neil et al., 2012). Одоранты (геосмин), выделяемые при отмирании высокой биомассы цианобактерий, придают воде неприятный гнилостный запах. Вода, насыщенная продуктами их метаболизма, аллергенна, токсична и непригодна для питьевых целей. Подщелачивание воды в процессе интенсивного размножения цианобактерий создает благоприятные условия для развития патогенной микрофлоры.

Первые сведения о «цветении» воды цианобактериями были известны уже более 130 лет назад. Начиная с 1960-х годов, эти случаи стали прогрессивно увеличиваться, а в последние десятилетия их число еще более значительно возросло (O'Neil et al., 2012). В результате интенсивной хозяйственной деятельности человека, приводящей к избыточному обогащению водной среды биогенными веществами (фосфором и азотом), наблюдается рост продуктивности и увеличение трофии различных водоемов мира. Эвтрофирование приводит к нарушению экологического баланса, снижению прозрачности воды, дефициту кислорода, массовому развитию цианобактерий. Последнее может быть простимулировано и современным изменением планетарного климата (Peperzak, 2003; Paul, 2008; Paerl, Huisman, 2008, 2009; Beardall et al., 2009), которое вызывает увеличение температуры, стратификации, солености и содержания биогенных элементов поверхностных вод (Climate change ..., 2007; The Impact ..., 2010). Температура воды 20–30 °C стимулирует ростовые характеристики цианобактерий (Козицкая, 1991). Совместное влияние положительных температур и высокой концентрации биогенных веществ аддитивно воздействует на увеличение темпов роста токсичных видов цианобактерий (Davis et al., 2009).

При зарегулировании стока река Волга превратилась в цепочку водохранилищ, в которых сформировался замкнутый цикл круговорота веществ, определяемый замедленным водообменом, увеличением процессов аккумуляции и оседания, дополнительным обогащением минеральными и органическими веществами, изменением температурного и гидрологического режима. Создание водохранилищ привело к образованию мелководий и зон колеблющегося уровня воды, снижению содержания кислорода в толще воды, в результате чего усилились ее восстановительные свойства. Трансформация водной среды способствовала изменениям, благоприятным для увеличения интенсивности развития в планктоне Волги цианобактерий (Волга и ее жизнь, 1978).

Установившаяся над территорией волжского бассейна с 1975 г. новая эпоха атмосферной циркуляции привела к увеличению облачности, увлажненности и температуры воздуха на 1.5–2 °C (Клиге и др., 2000). Трансформации тепло — и влагообмена способствовали изменению термического режима Волги. В частности, температура воды в Рыбинском водохранилище (Верхняя волга) с 1976 по 2003 гг. повысилась на 1.8 °C (Литвинов, Рошупко, 2004). Выявлен многолетний (1960–2003 гг.) положительный тренд средней летней температуры воды в Волгоградском водохранилище (Нижняя Волга) (Шашуловский, Мосияш, 2010). Все эти региональные изменения порождены общим ходом динамики современного климата: после 1975 г. во всех физико-географических регионах России начался интенсивный подъем температуры приземного воздуха (Груза и др., 2008).

Цель данной работы — оценить масштабы и динамику развития цианобактерий в водохранилищах Волги в ходе их эвтрофирования и изменения климата.

К настоящему времени в фитопланктоне Волги насчитывается 280 таксонов цианобактерий (синезеленых водорослей) рангом ниже рода (Корнева, 2008). К основным видам, доминирующим в планктонных сообществах волжских водохранилищ и способным вызывать «цветение» воды, относятся *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet et Flahault, *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. и *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag. et Kom. В значительном количестве могут развиваться также виды из рода *Anabaena* Bory de Saint-Vincent ex Born. et Flah. (*A. flos-aquae* (Lyngb.) Bréb., *A. scheremetievi* Elenk., *A. spiroides* (Woronich.) Elenk., *A. lemmermannii* P. Richter), *Aphanocapsa* Nägeli (*A. holsatica* (Lemm.) Cronb. et Kom., *A. incerta* (Lemm.) Cronb. et Kom.), *Microcystis* Lemm. (*Microcystis viridis* (A. Braun) Lemm., *M. wessenbergii* (Kom.) Kom., *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend. Elenk.), *Aphanothece* Nägeli и *Coelosphaerium kuetzingianum* Näg. (Волга и ее жизнь, 1978; Охупкин, 1994; Охупкин и др., 1997; Корнева, 1999, 2005; Корнева и др., 2000; Паутова, Номоконова, 2001; Попченко, 2001 и др.).

Aphanizomenon flos-aquae и *Microcystis aeruginosa* доминировали в Волге и до создания каскада водохранилищ, но развивались в небольшом количестве. *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag. et Kom. (= Syn.: *Oscillatoria*

agardhii Gom.) впервые был отмечен в доминирующих комплексах фитопланктона в конце 1960-х – начале 1970-х гг. в старейшем и самом высокотрофном Ивановском водохранилище (Кузьмин, 1978; Тарасенко, 1982), а в конце 1980-х – начале 1990-х — в следующем по каскаду Угличском водохранилище (Корнева, 1999; Ляшенко, 2000). Интенсивному размножению этого вида обычно способствует высокая степень антропогенного эвтрофирования (Skulberg, 1980), увеличение концентрации органического (Трифонов, 1990) и аммонийного азота (Blumquist et al., 1994). Вид устойчив к низкой освещенности и требователен к высокой концентрации нитратов (Scheffer et al., 1997; Havens et al., 1998; Gibson et al., 2001). Эффективно развиваясь в условиях высокого содержания органических веществ и в сточных водах нитчатые безгетероцистные цианобактерии способны к гетеротрофному питанию (Кузьменко, 1981). Массовое развитие *Planktothrix agardhii* в Ивановском водохранилище хорошо согласуется с высоким трофическим статусом этого водоема. Наибольшего обилия вид достигает в мелководном, наиболее продуктивном Шошинском плесе. В придонных слоях Рыбинского водохранилища в подледный период может активно развиваться *Limnothrix lauterbornii* (Schmidle) Anag. (= *Oscillatoria lauterbornii* Schmidle) (Корнева, 1993) — обитатель озерного гипolimниона, хорошо адаптированный к световому лимитированию (Hindák, Trifonova, 1989). В Европе в последние годы прогрессивно растет число озер, пораженных «цветением» воды осцилляториевыми комплексами (Rücker et al., 1997; Scheffer et al., 1997). Появление в составе доминантов фитопланктона некоторых водохранилищ Волги представителей других нитчатых безгетероцистных видов из родов *Oscillatoria* Vauch., *Phormidium* Kütz. и *Lyngbya* Ag. (Далечина, Сильникова, 2001; Зеленева, 2001; Корнева и др., 2001; Попченко, 2001) свидетельствует об их продолжающейся экспансии в планктоне волжского каскада.

В 70-е гг. XX в. в фитопланктоне Волги отмечены первые признаки увеличения обилия безгетероцистных синезеленых из рода *Microcystis* (Kütz.) Elenk. (Волга и ее жизнь, 1978), что косвенно указывает на увеличение концентрации азота в воде. Несмотря на то, что по итогам многолетних исследований фитопланктона Рыбинского водохранилища в 1954–1981 гг. суммарная средневегетационная биомасса цианобактерий с гетероцистами была положительно скоррелирована с таковой безгетероцистных видов ($R = 0.81$, $F = 44.84$, $P < 0.000001$), установлено достоверное многолетнее снижение числа диатомовых видов ($R = -0.47$, $F = 6.82$, $P < 0.02$) на фоне общего увеличения удельного богатства цианобактерий с 1954 по 2006 гг. (Корнева, 2009). Изменение численности и биомассы безгетероцистных видов в летний период в широтном градиенте (с максимумами в Ивановском и Горьковском водохранилищах) отчетливо повторяли ($R = 0.82$; $F = 12$; $P < 0.012$ и $R = 0.76$; $F = 8$; $P < 0.03$, соответственно) динамику концентрации хлорофилла *a*.

Наибольшей степени развития цианобактерии достигают в летний период в озерных участках водохранилищ, в устьях рек и в прибрежье. В местах поверхностного скопления водорослей, на мелководных участках (например, Шошинский плес Ивановского водохранилища) и в устьях рек биомасса цианобактерий может достигать до 20–30 г/м³, что соответствует интенсивному «цветению» воды (> 10 г/м³). Наибольшая биомасса цианобактерий на русловых и открытых участках наблюдается в высоко трофных водохранилищах Волги: Ивановском, Горьковском и Чебоксарском (Корнева, Соловьева, 1996). В июле 2005 г. в водопроводе южной части г. Ярославля при температуре воды в источнике водоснабжения р. Которосль около 30 °C был отмечен «дуственный» запах. Наши исследования в районе водозабора показали, что общая численность (до 891 млн. кл./л) и биомасса (до 33 г/м³) фитопланктона были обусловлены интенсивным размножением цианобактерий *Planktothrix agardhii*, *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *Pseudanabaena limnetica* (Lemm.) Kom..

Начиная с 1981 г., до настоящего времени (2010 г.) летний пик биомассы фитопланктона в Рыбинском водохранилище, обусловленный развитием цианобактерий, стал стабильно превышать весенний подъем биомассы диатомовых водорослей. По среднемноголетним показателям в центральном (Главном) плесе Рыбинского водохранилища биомасса цианобактерий достоверно положительно связана с концентрацией хлорофилла «а» ($R = 0.83$; $F = 34$; $n = 18$) и общей биомассой фитопланктона ($R = 0.66$; $F = 23$; $n = 31$). Увеличение относительной биомассы цианобактерий в Волге с ростом трофии вод, оцененной по концентрации хлорофилла «а», прослеживалось и в разнотипных водохранилищах верхней Волги: Шексинском, Рыбинском, Угличском, Ивановском. В последнем начало бурного роста цианобактерий наблюдалось уже весной. В многоводную фазу (1989–1991 гг.), не смотря на общее снижение биомассы фитопланктона в водохранилищах по сравнению с предыдущей маловодной (1969–1975 гг.), вклад цианобактерий в суммарную биомассу фитопланктона увеличивался (Корнева, 2009).

Таким образом, при повышении трофии и температуры вод в планктоне волжских водохранилищ отчетливо прослеживается увеличение общего разнообразия и биомассы цианобактерий (синезеленых водорослей), изменение соотношения их функциональных групп: снижение числа видов, обладающих гетероцистами и увеличение обилия безгетероцистных видов. Дальнейший рост температуры воды в водохранилищах Волги при современных тенденциях изменениях климата будет способствовать увеличению биомассы и продукции цианобактерий, что может привести к катастрофическим нарушениям и необратимым последствиям ухудшения экологического состояния их вод.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 11-05-01067-а.

Список литературы

Волга и ее жизнь, Л.: Наука, 1978. 348 с.

Груза Г.В., Меццеская А.В., Алексеев Г.В., Анисимов О.А., Аристова Л.Н., Бардин М.Ю., Богданова Э.Г., Булыгина О.Н., Георгиевский В.Ю., Ильин Б.М., Иванов В.В., Клеценко Л.К., Кононова Н.К., Малевский-Малевич С.П., Махоткина Е.Л., Мирвис В.М., Надежина Е.Д., Разуваев В.Н., Ранькова Э.Я., Рочева Э.В., Стадник В.В., Хлеб-

- никова Е.И., Шаймарданов М.З., Шалыгин А.Л., Шикломанов И.А. Изменения климата России за период инструментальных наблюдений // Оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Т. 1. Изменения климата. Москва: Росгидромет, 2008. С. 31–87.
- Далечина. И.Н., Сильникова Г.В. Характеристика фитопланктона Волгоградского водохранилища в 1999–2000 гг. // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов: изд-во Саратовского ун-та, 2001. С. 49–53.
- Зеленевская Н.А. Мониторинг фитопланктона Саратовского водохранилища в 1985–1993 гг. // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов: изд-во Саратовского ун-та, 2001. С. 72–75.
- Клиге Р.К., Ковалевский В.С., Федорченко Е.А. Влияние глобальных климатических изменений на водные ресурсы волжского бассейна // Глобальные изменения природной среды. М.: Научный мир, 2000. С. 220–236.
- Козицкая В.Н. Влияние температурного фактора на рост и размножение водорослей с различными типами пигментных систем // Гидробиологический журнал. 1991. Т. 27. № 5. С. 62–71.
- Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. Спб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 50–113.
- Корнева Л.Г. Сукцессия фитопланктона // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. центр, 1999. С. 89–148.
- Корнева Л.Г. Фитопланктон Волги: разнообразие, структура сообществ, стратегия развития // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: изд-во ОАО «Рыб. Дом печати», 2005. С. 119–141.
- Корнева Л.Г. Альгофлора планктона водохранилищ волжского бассейна // Бот журнал. 2008. Т. 93. № 11. С. 1673–1690.
- Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореф. дисс. ...докт. биол. наук. Санкт-Петербург, 2009. 47 с.
- Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Структура и распределение фитопланктона водохранилищ Волги // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод, Ярославль. 1996. С. 48–50.
- Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Митропольская И.В., Девяткин В.Г., Гусев Е.С. Сообщества фитопланктона водохранилищ Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: изд-во ЯГТУ, 2001. С. 87–93.
- Кузьменко М.И. Миксотрофизм синезеленых водорослей и его экологическое значение. Киев: Наукова Думка, 1981. 212 с.
- Кузьмин В.Г. Биомасса и структура планктонных фитоценозов Иваньковского водохранилища // Биология и систематика низших организмов. Л.: Наука, 1978. С. 51–75.
- Литвинов А.С., Роцупко В.А. Изменчивость характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища в связи с климатическими условиями в его бассейне // Тез. VI Всерос. Гидрологического съезда. Спб., 2004. С. 251–252.
- Ляшенко О.А. Сезонная динамика и многолетние изменения фитопланктона и содержание хлорофилла в Угличском водохранилище // Биология внутренних вод. 2000. № 3. С. 52–61.
- Охапкин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. центр. РАН, 1994. 275 с.
- Охапкин А. Г., Микульчик И.А., Корнева Л.Г., Минеева Н.М. Фитопланктон Горьковского водохранилища. Тольятти: изд-во Самарского науч. Центра РАН, 1997. 224 с.
- Паутова В.Н., Номоконова В.И. Динамика фитопланктона нижней Волги – от реки к каскаду. Тольятти: изд-во Самарского науч. центра РАН, 2001. 279 с.
- Попченко И.И. Видовой состав и динамика фитопланктона Саратовского водохранилища. Тольятти: изд-во Самарского науч. центра РАН, 2001. 148 с.
- Тарасенко Л.В. Состояние фитопланктона Иваньковского водохранилища в 70-е годы // Рук. ДЕП Ин-т вод. проблем АН СССР. М., 1982. № 6541-82. 42 с.
- Трифонов И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.
- Шапиловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 250 с.
- Beardall J., Stojkovic S., Larsen S. Living in a high CO₂ world: impacts of global climate change on marine phytoplankton // Plant Ecol. Div. 2009. Vol. 2. P. 191–205.
- Blomqvist P., Pettersson A., Hyenstrand P. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems // Arch. Hydrobiol. 1994. Vol. 132. № 2. P. 141–164.
- Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge, 2007. 996 p.
- Davis T.W., Berry D.L., Boyer G.L., Gobler C.J. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms // Harmful Algae. 2009. Vol. 8. P. 715–725.
- Gibson C.E., Foy R.H., Lennox S.D. The rise and rise *Planktothrix agardhii* in Lough Neagh 1969–1997 [27 Congress of the Inter. Ass. of Theor. and Appl. Limnol. Dublin, 1998] // Int. Ver. Theor. and angew. Limnol. 2001. Vol. 27. № 5. P. 2913–2916.

- Havens K.E., Philips E.J., Cichra M.F., Li B.-L. Light availability as a possible regulator of cyanobacteria species composition in a shallow subtropical lake // *Freshwater Biology*. 1998. Vol. 39. № 3. P. 547–556.
- Hindak F., Trifonova I.S. Morphology and ecology of three *Limnothrix* species (Cyanophyta) from the hypolimnion of highly eutrophic lake in Latvia, USSR // *Biologia (Bratislava)*. 1989. № 1. P. 1–11.
- O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change // *Harmful Algae*. 2012. Vol. 14. P. 313–334
- Paerl H.W., Huisman J. Bloomslike it hot // *Science*. 2008. 320 P. 57–58.
- Paerl H. W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms // *Environmental Microbiology Reports*. 2009. Vol. 1. № 1. P. 27–37.
- Paul V.J. Global warming and cyanobacterial harmful algal bloom // *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer, New York, 2008. P. 239–257.
- Peperzak L. Climate change and harmful algal blooms in the North Sea // *Acta Oecol*. 2003. Vol. 24. P. 139–144.
- Rücker J., Wiedner C., Zippel P. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes // *Hydrobiologia*. 1997. Vol. 342/343. P. 107–115.
- Scheffer M., Rinaldi S., Gragnani A., Mur L.R., Van Nes E.H. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes // *Ecology*. 1997. Vol. 78 (1). P. 272–282.
- Skulberg O.M. Blue-green algae in Lake Myosa and other Norwegian Lakes // *Progress in Water Technology*. 1980. Vol. 12. № 2. P. 121–141.
- The Impact of Climate Change on European Lakes. Dordrecht, Heidelberg, London, New York, Berlin: Springer (Aquatic Ecology Series Vol. 4) George G. (Ed.) 2010. 508 p.

СОСТОЯНИЕ ФИТОПЛАНКТОНА И СОДЕРЖАНИЕ ЦИАНОТОКСИНОВ В РЫБИНСКОМ, ГОРЬКОВСКОМ И ЧЕБОКСАРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ В ПЕРИОД АНОМАЛЬНО ЖАРКОГО ЛЕТА 2010 Г.

¹Л.Г. Корнева, ¹В.В. Соловьева, ²Я.В. Русских, ²Е.Н. Чернова

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,

152742, п. Борок, Ярославская область, Некоузский район, korneva@ibiw.yaroslavl.ru, solo@ibiw.yaroslavl.ru

²Санкт-Петербургский Научно-исследовательский Центр экологической безопасности РАН, 197110, г. Санкт-Петербург, ул. Корпусная – 18, yanarusk@gmail.com, viktorovsky@inbox.ru

В последние годы темпы эвтрофирования пресноводных водоемов значительно возросли в связи с современным изменением планетарного климата. Устойчивый рост температуры воздуха и воды приводит к трансформации внутри водоемных процессов и биотической структуры водных экосистем. Увеличение температуры воды способствует увеличению потребления кислорода, что повышает риск снижения его содержания в воде, изменению продолжительности жизни водных организмов, фенологии сообществ и трофических взаимодействий, увеличению уровня «цветения» воды синезелеными водорослями (цианобактериями) и росту трофического статуса водоемов (Moore et al., 2005; Paerl, Huisman, 2009; Jeppesen et al., 2011). К одним из последствий повышения температуры относят улучшение условий прорастания акинет цианобактерий (Wiedner et al., 2007), а также смещение сроков начала и продолжительности вегетации видов (Gerten, Adrian, 2000; Blenckner, Chen, 2003; Korneva, 2007). Токсины, продуцируемые цианобактериями, относят к ядам нервно-паралитического, протоплазматического и гемолитического действия (O'Neil et al., 2012). Поэтому очень важно отслеживать состояние фитопланктона в периоды экстремально высоких летних температур.

Задача данного исследования — анализ состава и обилия фитопланктона трех водохранилищ Волги: Рыбинского, Горьковского и Чебоксарского, различающихся по уровню трофии вод, и оценка содержания в воде и водорослях цианотоксинов в период жаркого лета 2010 г.

Исследования проводили с 10 по 30 июля 2010 г. на 12 станциях Рыбинского, 13 станциях Горьковского и 20 станциях Чебоксарского водохранилищ. Отбор проб фитопланктона выполняли метровым батометром системы Элгморка объемом 4 л последовательно с каждого метрового горизонта от поверхности до дна. Затем в равных пропорциях их смешивали в интегральную пробу. Концентрацию фитопланктона проводили путем прямой фильтрации при слабом давлении поочередно через мембранные фильтры производства ЗАО "Владисарт", изготовленные из мембранного полотна производства фирмы Sartorius Stedim (Германия), с диаметром пор 5 мкм, а затем — 1.2 мкм. Консервацию водорослей осуществляли раствором Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты (Методика ..., 1975). Учет численности клеток водорослей проводили под световым микроскопом МБИ – 11 в счетной камере «Учинская – 2» объемом 0.02 мл. Биомассу фитопланктона определяли обычным счетно-весовым методом.

Для анализа содержания цианотоксинов в воде и водорослях пробы отбирали на участках с визуально заметным «цветением» воды синезелеными водорослями из поверхностного слоя. Для оценки концентрации цианотоксинов применяли хромато-масс-спектрометр высокого разрешения LTQ Orbitrap (Finnigan) в режиме электрораспыления и регистрации положительных ионов (ESI+) на обратнофазной хроматографической колонке (Thermo Hypersil Gold 100×3 mm, 3 мкм) с использованием градиентного режима хроматографирования. Идентификацию соединений во всех случаях проводили по точным массам ионов $[M+H]^+$ и/или $[M+2H]^{2+}$ (совпадение в пределах 5 ppm) и хроматографическим временам удерживания, при идентификации микроцистинов использовали оба значения масс — для одно- и двухзарядного фрагмента (Русских и др., 2010).

В период исследования температура воды в водохранилищах достигала в среднем 27 °С (табл. 1). Горьковское и Чебоксарское водохранилища отличались более низкой глубиной, прозрачностью и цветностью воды по сравнению с Рыбинским.

Таблица 1. Некоторые лимнические показатели водохранилищ в июле 2010 г.

Показатели	Водохранилища		
	Рыбинское	Горьковское	Чебоксарское
Глубина, м	11 ± 1	8 ± 1	7 ± 1
Температура, °С	27.0 ± 0.3	27.6 ± 0.5	27.4 ± 0.3
Прозрачность, см	126 ± 11	96 ± 6	99 ± 9
Цветность, град	83 ± 7	57 ± 1	40 ± 1

Наибольшие средние по водоему численность и биомасса фитопланктона были отмечены в Чебоксарском водохранилище (табл. 2 и 3). Биомасса фитопланктона в этом водохранилище достигала величин, свойственных эвтрофным водоемам, согласно шкале А.П. Китаева (2007), другие — мезотрофным. В планктоне всех водохранилищ численно лидировали синезеленые водоросли (цианобактерии) (табл. 2), а по биомассе превалировали синезеленые и диатомовые водоросли (табл. 3). Фитопланктон Чебоксарского водохранилища отличался наибольшим обилием синезеленых водорослей.

Таблица 2. Абсолютная (10^3 кл./л) и относительная (%) численность различных групп фитопланктона в водохранилищах в июле 2010 г.

Численность	Водохранилища		
	Рыбинское	Горьковское	Чебоксарское
Диатомовые	456 ± 125	240 ± 25	2881 ± 673
%	4 ± 1	1.6 ± 0.2	7 ± 2
Синезеленые	10839 ± 2314	21477 ± 7081	34725 ± 5555
%	90 ± 3	96.9 ± 0.4	86 ± 3
Зеленые	538 ± 169	192 ± 22	2636 ± 579
%	5 ± 2	1.4 ± 0.3	7 ± 1
Криптофитовые	7 ± 2	3 ± 1	11 ± 3
%	0.07 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.01
Динофитовые	1.9 ± 0.6	2 ± 1	5 ± 3
%	0.02 ± 0.006	0.014 ± 0.003	0.01 ± 0.01
Эвгленовые	0.79 ± 0.424	0.5 ± 0.2	2 ± 1
%	0.01 ± 0.004	0	0
Желтозеленые	0.17 ± 0.167	0	0.85 ± 0.60
%	0.001 ± 0.001	0	0
Золотистые	3 ± 1	0.4 ± 0.3	0.5 ± 0.4
%	0.04 ± 0.02	0	0
Общая	11846 ± 2342	21916 ± 7102	40262 ± 6175

Таблица 3. Абсолютная (г/м³) и относительная (%) биомасса различных групп фитопланктона в водохранилищах в июле 2010 г.

Биомасса	Водохранилища		
	Рыбинское	Горьковское	Чебоксарское
Диатомовые	0.420 ± 0.124	0.211 ± 0.038	4.630 ± 1.504
%	23 ± 4	15 ± 2	49 ± 7
Синезеленые	1.314 ± 0.528	1.831 ± 0.816	1.872 ± 0.441
%	65 ± 4	78 ± 2	43 ± 7
Зеленые	0.107 ± 0.024	0.052 ± 0.012	0.444 ± 0.095
%	8 ± 2	4 ± 1	7 ± 1
Криптофитовые	0.002 ± 0.001	0.001 ± 0.000	0.004 ± 0.002
%	0.2 ± 0.1	0.007 ± 0.003	0.09 ± 0.04
Динофитовые	0.025 ± 0.008	0.038 ± 0.015	0.062 ± 0.026
%	3 ± 1	2.4 ± 0.8	1.2 ± 0.4
Эвгленовые	0.005 ± 0.004	0.004 ± 0.003	0.004 ± 0.002
%	0.3 ± 0.2	0.09 ± 0.05	0.07 ± 0.04
Желтозеленые	0	0	0.0004 ± 0.0002
%	0	0	0.006 ± 0.004
Золотистые	0.003 ± 0.002	0.001 ± 0.001	0
%	0.4 ± 0.2	0.03 ± 0.03	0
Общая	1.877 ± 0.628	2.135 ± 0.857	7.017 ± 1.576

В Рыбинском водохранилище численно на всех станциях доминировал *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs (абсолютная численность $1\text{--}12 \times 10^6$ кл./л, относительная численность 11–85%), *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. ($0.8\text{--}3.6 \times 10^6$ кл./л, 10–35%). В Шекснинском плесе также лидировала *Anabaena scheremetievi* Elenk. ($2.7\text{--}22.0 \times 10^6$ кл./л, 25–64%), а в южной части водохранилища (Каменники) — *Aphanocapsa incerta* (Lemm.) Cronb. et Kom. (1.2×10^6 кл./л, 17%). Структура доминирующих комплексов по биомассе была более разнообразна. Помимо синезеленых *Aphanizomenon flos-aquae* (абсолютная биомасса $0.1\text{--}0.7$ г/м³, относительная биомасса 26–52%), *Microcystis aeruginosa* ($0.1\text{--}0.2$ г/м³, 10–28%) и *Anabaena scheremetievi* ($0.4\text{--}6.4$ г/м³, 32–75%) в 30–40% случаев преобладали диатомовые водоросли *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. ($0.1\text{--}0.3$ г/м³, 10–16%) и *Fragilaria crotonensis* Kitt. ($0.1\text{--}0.2$ г/м³, 12–29%).

В Горьковском водохранилище, где суммарная биомасса фитопланктона и соответственно уровень трофии были выше, видовое разнообразие доминирующего комплекса синезеленых водорослей увеличивалось. Помимо главных компонентов фитопланктона *Aphanizomenon flos-aquae* ($0.8\text{--}86 \times 10^6$ кл./л, 11–86%) и *Microcystis aeruginosa* ($1.7\text{--}7.5 \times 10^6$ кл./л, 11–50%), численно доминирующих практически на всех участках водохранилища, на 4-х станциях из 13-ти им сопутствовали *Aphanocapsa incerta* ($1.2\text{--}1.9 \times 10^6$ кл./л, 11–16%) и *Aphanocapsa holsatica* (Lemm.) Cronb. et Kom. ($1.5\text{--}2.5 \times 10^6$ кл./л, 15–30%), а в отдельных случаях — *Microcystis flos-aquae* (Wittrock) Kirch. (1.5×10^6 кл./л, 14%) *Anabaena flos-aquae* G.S.West ($1.6\text{--}4.6 \times 10^6$ кл./л, 14–30%), *Pseudanabaena mucicola* (Naum. et Hub.-Pest.) Schwabe (1.5×10^6 кл./л, 11%) и *Anabaena* sp. ($2.1\text{--}2.8 \times 10^6$ кл./л, 20–22%). По уровню биомассы в Горьковском водохранилище преобладали *Aphanizomenon flos-aquae* ($0.1\text{--}2.2$ г/м³, 10–54%), *Microcystis aeruginosa* ($0.1\text{--}0.4$ г/м³, 11–56%) и *Anabaena flos-aquae* ($0.2\text{--}9.9$ г/м³, 19–83%). На отдельных станциях им сопутствовали из диатомовых водорослей *Aulacoseira granulata* (0.3 г/м³, 24%), *Fragilaria crotonensis* (0.2 г/м³, 14%) и *Stephanodiscus invisitatus* Hohn et Hellerm. (0.2 г/м³, 19%), из синезеленых: *Microcystis flos-aquae* (0.1 г/м³, 14%), *M. wesenbergii* (Kom.) Kom. ($0.07\text{--}0.09$ г/м³, 10–18%). *Anabaena planctonica* Br. ($0.1\text{--}0.5$ г/м³, 12–24%), *Anabaena* sp. ($0.1\text{--}0.5$ г/м³, 11–23%) и *Gloeotrichia echinulata* (J.S. Smith) P. Rich. ($0.04\text{--}0.08$ г/м³, 12–13%).

Таблица 4. Концентрации цианотоксинов (мкг/л) в воде различных участков водохранилищ в июле 2010 г.

Цианотоксины	Водохранилища						
	Рыбинское			Горьковское		Чебоксарское	
	Станции						
	Волково	Первомайка	Любец	Чкаловск	Туношна	Шенкары, выше Ильинки	Устье р. Суры
Didemethylmicrocystin-LR	0.018	0.031	0.015	0.210	0.064	0.790	0.520
Microcystin-LF	нд	нд	нд	0.036	нд	0.066	0.085
Microcystin-LR	0.042	нд	нд	0.910	0.061	5.200	2.300
Microcystin-LY	нд	нд	нд	0.074	нд	0.203	0.173
Demethylmicrocystin-RR	нд	нд	нд	0.003	нд	0.009	нд
Microcystin-LW	нд	нд	нд	нд	нд	0.180	0.150
Microcystin-RR	нд	нд	нд	0.045	нд	0.370	0.182
Microcystin-YR	0.019	нд	нд	0.075	нд	1.437	0.460
Microcystin-WR	нд	нд	нд	нд	нд	0.120	нд
Сумма микроцистинов	0.079	0.031	0.015	1.353	0.125	8.375	3.870
Anabaenopeptins	0.018	0.007	нд	0.330	0.041	0.410	0.303
Всего	0.097	0.038	0.015	1.683	0.166	8.785	4.173

Примечание. нд — не детектировано, т.е. концентрация веществ ниже минимального предела обнаружения метода (LODs).

В Чебоксарском водохранилище также численно лидировали *Aphanizomenon flos-aquae* ($0.6\text{--}43 \times 10^6$ кл./л, 13–43%) и *Microcystis aeruginosa* ($0.8\text{--}14 \times 10^6$ кл./л, 11–54%) в сопровождении *Aphanocapsa incerta* ($4\text{--}47 \times 10^6$ кл./л, 13–44%), *Aphanocapsa holsatica* ($3\text{--}32 \times 10^6$ кл./л, 11–31%), *Anabaena flos-aquae* ($1.6\text{--}30 \times 10^6$ кл./л, 12–40%), *Pseudanabaena mucicola* (0.4×10^6 кл./л, 17–27%), *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag. et Kom. (5.6×10^6 кл./л, 16%) и *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. ($1.9\text{--}5.9 \times 10^6$ кл./л, 17–27%). По уровню биомассы в Чебоксарском водохранилище преобладали *Aulacoseira granulata* ($0.4\text{--}22.0$ г/м³, 12–83%), *Aphanizomenon flos-aquae* ($0.04\text{--}2.2$ г/м³, 11–38%), *Anabaena flos-aquae* ($0.1\text{--}3.9$ г/м³, 10–56%) и *Microcystis aeruginosa* ($0.06\text{--}0.9$ г/м³, 12–42%). На отдельных участках к ним присоединялись *Anabaena scheremetievi* ($0.7\text{--}1.8$ г/м³, 16–20%) и диатомей: *Cyclotella meneghiniana* Kütz. (0.6 г/м³, 13%), *Cyclostephanos dubius* (Fricke) Round ($0.6\text{--}1.2$ г/м³, 10–23%).

Во всех водохранилищах было зарегистрировано 9 видов микроцистинов (15 изомеров) и анабаенопептины (табл. 4). Наибольшие концентрации микроцистина-LR обнаружены в Чебоксарском водохранилище, минимальные — в Рыбинском (Любец). В Чебоксарском водохранилище (Шенкары, выше Ильинки) было обнаружено и наибольшее разнообразие цианотоксинов, где встречались все отмеченные изомеры микроцистинов и анабаенопептины, наименьшее — в Рыбинском водохранилище (Любец).

Суммарное содержание микроцистина-LR, наиболее токсичного представителя цианотоксинов в Чебоксарском водохранилище превышало допустимые нормы его содержания, принятые ВОЗ (Falconer et al., 2005).

В остальных водоемах концентрация микроцистинов была не опасна для здоровья человека. Анатоксин-а в воде водохранилищ не был обнаружен.

В биомассе водорослей выявлено 13 видов микроцистинов (22 изомера) и анабаенопептины. Наибольшее число микроцистинов отмечено в Горьковском водохранилище. Максимальная концентрация цианотоксинов в биомассе зафиксирована в Чебоксарском (устье р. Сура) и Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища (Любец), наименьшая — в сбросном плесе Рыбинского водохранилища (Волково).

Таким образом, в период жаркого лета в 2010 г. наибольший уровень развития фитопланктона наблюдался в эвтрофном Чебоксарском водохранилище. Численно во всех водохранилищах доминировали синезеленые водоросли *Aphanizomenon flos-aquae* и *Microcystis aeruginosa*. В Рыбинском водохранилище на отдельных участках им не уступала *Anabaena scheremetievi*, в Горьковском — *Aphanocapsa incerta* и *A. holsatica*, а в Чебоксарском — *Aphanocapsa incerta*, *A. holsatica*, *Anabaena flos-aquae* и *Aulacoseira granulata*. Практически на всех исследованных участках водохранилищ суммарная биомасса фитопланктона была сформирована также *Aphanizomenon flos-aquae* и *Microcystis aeruginosa*. Однако в отдельных случаях в Рыбинском водохранилище их биомассу превышала *Anabaena scheremetievi*, в Горьковском и Чебоксарском — *Anabaena flos-aquae*, а в Чебоксарском — *Aulacoseira granulata*. Наибольшая концентрация цианотоксинов в биомассе водорослей отмечена в наиболее высоко трофном Чебоксарском водохранилище, где содержание микроцистина-LR в воде превышало допустимые нормы.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 11-05-01067-а.

Список литературы

- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 239 с.
- Русских Я.В., Чернова Е.Н., Некрасова Л.В., Царев В.С., Подольская Е.П., Жаковская З.А. Сравнение результатов определения цианотоксинов (анатоксина-а и микроцистина RR) методом хромато-масс-спектрометрии, полученных с помощью приборов с различными типами ионных ловушек // Научное приборостроение. 2010. Т. 20. № 4. С. 100–107.
- Blenckner T., Chen D. Comparison of the impact of regional and North Atlantic atmospheric circulation on an aquatic ecosystem // Climate Research. 2003. Vol. 23. P. 131–136.
- Falconer I.R., Humpage A.R. Health Risk Assessment of Cyanobacterial (Blue-green Algal) Toxins in Drinking Water // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2005. Vol. 2. № 1. P. 43–50.
- Gerten D., Adrian R. Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation // Limnology and Oceanography. 2000. Vol. 45. P. 1058–1066.
- Jeppensen E., Kronvang B., Olesen J.E., Audet J., Søndergaard M., Hoffmann C.C., Andersen H. E., Lauridsen T.L., Özen A., Özkan K., Liboriussen L., Larsen S.E., Beklioglu M., Meerhoff M. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation // Hydrobiologia. 2011. Vol. 663. № 1. P. 1–21.
- Korneva L.G. Recent invasion of planktonic diatom algae in the Volga River and their causes // Inland Water Biology. 2007. № 1. P. 28–36.
- Mooij W.M., Hülsmann S., De Senerpont D.L.N., Nolet B.A., Bodelier P.L.E., Boers P.C.M., Pires L.M.D., Gons H.J., Ibelings B.W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K., Lammens E.H.R.R. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review // Aquatic Ecology. 2005. Vol. 39. P. 381–400.
- O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change // Harmful Algae 2012. Vol. 14. P. 313–334.
- Paerl H.W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms // Environmental Microbiology Reports. 2009. Vol. 1. № 1. P. 27–37.
- Wiedner C., Rucker J., Brüggemann R., Nixdorf B. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions // Oecologia. 2007. Vol. 152. P. 473–484.

ГЕТЕРОТРОФНЫЕ ЖГУТИКОНОСЦЫ В ПЛАНКТОНЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.Г. Косолапова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, пос. Борок Некоузского р-на Ярославской обл., kng@ibiw.yaroslavl.ru

После многолетнего перерыва возобновилась работа по исследованию видовой структуры и количественного развития планктонных гетеротрофных жгутиконосцев в Рыбинском водохранилище. Первые данные по бесцветным (гетеротрофным) жгутиконосцам Рыбинского водохранилища были получены в 1971 г. (Жуков, 1974). В 1988 г. были продолжены исследования флагеллат на 6 стандартных станциях (Жуков, 1989). В настоящем сообщении представлены результаты исследований планктонных гетеротрофных жгутиконосцев за 2007, 2008 и 2009 гг., т.е. спустя 20 лет.

Цель работы — изучение видового состава и количественных характеристик гетеротрофных жгутиконосцев и выявление изменений, произошедших в сообществе со второй половины XX века.

Поверхностные пробы отбирали на 6 стандартных станциях Рыбинского водохранилища. Видовой состав ГНФ определяли с помощью фазово-контрастной микроскопии в нефиксированных пробах согласно стандартной методике (Жуков, 1975, Vørs, 1992). Численность и размеры жгутиконосцев учитывали методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием флуорохромов примулина (Caron, 1983). Биомассу вычисляли путем умножения численности на средний объем клеток.

За период исследования на 6 стандартных станциях обнаружено 73 вида и формы бесцветных жгутиконосцев, относящихся к 12 отрядам и группе неопределенного систематического положения, из которых 20 видов впервые отмечены для Рыбинского водохранилища.

По общему числу зарегистрированных видов флагеллят изученные станции отличались незначительно (табл. 1). По количеству видов на всех исследованных участках доминировали представители классов Kinetoplastida, Cercomonadida, Cryptomonadida, и Choanoflagellida.

Таблица 1. Число видов и форм в основных таксономических группах гетеротрофных жгутиконосцев на стандартных станциях Рыбинского водохранилища

Отряд	Коприно	Молога	Наволоок	Измайлово	Ср. Двор	Брейтово
Choanoflagellida Kent, 1880	8	6	6	7	5	4
Bicosoecida Gasse et Deflandre, 1952	3	3	4	4	4	5
Kinetoplastida Honigberg, 1963	8	10	9	9	9	7
Euglenida Bütschli, 1884	1	1	2	1	2	2
Chrysomonadida Engler, 1898	7	7	7	6	6	5
Cryptomonadida Ehrenberg, 1832	2	1	1	1	1	1
Cercomonadida Vickerman, 1983	8	9	7	9	7	10
emend. Mylnikov et Karpov, 2004						
Thaumatomonadida Shirkina, 1987	1	0	0	1	0	0
Ciliophryida Febvre-Chevalier, 1985	1	1	1	0	2	1
Spongomonadida Hibberd, 1983,	0	1	0	0	0	1
emend. Karpov, 1990						
Colpodellida Cavalier-Smith, 1993	1	1	1	1	1	1
Apusomonadida Karpov and Mylnikov, 1989	0	0	1	1	0	0
Protista incertae sedis	3	3	4	3	4	4
Всего видов	43	43	43	43	41	41

Только 21 вид (или 28.8% от общего числа обнаруженных видов) встречались на всех станциях. Различие фауны жгутиконосцев исследованных участков водохранилища определяли редкие виды (с частотой встречаемости $\leq 20\%$), которые составляли более 60% общего числа видов (табл. 2). Постоянные виды (с частотой встречаемости $\geq 50\%$) занимали небольшую часть общего числа видов на всех станциях.

Таблица 2. Распределение видов (%) по частоте встречаемости на стандартных станциях Рыбинского водохранилища

Частота встречаемости	Коприно	Молога	Наволоок	Измайлово	Ср.Двор	Брейтово
$\geq 50\%$	9	14	7	7	5	12
$\leq 50\%$	16	12	30	33	32	24
$\leq 20\%$	75	74	63	60	63	64

По способу питания большинство обнаруженных жгутиконосцев на всех участках водохранилища относились к бактерио-детритофагам. Четыре вида являлись эврифагами (*Goniomonas truncata*, *Paraphysomonas imperforata*, *P. vestita*, *Paraphysomonas* sp.) и 5 хищных видов (*Allantion tahyploon*, *Aulacomonas hyalina*, *Colpodella angusta*, *Katablepharis* sp. и *Phyllomitus apiculatus*). По численности на всех станциях доминировали флагеллаты бактерио-детритофаги.

Сравнение фауны гетеротрофных жгутиконосцев показало высокую степень сходства разных участков водохранилища. Согласно коэффициенту Серенсена наибольшее сходство наблюдалось между станциями Ср.Двор и Наволок (коэффициент 79%). Наименьшее значение этого показателя было между станциями Молога и Коприно (65%).

По средним данным за три года в поверхностном слое воды численность и биомасса жгутиконосцев на исследованных участках изменялись от 2.2 тыс. кл./мл до 1.5 тыс. кл./мл и от 172.5 мг/м³ до 102.4 мг/м³ соответственно (табл. 3).

Таблица 3. Средние численность, объем и биомасса гетеротрофных жгутиконосцев на стандартных станциях Рыбинского водохранилища

	Коприно	Молога	Наволоок	Измайлово	Ср.Двор	Брейтово
<i>N</i> тыс.кл./мл	1.9	1.8	2.2	1.9	1.7	1.5
<i>V</i> мкм ³	53.0	63.9	77.8	65.4	78.2	71.1
<i>B</i> мг/м ³	102.4	111.5	172.5	120.9	159.2	112.4

Наибольшие численность и биомасса зарегистрированы на ст. Наволок. Наименьшая численность — на ст. Брейтово, а наименьшая биомасса была на ст. Коприно. Причем на участках Ср. Двор, Наволок и Брейтово по численности и биомассе доминировали крупные ($> 5\text{ мкм}$) формы флагеллят. На их долю приходилось более 5% от общего количества флагеллят. На остальных исследованных участках Рыбинского водохранилища преобладали мелкие жгутиконосцы ($\leq 5\text{ мкм}$).

Количественный анализ межгодовых данных показал, что наибольшее число видов флагеллят (35) зарегистрировано на ст. Измайлово в 2009 г., наименьшее (19) на ст. Коприно в 2007 г. (табл. 4). Максимальные численность и биомасса жгутиконосцев зафиксирована на ст. Наволок в 2008 г., минимальные — на ст. Молога в 2009 г.

Сравнивая наши результаты исследования с данными 20-летней давности выяснилось, что численность и биомасса гетеротрофных жгутиконосцев в современный период возросла в среднем в 1.5–2 раза.

Таблица 5. Количество обнаруженных видов основных таксономических групп гетеротрофных жгутиконосцев в Рыбинском водохранилище

Группы	1	2
Choanoflagellida	31	13
Bicosoecida	14	8
Chrysomonadida	14	10
Kinetoplastida	19	12
Euglenida	10	3
Cryptomonadida	3	2
Ciliophryida	2	2
Cercomonadida	18	14
Rhizomastigida	4	0
Thaumatomonadida	2	1
Apusomonadida	2	1
Colpodellida	1	1
Spongomonadida	0	1
Protista incertae sedis	3	5

Примечание. 1 – данные Б.Ф. Жукова, 2 – наши данные.

Таблица 4. Численность (N тыс. кл./мл) и биомасса (B мг/м³) гетеротрофных жгутиконосцев на стандартных станциях Рыбинского водохранилища

		2007	2008	2009
Коприно	Число видов	19	24	28
	N (тыс. кл./мл)	2.4 ± 306	1.7 ± 359	1.6 ± 319
	B (мг/м ³)	130 ± 20	73 ± 17	104 ± 29
Молога	Число видов	24	26	25
	N (кл./мл)	2.2 ± 327	2.1 ± 355	1.1 ± 178
	B (мг/м ³)	128 ± 33	109 ± 18	97 ± 30
Наволок	Число видов	25	25	30
	N (кл./мл)	2.1 ± 783	2.9 ± 889	1.4 ± 297
	B (мг/м ³)	125 ± 50	270 ± 78	123 ± 38
Измайлово	Число видов	20	28	35
	N (кл./мл)	2.1 ± 555	1.8 ± 456	1.8 ± 501
	B (мг/м ³)	109 ± 31	123 ± 30	130 ± 36
Ср. Двор	Число видов	17	31	27
	N (кл./мл)	1.8 ± 320	1.9 ± 419	1.3 ± 201
	B (мг/м ³)	130 ± 27	152 ± 44	121 ± 31
Брейтово	Число видов	26	27	22
	N (кл./мл)	1.6 ± 367	1.6 ± 303	1.3 ± 361
	B (мг/м ³)	125 ± 60	104 ± 22	108 ± 28

Сопоставляя списки видов флагеллят, приведенные в кадастре свободноживущих простейших Волжского бассейна (Жуков и др., 1989) с полученными нами результатами выяснилось, что число видов в современный период оказался несколько беднее, чем в прошлом веке (табл. 5). Однако обнаружено 20 новых видов для планктона Рыбинского водохранилища. Наибольшее сходство по видовому составу представлено в отр. Kinetoplastida.

Таким образом, за период исследования в планктоне Рыбинского водохранилища идентифицировано 73 вида и формы гетеротрофных жгутиконосцев. 20 видов впервые отмечены для Рыбинского водохранилища. Наибольшие численность и биомасса зарегистрированы на ст. Наволок. Наименьшая численность — на ст. Брейтово, а наименьшая биомасса отмечена на ст. Коприно. Численность и биомасса флагеллят возросла в 1.5–2 раза, по сравнению с прошлым периодом исследования.

Список литературы

- Жуков Б.Ф. Бесцветные жгутиконосцы в планктоне р. Волги и ее водохранилищ // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1974. № 23. С. 28–31.
- Жуков Б.Ф. Бесцветные жгутиконосцы // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 133–135.
- Жуков Б.Ф. Бесцветные жгутиконосцы в планктоне некоторых волжских водохранилищ // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1989. № 83. С. 28–31.
- Жуков Б.Ф., Жгарев Н.А., Мыльникова З.М. Кадастр свободноживущих простейших Волжского бассейна // Ярославль: Институт биол. внутр. вод РАН. 1998. 45 с.
- Caron D.A. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures // Appl. Environ. Microbiol. 1983. V. 46. № 34. P. 491–498.
- Vørs N. Heterotrophic amoebae, flagellates and Heliozoa from the Tvärminne Area, Gulf of Finland, in 1988–1990 // Ophelia. 1992. V. 36. № 1. P. 1–109.

ПРОДУКЦИЯ, ДЫХАНИЕ И АКТИВНОСТЬ ГЕТЕРОТРОФНОГО БАКТЕРИОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Д.Б. Косолапов, Е.В. Румянцева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН
152742, пос. Борок Ярославской обл., dkos@ibiw.yaroslavl.ru

Гетеротрофные бактерии составляют значительную часть биомассы и вносят существенный вклад в продуктивность и дыхание морского и пресноводного планктона. Образование бактериальной биомассы является важным связующим звеном между растворенными органическими веществами и протозойным и метазойным планктоном (Azam et al., 1983; Cole et al., 1988; Cole, 1999). Продукция бактериопланктона примерно вдвое превышает продукцию зоопланктона (Cole et al., 1988), а в водных экосистемах со значительным поступлением аллохтонных веществ она может быть больше первичной продукции фитопланктона (Coveney, Wetzel, 1995). Бактерии отвечают примерно за половину суммарного дыхания планктонного сообщества (Preen, Kirchman, 2004). В процессе дыхания генерируются энергия, и ассимилированный бактериями углерод органических соединений переходит в CO_2 , значительная часть которого выделяется в атмосферу (del Giorgio et al., 1997). Соотношение этих двух главных метаболических процессов: дыхания и продукции определяет, действуют ли бактерии в большей степени как вторичные продуценты и промежуточное звено переноса углерода на высшие уровни планктонных трофических сетей, или же они функционируют в основном как потребители углерода и минерализаторы органических веществ.

Оценки продуктивности гетеротрофного бактериопланктона проводились во многих водных экосистемах, однако они редко сопровождались определениями его дыхания (Jahnke, Graven, 1995). Вместе с тем, одновременные измерения продукции и дыхания бактериопланктона позволяют определить ключевой показатель для изучения потоков углерода и энергии в водных экосистемах — эффективность роста бактерий, представляющую собой долю ассимилированного бактериями углерода, которая идет на прирост их биомассы (т.е. коэффициент K_2). Это фундаментальная характеристика метаболизма бактерий, которая определяет их экологические и биогеохимические роли в водных экосистемах.

Оценки эффективности роста бактерий проводились в лабораторных условиях. Однако полученные в этих экспериментах данные завышают действительную эффективность роста бактериопланктона, использующего сложную смесь субстратов, и поэтому для получения значений, близким к природным, предпочтительны прямые одновременные определения продукции и дыхания бактериальных сообществ в условиях водоема (del Giorgio, Cole, 1998).

В последние годы возрастает число исследований, направленных на определение эффективности роста бактерий и выявление факторов, регулирующих ее в водных экосистемах разного типа. В результате было показано, что эффективность роста бактерий варьирует в широких пределах, причем продукция и дыхание бактериопланктона не всегда тесно связаны друг с другом (del Giorgio, Cole, 1998; Carlson et al., 2007; Berman et al., 2010). Эти исследования, однако, почти не затрагивали такой распространенный тип водных объектов как водохранилища, которые по многим структурным и функциональным характеристикам существенно отличаются от естественных водоемов (Roland et al., 2011).

Цель работы — определение активной фракции, продукции и интенсивности дыхания гетеротрофного бактериопланктона в пелагиали Рыбинского водохранилища для оценки эффективности его роста в летний период.

Материалы и методы. Пробы из поверхностного и придонного горизонтов водной толщи отбирали плексигласовым батометром Рутнера 17 августа 2011 г. на шести стандартных станциях, расположенных в пелагиали Рыбинского водохранилища. Концентрацию растворенного кислорода, температуру и электропроводность воды измеряли с использованием портативного зонда “YSI Model 55” (“YSI, Inc.”, США). Значения pH воды анализировали при помощи портативного pH-метра “100 ISFET” (“Beckman Instruments, Inc.”, США). Цветность воды определяли фотометрическим методом. Концентрации растворимого органического и неорганического углерода и общего связанного азота анализировали методом высокотемпературного каталитического сжигания с помощью автоматического анализатора углерода “LiquiTOC II” (“Elementar”, Германия).

Воду для микроскопического анализа сразу же после отбора фиксировали формалином до конечной концентрации 2% и хранили в темноте при 4 °C. Численность и размеры бактериопланктона и его размерно-морфологических групп (одиночных, агрегированных и нитевидных бактерий), гетеротрофных и фототрофных флагеллят, а также количество делящихся и активнодышащих бактерий, клеток с неповрежденными нуклеидами и вириопланктона определяли с использованием эпифлуоресцентной микроскопии и различных флуоресцентных красителей (Hagstrom et al., 1979; Caron, 1983; Porter, Feig, 1983; Rodriguez et al., 1992; Zweifel, Hagstrom, 1995; Noble, Fuhrman, 1998).

Продукцию бактериопланктона оценивали по включению ^3H -тимидина в ДНК (Fuhrman, Azam, 1982). Скорость первичной продукции фитопланктона измеряли с помощью ^{14}C -метода (Романенко, Кузнецов, 1974). Интенсивность дыхания гетеротрофного бактериопланктона определяли по убыли кислорода во флаконах, инкубируемых в отсутствие света. Для удаления большей части фитопланктона и простейших, пробы воды водохранилища предварительно фильтровали через фильтры с диаметром пор 0.8 мкм (Preen, Kirchman, 2004). Концентрацию кислорода в начале и конце инкубации анализировали методом Винклера (Романенко, Кузнецов, 1974). Эффективность роста бактериопланктона рассчитывали его как отношение его продукции к сумме продукции и дыхания.

Результаты и их обсуждение. Глубина водохранилища на станциях отбора проб составляла 6–14 м. Температура воды находилась в пределах 20.3–21.9 °С, прозрачность — 80–100 см, цветность — 35–50°, pH — 7.55–8.36, электропроводность — 174–201 мкСм/см, концентрация растворенного кислорода — 7.11–8.86 мг/л. Термической или кислородной стратификации водной толщи в период проведения исследований не наблюдалось. Концентрация растворенного органического вещества изменялась от 6.38 до 8.75 мг С/л, причем минимальное и максимальное значения этого параметра регистрировались соответственно в поверхностном и придонном слоях воды на ст. Брейтово. Концентрации общего связанного азота колебались в пределах 1.02–2.60 мг/л, достигая наибольших значений на русловом участке Волжского плеса водохранилища (ст. Коприно).

Численность бактериопланктона варьировала по акватории водохранилища в пределах $(6.03\text{--}9.72) \times 10^6$ кл/мл ($CV = 13.8\%$), средний объем его клеток — $0.023\text{--}0.060$ мкм³ ($CV = 23.7\%$), биомасса — $64.7\text{--}153.6$ мг С/м³ ($CV = 26.0\%$). Количество и биомасса бактерий в поверхностном и придонном слоях водной толщи мало различались между собой и составили в среднем 8.02×10^6 и 7.79×10^6 кл/мл и 103 и 97 мг С/м³, соответственно. Максимальные значения этих параметров были зарегистрированы в Волжском плесе водохранилища (ст. Молога).

Основным компонентом бактериопланктона являлись мелкие (< 2 мкм) одиночные клетки. Они составляли в среднем $85.6 \pm 4.7\%$ общей биомассы бактериопланктона. Бактерии, прикрепленные к детритным частицам, были существенным компонентом сообщества в придонных слоях воды, где они занимали до 18.8% бактериальной биомассы. Вклад нитевидных форм в формирование биомассы планктонного бактериального сообщества не превышал 3.14% (в среднем 1.54%).

С помощью нескольких методов, выявляющих различные аспекты клеточного метаболизма, в бактериопланктоне определяли фракцию активных клеток: делящихся, активнодышащих, содержащих неповрежденные нуклеоиды. Средняя численность бактерий с неповрежденными нуклеоидами оказалась равной 4.08×10^6 кл/мл ($CV = 26.0\%$). Они составляли более половины сообщества — в среднем $52 \pm 12\%$. Активнодышащие бактерии, определяемые по восстановлению соли тетразолия СТС, составляли в среднем $2.68 \pm 0.85\%$ количества бактериопланктона. Примерно такой же была доля делящихся клеток — $2.20 \pm 0.48\%$.

В пелагиали Рыбинского водохранилища было изучено количественное распространение вирусов и флагеллат, оказывающих существенное влияние на численность, структуру и активность бактериопланктона. Количество вириопланктона было высоким и изменялось по акватории водоема в пределах $(70\text{--}126) \times 10^6$ (в среднем 105×10^6 , $CV = 14.8\%$) частиц/мл. Этот параметр достигал наибольших значений на ст. Брейтово. Численность планктонных вирусных частиц превышала численность бактерий в 7.7–17.0 раза, а в среднем в 13.5 раз. Количество и биомасса гетеротрофных жгутиконосцев изменялись в пределах 641–2883 кл/мл и 9.8–88.2 мг С/м³, соответственно. Эти параметры достигали наибольших значений на речном участке Волжского плеса водохранилища (ст. Коприно), причем здесь их численность была максимальной в поверхностном слое, а биомасса — в придонном. Видовое разнообразие зоофлагеллат было наибольшим в поверхностном слое воды на ст. Наволок, где было идентифицировано 14 видов. Мелкие формы (до 5 мкм) составляли до 88.9% численности (ст. Коприно, поверхностный слой) и до 78.2% биомассы (ст. Брейтово, поверхностный слой) гетеротрофных жгутиконосцев, а в среднем 43.9 и 21.8%, соответственно. В большинстве проб (за исключением двух из придонного слоя) были обнаружены фитолагеллаты, способные выедать значительную часть бактериальной продукции в водоемах. Среднее значение их численности оказалось ниже, а биомассы выше таковых зоофлагеллат: 386 и 1365 кл/мл и 97.9 и 30.2 мг С/м, соответственно.

Гетеротрофная бактериальная продукция варьировала по акватории водохранилища в широких пределах: от 30.6 до 76.6 мг С/(м³ × сут) (в среднем 44.4 мг С/(м³ × сут), $CV = 32.9\%$). Наибольшие значения этого параметра были зарегистрированы в воде на ст. Брейтово. Р/В-коэффициент (удельная продукция) бактериопланктона составляла 0.28–0.49 сут⁻¹.

Интенсивность потребления кислорода бактериопланктоном изменялась в пределах 82–191 (в среднем 126 мг О₂/(м³ × сут), $CV = 27.3\%$). Принимая дыхательный коэффициент равным 0.82, удельное дыхание, рассчитанное на общую численность бактерий, составило 0.37–0.78 фг С/(кл × ч), а на численность активнодышащих бактерий — 11–30 фг С/(кл × ч).

Полученные значения продукции и дыхания бактериопланктона использовались для расчетов эффективности его роста — важнейшего параметра функционирования водных экосистем. Эффективность бактериального роста находилась в пределах 17.7–35.7%, а в среднем оказалось равным 30.1% ($CV = 18.7\%$). Значение этого параметра оказалось близко к среднемуголетнему значению «экономического коэффициента», которое в среднем за вегетационные сезоны с 1965 по 1981 гг. составило 29% (Романенко, 1985).

Эффективность роста бактериопланктона в водоемах разного типа и в разные сезоны изменяется в широком диапазоне (6–98%), что свидетельствует о том, что продукция и дыхание бактерий не всегда тесно связаны друг с другом, хотя в целом интенсивность обоих процессов выше в более продуктивных экосистемах (del Giorgio, Cole, 1998). Полученные нами значения близки к таковым, определенным в озерах, реках и эстуариях, и не подтверждают ранее высказанное предположение о том, что в водохранилищах отношение дыхания и продукции бактериопланктона выше, а эффективность роста соответственно ниже, по сравнению с другими водными экосистемами. Средние значения эффективности роста бактерий в восьми водохранилищах (Бразилия) находились в пределах 7–21% (Roland et al., 2011). Это свидетельствует о том, что значительная часть углерода органических веществ, ассимилированных бактериями в водохранилищах, переходит в форму СО₂ и не поступает на высшие уровни трофических сетей

Большая часть органических веществ в озерах и морях находится в растворенной форме, его основными потребителями являются гетеротрофные бактерии. Бактериопланктон Рыбинского водохранилища расходовал на продукцию и дыхание $0.10\text{--}0.21$ мг С/(л \times сут) органического углерода. Учитывая, что концентрация растворенного органического вещества составляла $6.4\text{--}8.8$ мг С/л, можно рассчитать, что в исследуемый период его оборот происходил за $30\text{--}82$ сут. Это сравнимо с его оборотом в эвтрофной загрязненной реке (Германия) весной и осенью ($18\text{--}43$ сут), но ниже, чем летом (около 2 сут) (Warkentin et al., 2011).

Исследования проводились в период летнего пика в развитии фитопланктона, в составе которого доминировали нитчатые и колониальные цианобактерии. Первичная продукция фитопланктона изменялась в пределах $344\text{--}615$ мг С/(м³ \times сут), составляя в среднем 502 мг С/(м³ \times сут) ($CV = 21.4\%$). Интегральные значения этого параметра составили $578\text{--}1292$ мг С/(м² \times сут) (в среднем 954 мг С/(м² \times сут), $CV = 26.3\%$). Максимальное значение зарегистрировано в центральной части водохранилища (ст. Средний Двор), минимальные — в речном плесе Волжского плеса (ст. Коприно).

В пересчете на 1 м² площади водохранилища дыхание бактериопланктона превышало первичную продукцию фитопланктона на трех станциях, две из которых расположены в Волжском плесе водохранилища, а одна — у пос. Брейтово. В центральной части водоема, наоборот, первичная продукция была в $1.2\text{--}2.3$ раза выше.

По данным многолетних наблюдений в Рыбинском водохранилище, отношение первичной продукции к дыханию планктонного сообщества в пересчете на единицу площади поверхности ($\Sigma P/\Sigma R$) изменяется в течение вегетационного сезона в пределах $0.1\text{--}1.2$, а в среднем составляет 0.61 ± 0.12 (Минеева, 2009). Причем если для открытой, наиболее глубокой и перемешиваемой части водохранилища характерен отрицательный баланс органического вещества ($\Sigma P/\Sigma R < 1$), то для прибрежных мелководий — положительный. В целом, преобладание деструкционных процессов над продукционными свидетельствует о гетеротрофной направленности функционирования экосистемы и значительном поступлении аллохтонного материала, который наряду с фотосинтезом планктона является основным источником органических веществ. Другие автотрофные организмы: высшие водные растения, фитобентос и фитоперифитон, а также хемосинтезирующие микроорганизмы не играют существенной роли в функционировании экосистемы Рыбинского водохранилища. Вещества, поступающие с водосбора, поддерживают значительную часть бактериальной продукции, а, следовательно, и общей продуктивности водоема. Планктонные трофические сети Рыбинского и других водохранилищ Волги в значительной степени существуют благодаря деятельности бактерий, которые в дополнение к функции минерализаторов органических веществ, выполняют функции, схожие с функциями фитопланктона, образуя биомассу за счет аллохтонных веществ (Романенко, 1985).

Отношение первичной продукции планктона к дыханию сообщества (деструкции) в данной водной экосистеме показывает, относится ли она к гетеротрофному или автотрофному типу. Водоем является гетеротрофным, если дыхание сообщества превышает валовую первичную продукцию, и в этом случае бактерии используют аллохтонные органические субстраты (del Giorgio et al., 1997). Обычно эвтрофные экосистемы являются автотрофными, а олиготрофные, особенно летом, — гетеротрофными (del Giorgio et al., 1997; Cole, 1999; Biddanda et al., 2001). Проведенные в последние годы исследования выявили широкую распространенность гетеротрофных экосистем, к которым относится большинство рек, олиготрофные и некоторые мезотрофные озера, а также малопродуктивные центральные районы океанов.

Наши исследования проводились в период летнего максимума в развитии фитопланктона. По-видимому, в другие сезоны года, когда биомасса и продукция фитопланктона ниже, следует ожидать возрастания вклада бактерий в продуктивность и дыхание планктонного сообщества, а также изменения величины эффективности роста бактерий.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант № 10-04-01009.

Список литературы

- Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.
- Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л.: Наука, 1985. 295 с.
- Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.
- Azam F., Fenchel T., Field J.G. et al. The ecological role of water-column microbes in the sea // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1983. V. 10. P. 257–263.
- Berman T., Yacobi Y.Z., Parparov A., Gal G. Estimation of long-term bacterial respiration and growth efficiency in Lake Kinneret // FEMS Microbiol. Ecol. 2010. V. 71. P. 351–363.
- Biddanda B.A., Ogdahl M.L., Cotner J.B. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters // Limnol. Oceanogr. 2001. V. 46. P. 58–67.
- Carlson C.A., Del Giorgio P.A., Herndl G.J. Microbes and the dissipation of energy and respiration from cells to ecosystems // Oceanography. 2007. V. 20. P. 89–100.
- Caron D.A. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures // Appl. Environ. Microbiol. 1983. V. 46. № 2. P. 491–498.
- Cole J.J. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigms in ecological microbiology // Ecosystems. 1999. V. 2. P. 215–225.

- Cole J.J., Findlay S., Pace M.L. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1988. V. 43. P. 1–10.
- Coveney M.E., Wetzel R.G. Biomass, production, and specific growth rate of bacterioplankton and coupling to phytoplankton in an oligotrophic lake // *Limnol. Oceanogr.* 1995. V. 40. P. 1187–1200.
- del Giorgio P.A., Cole J.J. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems // *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1998. V. 29. P. 503–541.
- del Giorgio P.A., Cole J.J., Cimbleris A. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems // *Nature*. 1997. V. 385. P. 148–151.
- Fuhrman J.A., Azam F. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results // *Mar. Biol.* 1982. V. 66. P. 109–120.
- Hagstrom A., Larsson U., Horstedt P., Normark S. Frequency of dividing cells, a new approach to the determination of bacterial growth rates in aquatic environments // *Appl. Environ. Microbiol.* 1979. V. 37. P. 805–812.
- Jahnke R.A., Craven D.B. Quantifying the role of heterotrophic bacteria in the carbon cycle: A need for respiration rate measurements // *Limnol. Oceanogr.* 1995. V. 40. P. 436–441.
- Noble R.T., Fuhrman J.A. Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria // *Aquat. Microb. Ecol.* 1998. V. 14. P. 113–118.
- Porter K.G., Feig Y.S. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora // *Limnol. Oceanogr.* 1980. V. 25. № 5. P. 943–948.
- Preen K., Kirchman D.L. Microbial respiration and production in the Delaware Estuary // *Aquat. Microb. Ecol.* 2004. V. 37. P. 109–119.
- Rodriguez G.G., Phipps D., Ishiguro K., Ridgway H.F. Use of a fluorescent redox probe for direct visualization of actively respiring bacteria // *Appl. Environ. Microbiol.* 1992. V. 58. № 6. P. 1801–1808.
- Roland F., Cimbleris A.C.P., Lobao L.M., Vidal L.O. Bacterioplankton metabolism in hydroelectric reservoirs // *Oecol. Aust.* 2011. V. 15. № 3. P. 605–617.
- Warkentin M., Freese H., Schumann R. Bacterial activity and bacterioplankton diversity in the eutrophic river Warnow – direct measurement of bacterial growth efficiency and its effect on carbon utilization // *Microb. Ecol.* 2011. V. 61. № 1. P. 190–200.
- Zweifel U.L., Hagstrom A. Total counts of marine bacteria include a large fraction of non-nucleoid-containing bacteria (ghosts) // *Appl. Environ. Microbiol.* 1995. V. 61. № 6. P. 2180–2185.

СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ИХТИОЦЕНОЗОВ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА РЕКИ КАМЫ

В.Г. Костицын

Пермское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», Пермь, kostitsyn.vg@gmail.com

Рассмотрены в сравнительном плане ихтиоценозы водохранилищ реки Камы (Камское, Воткинское, Нижнекамское; 1954–1979 гг.) и водоемов ее обширного водосбора, образованных на притоках 1–2-го порядка (пруды Воткинский, Ижевский, Белохолуницкий, Нытвенский; 1759–1786 гг.; водохранилища Волчихинское, Широковское, Павловское, Кармановское, Верхне-Макаровское; 1944–1974 гг.), расположенных в шести субъектах РФ (Пермский край, Республики Удмуртия, Башкортостан, Татарстан, Свердловская и Кировская области).

Гидрометрические характеристики искусственных водоемов изменяются в широких пределах, в том числе при нормальном подпорном горизонте от 62 м (Нижнекамское водохранилище) до 140 м БСВ (Павловское) площадь водного зеркала составляет от 0.9 тыс. га (Нытвенский пруд) до 257 тыс. га (Нижнекамское), длина — от 9 до 360 км, площадь мелководий (по 2-метровой изобате) — от 7.4% (Широковское водохранилище) до 18% (Нижнекамское). Сезонная сработка уровня воды наиболее глубока на Широковском, где при максимальной глубине водоема 34 м достигает 12 м.

Биологические показатели развития основных структурных компонентов экосистем и рыбопродуктивность варьируют в широких пределах, в том числе биомасса фитопланктона от 0.45 до 41 г/м³, биомасса зоопланктона от 0.38 до 4.9 г/м³, биомасса зообентоса (кормовая) от 2.2 до 188.4 г/м² рыбопродуктивность от 1.48 до 59 кг/га с приуроченностью ряда максимальных показателей к водоему-охладителю Кармановской ГРЭС.

Ихтиофауна искусственных водоемов насчитывает около четырех десятков видов, при обитании 11–16 из них в малых водохранилищах (Широковское, Верхне-Макаровское, Волчихинское) и прудах (Нытвенский, Белохолуницкий, Воткинский и др.) и 35–38 видов в водохранилищах Камы (Камское, Воткинское, Нижнекамское). Зарегулирование стока Камы в середине прошлого века привело к исчезновению в составе фауны ценных проходных видов (белуги, осетра, севрюги, а также каспийского лосося, белорыбицы и сельдей черноспинки и кесслеровской, поднимавшихся в Каму из Волги и Каспия). Основу ихтиоценозов и промысла к настоящему времени составляют частичковые виды при почти полном отсутствии в уловах лососевых, сиговых и осетровых. Кроме того, после зарегулирования речного стока и изменения термики вод к югу переместилась граница обитания сазана и сома, последний в последние десятилетия вторично расселился в Воткинском, где занял свободную нишу глубоководного полифага, давая ежегодно устойчивые уловы, и проник в Камское вплоть до его вершины.

Отличительные особенности прудов и малых водохранилищ, расположенных на притоках Камы, сравнительно с крупными водохранилищами:

- обедненный видовой состав ихтиоценозов (11–16 видов),
- отсутствие в составе ихтиоценозов многих из них ряда видов (стерляди, судака, синца, густеры, чехони в Широковском, Верхне-Макаровском водохранилищах и почти всех прудах);
- упрощенная видовая структура (во многих доминирует плотвично-окуневый комплекс);
- низкие темпы роста рыб и показатели плодовитости;
- малые размеры созревания рыб в прудах из-за низкого генного обмена (вплоть до возникновения карликовых форм).

Особенностями экосистем водохранилищ Камы являются существенная временная динамика популяций и уловов (чехонь, лещ, налим, щука) под влиянием антропогенных факторов (рис. 1), основными из которых являются глубокая зимняя сработка уровня, дефицит нерестового субстрата в весенний период, интенсивный рыболовный пресс.

За время существования для водоемов выявились два периода депрессии численности, первый из них приходился на конец 70-х гг. прошлого столетия, второй — на вторую половину 90-х — начало 2000-х гг., в последние десятилетия наблюдаются сопряженные изменения запасов и уловов по годам.

Запасы Камского сохраняются и пополняются за счет его открытой вершины и засоренного ложа водоема, не позволяющего применять активные орудия лова, в Воткинском промысловые запасы наиболее стабильны в нижней половине, где не столь существенно влияние зимней сработки уровня. В условиях интенсивного использования рыбных ресурсов признаки биологического перелома на определенных этапах проявлялись у ряда видов (мельчание леща на отдельных участках Камского и в верхней части Воткинского, сокращение запаса и мельчание щуки при резких флуктуациях численности по годам из-за ее вылова у устьев притоков ранней весной по малой воде, снижение численности плотвы после прекращения ее спецлова в 90-е годы свидетельствует о запуске промысла). У некоторых видов происходило самовосстановление структуры стада в течение 4–10 лет (лещ, щука), у других подобные явления протекали в рамках естественных сукцессионных процессов при формировании водохранилищных популяций, в результате которых происходила стабилизация численности и биологических показателей (чехонь в Воткинском, синец в Камском).

Использование ресурсов квотируемых видов в последние годы характеризуется следующими основными особенностями. 1. Увеличение числа пользователей рыбопромысловых участков (более 100 в отдельные годы на Камском). 2. Введение усложненного порядка выдачи разрешений на лов, что привело к дроблению квот и недостоверной отчетности, в конечном итоге обуславливает неэффективность системы квотирования как основного инструмента регулирования. Целесообразно введение дополнительных мер (контингентирование промысловых усилий, в т.ч. количеством рыбаков и орудий лова, о чем ранее указывалось; Костицын, 2001). 3. В Пермском крае квоты промышленного рыболовства, выделяемые пользователям водных биоресурсов органом исполнительной власти (минприроды края), составляли в 2011 г. 42.4% ОДУ на Камском и 34.3% на Воткинском, 21% для малых водоемов и почти полностью освоены (97–100% на двух водохранилищах) на фоне слабого освоения ОДУ и ВВ промыслом в целом (на 36.3% на Камском и на 31.2% на Воткинском). Низкая степень освоения ОДУ и ВУ и недополучение рыбопродукции из имеющихся биоресурсов на современном этапе обусловлена в наибольшей мере административными ограничениями.

В последние годы разработаны рыбоводно-биологические обоснования по искусственному воспроизводству ценных промысловых и редких видов рыб. Выпуски подращенной молоди стерляди, судака и щуки осуществляются в основном на Камском и Воткинском водохранилищах.

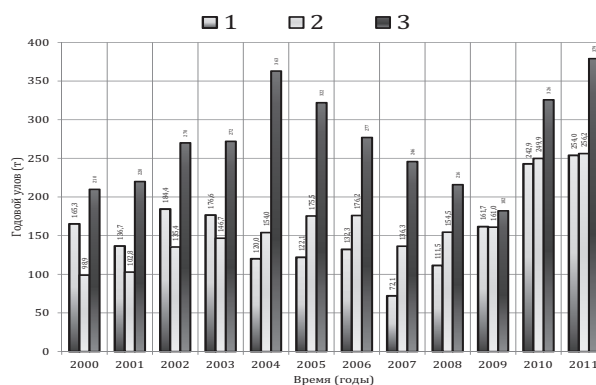


Рис. 1. Динамика промысловых уловов в водохранилищах Камы в 2000–2011 гг. 1 — Камское, 2 — Воткинское, 3 — Нижнекамское.

ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МАТЕРИАЛОВ КОСМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ И ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ЗАРАСТАНИЯ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.И. Кочеткова

ВГИ (филиал) ФГБОУ ВПО ВолГУ, AIKochetkova@mail.ru

Высшая водная растительность (ВВР) играет значительную роль в функционировании аквальных природных комплексов. Прибрежно-водная растительность является физиодинамичным компонентом природной среды, поэтому её часто используют в качестве индикатора состояния акватории (Балдина и др., 1999). Изучение распределения макрофитов по водной акватории представляет научный интерес и является неотъемлемой составляющей мониторинга водных объектов.

Объектом исследования является Волгоградское водохранилище заключительный водоем Волжско-Камского каскада гидроэлектростанций. Огромный научно-практический вклад в геоботанические исследования данной акватории внесли В.А. Экзерцев, Н.Т. Лисицкий, Л.И. Лисицына, Т.К. Небольсина, Л.П. Загора, О.В. Седова, В.А. Шашуловский.

Динамика зарастания Волгоградского водохранилища имеет положительную тенденцию, о чем свидетельствуют наблюдения, проведенные В.А. Шашуловским. Владимир Анатольевич, опираясь на работы В.А. Экзерцева и личные исследования, выявил, что за интервал с начала 1970-х гг. по начало 2000-х гг. на верхнем участке площадь зарастания увеличилась в 11 раз, а на среднем и нижнем участке приблизительно в 5 раз (Шашуловский, Мосияш, 2010).

Традиционно динамика зарастания исследуется, как правило, картографическим методом исследования, основанного на прокладке профилей или трансект на водоеме с последующей визуальной оценкой площади зарастания акватории (Катанская, 1981; Папченков, 2003а). С целью повышения эффективности сбора, хранения, анализа и графической визуализации пространственных данных применяют методы геоинформационных систем (ГИС), которые привлекательны не только из-за быстроты и точности выполнения картометрических работ и расчётов, но и позволяют исключить случайные ошибки измерений при их выполнении.

Материалы для исследования были получены в ходе экспедиций «Волжского плавучего университета» на судне «Шторм». Картографирование и геоботаническое описание ВВР проводились в июле на 17-ти ключевых участках Волгоградского водохранилища в пределах Волгоградской области. К ним относятся заливы и открытые мелководные участки правобережья: Даниловский, Суводская Балка, Нижний Ураков, Другалка, Мостовой, Жаркова, устье р. Щербаковка, устье залива Горная Пролейка и мелководья напротив Уракова Бугра, с. Антиповка, с. Пичуги, южнее залива Нижний Ураков; левобережные заливы: Карагачева Балка, Карагачев, Томатный, Мордовский и мелководья южнее залива Мордовский.

Картографирование проводилось с лодки маршрутным методом и включало в себя сплошное оконтуривание растительных группировок с помощью GPS-приёмников с фиксированием видов доминантов, проективного покрытия, глубины, мест отбора проб и сбора гербария. Огромное значение при описании растительных сообществ имеют фотографии, сделанные в фиксированных GPS-приёмником точках, которые позволяют оценивать динамику зарастания и значительно помогают при камеральной обработке результатов (Высоцкий, 2012).

По окончании полевых исследований нами были получены координаты точек распространения видов прибрежно-водных растений, которые экспортировались в текстовый документ (.txt) через GPS TrackMaker (Кочеткова, 2011). Далее происходила дифференциация всех точек по местоположениям путём заполнения атрибутивной таблицы. Руководствуясь полевым журналом, каждой точке присваивалось краткое описание растительных группировок, глубины произрастания вида, гидрохимические показатели и т.п.

В программе ArcView GIS 3.2 производилось соединение точек растительных группировок в полигоны, которые теперь обозначались ассоциации, выделенные на основе доминантно-детерминатного подхода (Миркин, 1968; Папченков, 2003б). Кроме того, используя программные возможности, позволяющие просчитать площадь каждого полигона путем введения формулы $\text{Shape}=\text{ReturnArea}$, был получен процент зарастания каждой ассоциации от площади акватории (Кочеткова, 2011). Данные участки будут нами использованы в качестве эталонов при дешифрировании космических снимков.

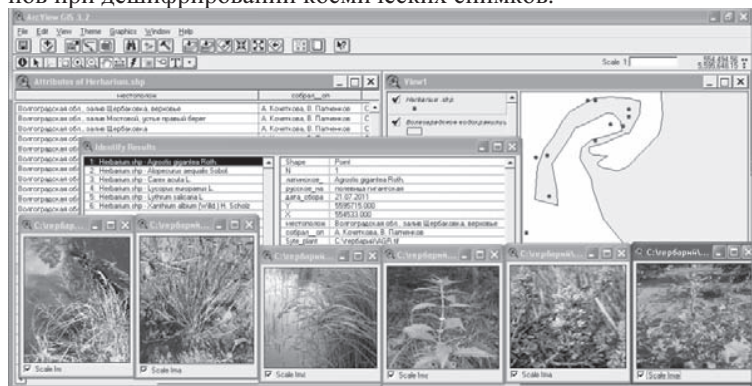


Рис. 1. ГИС гербариев высшей водной растительности на Волгоградском водохранилище.

достигается благодаря выделению в атрибутивной таблице интересующей строки. Возможна и обратная ситуация, когда интерес заключается в выявлении всех гербарных образцов, собранных в конкретном месте, что становится возможным благодаря инструменту Identify, при выборе которого появляется таблица со всеми гербарными сборами. При нажатии последовательно в таблице Identify Results можно посмотреть гербарные этикетки растений.

Помимо этого, с помощью ГИС можно достаточно просто провести анализ встречаемости конкретного вида растения с графической визуализацией ареала его распространения.

Другим источником пространственной тематической информации являются космические снимки. В последние 10–20 лет технологии дистанционного зондирования Земли (ДДЗ) всё чаще начинают рассматривать как часть ГИС (Свириденко и др., 2006).

Применение ГИС позволяет успешно производить каталогизацию гербариев. Атрибутивная таблица гербариев состоит из латинского и русского названий растений, координат мест сбора гербарного образца, информацию об авторе (ов) гербария (вначале указывается имя и фамилия человека, который собрал гербарий, а затем инициалы, того, кто определил) описания местоположения, фотография растения в природе (рис. 1).

ГИС позволяет отображать конкретное местоположение собранного растения на карте. Это при повторном сборе растения значительно упрощает его поиск, что

Следует отметить, что практически отсутствуют работы, посвященные изучению растительности прибрежно-водных мест обитаний упомянутыми выше методами исследования (Балдина и др., 1999; Кравцова, Шуматиев, 2005; Свириденко и др., 2006; Лабутина, Балдина, 2009; Высоцкий и др., 2012). В связи с этим данное направление является актуальным и требует новых конструктивных разработок.

Для мониторинга зарастания достаточно разрешение 15–30 м. Снимки не позволяют в полной мере распознавать структуру сообществ ВВР, но обеспечивают надежное определение их распространения, а потому могут служить источником для картографирования и выявления многолетних изменений (Лабутина, Балдина, 2009). В связи с этим для оценки степени зарастания Волгоградского водохранилища мы использовали данные радиометра TM (Landsat 5) и ETM+ (Landsat 7) из открытого для пользователей глобального архива геологической службы США (USGS). Оценка степени зарастания нами производилась с 1986 г. по 2010 г. Мы условно приняли 1986 г. за начало отсчета динамики зарастания. В программе ScanEX Image Processor 3.6.8 был создан векторный слой бассейна Волгоградского водохранилища в 1986 г. В дальнейшем он будет использован в качестве векторной маски для классификации космических снимков. Из снимков были составлены мозаики бассейна Волгоградского водохранилища. Снимки для оставления мозаики за один год были подобраны за июль месяц, причем брались за один пролёт спутника и характеризовались минимальным количеством облачности. В результате было получено 5 мозаик за 1991, 1995, 2000, 2007, 2010 гг.

Анализ спектральной яркости разнообразных географических объектов на снимке TM (Landsat 4-5) от 01.07.2010 г. в программе ScanEX Image Processor 3.6.8 позволил выявить комбинацию каналов, в которых гелофитная растительность наиболее ярко представлена. Максимальная яркость в 4 канале с диапазоном 0.75–0.90 мкм, а минимальная в 3 канале с диапазоном 0.63–0.69 мкм (Кравцова, Пиостровский, 2004). Поэтому, для исследования была выбрана комбинация 5–4–3. Данная комбинация даёт множество разнообразной пространственной информации и цветовых контрастов. Здоровая растительность выглядит ярко зеленой, а почвы — розовато-лиловыми. Эта комбинация очень удобна для изучения растительного покрова и широко используется для анализа состояния лесных сообществ и сельскохозяйственных угодий. Для анализа снимков использовали неуправляемую классификацию ISODATA (Кравцова, Шуматиев, 2005). Она базируется на кластеризации изображения, основанной на разнице между средними значениями кластеров (минимальным спектральным расстоянием между центрами классов). Предусмотрено разделение изображения на 30 кластеров с числом итераций 20. Далее проведено объединение кластеров в 4 значимых класса, характеризующие растительность: тростниковые заросли, смешанная гелофитная растительность, древесно-кустарниковая растительность, погруженная растительность.

Зарастание на Волгоградском водохранилище в целом носит пульсирующий характер (Папченков, 2006). Для него характерно чередование медленной и быстрой фаз. В первую фазу зарастание идет едва заметно с 1991 по 2000 гг., начиная с 2005 г. по 2007 г. растительность резко захватывает большие территории, но затем скорость процесса гасится и вновь начинается медленная фаза с 2007 г. по 2010 г. (рис. 2).

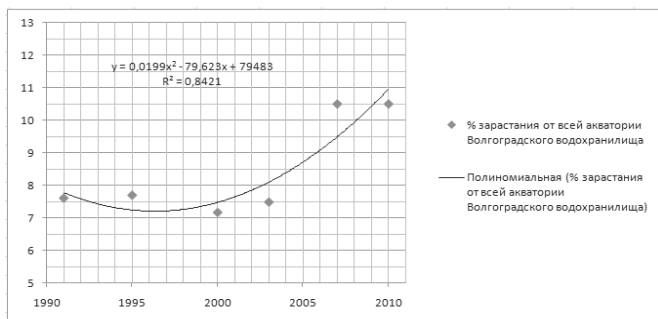


Рис. 2. Динамика зарастания Волгоградского водохранилища (источники: 2003 г. — Шашуловский, 2010; остальные года — данные дешифрирования космических снимков).

растания носит иной характер. Здесь, зарастание заливов происходит, как правило, в направлении от верховья к устью, например, в з. Другалка, з. Даниловский, з. Нижний Ураков и т.п. (рис. 4).

Анализ снимков, снятых спутником Landsat 5 сенсором TM за июль месяц в 1986 и 2010 гг. позволил выявить следующие особенности зарастания мелководий Волгоградского водохранилища. Зарастание заливов левобережья наиболее активно в устьевой части и реализуется благодаря кумулятивному действию факторов заиления и зарастания (рис. 3).

В качестве примера, можно привести ряд заливов, которые в настоящее время уже отделились от акватории зарослями рогоза и тростника: з. Томатный, з. Борилов, з. Каранчев и др. На правом берегу процесс зарастания (рис. 4).

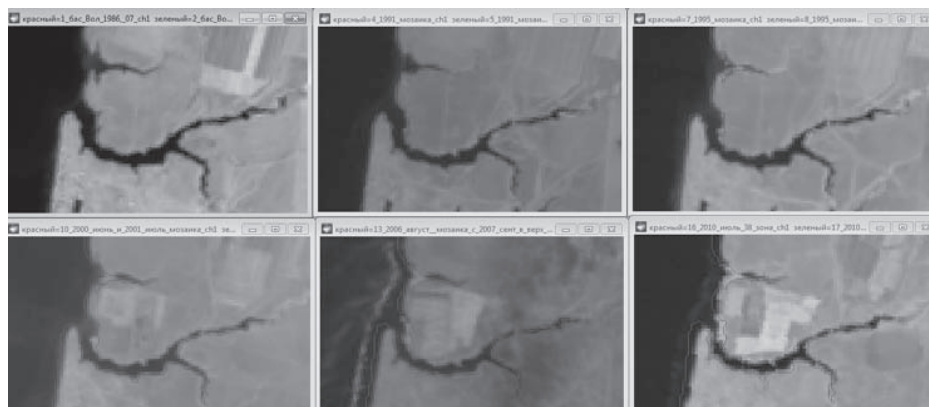


Рис. 3. Зарастание з. Мордовский, левый берег Волгоградского водохранилища (слева направо последовательно отображено зарастание в 1986, 1995, 2000, 2006, 2010 гг.).

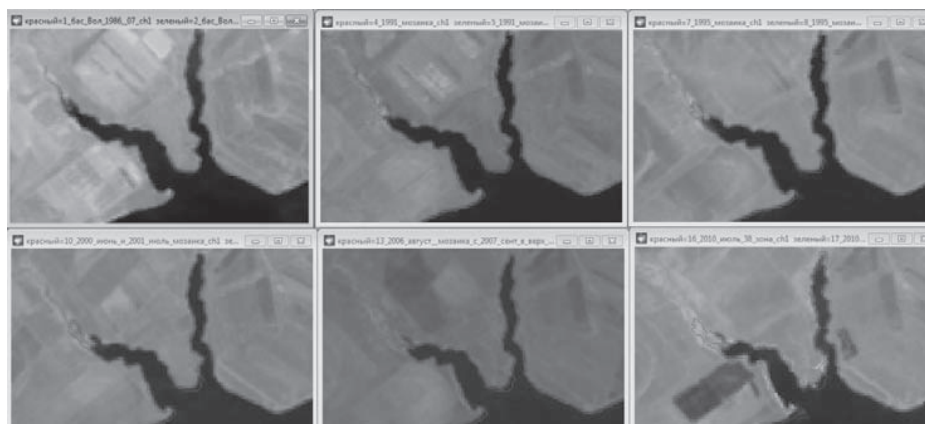


Рис. 4. Зарастание з. Нижний Ураков, правый берег Волгоградского водохранилища (слева направо последовательно отображено зарастание в 1986, 1995, 2000, 2006, 2010 гг.).

В среднем за этот промежуток времени зарастание заливов правобережья имеет положительную динамику с приростом 25% от акватории залива. Помимо этого, здесь также встречаются отделенные от акватории заливы. Отделение заливов произошло в результате вдольберегового переноса материалов переработки склонов правобережья Волгоградского водохранилища (з. Мостовой, з. Жаркова, з. Ростовый, з. Большой).

Сравнительный анализ данных по зарастанию акватории, полученных в результате полевых исследований и дешифрированию космических снимков показал расхождение результатов на 9.5% со средней квадратичной ошибкой 10.9. Как правило, для всех участков характерно превышение значения по данным натурных наблюдений по сравнению с ДДЗ за исключением з. Другалка (табл.).

Таблица. Процент зарастания заливов Волгоградского водохранилища по данным натурных наблюдений и дешифрирования космических снимков

Наименование залива	% зарастания от акватории по натурным наблюдениям	% зарастания от акватории по ДДЗ
з. Томатный	96	87
з. Мордовский	47.3	29.4
з. Нижний Ураков	36	24
з. Даниловский	31	19
з. Суводская Балка	25	23
з. Другалка	10	14

Таким образом, применение ГИС-технологий в оценки степени зарастания акватории достаточно перспективно: 1) для составления флористических карт биоразнообразия прибрежно-водной растительности; 2) для оценки экологического состояния Волгоградского водохранилища и разработки природоохранных мероприятий; 3) при разработке мер борьбы с зарастанием заливов водохранилища.

Список литературы

- Балдина Е.А., Горбунов А.К., Лабутина И.А., Живогляд А.Ф. Динамика растительного покрова в период 1930–90-х годов // ГИС Астраханского заповедника. Геохимия ландшафтов дельты Волги. М.: Географический факультет МГУ, 1999. Гл. 4. С. 48–51.
- Высоцкий Ю.М., Мартыненко В.П., Мерзвинский Л.М. Использование ГИС-технологий для создания электронных карт ООПТ и изучения динамики зарастания отдельных водоёмов // Современные проблемы географии, экологии и природопользования: Мат. Междунар. научно-практ. конф., г. Волгоград, 25–26 апр. 2012 г. Волгоград: Изд-во ВолГУ, 2012. С. 129–134.
- Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоёмов СССР. Методы изучения. Л.: Наука, 1981. 187 с.
- Кочеткова А.И. Картирование высшей водной растительности на Волгоградском водохранилище с применением геоинформационных технологий // Использование геоинформационных систем и данных дистанционного зондирования Земли при решении пространственных задач: Сб. науч. тр. Пермь, 2011. С. 17–23.
- Кравцова В.М., Пиостровский В.А. Цветовой синтез космических снимков для разделения открытых почв лесостепной зоны // Геоинформатика. 2004. № 3. С. 7–13.
- Кравцова В.И., Шуматиев В.В. Новые подходы к обработке разновременных космических снимков на примере исследования динамики дельты Урала // Геоинформатика. 2005. С. 52–61.
- Лабутина И.А., Балдина Е.А. Мониторинг распространения лотоса в дельте Волги // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2009. № 4. С. 27–33.
- Миркин Б.М. Критерии доминантов и детерминантов при классификации фитоценозов // Бот. журн. 1968. Т. 53. № 6. С. 767–778.
- Папченко В.Г. Картирование растительности водоемов и водотоков. Гидробиотаника: методология, методы: Материалы Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.) Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003а. С. 132–136.

- Папченков В.Г. Доминантно-детерминатная классификация водной растительности // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.) Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 126–130.
- Папченков В.Г. О закономерностях зарастания водотоков и водоёмов и продукции водных растений // Мат. VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам «Гидробиотаника 2005» (пос. Борок, 11–16 октября 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006. С. 143–152.
- Свириденко Б.Ф., Дмитриев В.В., Дмитриев А.В. Возможности использования материалов космической съемки для изучения водной и болотной растительности в озёрах Омской области (на примере Ик-Салтаим-Тенинской озёрно-речной системы // Мат. VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам «Гидробиотаника 2005» (п. Борок, 11–16 октября 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати». 2006. С. 167–180.
- Шапуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Тов-во научных изданий КМК, 2010. 250 с.

СОСТОЯНИЕ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЛЕТОМ 2011 Г.

Е.С. Краснова, М.В. Уманская

Институт экологии Волжского бассейна Российской академии наук,
445003, Самарская обл., г. Тольятти, ул. Комзина, 10, mvu@fromru.com

Саратовское водохранилище — внутрикаскадное водохранилище на р. Волга, образованное плотиной Саратовской ГЭС. По морфологии его можно разделить на два участка: озерно-речной и озерный (Дзюбан, 1977); средняя глубина составляет около 8 м. В печати имеются сведения о состоянии бактериопланктона водохранилища с момента его заполнения до середины 1980-х гг. (Дзюбан, 1975, 1977; Саврасов, 1984; Иватин, 2012). Таким образом, особенно по сравнению со степенью исследованности бактериопланктона Волгоградского и Куйбышевского водохранилищ, бактериопланктон Саратовского водохранилища изучен недостаточно.

Таблица 1. Физико-химические условия в поверхностном слое воды Саратовского водохранилища 22–26.07.2011

Показатели	Участок водохранилища	
	озерно-речной	озерный
Число станций	9	4
Глубина станции, м	8.5 ± 4.7	9.7 ± 6.8
Прозрачность, м	1.7 ± 0.8	1.8 ± 0.7
Температура, °C	24.6 ± 2.5	24.5 ± 1.7
pH	8.21 ± 0.52	8.19 ± 0.03
Eh	223 ± 35	187 ± 10
Электропроводность, µS/cm	557 ± 374	358 ± 6

Примечание. Здесь и далее в таблицах приведены средние значения ± стандартное отклонение.

ным частицам и образующие микроколонию). Численность культивируемых сапрофитных и гетеротрофных бактерий определяли на агаризованных средах РПА и R2A (Кузнецов, Дубинина, 1989; Reasoner, Geldreich, 1985). Физико-химические данные в период отбора проб (см. табл. 1) любезно предоставлены А.В. Рахубой (с.н.с., ИЭВБ РАН).

В период отбора проб общая численность бактериопланктона (ОЧБ) в целом для водохранилища составила $1.65 \pm 0.80 \times 10^6$ кл/мл, а биомасса — 0.071 ± 0.037 мг/л с некоторыми различиями по участкам и слоям воды (табл. 2).

Таблица 2. Основные показатели бактериопланктона Саратовского водохранилища в июле 2011 г.

Участок водохранилища		озерно-речной		озерный	
Слой воды		0 м	дно	0 м	дно
Общая численность бактерий, 10^6 кл/мл		1.78 ± 1.08	1.67 ± 0.75	1.53 ± 0.44	1.39 ± 0.47
	агрегированные, %	6.1 ± 4.0	8.5 ± 9.4	4.3 ± 1.0	3.7 ± 3.8
Общая биомасса бактерий, мг/л		0.082 ± 0.051	0.065 ± 0.023	0.071 ± 0.027	0.046 ± 0.024
	агрегированные, %	8.5 ± 5.8	11.7 ± 16.3	8.7 ± 4.5	11.8 ± 14.1
Средний объем клеток, мкм ³	в целом	0.049 ± 0.011	0.042 ± 0.011	0.048 ± 0.014	0.032 ± 0.006
	одиночных	0.047 ± 0.011	0.041 ± 0.012	0.045 ± 0.014	0.029 ± 0.003
	агрегированных	0.064 ± 0.017	0.049 ± 0.012	0.107 ± 0.077	0.102 ± 0.055
Численность бактерий, 10^3 кл/мл	сапрофитных	0.88 ± 1.15	3.04 ± 2.89	0.63 ± 0.41	7.93 ± 5.32
	гетеротрофных	25.02 ± 13.85	28.53 ± 18.43	17.13 ± 10.80	60.78 ± 68.92

Практически на всех станциях присутствовали агрегированные бактерии, преимущественно связанные с частицами детрита, иногда встречались микроколонию и бактерии, развивающиеся в слизи вокруг водорослей, например, р. *Anabaena*. Численность культивируемых сапрофитных и гетеротрофных бактерий значительно

различалась на разных станциях, однако достоверных тенденций по их пространственному распределению выявить не удалось. На большинстве станций количество бактерий обеих групп было выше в придонном слое, чем в поверхностном.

Морфологически в составе бактериопланктона на всех станциях преобладали палочковидные клетки, хотя вклад коккобацилл в общую численность также был значительным (табл. 3). В среднем для водохранилища вклад палочковидных клеток в общую биомассу составил 58.8%, коккобацилл — 24.3, нитевидных клеток — 7.5%.

Таблица 3. Морфологическая структура бактериопланктона (% от общей численности) Саратовского водохранилища в июле 2011 г.

Участок водохранилища	озерно-речной		озерный	
Слой воды	0 м	дно	0 м	дно
Кокки	13.6 ± 2.5	13.4 ± 2.5	11.6 ± 3.6	17.3 ± 2.5
Коккобациллы	36.3 ± 3.3	36.7 ± 5.7	30.5 ± 3.9	40.2 ± 5.5
Бациллы	49.0 ± 5.7	49.2 ± 5.2	57.1 ± 4.3	42.1 ± 3.0
Нити	1.1 ± 0.5	0.7 ± 0.3	0.8 ± 0.6	0.5 ± 0.2

Для оценки размерной структуры было изучено распределение клеток в зависимости от их длины и объема (табл. 4). Клетки, длина которых была менее 1.0 мкм, составляли 90.3% ОЧБ в целом для водохранилища. На всех станциях в поверхностном горизонте и в придонном слое озерно-речного участка преобладали клетки длиной 0.5–0.99 мкм (52.2% ОЧБ). В придонном слое воды озерного участка водохранилища соотношение клеток различной длины изменилось — преобладали клетки длиной менее 0.5 мкм (54.7%). Доля нитевидных клеток, длина которых превышала 5 мкм, была очень низкой на всех станциях и в среднем по водохранилищу составила 0.5% общей численности (0.54% в поверхностном слое воды и 0.42% — в придонном). Объем бактериальных клеток в Саратовском водохранилище изменялся в широких пределах (от 0.001 до 3.42 мкм³), однако преобладали клетки с объемом в диапазоне 0.018–0.053 мкм³. Соотношение клеток разного объема на разных станциях и на разных горизонтах варьировало более существенно, чем структура по длине клеток (табл. 4). Различия размерной структуры, видимо, отражают локальные условия среды (влияние боковой приточности, точечных источников загрязнения, гидрологические особенности станции и пр.).

Таблица 4. Размерная структура бактериопланктона (% от общей численности) Саратовского водохранилища в июле 2011 г.

Участок водохранилища	озерно-речной		озерный	
Слой воды	0 м	дно	0 м	дно
Длина клеток, мкм				
< 0.5	37.7 ± 5.3	38.9 ± 8.6	34.3 ± 8.5	54.7 ± 1.0
0.5 – 0.99	52.0 ± 4.4	52.5 ± 8.0	52.5 ± 3.5	39.7 ± 1.2
1.0 – 1.99	8.7 ± 3.1	7.7 ± 2.9	11.2 ± 6.2	4.3 ± 0.8
2.0 – 33.1	1.6 ± 0.9	1.0 ± 0.4	1.9 ± 1.1	1.3 ± 0.8
Объем клеток, мкм ³				
<0.025	38.0 ± 9.1	39.7 ± 17.6	37.8 ± 12.4	62.0 ± 5.9
0.025–0.049	35.0 ± 4.6	35.7 ± 26.3	33.1 ± 2.7	26.3 ± 5.7
0.05–0.09	19.2 ± 6.0	19.4 ± 9.3	20.8 ± 8.2	9.3 ± 1.8
0.1–0.39	7.3 ± 5.0	5.0 ± 1.8	7.8 ± 6.7	1.8 ± 1.1
0.4–3.42	0.6 ± 0.4	0.2 ± 0.7	0.5 ± 0.2	0.7 ± 0.5

Можно отметить заметные различия бактериопланктона придонного слоя озерного участка водохранилища от остальной водной массы по всем морфологическим и размерным показателям. В целом, по уровню развития бактериопланктона состояние Саратовского водохранилища в июле 2011 г. можно охарактеризовать как мезотрофное. Полученные нами данные о бактериопланктоне (июль 2011) достаточно хорошо согласуются с известными сведениями о развитии бактерий в июле 1968–1973 и 1978–1980 гг., что, по-видимому, свидетельствует о стабильном состоянии бактериального сообщества Саратовского водохранилища.

Список литературы

- Дзюбан А.Н. Динамика численности, время генерации и продукция биомассы бактерий в воде Саратовского водохранилища // Гидробиол. ж. 1975, Т 11, № 3. С. 14–19.
- Дзюбан А.Н. Первичная продукция, деструкция органического вещества и численность бактерий в воде Саратовского водохранилища // Гидробиол. ж. 1977. Т.13, № 1. С. 81–85.
- Иватин А.И. Микробиология воды и донных отложений Куйбышевского водохранилища // Тольятти: ИЭВБ РАН, 2012. в печати.
- Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 287 с.
- Саврасов А.П. Бактериопланктон Саратовского водохранилища как показатель качества воды и самоочищения // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 144–146.
- Porter K.G., Feig Y.S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. 1988. V. 25, N. 5. P. 943–948.
- Reasoner D.J., Geldreich E.E. A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable water // АЕМ, 1985. V. 49, No 1. P. 1–7.

ОСОБЕННОСТИ РАССЕЛЕНИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РОЛЬ ВИДОВ-ВСЕЛЕНЦЕВ В СООБЩЕСТВЕ ЗООПЛАНКТОНА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ И ШЕКСНЫ

В.И. Лазарева, С.М. Жданова, С.Э. Болотов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, Россия, lazareva_v57@mail.ru

Интенсивность расселения видов водной фауны в пределах Голарктики резко возросла во второй половине XX в. В бассейне Волги этому способствовали гидростроительство, судоходство, плановая интродукция чужеродных форм, а также глобальное потепление климата (Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976; Яковлев, 2005). Экспериментально показано, что уязвимость сообществ зоопланктона к инвазиям возрастает с повышением трофности и пресса рыб (Дгебуадзе и др., 2006). Миграция северных озерных видов вниз по Волге началась сразу после создания каскада водохранилищ (Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976). Она продолжается по настоящее время, в 2002–2009 гг. в Саратовском водохранилище зарегистрировано 11 северных вселенцев (Роров, 2011).

Среди видов, расселяющихся вверх по Волге, наибольший интерес представляют представители каспийской фауны. До зарегулирования в Верхнюю Волгу из Каспия проникали только бентосные рачки, планктонная *Heteroscope caspia* Sars не поднималась выше г. Саратов (Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976). К 1965 г. этот вид проник в Среднюю Волгу и заселил Куйбышевское водохранилище (Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976; Тимохина, 2000), в настоящее время он многочислен до устья р. Камы. В начале 1970-х гг. в Волгоградское водохранилище вселились *Calanipeda aquaedulcis* Krietsch. и *Cornigerius maeoticus* (Pengo) (Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976). В 1980–1990-х гг. *Cornigerius maeoticus* заселил Саратовское водохранилище и продвинулся на север до Куйбышевского (Тимохина, 2000; Бычек, 2008; Роров, 2011). В 2002–2005 гг. в нижней части Волгоградского водохранилища зарегистрирован новый каспийский вселенец *Cercopagis pengoi* (Ostroumov) (Малинина, 2003), к 2009 г. вид регулярно встречался севернее — в Саратовском водохранилище и приплотинном участке Куйбышевского (Бычек, 2008; Роров, 2011). Помимо расширения ареалов отмечают увеличение численности каспийских форм в волжских водохранилищах. Так, в настоящее время максимальная численность *Cornigerius maeoticus* в Саратовском и Куйбышевском водохранилищах достигает 2 тыс. экз./м³ (Бычек, 2008; Роров, 2011). При такой численности вероятен занос вида в расположенное выше по каскаду Чебоксарское водохранилище.

На рубеже веков отмечена новая волна экспансии южных некаспийских видов в Верхнюю Волгу, они проникают туда преимущественно из водоемов бассейна Средней Волги (Лазарева, 2008, 2010). Вселенцы из Каспия в водоемах Верхней Волги пока не зарегистрированы. С 2003 г. в водохранилищах Волги, Шексны и Вытегры активно расселяется клadoцера *Diaphanosoma orghidani* Negrea. В современный период в шести водохранилищах Волги и Шексны *D. orghidani* обитает совместно с аборигенной *D. brachyurum* (Lievin). Самая северная находка *D. orghidani* — Новинкинское водохранилище (60°55' с.ш.), верхнее в системе р. Вытегры, сообщающееся с Шекснинским посредством Волго-Балтийского канала (Лазарева, 2008). В Шекснинском, Ивановском, Угличском и Рыбинском водохранилищах по численности преобладает *D. brachyurum*, а в Горьковском и Чебоксарском — *D. orghidani*. В 2005–2010 гг. встречаемость вселенца в верхневолжских водохранилищах возросла в 1.5–2 раза (см. табл.). В большинстве обследованных водоемов *D. orghidani* ежегодно формирует численность, сравнимую с таковой аборигенной *D. brachyurum* (Lievin). Таким образом, вид можно считать вполне натурализовавшимся.

Таблица. Динамика расселения вселенца *Diaphanosoma orghidani* Negrea в 2000–2010 гг.

Водоем	Встречаемость, % (max численность, тыс. экз./м ³)			
	2000–2003 гг.	2005 г.	2007–2008 гг.	2010 г.
Оз. Белое	0	25 (0.4)	15 (0.2)	—
Шекснинское водохранилище	0	67 (15.9)	17 (3.9)	—
Иваньковское водохранилище	50 (0.01)	50 (5.5)	—	—
Угличское водохранилище	33 (0.3)	33 (5.8)	—	—
Рыбинское водохранилище	13 (0.2)	19 (1.1)	18 (4.4)	42 (6.1)
Горьковское водохранилище	0	21 (0.02)	33 (0.3)	38 (0.3)
Чебоксарское водохранилище	—	0	75 (3.0)	97 (48.8)
Куйбышевское водохранилище	—	—	7 (0.2)	—

Численность обоих видов резко возрастает в теплые годы. Жарким летом 2010 г. максимальная численность *D. orghidani* составила 6 тыс. экз./м³ в пелагиали Рыбинского водохранилища и >100 тыс. экз./м³ в реках-притоках, до 49 тыс. экз./м³ отмечали в пелагиали Чебоксарского водохранилища. По нашим

данным диапазон оптимальных температур для *D. orghidani* шире по сравнению с *D. brachyurum*, в самом южном Чебоксарском водохранилище численность *D. orghidani* остается высокой при 25–29 °C.

В водохранилищах Верхней Волги *D. orghidani* предпочитает проточные участки водоемов (Лазарева, 2008, 2012). Для этого вида оптимальна скорость течения 0.2–0.4 м/с, тогда как *D. brachyurum* многочисленна при ≤0.2 м/с. Поэтому в Рыбинском водохранилище *D. orghidani* концентрируется в приустьевых участках рек-притоков, где ее количество в среднем на 2 порядка выше, чем в центре водоема. Наибольшая численность обоих видов диафаносом наблюдается в период максимального прогрева вод (июль–август). При этом *D. orghidani* формирует 7–10% численности ракообразных в приустьевых участках притоков, тогда как *D. brachyurum* нигде не входит в состав доминантов зоопланктона. Способность жить в условиях высокой проточности воды снижает межвидовую конкуренцию между вселенцем и аборигенным видом за счет их расхождения в пространстве.

Оба вида диафаносом начинают сезонный цикл в мае и заканчивают его в конце августа – середине сентября. Однако нарастание численности популяции *D. orghidani* происходит медленнее, чем *D. brachyurum*. В планктонных сборах из открытого водохранилища *D. orghidani* появляется на месяц позже, позже наблюдается также сезонный максимум численности вида. В июле–августе средняя индивидуальная плодовитость (число яиц в кладке) этих видов достоверно не различается: 1.8 ± 0.3 яйца на партеногенетическую самку *D. brachyurum* и 1.7 ± 0.2 — *D. orghidani*. Популяционная плодовитость также фактически не различается: 0.75 ± 0.12 яиц у *D. brachyurum* и 0.78 ± 0.16 — у *D. orghidani*.

Самцы обоих видов появляются одновременно в конце июня ($< 1\%$ численности популяции). В течение июля рачки размножаются преимущественно партеногенетически, в августе значительная часть популяций переходит к гамогенезу. Максимальная численность самцов (пик гамогенеза) *D. orghidani* зарегистрирована во второй декаде августа (11 ± 5 тыс. экз./м³), они концентрируются у дна водоема. Напротив, скопления самцов *D. brachyurum* (< 1 тыс. экз./м³) отмечены в третьей декаде месяца в верхнем метровом горизонте воды. Самки обоих видов вынашивают 1–2 латентных яйца. В конце размножения (третья декада августа) в пелагиали водохранилища высокая ($> 25\%$ численности) доля самцов в популяции *D. brachyurum* зарегистрирована на 30% обследованных станций, в популяции *D. orghidani* — только на 18%. Однако у обоих видов в эти сроки сравнительно часто (35–65% проб) наблюдали преимущественно партеногенез, самцы в пробах отсутствовали. В северной части водоема у *D. orghidani* этот факт регистрировали в 1.5 раза чаще по сравнению с *D. brachyurum*. Это свидетельствует о различной интенсивности гамогенеза диафаносом от биотопа к биотопу, а также различных сроках окончания цикла развития. В большинстве случаев, особенно в северных плесах водоема, *D. brachyurum* завершает сезонный цикл раньше, чем *D. orghidani*. Различия в сезонном цикле развития данных видов, по-видимому, благоприятствуют их сосуществованию.

В 1985 г. в Рыбинском водохранилище впервые наблюдали сравнительно высокую (2–8 тыс. экз./м³) численность коловратки *Asplanchna henrietta* Langhaus – самого маленького (0.2–0.4 мм) из представителей рода (Лазарева, 2008). В последующем до начала нового века ее не обнаруживали, в 2001 г. вид нашли повторно (до 15 тыс. экз./м³) в литорали Волжского плеса водохранилища, а в 2002–2003 гг. — в Главном плесе. К 2005 г. *A. henrietta* заселила фактически весь водоем, максимальную численность наблюдали в июне–июле, вид локально формировал 14–17% численности коловраток. Однако с 2007 г. встречаемость *A. henrietta* резко сократилась, высокую численность отмечали только в Волжском плесе, в июне 2010 г. она достигала > 40 тыс. экз./м³.

С 2003 г. *A. henrietta* в небольшом количестве найдена в пробах из Ивановского и Угличского водохранилищ. В том же году она появилась в оз. Неро (бассейн Горьковского водохранилища), численность вида в июле на отдельных станциях превышала 1 млн. экз./м³ при биомассе 4–6 г/м³ (Лазарева и др., 2007). Вид зарегистрирован также в Чебоксарском и Куйбышевском водохранилищах. В Шекснинском и Горьковском водохранилищах до настоящего времени *A. henrietta* не обнаружена.

В Рыбинском водохранилище *A. henrietta* обитает в тех же биотопах, что и родственная ей *A. priodonta* Gosse. В планктоне *A. henrietta* появляется в июне–июле, а в сентябре уже фактически не регистрируется в пробах. В середине лета вид встречается совместно с *A. priodonta*, *A. herricki* Guerne, а в литорали — еще и с *A. girodi* Guerne, спектры питания всех видов перекрываются, случаев каннибализма не отмечено (Лазарева, 2004). Питается *A. henrietta* в основном мелкими водорослями и детритом, а из животных потребляет инфузорий и яйца коловраток. В целом, состав пищи этого вида ближе всего к таковому *A. priodonta*. Начало массового размножения *A. henrietta* (июнь) приходится на максимум численности *A. priodonta*. До настоящего времени не отмечено изменения встречаемости и численности аборигенных *A. priodonta* и *A. herricki*, которое можно было бы объяснить распространением вселенца. Для сравнения, в оз. Неро три вида аспланхн обитают совместно на значительной части акватории. В течение сезона в доминантном комплексе зоопланктона они сменяют друг друга в следующей последовательности: *A. priodonta* → *A. henrietta* ↔ *A. girodi* → *A. priodonta*. После вселения в озеро *A. henrietta* и *A. girodi* среднее за сезон относительное обилие *A. priodonta* снизилось с 24–36% в 1987–1989 гг. до 9–15% в 2003–2005 гг. (Лазарева и др., 2007). В последние годы (2009–2011 гг.) в оз. Неро, как и Рыбинском водохранилище, численность и встречаемость *A. henrietta* резко снизились. В 2010–2011 гг. вид вообще не регистрировали в сборах планктона.

Другой крупный (250–300 мкм) южный пелагический вид *Brachionus diversicornis* (Daday) впервые отмечен в Рыбинском водохранилище в теплом 1988 г. (Лазарева, 2005). Жарким (температура воды 22–25 °C) летом 1989 г. он был многочислен (> 60 тыс. экз./м³) в наиболее эвтрофированном Шекснинском плесе водохранилища (Ривьер, 1993). Как и прочие виды рода *Brachionus*, *B. diversicornis* относится к α–β-мезосапробам, индикаторам эвтрофных вод (Мязметс, 1980). В конце августа 2002 г. интенсивное размножение (самки несли до 4 яиц) и численность *B. diversicornis* до 530 тыс. экз./м³ отмечали в устьевых участках рек-притоков водохранилища при температуре воды 14–17 °C. В последующие годы находки вида регистрировали на 30–70% станций по всей акватории, высокую численность (> 20 тыс. экз./м³) отмечали во второй половине лета по-прежнему в устьях участков рек-притоков. Почти повсеместно (70% станций) *B. diversicornis* встречался в пелагиали водохранилища в августе аномально жаркого 2010 г., локально он входил в состав доминантов (12–30% численности коловраток).

В 2003 г. вид зарегистрирован также в Ивановском и Угличском водохранилищах, а в августе 2007 г. впервые отмечен у поверхности воды в Ковжинском разливе Шекснинского водохранилища ($> 80\%$ численности Rotifera). Сюда он проник, вероятно, из расположенного южнее Рыбинского водохранилища. С 1960-х гг. *B. diversicornis* многочислен в планктоне оз. Неро (бассейн Горьковского водохранилища), в 2003–2005 гг. он формировал в среднем 22% численности коловраток, до 55 тыс. экз./м³ (Лазарева, Смирнова, 2008). К 2009 г.

его численность снизилась (< 4 тыс. экз./м³), вид входил в состав доминантов только в августе 2011 г. Следует заключить, что *B. diversicornis* успешно адаптировался к термическому режиму верхневолжских водоемов и стал обычным компонентом их планктона.

Представляет интерес находка американской *Kellicottia bostoniensis* Rousselet в Шекснинском водохранилище (устье р. Кемы), которую в крупных водохранилищах до сих пор не обнаруживали. Этот вид с середины прошлого века обитает в водоемах западной Европы, он предпочитает холодные воды гипolimниона стратифицированных озер (Pejler, 1998). В Европейской России вид впервые обнаружен в 2000 г. в двух малых озерах Ленинградской области (до 11 млн. экз./м³), в 2010 г. зарегистрирован в прибрежье Ладожского озера (Иванова, Телеш, 2004; Макарецца, Родионова, 2011). В Шекснинское водохранилище *K. bostoniensis*, вероятно, попала из озер бассейна р. Кемы, вид найден в оз. Лейнозеро — верхнем в системе р. Сойды (устное сообщение Е.В. Лобуничевой).

Анализ планктона малых озер Центрального и Северо-Западного регионов России показал, что *K. bostoniensis* отнюдь не редкий вид и, по-видимому, давно уже натурализовавшийся (Жданова, Добрынин, 2011). Коловратка обнаружена в водоемах бассейна р. Оки в пределах Рязанской области (озера Лопата, Алексеевское, Глушицы, Нефёдово, Белое, Алешина Лука и Совхозный водопой), Владимирской области (оз. Кшара), бассейна Верхней Волги в Тверской области (оз. Трестино) и бассейна р. Невы в Новгородской области (озера Малое Яичко, Большое Яичко, Глухое и Брагино). Максимальная плотность *K. bostoniensis* отмечена в металимнионе карстового сравнительно глубокого (12 м) оз. Кшара (4.4 млн. экз./м³). *K. bostoniensis* часто ($>40\%$ просмотренных животных) встречалась в желудках *Asplanchna herricki* Guerne и *A. brightwelli* Gosse, тогда как *A. priodonta* и *A. henrietta* ее фактически не потребляли. В присутствии хищников размеры панциря и шипов *Kellicottia bostoniensis* были значительно больше, чем в водоемах, где аспланхны отсутствовали.

Таким образом, в 2000-х гг. два каспийских вида (*Cornigerius maeoticus* и *Cercopagis pengoi*) заселили нижнюю Волгу и проникли в Среднюю Волгу (до Куйбышевского водохранилища). Три вида также южного происхождения (*Diaphanosoma orghidani*, *Asplanchna henrietta* и *Brachionus diversicornis*) успешно натурализовались и локально формируют многочисленные популяции в водохранилищах Верхней Волги, Шексны и водоемах их бассейна. Еще один вид (*Kellicottia bostoniensis*) широко распространен и многочислен в озерах бассейна Верхней и Средней Волги, его расселение в волжские водохранилища вполне вероятно.

В верхневолжских водоемах вселенцы первое время находят убежище в литорали, заливах и устьях рек-притоков. Для одних видов (*Diaphanosoma orghidani*) отмечено быстрое распространение по акватории и высокая численность в пелагиали водохранилищ сразу после вселения. Для других (*Asplanchna henrietta*) — характерен длительный период натурализации. Натурализация вселенцев происходит на фоне взаимодействия с аборигенными видами, его сценарии варьируют от сосуществования до конкурентного вытеснения, в первую очередь близкородственных форм. В северных биотопах для вселенцев с юга выявлена значительно более высокая численность по сравнению с таковой в водоемах-донорах. В Рыбинском водохранилище на протяжении 7–10 лет успешно сосуществуют два вида ветвистоусых ракообразных рода *Diaphanosoma*: вселенец *D. orghidani* и аборигенный вид *D. brachyurum*, а также три вида коловраток рода *Asplanchna*: вселенец *A. henrietta* и аборигенные *A. priodonta*, *A. herricki*. Этому способствуют различия в их сезонном цикле развития, вертикальном и горизонтальном распределении по акватории.

Список литературы

- Бычек Е.А. Новые виды Polyphemoidea для волжских водохранилищ // Российский журнал биологических инвазий 2008. № 1. С. 2–6. [Электронный ресурс]. URL: http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2008_1.html
- Дгебуадзе Ю.Ю., Фенева И.Ю., Будаев С.В. Роль хищничества и конкуренции в инвазионных процессах на примере зоопланктонных сообществ // Биология внутр. вод. 2006. №1. С. 67–73.
- Жданова С.М., Добрынин А.Э. *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet 1908) (Rotifera, Brachionidae) в водоемах Европейской России // Биология внутр. вод. 2011. № 1. С. 45–52.
- Иванова М.Б., Телеш И.В. Сезонная и межгодовая динамика планктонных коловраток и ракообразных // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир, 2004. С. 71–82.
- Лазарева В.И. Сезонный цикл развития и питание хищных коловраток *Asplanchna priodonta* Gosse в Рыбинском водохранилище // Биология внутр. вод. 2004. №4. С.59–68.
- Лазарева В.И. Сравнительный анализ состава и обилия летнего зоопланктона Рыбинского водохранилища в 1987–1988 гг. и 1997–2004 гг. // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2005. С. 182–224.
- Лазарева В.И. Распространение и особенности натурализации новых и редких видов зоопланктона в водоемах бассейна верхней Волги в начале XXI века // Биология внутр. вод. 2008. № 1. С. 81–88.
- Лазарева В.И. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища. М.: Т-во научн. изданий КМК, 2010. 183 с.
- Лазарева В.И. Распространение видов рода *Diaphanosoma* (Crustacea, Cladocera) в водохранилищах Волги и Шексны: влияние факторов среды // Биология внутр. вод, 2012. №3. С. 1–10.
- Лазарева В.И., Смирнова С.М., Фролова А.Н. Доминантные комплексы ракообразных и коловраток высокоэвтрофного оз. Неро (Ярославская обл.) // Биология внутр. вод. 2007. №1. С.61–72.
- Лазарева В.И., Смирнова С.М. Ракообразные и коловратки // Состояние экосистемы оз. Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. С. 175–210.
- Малинина Ю.А. Современное состояние зоопланктона Волгоградского водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек: Тез. докл. Международ. конф. Тольятти, 2003. С. 165.

- Макарцева Е.С., Родионова Н.В. Первые находки *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet 1908) (Rotifera, Brachionidae) в озерах Ладожском и Охотничьем // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Тез. докл. IV Междунар. науч. конф. Минск: Издат. центр Белорусского гос. ун-та, 2011. С. 222.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д., Дзюбан Н.А. Изменения в составе и распределении фауны Волги в результате антропогенных воздействий // Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука, 1976. С. 67–81.
- Мяэметс А.Х. Изменения зоопланктона // Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1980. С. 54–64.
- Ривьер И.К. Современное состояние зоопланктона Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 205–232.
- Тимохина А.Ф. Зоопланктон как компонент экосистемы Куйбышевского водохранилища. Тольятти: Ин-т экологии волж. бассейна, 2000. 193 с.
- Яковлев В.Н. Процессы ценогенеза в водохранилищах Верхней Волги и Днепра // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2005. С. 325–336.
- Pejler B. History of rotifer research in northern Europe // Hydrobiologia. 1998. V. 387/388. P. 1–8.
- Popov A.I. Alien species of zooplankton in Saratov Reservoir (Russia, Volga River) // Российский журнал биологических инвазий 2011. № 1. С. 86–90. [Электронный ресурс]. URL: http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2011_1.html

СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ

В.И. Лазарева, А.И. Копылов, И.Л. Пырина, Е.А. Соколова, З.М. Мыльникова, Т.С. Масленникова
Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, Россия, lazareva_v57@mail.ru

Для разработки фундаментальных основ управления биологическими ресурсами необходимо знание особенностей трофической структуры и закономерностей функционирования сообществ в водоемах разного типа. Еще Г.Г. Винберг (1969) отмечал, что получение общей характеристики потока энергии на всех трофических уровнях представляет одну из основных задач исследования структуры водных экосистем. В настоящее время большое внимание уделяют роли микробных сообществ (микробной «петли»), которые выполняют функцию промежуточной ступени в трансформации вещества от автотрофных организмов к метазоопланктону (Azam et al., 1983; Бульон и др., 1999). Подавляющее большинство подобных исследований выполнено для озерных экосистем и лишь немногие для экосистем водохранилищ.

Реальностью нового века стало глобальное потепление климата. Вызванные потеплением изменения в экосистемах озер и водохранилищ стали заметны на рубеже веков. Они выражаются в трансформации циклов биогенных элементов (C, N, P), увеличении растворенного в воде органического вещества, снижении прозрачности и содержания кислорода в гипolimнионе, а также усилении биоинвазий (Adrian et al., 2009; Schindler, 2009). В неглубоких ди- или полимиктических водоемах умеренного пояса потепление часто приводит к росту интенсивности процессов эвтрофирования. Такое разностороннее изменение среды обитания влияет на структуру водных сообществ и трофические взаимодействия между видами.

Цель работы — анализ структуры и продуктивности планктона водохранилищ Волги в новых условиях обитания.

В настоящее время на Волге существует девять водохранилищ, на крупных ее притоках Шексне и Каме — еще 4 водохранилища. Основу биомассы и продукции планктонных сообществ волжских водохранилищ формирует фитопланктон. В 60–70-е гг. прошлого века по уровню его развития Верхневолжское, Ивановское, Горьковское водохранилище и участок строящегося Чебоксарского относили к мезо-эвтрофным, остальные — к мезотрофным (Волга и ее жизнь, 1978). Количество бактерий соответствовало распределению фитопланктона, доля микробного сообщества ($B_{MC} = B_B + B_{ГНФ} + B_{ИН}$) составляла в среднем 27% $B_{ПС}$ (табл. 1). Максимальное обилие метазоопланктона отмечали в водохранилищах Верхней Волги и Шексны (до 40% $B_{ПС}$), ниже Рыбинского водохранилища вклад $B_{МЗ}$ в $B_{ПС}$ не превышал 10%.

В современный период зарегистрировано увеличение биомассы и продукции планктонных сообществ водохранилищ Волги, максимум развития планктона наблюдали в 1980–1990-х годах (табл. 2). На пике эвтрофирования абсолютные значения B_{MC} возросли, а его доля в $B_{ПС}$ снизилась до 20% (Копылов и др., 2010). К середине 2000-х гг. $B_{ПС}$ оказалась в среднем на 25% выше таковой в 1970-х, по продуктивности фитопланктона мезотрофными остались Шексинское, Угличское, Саратовское и Волгоградское водохранилища, Рыбинское и Куйбышевское сейчас классифицируются как умеренно-эвтрофные, а Ивановское, Горьковское и Чебоксарское — как эвтрофные (Минеева, 2009). Отмечены существенные изменения структуры планктона (табл. 1). В водохранилищах Верхней Волги заметно возросла роль гетеротрофных организмов и, соответственно, снизилась (на 3–7%) доля автотрофов. Вклад микробного сообщества в $B_{ПС}$ составил в среднем ~30%, тогда как доля $B_{МЗ}$ снизилась в 1.5–4 раза в большинстве водоемов, исключая Рыбинское и Ивановское водохранилища.

Многолетняя динамика планктона наиболее подробно исследована на Рыбинском водохранилище, в пелагиали которого с середины 1950-х гг. (почти 60 лет) проводится мониторинг планктона с отбором проб каждые две недели в мае–октябре. В пелагиали водохранилища отмечена тенденция к росту $P_{ФП}$ и $P_{МС}$ (табл. 2). До

1990-х гг. наблюдалось увеличение B_{M3} , вызванное ростом количества ракообразных. Максимум развития сообщества отмечен в 1980-х гг., в 1990-х продуктивность метазоопланктона была вдвое выше, чем в 1950–1970-е гг. (табл. 2), что близко к наблюдаемому в водных экосистемах эвтрофного типа. В последующие годы регистрировали снижение B_{M3} и P_{M3} , тем не менее, современные (2004–2010 гг.) значения характеристик сообщества в 1.3–1.6 раза превышают таковые в 1970-х гг. Сукцессия планктона водохранилища происходила на фоне квазипериодических флуктуаций его параметров. Период колебаний концентрации хлорофилла фитопланктона, количества бактериопланктона и численности метазоопланктона составил ~10 лет, B_{M3} — ~20 лет.

Таблица 1. Структура планктона водохранилищ Волги в 1970-х и в середине 2000-х гг.

Параметры	Водохранилища					
	И	У	Р	Г	Ч	Ш
Дата	V–X*	V–X*	V–X 1977	V–X*	V–X*	V–X**
$B_{ФП}$	295 (44)	185 (40)	225±28 (65)	420 (64)	585 (68)	155±29 (54)
B_B	192 (28)	173 (37)	71±8 (21)	177 (26)	221 (26)	17±1 (6)
$B_{ГНФ}$	–	–	7±1 (2)	–	–	–
$B_{ИН}$	11 (2)	10 (2)	11±2 (3)	12 (2)	–	–
B_{M3}	176 (26)	100 (21)	32±4 (9)	50 (8)	60 (6)	114±44 (40)
$B_{ПС}$	674	468	346	659	866	286
Дата	08.2005	08.2005	08.2005	09.2005	09.2005	08.2007
$B_{ФП}$	368±36 (40)	177±44 (34)	432±63 (59)	438±54 (62)	432±32 (69)	330±88 (55)
B_B	287±60 (31)	238±33 (46)	149±9 (20)	209±14 (30)	168±12 (27)	122±15 (20)
$B_{ГНФ}$	25±5 (3)	24±9 (5)	15±3 (2)	15±3 (2)	7±1 (1)	10±3 (2)
$B_{ИН}$	7±1 (1)	17±7 (3)	16±4 (2)	8±1 (1)	3±1 (1)	12±2 (2)
B_{M3}	235±126 (25)	57±7 (12)	122±23 (17)	33±17 (5)	15±3 (2)	127±17 (21)
$B_{ПС}$	922	513	734	703	625	601

Примечание. Водохранилища: И — Ивановское, У — Угличское, Р — Рыбинское, Г — Горьковское, Ч — Чебоксарское, Ш — Шекснинское; параметры: биомасса, мг С/м³ (доля, % $B_{ПС}$): $B_{ФП}$ — фитопланктона, B_B — бактерий, $B_{ГНФ}$ — гетеротрофных флагеллат, $B_{ИН}$ — инфузорий, B_{M3} — метазоопланктона, $B_{ПС}$ — всего планктонного сообщества. * — наш расчет (по: Волга и ее жизнь, 1978; Пидгайко, 1978); ** — (по: Современное состояние ..., 2002).

Таблица 2. Динамика биомассы (B , мг С/м³) и суточной продукции (P , мг С/м³ сут) планктона пелагиали Рыбинского водохранилища в 1956–2010 гг. (среднее V–X)

Период, годы	Фитопланктон		Микробное сообщество		Метазоопланктон	
	$B_{ФП}$ *	$P_{ФП}$ *	$B_{МС}$ *	$P_{МС}$ *	B_{M3}	P_{M3}
1956–1969	72±8	131±14	–	37±2	20±2	3.7±0.2
1970–1980	108±13	141±40	89±9	30±3	35±3	3.8±0.3
1981–1990	121±20	154±35	88±4	34±3	80±6	12.3±1.6
1991–1995	372±24**	189±42	108±6	48±5	62±3	8.2±0.5
2004–2010	–	–	–	–	47±3	5.9±0.5

Примечание. Данные приведены: * — по: Экология фитопланктона ..., 1999; Копылов, Косолапов, 2008; ** — наш расчет по хлорофиллу.

Таблица 3. Сезонные изменения продукции метазоопланктона (P_{M3}) и ее потребления (G_{M3}) планктонными хищниками в Рыбинском водохранилище в 1990–1995 и 2004–2010 гг. («стандартные» станции)

Годы	Показатель	Весна (40 сут)	Лето–1 (35 сут)	Лето–2 (60 сут)	Осень (45 сут)
1990–1995	B_{M3} , г/м ³	0.55±0.11	2.13±0.16	1.16±0.07	0.88±0.06
	P_{M3} , ккал/м ²	3.8±1.5	34.8±4.7	27.3±2.3	6.6±0.8
	G_{M3} , ккал/м ²	0.2	9.1	11.8	0.8
	G_{M3}/P_{M3} , %	5.3	26.1	43.2	12.1
	$P_{реал}$ ($P_{M3} - G_{M3}$), ккал/м ²	3.6	25.7	15.5	5.8
2004–2009	B_{M3} , г/м ³	0.52±0.09	1.50±0.14	0.91±0.09	0.34±0.06
	P_{M3} , ккал/м ²	4.3±0.9	24.3±2.5	22.3±2.3	3.5±0.7
	G_{M3} , ккал/м ²	2.5	9.1	12.4	0.4
	G_{M3}/P_{M3} , %	57.5	37.3	55.8	11.4
	$P_{реал}$ ($P_{M3} - G_{M3}$), ккал/м ²	1.8	15.2	9.8	3.1
2010	B_{M3} , г/м ³	0.16±0.08	1.75±0.39	1.65±0.17	1.03±0.29
	P_{M3} , ккал/м ²	0.25±0.1	29.3±7.0	36.6±4.3	6.7±1.8
	G_{M3} , ккал/м ²	0.05	13.0	25.3	0.4
	G_{M3}/P_{M3} , %	20	44	69	6
	$P_{реал}$ ($P_{M3} - G_{M3}$), ккал/м ²	0.20	16.3	11.3	6.3

Характерную черту зоопланктона Рыбинского водохранилища представляет высокая доля в нем простейших. В 1990-х гг. за вегетационный период метазоопланктон образовывал 60–84% биомассы и лишь 43% суммарной продукции этих двух сообществ.

Отношение продукции простейших ($P_{ПР}$) к P_{M3} составило 1.32 за сезон. Метазоопланктон служит важным потребителем и регулятором структуры микробного сообщест-

ва. За сезон он потреблял 13% продукции водорослей и 18% бактерий, а также значительную часть (~45%) $P_{\text{пр}}$. Максимальное выедание наблюдали в первую половину лета: 45% продукции бактерий и 50–60% $P_{\text{пр}}$ (табл. 3). Контроль «сверху» за развитием зоопланктона в пелагиали озер часто осуществляют беспозвоночные хищники, особенно при сравнительно невысоком прессе рыб (Blumenshine, Hambright, 2003). Относительно микробного сообщества «хищниками» являются традиционно «мирные» представители метазоопланктона: клadoцеры и коловратки. Мирные клadoцеры формировали основную часть $P_{\text{МЗ}}$ (41–86%), на долю коловраток приходилось 5–31%. Относительное участие разных компонентов планктона в общей деструкции органического вещества выражалось следующими величинами: бактерии — 68%, фитопланктон — 17%, метазоопланктон — 8% и простейшие — 7%.

Трофические взаимодействия внутри сообщества метазоопланктона складывались так, что планктонные беспозвоночные хищники выедали > 22 ккал/м² или 31% $P_{\text{МЗ}}$, из этого количества 11.6 ккал/м² потребляли Cyclopoida и 9.4 ккал/м² — хищные Cladocera. Напряженные трофические отношения внутри планктона наблюдались с июня до середины сентября, когда хищники выедали до 43% $P_{\text{МЗ}}$ (табл. 3). Наибольшему прессу подвергались мелкие коловратки и молодь циклопов. По оценкам за сезон ($V-X$ 180 сут) для рыб оставалось доступно почти 70% $P_{\text{МЗ}}$ (50 ккал/м²). «Чистая» продукция распределялась следующим образом: 33.6 ккал/м² мирные клadoцеры, 7.3 — коловратки, 3.9 — мирные копеподы, 3.2 — хищные клadoцеры и 1.4 — всеядные и хищные циклопы.

Анализ связи между $B_{\text{МЗ}}$, кормовыми ресурсами метазоопланктона и абиотическими факторами для ряда данных, охватывающих 50-ти летний период, показал, что более 60% вариаций $B_{\text{МЗ}}$ определялись динамикой фитопланктона и до 20% — изменением гидрологических параметров экосистемы (объем речного стока, коэффициент водообмена и температура воды). Последние тесно связаны с динамикой климата в регионе, детерминантом которой в Северной Европе считают Северо-Атлантическое Колебание (North Atlantic Oscillation — *NAO*). В России заметное потепление климата зарегистрировано после 1976 г. К 2006 г. средняя температура (T) воздуха на Европейской территории страны увеличилась на 1.51 °C, ее динамика в последующем до 2011 г. указывает на продолжающуюся тенденцию к потеплению (Доклад ..., 2011). В последние 30 лет темп увеличения T воздуха за каждое десятилетие составляет 0.49–0.53 °C, T воды в Рыбинском водохранилище — 0.89 °C (Доклад ..., 2011; Литвинов, Законнова, 2011). Выявлена положительная корреляция биомассы ракообразных с индексом *NAO* ($r = 0.71$, $p < 0.01$) и температурой воды водохранилища ($r = 0.51$, $p < 0.01$). В то же время биомасса коловраток коррелировала с *NAO* отрицательно ($r = -0.40$, $p < 0.05$), особенно в период 1988–2010 гг. ($r = -0.61$, $p < 0.01$).

Сравнение структуры метазоопланктона двух маловодных периодов: до начала потепления климата (1963–1976 гг.) и после него (2004–2010 гг.) выявило направленные ее изменения. Среднее за сезон количество копепоид возросло в 1.5 раза (с 20 ± 2 до 31 ± 3 тыс. экз./м³), хищных циклопов родов *Mesocyclops* и *Thermocyclops* — в 1.4 раза (с 17 ± 2 до 24 ± 3 тыс. экз./м³), рода *Cyclops* — в 4 раза (с < 1 до 4 ± 1 тыс. экз./м³), хищных клadoцер рода *Bythotrephes* — в 3 раза (с 15 ± 3 до 46 ± 5 экз./м³). Обнаружены сдвиги в сезонных циклах развития доминантных видов, особенно заметные для мирных клadoцер. Например, первый июньский пик *Daphnia galeata* Sars сместился на неделю позже (начало июля), второй сентябрьский — на две недели раньше (середина августа), вдвое возросла «пиковая» численность вида. Весь сезонный цикл «сжался» до 17–22 нед, ранее он продолжался 21–23 нед. Вероятно, это стало возможным вследствие изменения в сезонном распределении кормовых ресурсов дафний, а также по причине сдвигов в сезонном цикле основного конкурента *Bosmina longispina* Leidyg. Первый пик численности босмин сейчас чаще всего наблюдается на 1–2 недели раньше в середине июня, а осенний пик — на неделю позже в конце сентября–начале октября, «пиковая» численность босмин тоже выросла вдвое.

По предварительным оценкам в 2004–2010 гг. P мирного метазоопланктона снизилась на 30% по сравнению с 1990-ми, тогда как P хищников возросла (табл. 3), особенно *Bythotrephes* (в 3–3.5 раза), а также *Asplanchna* (в 4–5 раз). Соответственно выросли их рационы. За вегетационный период хищники потребляли $> 40\%$ $P_{\text{МЗ}}$ (24 ккал/м²), из этого количества 7.9 ккал/м² выедали Cyclopoida, 13.6 — хищные Cladocera и 2.4 — коловратки *Asplanchna*. Доступная для рыб «чистая» продукция снизилась до $< 60\%$ P зоопланктона (30 ккал/м²). Продукция велигеров *Dreissena* составила 2.6 ккал/м² (~5% P метазоопланктона), почти всю ее (90%) потребляли хищники.

Отклик планктона в условиях аномально жаркого лета 2010 г., когда температура воды в водохранилищах Средней Волги достигла рекордных для региона значений 29–33 °C (на 5–8 °C выше нормы), представляет модель негативных последствий для водных экосистем в условиях прогрессирующего потепления климата (Копылов и др., 2012). На значительной части акватории водохранилищ зарегистрировано интенсивное «цветение» воды цианобактериями, концентрация хлорофилла (> 100 мкг/л) в водохранилищах Средней Волги локально соответствовала уровню гипертрофных вод. Зарегистрирована необычно высокая продуктивность бактериопланктона (> 200 мг С/м³ сут), биомасса метазоопланктона оказалась в 2–14 раз выше, чем в предыдущие годы. В верхне-волжских водоемах отмечено увеличение численности и распространение в пелагиаль недавних вселенцев южного происхождения клadoцеры *Diaphanosoma orghidani* Negrea и коловраток *Asplanchna henrietta* Langhaus, *Brachionus diversicornis* (Daday). В Рыбинском водохранилище в 2010 г. зарегистрировано значительное (в 2–3 раза) увеличение $B_{\text{МЗ}}$ во второй половине лета и осенью, в 1.5–2 раза возросли $P_{\text{МЗ}}$ и ее потребление хищниками (табл. 3). В целом характеристики продуктивности планктона не превысили, отмечавшихся в 1980–1990-е гг.

Таким образом, изучение потоков углерода в планктоне водохранилища выявило значительную роль микробной «петли» в трансформации вещества и энергии от автотрофных организмов к метазоопланктону. В 1990-е гг. в водохранилищах Верхней Волги заметно возросла роль гетеротрофных организмов и, соответственно, снизилась доля автотрофов. Около 70% продукции метазоопланктона не использовалось беспозвоночными хищниками и было доступно для обеспечения пищевых потребностей рыб. В 2000-х гг. зарегистрировано снижение продуктивности метазоопланктона, во многом вызванное напряженными трофическими отношениями внутри сообщества. В трофической сети пелагиали водохранилища заметно возрос пресс хищных беспозвоночных, летом для рыб было доступно < 60% $P_{МЗ}$, а в 2010 г. — только 30–55%. Потепление климата привело к существенному изменению структуры и динамики планктона: сместились ключевые даты развития доминантных популяций в сезонном цикле, весенние пики численности наблюдались на неделю раньше, возросла «пиковая» численность главных доминантов. Жарким летом 2010 г. в водохранилищах Волги зарегистрировано катастрофическое ухудшение качества воды, вызванное аномальным развитием цианобактерий.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

- Бульон В.В., Никулина В.Н., Павельева Е.Б., Степанова Л.А., Хлебович Т.В. // Журн. общ. биологии. 1999. Т. 60. № 4. С. 431.
- Винберг Г.Г. Поток энергии в экосистеме эвтрофного озера // ДАН СССР. 1969. Т.186. №1. С. 198–201.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 348 с.
- Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2011 г. [Электронный ресурс] // М.: Росгидромет, 2012. URL: <http://www.meteorf.ru/>, file.pdf (обращение 4 апреля 2012 г.).
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Бактериопланктон Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во СГУ. 2008. 377 с.
- Копылов А.И., Лазарева В.И., Пырина И.Л., Мильникова З.М., Масленникова Т.С. Микробная «петля» в планктонной трофической сети крупного равнинного водохранилища // Успехи современной биологии. 2010. № 6. С. 544–556.
- Копылов А.И., Лазарева В.И., Минеева Н.М., Масленникова Т.С., Стройнов Я.В. Влияние аномально высокой температуры воды на развитие планктонного сообщества водохранилищ Средней Волги летом 2010 г. // ДАН. 2012. Т. 442. №1. С. 133–135.
- Литвинов А.С., Законнова А.В. Гидрологические условия в Рыбинском водохранилище в период потепления климата // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Пермь: Пермский гос. ун-т, 2011. Т. 1. С. 101.
- Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.
- Пидгайко М.Л. Биологическая продуктивность водохранилищ Волжского каскада // Водохранилища Волжского Каскада и их рыбохозяйственное значение. Л.: Гос. ин-т речн. и рыб. хоз-ва, 1978. Т. 138. С. 45–82.
- Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища. Ярославль: Изд-во Ярослав. гос. тех. ун-та, 2002. 368 с.
- Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Ин-т экологии волж. басс. РАН, 1999. 263 с.
- Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change // Limnol. Oceanogr. 2009. V. 54. N 6 (part 2). P. 2283–2297.
- Azam F., Fenchel T., Field J.G. et al. The ecological role of water column microbes in the sea // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1983. V. 10. P. 257–263.
- Blumenshine S.C., Hambright K.D. Top-down control in pelagic systems: a role for invertebrate predation // Hydrobiologia. 2003. V. 491. N 1–3. P. 347.
- Schindler D.W. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes // Limnol. Oceanogr. 2009. V. 54. N 6 (part 2). P. 2349–2358.

ОЦЕНКА РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ВОДОХРАНИЛИЩ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

И.В. Ланцова

ОАО «Производственный и научно-исследовательский институт по инженерным изысканиям в строительстве» (ОАО «ПНИИИС»), 105187, г. Москва, Окружной проезд, д. 18, liveco@rambler.ru

Организация полноценного отдыха является важным социальным фактором оздоровления населения, что сейчас особенно актуально в связи с ускорением ритма жизни, возрастанием физических, психологических и эмоциональных нагрузок, приводящих к стрессовым состояниям и увеличению количества сердечно-сосудистых и нервных заболеваний.

Наиболее популярен отдых на берегах водоёмов, т.к. наличие водного объекта существенно разнообразит структуру рекреационных занятий. Создание водохранилищ привело к значительным изменениям гидрографии обширных территорий и к увеличению водного рекреационного фонда. Суммарная длина береговой линии водохранилищ России (76 тыс. км) превышает длину береговой линии омывающих её морей (60 тыс. км).

В настоящее время отмечается резкое возрастание масштабов спроса на рекреационное использование аква-территориальных комплексов (АТК) водохранилищ, что объясняется следующими факторами: водохранилища созданы в промышленно освоенных районах со значительной концентрацией населения и высоким рекреационным спросом (не менее 20 млн. россиян живут в получасовой транспортной доступности от водохрани-

лиц в различных регионах страны, а учитывая масштабы «автомобилизации» страны эта цифра значительно возрастает); увеличение масштабов рекреационного водопользования вызывает резкое возрастание рекреационной значимости водохранилищ (за последние 20 лет, несмотря на серию экономических кризисов, этот рост составил по оценкам авторов от 50 до 100% в различных регионах, особенно — в промышленно развитых); водохранилища повышают рекреационную ёмкость и ценность ландшафтов; значительное количество водохранилищ комплексного назначения в советское время было создано в районах крупных городов, особенно на Волге, Ангаре и Енисее, что позволяет использовать уже существующую инфраструктуру, в частности — транспортную, в рекреационных целях.

Наряду с другими отраслями водного хозяйства рекреация предъявляет требования к уровню режиму, качеству воды, экологическому и санитарному состоянию береговых и аквальных комплексов и, в свою очередь, становится фактором, значимым для установления режима функционирования водохозяйственного комплекса (ВХК) ряда речных бассейнов. Рекреация в народнохозяйственных комплексах в целом становится существенным социально-экономическим фактором их развития (табл. 1).

Таблица 1. Структура ВХК водохранилищ Волжского каскада (Авякян и др., 1990)

Водохранилище	Отрасли хозяйства или вид использования							
	Г/э*	Т/э	В/с	В/т	И	Р/х	Б/н	Р
Иваньковское	++	++	++	++	-	+	+	++
Угличское	++	++	+	++	-	+	+	++
Рыбинское	++	-	+	++	-	+	+	++
Горьковское	++	+	+	++	-	+	-	++
Чебоксарское	++	-	+	++	-	+	-	+
Куйбышевское	++	+	+	++	+	+	+	++
Саратовское	++	-	+	++	++	+	-	++
Волгоградское	++	-	+	++	++	+	-	++

Примечание. *Г/э — гидроэнергетика, Т/э — теплоэнергетика, В/с — водоснабжение, В/т — водный транспорт, И — ирригация, Р/х — рыбное хозяйство, Б/н — борьба с наводнениями, Р — рекреация; «++» — участники ВХК, ** «+» — отрасли использующие водохранилище, «-» — отрасли не использующие водохранилище.

ионных ресурсов и существенно зависит от целого комплекса факторов и условий — основных параметров водоёмов, режима эксплуатации, антропогенных воздействий на водные и береговые экосистемы, развитости инфраструктуры и других.

Рекреационные ресурсы водохранилищ понимаются нами как совокупность свойств, условий, явлений и природных ресурсов, позволяющую осуществлять без необратимого ущерба для окружающей среды рекреационную деятельность (массовый отдых, туризм и спорт) на акватории и в береговой зоне природно-техногенных водоёмов.

Рекреационный потенциал береговых природно-территориальных комплексов (ПТК) и аквальных комплексов (АК) водохранилищ оценивается сначала покомпонентно, а затем интегрально для различных видов отдыха (табл. 2). Интегральная оценка рекреационного потенциала водохранилища складывается из оценок отдельных рекреационных участков.

Таблица 2. Этапы проведения оценки рекреационного потенциала водохранилища

Береговые комплексы	Аквальные комплексы
Климатические условия (средняя температура сезона, влажность, количество, тип и характер выпадения осадков, ветровой режим и т.д.)	
Площади ПТК не благоприятные для развития рекреации (в силу природных или антропогенных факторов)	Площади акватории не благоприятные для развития рекреации (в силу природных или антропогенных факторов)
Площади комплексов благоприятных для рекреации	Площади акватории благоприятные для рекреации
Параметры рельефа (высота над урезом воды, крутизна склонов, густота изрезанности и т.д.)	Параметры (количественные показатели) акватории (глубина, протяжённость, ширина, скорости течения и т.д.)
Параметры (количественные показатели) почвенно-растительного покрова	Параметры зоны купания (характер дна, наличие донных отложений, высшей водной растительности и др.)
Гидрогеологические условия	Температурный режим воды в зоне купания
Состояние природного комплекса	Качество воды
Оценка ресурсного потенциала береговой зоны по видам отдыха	Оценка ресурсного потенциала акватории по видам отдыха
Допустимые нагрузки на ПТК береговой зоны по видам отдыха	Допустимые нагрузки на АК по видам отдыха
Структура видов отдыха	
Суммарная допустимая нагрузка на АК	
Определение рекреационной ёмкости АК водохранилища	

Как видно из таблицы 1 водохранилища Волжского каскада существенно отличаются составом ВХК, но все они широко используются для целей рекреации. При формировании рекреационной инфраструктуры она, наряду с производственной и селитебной, органично вписывается в окружающую природную среду, а рекреация на водоёмах при соблюдении определённых требований может быть полноценным компонентом ВХК (Авякян, Яковлева, 1976).

При оценке водных рекреационных ресурсов регионов или отдельных территорий важно определить рекреационную значимость водных объектов различного типа в общем водном фонде и оценить их рекреационный потенциал.

Рекреационный потенциал водохранилищ обуславливается наличием рекреационных ресурсов и существенно зависит от целого комплекса факторов и условий — основных параметров водоёмов, режима эксплуатации, антропогенных воздействий на водные и береговые экосистемы, развитости инфраструктуры и других.

Методические принципы оценки рекреационного потенциала апробировались на опытном полигоне, охватывающем водосборы рек Сучок, Дойбица-Ведома, Инюха на правом берегу Иваньковского водохранилища.

Характеристики наиболее распространённых типов природных комплексов представлены в табл. 3.

Водосборы рек Дойбица, Сучок и Инюха отличаются довольно высокой залесённостью (от 64% на водосборе р. Сучок до 17.5% — на водосборе р. Инюха). Степень хозяйственной освоенности территорий также значительно варьирует от 61% (р. Дойбица) до 15% (р. Сучок).

Как видно из таблицы 3 общая рекреационная ёмкость береговых комплексов полигонного участка может составить единовременно 394 410 человек (49 200 человек — пойменные, 5090 человек — болотные, 25500 — луговые и 314 620 человек — лесные комплексы).

Таблица 3. Оценка территориальных природных комплексов опытного полигона в водоохраной зоне Иваньковского водохранилища для целей рекреации

№ выдела	Наименование комплекса	Класс рекреационного бонитета	Состояние	Площадь, га**	Рекомендуемый вид отдыха	Допустимые нагрузки, чел./га вместимость
1	Пойменные комплексы злаково-разнотравных лугов на аллювиально-луговых суглинистых оглеенных почвах	I	Хорошее	3280	Пикники, купание и пляжный отдых	<u>15-20***</u> 49200
2	Болотно-луговые комплексы на болотно-луговых оглеенных почвах	Y	Удовлетворительное	1018	Рыболовство с берега, охота на водоплавающую дичь, сбор грибов и ягод и т.д.	<u>5-10</u> 5090
3	Разнотравно-злаковые суходольные луга на дерново-подзолистых супесчаных почвах	I	Хорошее	2550	Стационарные пикники, купание и пляжный отдых	<u>10-20</u> 25500
4	Антропогенно-изменённые комплексы: - пашня на дерново-подзолистых суглинистых почвах	YI*	Нарушенное	4220	Береговая зона и акватория — купание и пляжный отдых	
5	- пашня на подзолистых суглинистых почвах различной степени оподзоливания	YI	Нарушенное	3421	Береговая зона и акватория — купание и пляжный отдых	
6	- пашня на подзолистых супесчаных и песчаных почвах	YI	Нарушенное	2110	Береговая зона и акватория — купание и пляжный отдых	
7	Влажные берёзово-еловые леса лугово-разнотравные на дерново-подзолистых оторфованных почвах	IY	Хорошее	4230	Сбор грибов и ягод, лекарст. растений, пешие прогулки	<u>10-20</u> 42300
8	Осиново-берёзовые леса зеленомошные на подзолистых суглинистых и глинистых почвах	III	Хорошее	3740	Стационарные, пикники, сбор грибов и ягод, пеший туризм	<u>25-30</u> 93500
9	Берёзово-еловые леса разнотравно-злаковые на дерново-подзол. суглин. и супесч. почвах	II	Хорошее	4120	Стационарные, пикники, сбор грибов и ягод, пеший туризм	<u>25-30</u> 103000
10	Елово-сосновые леса зеленомошные на подзолистых суглинистых и супесчаных почвах	II	Хорошее	3791	Стационарные, пикники, сбор грибов и ягод, пеший туризм	<u>20-25</u> 75820

Примечание. *YI — не пригодны для целей рекреации в силу другого хозяйственного использования; **площади приведены с учётом двух малых водосборов безымянных ручьёв на полигонном участке; ***нагрузки приведены в размерности «чел./га». Единовременный рекреационный потенциал определялся путём умножения величины нижнего предела допустимой нагрузки на площадь комплекса, что является фактически показателем допустимой рекреационной ёмкости территориального комплекса.

Из всей площади лесов только 20% приурочены к водным объектам, т.е. с учётом допустимых нагрузок и при полном использовании площади лесных массивов рекреационный потенциал составит 62924 человека (20% от общей ёмкости всех лесов). В лесных массивах участки комфортные для стационарного туризма и пикников (опушки, поляны и т.д.) занимают в среднем 3% от их площади. Рекреационное использование луговых комплексов является психологически комфортным при использовании не более 10% от их площади.

Таким образом, фактически единовременный рекреационный потенциал для стационарного самостоятельного отдыха исследуемых природных комплексов составляет суммарно — 4438 человек (2550 чел. — луговые и 1888 чел. — лесные комплексы). По результатам социологического опроса, только от 10 до 20% отдыхающих на водных объектах занимаются промысловыми видами отдыха (444 — 888 человек).

Следовательно, рекреационный потенциал исследуемой территории составляет 4438 единовременно или 399420 человек за летний рекреационный сезон (90 дней) по стационарному самостоятельному отдыху; 26640

человек (444 чел. × 60 дней) — по промысловым видам отдыха и около 100 тыс. человек — кратковременный отдых (пикники).

В настоящее время рекреационный потенциал полигонного участка используется в среднем на 40–50% в зависимости от погодных условий года. При проведении мелиоративных мероприятий в береговой зоне и частичном обустройстве участков самостоятельного отдыха возможна интенсификация рекреационного водопользования.

Автором была проведена экспертная оценка рекреационного потенциала ряда водохранилищ Волжского каскада (табл. 4) на основе следующих данных: материалов собственных экспедиционных исследований (климатическим, геоморфологическим, почвенно-растительным, и типам доминирующих ПТК береговой зоны водохранилища) на всех Верхневолжских водохранилищах; анализа характера и интенсивности антропогенного использования береговой зоны; учёта основных параметров водохранилища (площадь акватории и мелководий, длина береговой линии и др.) и материалов геоэкологического районирования береговой зоны Верхневолжских водохранилищ (Конобеева, Салтанкин, 1997); материалов социологического опроса отдыхающих и проведения экологического аудита аквально-территориальных комплексов водохранилищ.

Таблица 4. Экспертная оценка рекреационного потенциала водохранилищ Волжского каскада (Ланцова, 2009)

Водохранилище	Площадь акватории, км ²	Площадь мелководий, км ² /‰	Длина береговой линии, км	Рекреационный потенциал (млн. чел.)	Доминирующие виды отдыха
Иваньковское	327	191/48	528	5.0	Отдых «выходного дня» с использованием автотранспорта, стационарный самостоятельный, любительское рыболовство со льда, сбор грибов и ягод
Угличское	249	108/43	883	3.0	Пикники с использованием автотранспорта, стационарный самостоятельный, рыболовство со льда, сбор грибов и ягод
Рыбинское	4 550	2553/56	1 724	50.0	Любительское рыболовство, отдых с использованием автотранспорта, м/м судов, сбор грибов и ягод
Горьковское	1580	775/49	1 340	25.0	Любительское рыболовство, купание, пикники
Куйбышевское	5 900	1924/33	2 604	150.0	Любительское рыболовство, стационарный самостоятельный и организованный, пикники
Чебоксарское	1200	637/53		30.0	Любительское рыболовство, пикники
Саратовское	1833	668/36	420	40.0	Купание, рыболовство, стационарный самостоятельный и организованный
Волгоградское	3126	701/22	540	100.0	Купание, рыболовство, стационарный самостоятельный и организованный
Итого:	18 765	7 557	7 694	403	

Как видно из таблицы 4, общий рекреационный потенциал только водохранилищ Волжского каскада может составить свыше 400 млн. чел. в год. Эта величина равна почти 3-х кратной численности населения страны (141.9 млн. чел. на 1 июля 2008 г.).

На наш взгляд, предлагаемый научно-методический подход может быть положен в научное обоснование повышения эффективности рекреационного водопользования, оптимизации структуры видов отдыха и разработки перспективных схем рекреационного освоения АТК водохранилищ.

Список литературы

- Авакян А.Б., Бойченко В.К., Ланцова И.В., Салтанкин В.П., Яковлева В.Б. Рекреационное использование водохранилищ: проблемы и решения. М.: Наука, 1990. 152 с.
- Авакян А.Б., Яковлева В.Б. Повышение эффективности рекреационного использования водохранилищ // Гидротехническое строительство. 1976. № 12. С. 9–12.
- Конобеева В.К., Салтанкин В.П. Экологическое состояние водохранилищ Волжского каскада. Екатеринбург: «Виктор», 1997. 258 с.
- Ланцова И.В. Геоэкологическая оценка и рациональное использование рекреационного потенциала береговых зон водохранилищ: Автореф. на соиск. уч. ст. доктора географ. наук. М., 2009. 50 с.

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА ШОШИНСКОГО ПЛЕСА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.Е. Лапина, С.В. Ерощенко

Институт водных проблем РАН, 119333, Москва, Россия, ул. Губкина, д. 3; shtriter_elena@rambler.ru

Шошинский плес заметно отличается от других плесов Иваньковского водохранилища. В рамках заявленной темы важно указать, что в гидрологическом отношении — мелководностью и слабой проточностью, в геологическом — приуроченностью к слиянию древних переуглубленных долин рек Шоши и Ламы. Плес простирается от с. Тургиново до устья Шоши на 36 км, его средняя глубина при НПУ 1.7 м (Иваньковское ..., 1978).

Геоморфология плеса. На обоих берегах плеса развита первая надпойменная аккумулятивная терраса, ширина ее достигает двух км, поверхность плоская, сложена песками и суглинками, местами осложнена прирусловыми валами. Высота террасы 4–5 м; ближе к устью Шоши тянется вторая терраса, высотой 10–12 м. Левый берег долины пологий, первая терраса постепенно переходит в обширную озерно-аллювиальную равнину, местами заболоченную, абсолютные отметки рельефа 130–135 м БС. Мощность аллювиальных отложений колеблется в пределах 10–12 м, озерно-аллювиальных — 9–10 м, коэффициенты фильтрации 3–4 м/сут. Левый борт долины слагают песчаные породы (Ахметьева, 1991). Террасы правого берега более высокие и узкие, абсолютные отметки рельефа 130–150 м БС.

Геология и гидрогеология. В геологическом строении прибрежной части плеса принимают участие девонские, каменноугольные, юрские и четвертичные отложения. Девонские отложения не оказывают влияния на формирование химического состава вод плеса в силу глубокого залегания; каменноугольные отложения представлены тремя отделами. На изученной территории первым от поверхности водоносным горизонтом карбона является касимовский (геологический индекс C_3ksm). Горизонт приурочен к отложениям хамовнического и дорогомилковского горизонтов касимовского яруса верхнего карбона, выполнен переслаиванием доломитов, известняков с мергелями и глинами. Мощность отложений колеблется в пределах 5–80 м, величина напора над кровлей 4–75 м.

С правого и левого борта плеса известняки касимовского водоносного горизонта C_3ksm перекрыты мало-мощной (2–10, редко 30 м), не везде достаточно выдержанной толщей оксфордских и келловейских отложений верхнеюрского возраста, представленных песками и глинами. Четвертичная толща сложена ледниковыми отложениями: флювиогляциальными, озерно-аллювиальными, аллювиальными, суглинками московской, днепровской и фрагментарно — окской морен (общая мощность суглинков с прослоями около 40 м), ледниковые водоносные окско-днепровские отложения мощностью 12–16 м. Аллювиальные отложения сложены перебитыми песками с галькой; в междуречье Волги и Шоши встречаются современные болотные отложения мощностью от 1 до 6 м (Красинцева, 1977).

Пьезометрические уровни вод известняков верхнего карбона C_3ksm на правом берегу плеса составляют 128.1–129.0 м, на левом 125.0 м; амплитуды уровней грунтовых вод прибрежной зоны по отношению к уровню воды в плесе составляют 0.5 м летом и до 0.8 м зимой, тогда как уровень воды водохранилища летом держат на отметке 124 м, зимой спускают на 3.0–3.5 м; низшая отметка текущего года составила 119.9 м.

Древние переуглубленные долины, размывшие юрские глины, создают условия для тесной взаимосвязи водноледниковых отложений с известняками (Ковалевский, 2001). Долины служат дренами, куда фильтруются грунтовые и напорные воды. При соответствующих гидрогеологических условиях (например, при изменении соотношения уровней в период зимней сработки) накопившаяся там вода будет перетекать через ложе и борта Шошинского плеса в его чашу.

Химический состав вод Шошинского плеса и источников его питания. В питании Шошинского плеса участвуют атмосферные осадки, подземные воды и реки-притоки. Анализ имеющихся данных по сезонной динамике химического состава плесов Иваньковского водохранилища показал, что именно в Шошинском к зимнему периоду приурочены максимальные величины HSO_3^- , солей Са и Mg, минимальные — цветности и перманганатной окисляемости (табл. 1, на примере содержания гидрокарбонатов).

Таблица 1. Содержание ионов HSO_3^- (мг/дм³) в Шошинском и Волжском плесах, зима

Дата отбора	02.1994	03.1995	02.1997	02.1999	03.2012
Волжский	207	216	183	177	189
Шошинский	336	360	348	305	329

Концентрации HSO_3^- в Шошинском плесе зимой выше, чем в основном русле Волги, в 1.5–2 раза, причем они возрастают постепенно по мере уменьшения объема плеса (табл. 2).

Таблица 2. Рост содержания иона HSO_3^- в связи со сработкой уровня в Шошинском плесе

Дата	19.12.11	26.01.12	22.02.12	27.03.12	17.05.12
Уровень, абсолютные отметки, м	123.8	123.1	122.5	119.9	124.1
HSO_3^- , мг/дм ³	232	238	289	329	122

Сравним химический состав источников питания плеса и его вод (табл. 3). В данном случае не существенны ни водность года, ни сопоставимость места отбора, поскольку сравнение нужно нам для определения источника поступления минерализованных вод.

Таблица 3. Химический состав вод плеса и источников его питания (мг/дм³)

Адрес	Шошинский плес, створ Безбородово*, Створ о. Низовка – устье Шоши**				Осадки дождь	Напорные скважины
	2012		1993	1994	Конаково	Козлово
Параметр	февраль*	июнь**	июнь**	февраль*	VI	VI
pH	7.6	8.36	7.9	8.4	7.3	7.3-8.64
Cl ⁻	9	6.4	8.1	17	5	4.7-9.0
SO ₄ ²⁺	16	9.2	20.3	28	5.1	4-61
HCO ₃ ⁻	268	152.5	113	336	24	281-414
K ⁺	3	2.5	-	-	3	6-25
Na ⁺	9	9	-	-	4	10-27
Mg ²⁺	24.4	10.7	32	22	2.4	34.8-43.2
NH ₄ ⁺	0.55	0.39	0.44	1.03	0.26	0.87-1.43
Ca ²⁺	64	41.4	4	82	6	38-68
цветность	70	65	50	40	3	20-30
ПО***	2	24.1	10.5	6.94	-	2.9-12.1
Сумма солей	393	234	180	487	51	380-608

Примечание. ***ПО — перманганатная окисляемость, мгО/л; цветность определена в градусах по Pt-Co шкале; прочерк — нет данных. Отбор проб в водохранилище произведен с глубины 3 м, скважины вскрыли касимовский горизонт.

Грунтовые воды колодцев пресные, обычно гидрокарбонатные кальциево-магниевого, с минерализацией до 0.4 г/дм³, в колодцах у дороги прибрежной зоны встречаются высокоминерализованные воды (до 1.6 г/дм³), приуроченные к локальным очагам загрязнения хлоридами порядка 2ПДК.

Замеры величины Eh показали, что в напорных водах она составляет от (–110) до (–160), в колодцах в среднем (+ 260), в водохранилище от +65 до +135 mv, т.е. знак и величина редокс-потенциала могут быть использованы в комплексе с содержанием гидрокарбонатов как маркер притока глубоких вод. Теперь рассмотрим качество воды рек-притоков Шошинского плеса. Для одномоментности среза возьмем данные площадной съемки водосбора Иваньковского водохранилища, проведенные в летнюю межень (сентябрь) 2001 г. (табл. 4).

Таблица 4. Гидрохимическая характеристика (мг/дм³) рек-притоков плесов, 2001

Река	Створ	Плес	pH	HCO ₃	Ca	Цветность/минерализация
Созь	Харитоново	Волжский	7.35	15	10	110/48
Инюха	Азарниково		7.65	250	76	20/415
Литожица	Непеино		7.97	281	–	15/280
Шоша	Тургиново	Шошинский	8.18	293	62	25/414
Лама	Курьяново		8.52	256	64	67/367
Дойбица	автомост		7.42	317	88	27/481

Примечание. Прочерк — нет данных.

Созь, питающая волжскую ветвь водохранилища, показана как пример реки, вытекающей из болотного массива — ее воды характеризуются как маломинерализованные, высокоцветные, насыщенные органическим веществом. Химический состав притоков Шошинского плеса в межень ближе к составу подземных вод, хотя они и протекают по заболоченной местности. Из таблиц хорошо видно, что высокая минерализация напорных вод, низкая цветность и окисляемость свидетельствуют о них как о наиболее вероятном источнике подпитывания плеса зимой. Попробуем рассчитать долю подземного притока по сезонам года.

Расчет притока подземных вод в Шошинский плес. Поскольку мы располагаем в основном гидрохимическими характеристиками плеса, для расчета притока используем приближенный метод определения подземной составляющей речного стока А.Т. Иванова (Михайлов, 1985) $Q_1 = Q_{вдхр} * (С_{вдхр} - С_{пол}) / (С_{подз} - С_{пол})$ (1), где Q_1 — приток подземных вод, м³/сут; $Q_{вдхр}$ — расход водохранилища в выходном створе, м³/с; $С_{вдхр}$ — концентрация иона HCO₃⁻ в межень, мг/дм³; $С_{пол}$ — концентрация в половодье; $С_{подз}$ — концентрация иона в подземных водах. Расход Шошинского плеса в выходном створе согласно (Григорьева, 2000) составит зимой 19.95, летом — 21.16 м³/сут. Подставляя свои данные по содержанию гидрокарбонатов в воде плеса зимой, летом и в половодье, получаем, что зимой питание плеса за счет притока подземных вод составит 78–82% от расхода в выходном створе, а летом — 6–7%; подстановка средних данных из (Иваньковское ..., 1978) дает цифры 70 и 3.3% соответственно.

Проведем перекрестный подсчет, используя опубликованные данные по измеренным скоростям течения (Иваньковское ..., 1978), собственные замеры глубин и средние определения содержания иона HCO₃⁻ на зимний период (5.3 мг/дм³), половодье (2.0 мг/дм³) и летнюю межень (2.7 мг/дм³) на режимном створе у д. Безбородово (автодорожный мост) в 2012 г. Примем, что ширина водосливной части дамбы — 110 м; полученные величины подставим в формулу (1). Поскольку количественно установить в аккумулятивных древних долинах водах отдельно грунтовую и отдельно артезианскую часть в данном случае невозможно, условимся, что концентрация гидрокарбонатов в фильтрующихся подземных водах в течение года неизменна и равна 6.1 мг/дм³ (табл. 5).

Таблица 5. Приток подземных вод в Шошинский плес в разные сезоны года

Время года	Скорость, м/с	Глубина, м	Площадь сечения, м ²	Расход плеса, м ³ /с	Расход притока, м ³ /с	Доля притока, %
Лето	0.06	8.5	680	40.8	6.9	17.1
Зима	0.1	4.5	360	36.0	28.9	80.4
Весна	0.16	8.5	680	108.8	-	-

Несмотря на подтверждение расчетов перекрестным методом, полученные величины доли притока подземных вод весьма велики и вызывают сомнения в том, что приток такой величины может дать только древняя долина широтного направления. Изучение геологических карт показало, что на территории государственного заповедника «Завидово» протекала в субмеридиональном направлении палеорека, что создает предпосылки для интенсивной разгрузки глубоких водоносных горизонтов через зону тектонической трещиноватости. В 2012 г. для уточнения гидрохимического режима плеса авторы провели рекогносцировочные полевые работы.

Методика полевых работ. Зимой с периодом 30 суток на створе Безбородово бурили лунки и со льда отбирали пробы по линии поверхность — 3 м — дно по всему поперечнику потока. В пробах воды определены цветность (колориметрически), перманганатная окисляемость (по Кубелю), солевой состав, биогенные элементы (кроме кремния), растворенный кислород и БПК₅. Анализы выполнены в гидрохимической лаборатории Ивановской НИС по стандартным методикам (Методы ..., 1990). Определение ионов Na⁺ и K⁺ выполнено авторами на пламенном фотометре, кислотнo-щелочные (рН) и окислительно-восстановительные (редокс-потенциал Eh) характеристики измерены in situ портативными приборами для полевых исследований фирмы Hanna.

Результаты натурных исследований плеса. Изученная нами часть плеса составляет 2 участка. Первый (I) — от о. Чиграва до железнодорожного моста, протяженностью по прямой 8 км, покрыт площадной съемкой с шагом между створами-поперечниками 1 км в июне 2012 г. Акватория участка I территориально относится к заповеднику «Завидово». Второй (II) — от железнодорожного моста до автомоста, 6 км, изучался в августе 1993 г. и в первой половине 2012 г. Сравним наши данные с результатами ИББВ РАН в 70-х гг. (табл. 6).

Таблица 6. Солевой состав (максимум/среднее) участков I и II

Показатель	I (34 пробы)	II (42 и 21 проба)		II (Иваньковское ..., 1978)	
Мг/дм ³	Лето	Зима	Лето	Зима	Лето
HCO ₃ ⁻	170.8/162.2	329/294	170.8/167.8	372/300	152/129
K ⁺	3.9/3.5	7.5/6	4.9/4.4	4.3/3.5	2.5/2.2
Na ⁺	8.7/8.1	16/14.3	9/8.9	12.6/10.3	5.8/4.8
Ca ²⁺	43/41.8	76.1/69	41/41	67.2/58.8	35/31.1
Mg ²⁺	12.7/10.9	41.5/28.8	11.2/10.6	22.6/21.2	10.4/8.2
Cl ⁻	1/1	10.5/9.6	2.4/2.4	8.4/6.7	4.2/3.4
SO ₄ ²⁺	12/11	18.7/13	13/11	45/33.6	14.8
Сумма солей	241	425	246	434	193

Сравнение показывает, что соотношение главных ионов и порядок их содержания практически не изменились, то есть экосистему плеса можно назвать устойчивой.

При площадной съемке акватории заповедника выявлены точечные выходы напорных вод, имеющие редокс-потенциал от (–32) до (–69), лежащих на одной линии и приуроченных к глубинам 7.0 и 8.2 м соответственно. Зимняя съемка показала отрицательные величины Eh придонных слоев. Косвенным показателем усиления притока именно глубоких подземных вод также служит резкий скачок аммонийного азота с концентрации 0.44 в январе до 1.87 мг/дм³ перед наполнением водоема в конце зимы (Безбородово), приуроченный к придонному слою, и отсутствие такого скачка в других плесах (см. табл. 3). Скачок зафиксирован здесь также в феврале 1994 до 1.27 мг/дм³.

Выводы. Установлено, что на формирование зимнего гидрохимического режима Шошинского плеса Иваньковского водохранилища значительное влияние оказывает приток глубоких подземных вод из зоны тектонической трещиноватости. Весьма приблизительные подсчеты доли подземного притока в реки по формуле А.Т. Иванова дают величины 70–80% зимой и 3.3–17% летом от общего расхода в устьевой части Шоши. Согласно (Ковалевский, 2000) фильтрационные свойства трещиноватых, закарстованных карбонатных отложений в долинах палеорек могут на порядок превышать таковые на водоразделах; наибольшей водопроницаемостью обычно обладает первый от поверхности напорный водоносный горизонт, тесно гидравлически связанный с грунтовыми водами и рекой. Однако, рассчитанные нами величины притока все же вызывают сомнения и требуют дополнительной проверки, для проведения которой мы не располагаем соответствующими данными; но сам факт притока глубоких артезианских вод в ложе плеса очевиден.

Воды придонной части плеса зимой на выявленных участках притока характеризуются отрицательным редокс-потенциалом, более низкими величинами цветности и перманганатной окисляемости по сравнению с водами волжской ветви водохранилища. Напорные воды распространенного здесь касимовского водоносного горизонта верхнего карбона практически не содержат соединений фосфора и нитратного азота, способствующих евтрофированию водоемов, в них мало растворенных органических веществ, более полный в сравнении с поверхностными водами спектр микроэлементов, необходимых для нормального функционирования биоты Шо-

шинского плеса. Скорее всего, именно благодаря притоку подземных вод из переуглубленных древних долин экосистема плеса до сих пор сохраняет устойчивость к антропогенному воздействию.

Список литературы

- Ахметьева Н.П., Лола М.В., Горецкая А.Г. Загрязнение грунтовых вод удобрениями. М.: Наука, 1991. 100 с.
Григорьева И.Л. Раздел 1.1–1.3. Глава 1. Гидрологические процессы в Иваньковском водохранилище // Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. 344 с.
Иваньковское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1978. 304 с. (Тр. ИББВ РАН АН СССР; вып. 34(37)).
Ковалевский В.С. Комбинированное использование ресурсов поверхностных и подземных вод. М.: Научный мир, 2001. 332 с.
Красинцева В.В., Кузьмина Н.П., Сенявин М.М. Формирование минерального состава речных вод. М.: Наука, 1977. 176 с.
Методы исследования качества воды водоемов. М.: Медицина, 1990. 400 с.

ИЗМЕНЕНИЕ ТЕРМИЧЕСКОГО РЕЖИМА И ПРОДУКТИВНОСТИ ФИТОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ ПОТЕПЛЕНИЯ КЛИМАТА

А.С. Литвинов, И.Л. Пырина, А.В. Законнова, Л.А. Кучай, Е.Н. Соколова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

Ярославская обл., Некоузский р-он, пос. Борок, litvinov@ibiw.yaroslavl.ru

В последние годы в гидроэкологических исследованиях все большее внимание уделяется проблеме изменения состояния водных экосистем в связи с потеплением климата. Рыбинское водохранилище — один из немногих крупных водоемов мира и единственный в системе волжского каскада, на примере которого изучение этой проблемы представляется особенно перспективным. Для него имеются более чем пятидесятилетние ряды данных наблюдений над характеристиками термического режима и продуктивности фитопланктона, ответственного за функционирование первичного звена и экосистемы в целом. Это — ежедневные данные по температуре воздуха и поверхностного слоя воды на береговых постах и в водохранилище (Рыбинская ГМО) и содержанию хлорофилла «а» — основного показателя продуктивности фитопланктона (наши данные). Настоящая работа построена на результатах анализа этих данных.

Поскольку потепление в районе водохранилища стало отмечаться с середины 1970-х гг. (Литвинов, Рошупко, 2010), исследованные характеристики анализировали по периодам до потепления (1947–1975 гг.) и после (1976–2010 гг.), а также отдельно за последнее десятилетие (2001–2010 гг.), сравнивая их со средними за тридцатилетний период 1961–1990 гг., принятый в настоящее время Всемирной метеорологической организацией за норму. Для сравнительного анализа исследованных характеристик в вегетационный период рассчитывали их средние величины за май–октябрь, которые применительно к хлорофиллу «а» достаточно полно отражают среднегодовой уровень его содержания. Анализ проводили на примере Главного плеса (4 станции постоянных наблюдений), охватывающего основную часть акватории, где формируется водная масса собственно водохранилища. Материалы собирали в течение всего вегетационного периода, как правило, с 2–3 недельными интервалами. Пробы для определения хлорофилла отбирали тотально в пределах 0–2-метрового слоя воды, наиболее освещенного и прогреваемого, анализировали стандартным спектрофотометрическим методом (Lorenzen, Jeffrey, 1980; ГОСТ, 1990).

В бассейне Рыбинского водохранилища период потепления (1976–2010 гг.) характеризуется повышением среднегодовой температуры воздуха с 3.6 до 4.2 °С, которое наиболее интенсивно происходит в холодный период года (ноябрь–март), и особенно в последнем его месяце (табл. 1).

Таблица 1. Средняя температура воздуха, °С, за разные периоды

Период	1961-1990 гг. (норма)	1947-1975 гг.	1976-2010 гг.	2001-2010 гг.
Год	3.7	3.6	4.2	4.8
Ноябрь-март	-6.9	-7.2	-6.0	-5.2
Март	-3.9	-5.3	-3.0	-2.9
Апрель-октябрь	11.3	11.3	11.6	12.2

Повышение температуры воздуха в зимние месяцы способствовало более раннему очищению ото льда акватории водохранилища. Изменение термического режима проявлялось и в увеличении средней продолжительности свободного ото льда периода (табл. 2).

Таблица 2. Ледовые явления на Рыбинском водохранилище

Период, гг.	Средняя дата		Продолжительность периода свободного ото льда, (дни)
	очищения ото льда весной	появления ледяных образований осенью	
1961-1990 (норма)	3 V	11 XI	193
1947-1975	4 V	13 XI	194
1976-2010	30 IV	13 XI	198
2001-2010	26 IV	24 XI	213

В многолетних изменениях средней за май–октябрь температуры воздуха (см. рисунок) в период потепления 1976–2010 гг. прослеживается устойчивая тенденция к повышению со скоростью 0.52 °C/10 лет. Сравнение осредненных по периодам лет значений температуры также говорит о ее возрастании в течение 1976–2010 гг., особенно — 2001–2010 гг. (табл. 3).

Таблица 3. Средняя за май–октябрь температура воздуха и воды, °C

Характеристика	1961-1990 гг. (норма)	1947-1975 гг.	1976-2010 гг.	2001-2010 гг.
Температура воздуха	12.6	12.6	12.8	13.4
Температура воды:				
Переборы	14.1	14.0	14.6	15.4
Акватория водохранилища	13.6	13.8	14.0	15.0

Аномально теплыми были 2001, 2007 и 2010 гг. Рекордно жаркой погодой отличалось лето 2010 г.: средняя температура воздуха в июле составила 24.0 °C (при норме 17.9 °C), в августе — 19.2 °C (при норме 15.9 °C). По данным Рыбинской ГМО осадки отсутствовали 61 день.

Сравнение средних за май–октябрь величин температуры воздуха и воды в рассматриваемые периоды (табл. 3) показывает, что их изменения происходили синхронно, и температура воды превышала температуру воздуха. При этом температура воды повышалась интенсивнее, а в последние годы (2001–2010 гг.) увеличивалось ее превышение относительно значений в воздухе (см. рисунок). В целом же их межгодовые изменения коррелируют достаточно тесно (коэффициент корреляции $r=0.79$). Высокая корреляция ($r = 0.92$) отмечена также при анализе зависимости между температурой поверхностного слоя воды и водной массы (Литвинов, Законнова, 2012).

В связи с потеплением изменились сроки перехода температуры воды через экологически важные ее значения. До потепления (1945–1975 гг.) переход температуры через 4 °C весной (установление гомотермии) наблюдался в среднем 6 мая, через 10 °C (начало биологического лета) — 19 мая, после (1976–2003 гг.) даты сместились на 4 и 16 мая, соответственно. Аналогичная картина наблюдалась осенью, когда в годы потепления эти даты приходились на более поздние сроки.

Показательной характеристикой термического режима водохранилища является продолжительность периода с температурой выше или ниже заданного предела — $T \geq 20$ °C. В период потепления количество лет со средней декадной температурой воды выше этого предела значительно возросло (табл. 4).

Таблица 4. Число случаев со средней декадной температурой воды ≥ 20 °C

Период, гг.	Июнь			Июль			Август		
	декада			декада			декада		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1961-1990 (норма)	2	2	10	12	15	16	17	4	2
1947-1975	2	2	11	11	15	13	14	4	2
1976-2010	2	6	9	15	23	22	24	6	1
2001-2010	-	-	1	4	10	9	8	4	1

Анализ имеющихся данных по содержанию хлорофилла свидетельствует о сравнительно невысоком уровне его средних за май–октябрь величин до потепления — 1958, 1969–1975 гг., (см. рисунок).

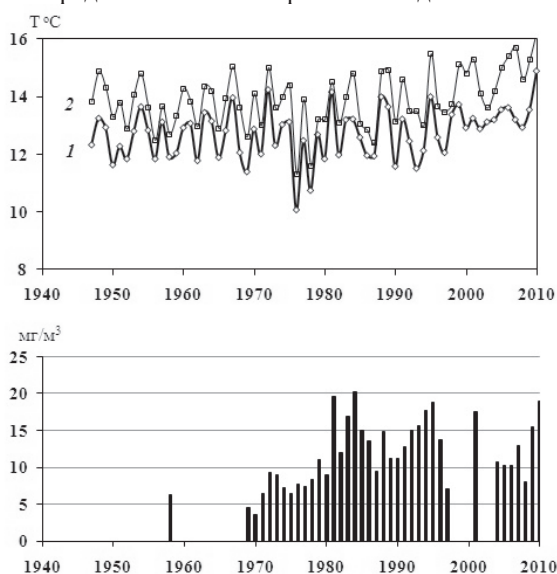


Рис. Многолетние изменения средних за май–октябрь температуры воздуха (1), воды (2) (°C) и содержания хлорофилла «а» (мг/м³).

Следует отметить, что в последнее десятилетие, отличавшееся особенно интенсивным потеплением, максимальные концентрации хлорофилла наблюдались летом необычно жаркого 2010 г. (до 60 мг/м³ в среднем для Главного плеса) при достаточно равномерном распределении по глубине. За счет них для этого года получена одна из наиболее высоких среднегодовых (за май–октябрь) величин содержания хлорофилла (см. рисунок). Обусловлено это было массовой вегетацией летних форм фитопланктона, главным образом синезеленых, находивших, очевидно, тогда благоприятные условия для своего развития. То же отмечалось и прежде в аналогичные теплые годы — 1981, 1983, 1984, 1994, 1995 (Пырина, 2000).

С 1976 г. они стали выше, однако прослеживалось это повышение на фоне периодических подъемов и спадов, а общий уровень содержания пигмента за весь период потепления до 2010 гг. (табл. 5), оставался достаточно стабильным.

Достаточно сильная зависимость содержания хлорофилла «а» от температуры воды наблюдалась при изучении их сезонной динамики в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища (Девяткин и др.,

2000). Однако корреляционный анализ всего ряда наших данных по хлорофиллу и температуре воды, осредненных за май-октябрь, не показал тесной связи между ними ($r = 0.40$). Возможно, она терялась из-за упомянутой периодичности межгодовых колебаний содержания хлорофилла, сопряженной, как было показано ранее (Пырина, 2000), с 11-летними солнечными циклами.

Таблица 5. Изменения среднего за май-октябрь содержания хлорофилла «а» (мг/м³) по периодам лет

1958, 1969-1975 гг.	1976-1997 гг.	2001, 2004-2010 гг.
6.62	13.10	13.01

Заметим также, что установленное за годы потепления повышение температуры воды в водохранилище все же не так велико, чтобы вызвать существенное увеличение в нем среднегодового содержания хлорофилла. На это указывают данные экспериментальных работ по изучению действия температуры на фотосинтез фитопланктона (Девяткин, 1973; Пырина и др., 1975). Рассчитанный по результатам последней из них коэффициент Q_{10} составлял около 1.5, т. е. при повышении температуры на 10° скорость фотосинтеза увеличивалась всего в 1.5 раза.

Таким образом, увеличение температуры воды, установленное в Рыбинском водохранилище за годы потепления, не превышало 1 °С и практически не отразилось на среднегодовом уровне содержания хлорофилла.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 10-05-00593).

Список литературы

- ГОСТ 17. 104.02.-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла «а». М.: Изд. стандартов, 1990. 17 с.
- Девяткин В.Г. Влияние повышенной температуры на фотосинтез фитопланктона // Биология внутр. вод. Информ. бюлл. 1973. № 18. С. 17–20.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: влияние гидрофизических факторов на содержание хлорофилла *a* // Биология внутр. вод. 2000. № 4. С. 47–52.
- Литвинов А.С., Законнова А.В. Термический режим Рыбинского водохранилища при глобальном потеплении // Метеорология и гидрология. 2012. № 10 (в печати).
- Литвинов А.С., Роцупко В.Ф. Многолетние изменения элементов гидрометеорологического режима Рыбинского водохранилища // Метеорология и гидрология. 2010. № 7. С. 65–75.
- Пырина И.Л. Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2000. № 1. С. 37–44.
- Пырина И. Л., Девяткин В.Г., Елизарова В.А. Экспериментальное изучение влияния подогрева на развитие и фотосинтез фитопланктона // Антропогенные факторы в жизни водоемов. Л.: Наука, 1975. С. 67–84.
- Lorenzen C. J., Jeffrey S.W. Determination of chlorophyll in seawater // UNESCO technical papers in marina sciences. 1980. № 35. P. 482–483.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТИОФАУНЫ ВЕРХНЕ-ЗЫРЯНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

О.И. Лукьянив, С.Г. Истомин

Пермское отделение ФГБНУ ГосНИОРХ, г. Пермь, Чернышевского, 3, olgalukyanyiv@mail.ru

Верхне-Зырянское водохранилище, первое в каскаде Березниковских водохранилищ, образовано в 1969 г. на р. Зырянке, левобережном притоке р. Камы (Камского водохранилища). Площадь водного зеркала Верхне-Зырянского водохранилища составляет 420 га, длина — 7 км, средняя ширина — 0.6 км, средняя глубина — 3.1 м, максимальная — 8 м. Водоем является источником технического водоснабжения промышленных предприятий г. Березники Пермского края, располагается на территории, где активно разрабатываются калийные залежи, что оказывает влияние на минерализацию вод, питающих водохранилище. Водоприток в водохранилище обеспечивается за счет поступления стока с водосбросной площади р. Зырянки и составляет 56 млн. м³. Полный объем водохранилища — 13 млн. м³, полезный объем — 10 млн. м³.

Оценка современного состояния ихтиофауны Верхне-Зырянского водохранилища в условиях повышенной антропогенной нагрузки необходима для понимания процессов, протекающих в водоеме, и обоснования мероприятий, направленных на сохранение водных биоценозов.

Ихтиологическое обследование Верхне-Зырянского водохранилища проведено в июле–октябре 2010 г. Сбор ихтиологического материала осуществляли с использованием ставных сетей, малькового неводка, личиночной волокуши и электроловильной установки ЭЛЛОП-2, с помощью которых на разных участках водоема был собран материал в общем объеме 6505 экз.

Ихтиофауна Верхне-Зырянского водохранилища, по данным, полученным при обследовании водоема в 1976–1977 гг. (архивные материалы Пермского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ»), и по опросной информации представлена 13 видами рыб, относящимся к 5 семействам: верховкой *Leucaspis delineatus* (L.), уклейей *Alburnus alburnus* (L.), плотвой *Rutilus rutilus* (L.), лещом *Abramis brama* (L.), окунем *Perca fluviatilis* (L.), ершом *Gymnocephalus cernuus* (L.), щукой *Esox lucius* (L.), пескарем *Gobio gobio* (L.), карасем серебряным *Carassius auratus gibelio* (L.), карасем золотым *Carassius carassius* (L.), гольцом усатым *Barbatula barbatula* (L.), хариусом европейским *Thymallus thymallus* (L.), карпом *Cyprinus carpio* (L.). В 2010 г. в уловах отмечено 11 видов рыб.

По результатам уловов мальковым неводком в прибрежной зоне по численности, в среднем за летне-осенний период, преобладали сеголетки, составляя 94.8% численности, 2-хлетки, 3-х и 4-хлетки были представлены единичными экземплярами.

В видовом соотношении в уловах доминировала верховка, также значительна была доля уклей, в меньшем количестве был представлен окунь, доли леща, пескаря, плотвы и гольца были незначительными (табл. 1).

Верховка была представлена сеголетками, 2-х и 3-хлетками, укля — 2–4-хлетками. Окунь в июле в прибрежье был представлен только сеголетками, а в более позднее время — и 2-хлетками, лещ был представлен только сеголетками. Пескарь, плотва и голец были представлены особями в возрасте от 0+ до 3+.

Размеры сеголеток разных видов рыб варьировали от 15 до 67 мм, более взрослых особей — в пределах 35–115 мм.

Таблица 1. Относительные численность и масса рыб Верхне-Зырянского водохранилища в июле–октябре 2010 г., рассчитанные по уловам мальковым неводком и ставными сетями

Виды рыб	Расчет по уловам мальковым неводком (прибрежная зона)				Расчет по уловам ставными сетями			
	Численность		Масса		Численность		Масса	
	шт./га	%	кг/га	%	шт./га	%	кг/га	%
Лещ	450.9	1.80	0.40	2.03	185.2	12.32	23.97	26.15
Щука					3.5	0.24	18.77	20.48
Плотва	147.3	0.60	1.05	5.32	1034.2	68.81	36.47	39.78
Окунь	754.5	3.00	0.66	3.34	188.5	12.54	9.22	10.07
Укля	7772.3	30.50	3.89	19.68	6.9	0.46	0.07	0.08
Ерш					60.3	4.01	1.79	1.95
Карась	4.5	<0.10	0.04	0.21	24.4	1.62	1.37	1.49
Гонец	75.9	0.30	0.43	2.17				
Верховка	15884.0	62.40	12.07	61.03				
Пескарь	361.6	1.40	1.23	6.22				
Всего	25451.0	100.00	19.78	100.00	1503.1	100.0	91.67	100.00

Уловы мальковым неводком показали, что верховка и укля присутствовали в больших количествах в прибрежье на всех участках водохранилища, значительные скопления молоди окуня были отмечены в средней части водоема, леща — только в приплотинном. Пескарь, голец и плотва были зарегистрированы на всех исследуемых участках, но в гораздо меньшем количестве, чем верховка и укля.

Относительная численность молоди рыб в прибрежье по продольной оси водохранилища изменялась незначительно и в разных районах водоема составляла от 22.3 до 25.5 тыс. экз./га, однако можно отметить увеличение относительной массы молоди рыб по направлению от верховий водоема к приплотинному району — с 16.8 до 21.4 кг/га. В среднем по водохранилищу относительная численность молоди в прибрежье составила 25.4 тыс. экз./га, масса — 19.78 кг/га (табл. 1).

Траление личиночной волокушей показало наличие личинок рыб только вблизи зарослей макрофитов, скопления которых занимают значительную часть прибрежной зоны водохранилища. Траление на открытой воде не выявило присутствия здесь личинок рыб. Личинки были представлены двумя видами — верховкой и уклей, размерами 0.8–1.5 мм.

В уловах электроловильной установки было представлено 5 видов рыб, среди которых доминировали сеголетки и 2-х летки верховки и уклей, также присутствовали плотва и окунь в возрасте 1+ и лещ в возрасте 0+ и 6+.

По результатам обловов мальковым неводком, личиночными волокушами и электроловильной установкой установлено, что места основного скопления личинок и молоди рыб приурочены к левобережью и правобережью среднего и нижнего районов водохранилища, возле зарослей макрофитов, что свидетельствует о расположении здесь основных нерестилищ рыб.

По уловам ставных сетей в целом по водоему в 2010 г. доминировала плотва, значительны были доли окуня и леща, в небольших количествах встречались щука, укля, ерш и карась. Основную массу уловов обеспечивали плотва, лещ, щука, окунь и ерш (табл. 1).

В сетях с размером ячеи 16–20 мм как по численности, так и по массе доминировала плотва, в сетях с ячеей 25 мм основу уловов в равной степени составили плотва и лещ, в сетях с ячейей 30–35 мм — лещ, в крупно-ячейных сетях (40–65 мм) по численности преобладал лещ, а по массе — щука. Плотва преобладала в сетных уловах во всех районах водоема, составляя 61.5–75.8% общей численности и 36.4–72.9% массы, доля ерша была существенной только в верхнем районе, окуня и леща — в среднем и нижнем районах. Щука отмечена только в среднем и приплотинном районах.

Сравнивая полученные нами результаты с результатами исследований Пермской лаборатории ГосНИОРХ в 1976–1977 гг. (неопубликованные данные), следует отметить, что ранее по составу ихтиофауны водоем являлся окунево-плотвичным, в водохранилище отмечалась высокая численность окуня (37.4%), верховки (24.5%) и плотвы (13.4%), кроме того, в уловах присутствовали карась, ерш, хариус, пескарь и карп, а лещ и щука в уловах отсутствовали. В настоящее время в водоеме произошло изменение соотношения видов. Появилась и в массе развилась укля, лещ и щука стали обычными видами, доля окуня в ихтиоценозе сильно сократилась, отсутствовал в уловах хариус. Кроме того в водохранилище уменьшилась численность карася и ерша, выросла численность верховки. Доля плотвы в водоеме по-прежнему остается значительной.

Таким образом, в ходе проведения ихтиологических наблюдений на Верхне-Зырянском водохранилище в 2010 г. было отмечено 11 видов рыб, наиболее многочисленными из которых являлись верховка, укляя, плотва, лещ, окунь. По количеству видов рыб, обитающих в водоеме, и рассчитанной ихтиомассе Верхне-Зырянское водохранилище можно отнести к водоему мезотрофного типа с признаками олиготрофии, по классификации Г.П. Руденко (2000). В создании общей ихтиомассы ведущая роль принадлежит плотве и верховке. Места основного скопления личинок и молоди рыб приурочены к левобережью и правобережью среднего и нижнего районов водохранилища, возле зарослей макрофитов, что свидетельствует о расположении здесь основных нерестилищ рыб в Верхне-Зырянском водохранилище.

Список литературы

Руденко Г.П. Продукционные особенности ихтиоценозов малых и средних озер Северо-Запада и их классификация. СПб, изд. ГосНИОРХ, 2000. 220 с.

ЗООПЛАНКТОН ПРИПЛОТИННЫХ УЧАСТКОВ ЖИГУЛЕВСКОЙ ГЭС В 2012 Г.

Ю.А. Малинина

Саратовское отделение ФГБНУ ГОСНИОРХ, 410002, Саратов, Чернышевского, 152, MJul@rambler.ru

В настоящее время, в огромном числе публикаций рассматриваются различные аспекты влияния ГЭС на водные биологические ресурсы водохранилищ (Кудерский, 1974а, б; Лукин, 1975; Пидгайко, 1978; Негоновская, 1986 и др.).

Жигулевская ГЭС создана в 1957 г. на р. Волге, в 75 км выше г. Самары. Особенностью геологического строения гидроузла является резкое различие берегов Волги. Выше плотины расположено Куйбышевское водохранилище — самое крупное долинное водохранилище в Европе, в котором аккумулируется 58 км^3 водной массы. Длина водоема равна 600 км, водная площадь при нормальном подпорном уровне (НПУ) — 645 тыс. га, водообмен — 4.4 раза в год. Ниже плотины находится Саратовское водохранилище, образованное в 1967–1968 гг., которое по своей конфигурации и гидрологическому режиму относится к речному типу водоемов с высокой проточностью, и соответственно высоким коэффициентом водообмена — 18.9 (Горин, 1972). Площадь 1831 км^2 ; объем 12.9 км^3 , длина 357 км, наибольшая ширина 25 км, средняя глубина 7 м. Для Саратовского водохранилища характерно суточное и недельное регулирование стока. Уровень колеблется в пределах 0.5–1 м. Вода, сбрасываемая из Куйбышевского водохранилища, транзитом проходит через Саратовское.

Для определения гидробиологических показателей приплотинных участков Жигулевской ГЭС в период биологической весны и лета были отобраны пробы зоопланктона. Отбор и обработка материала осуществлялись в соответствии с ГОСТ Р 51592-2000 по общепринятым в гидробиологии методикам (Рылов, 1926; Методика изучения ..., 1975; Зоопланктон ..., 1982).

К настоящему времени в составе зоопланктона Куйбышевского водохранилища отмечают 230–274 видов (Тимохина, 2000; Романова, 2002, 2010). Сравнительный анализ многолетних данных показывает, что из 274 видов, зарегистрированных в составе зоопланктона данного водоема за весь период наблюдений, 207 отмечено после зарегулирования, из них основная доля приходится на Rotifera, которых по данным Е.П. Романовой (2010) зарегистрировано 166 видов, Cladocera — 76, Copepoda — 32.

В аномально жарком 1981 г. в Приплотинном плесе был зарегистрирован 71 вид зоопланктона, причем, только 40 видов являлись постоянно встречающимися на данном участке, остальные отмечены спорадически в небольших количествах (Тимохина, 1984). Средняя величина продукции зоопланктона Приплотинного плеса оценивается в 17.3 г/м^3 (Куйбышевское водохранилище ..., 2008).

В Саратовском водохранилище в разные годы отмечали от 148 до 156 видов зоопланктона, являющихся представителями 61 рода (Романова, 2002; Попов 2007). Из этих видов 66 — коловраток, 52 — ветвистоусых рачков, 23 — циклопидов и 8 — каляноидов. К массовым и постоянно встречающимся отнесено около 40 видов зоопланктона, из них 48% приходилось на долю ветвистоусых ракообразных, 26% — веслоногих рачков и 26% — коловраток. Группа «прочие» представлена вейлигерами *Dreissena* sp., личинками хирономид, олигохетами, нематодами, гидрами и статобластами мшанок.

Согласно проведенным нами ранее исследованиям в течение последних пяти лет существенное значение в формировании зоопланктонного комплекса играла сравнительно небольшая группа организмов. Из коловраток наиболее часто и в сравнительно больших количествах встречались *Keratella quadrata* (67% численности этой группы), *Asplanchna priodonta* (16%), *Brachionus calyciflorus* (7%). Из веслоногих ракообразных в массовом количестве были зафиксированы науплиальные и копеподитные стадии, доля которых составляла 23% численности. В массе была отмечена *Heterocopa caspia* Sars (81%), которая из-за крупных размеров тела составила значительную часть биомассы копепод (99%). Основу численности ветвистоусых рачков составили *Bosmina longirostris* (Müller) (39.4%) и *Daphnia galeata* Sars (42.4%).

Прохождение зоопланктона со стоком воды через гидроузел исследовалось в 1975–1976 гг. Согласно литературным данным (Куйбышевское ..., 1983), летняя биомасса зоопланктона в приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища в 1975 г. была равна в среднем 1.2 г/м^3 . Отмеченная биомасса живого зоопланктона в районе Моркваши и Поляны Фрунзе — Зольное в среднем за летний период 1975 г. — 0.343 г/м^3 (Кузнецова, 1980), т.е. практически 70% зоопланктона при прохождении через турбины погибало. По мере продвижения вниз по водохранилищу интенсивность развития зоопланктона возрастала. Биомасса его в средней зоне в 1975 г. была равна 1.4 г/м^3 (Кузнецова, 1980).

В 2012 г. в приплотинной зоне Жигулевской ГЭС было зарегистрировано 32 вида зоопланктона, из них ветвистоусые ракообразные составили 47%, веслоногие — 22%, коловратки — 31%. Группа «прочие» представлена велигерами *Dreissena* sp., личинками хирономид, гидрами и олигохетами. Максимальное видовое сходство отмечено для веслоногих ракообразных (0.86). Для всего зоопланктона исследуемых приплотинных участков коэффициент видового сходства по Серенсену составил 0.74. Достоверных отличий в значениях индекса видового разнообразия Шеннона на участках верхнего и нижнего бьефов ГЭС не отмечено.

Количество зоопланктона в нижнем бьефе было в 2–3 раза ниже, что может быть обусловлено как гибелью зоопланктона при прохождении через турбины, так и влиянием речного режима и суточного регулирования уровня воды в Саратовском водохранилище (см. рис.).

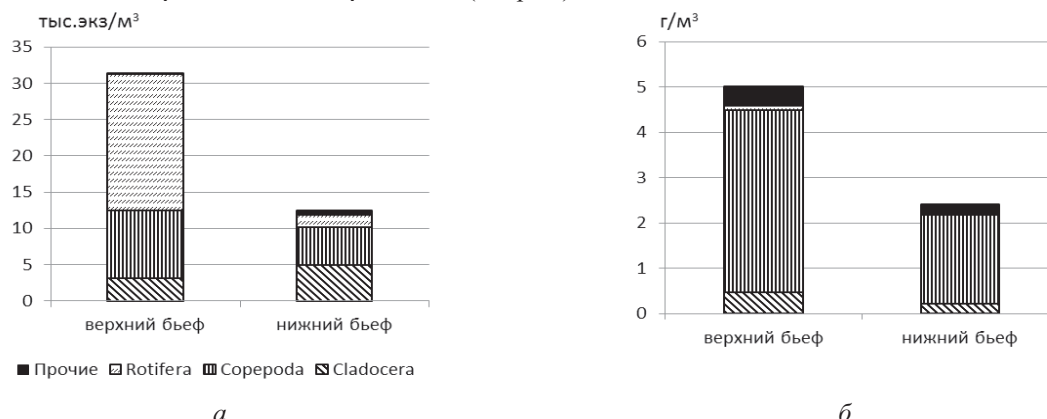


Рис. Количественные показатели развития зоопланктона (*а* — численность, экз./м³, *б* — биомасса, г/м³) приплотинных участков Жигулевской ГЭС.

На всех участках отмечены высокие показатели биомассы веслоногих ракообразных, доминирующее положение среди которых занимали крупные рачки — вселенцы понто-каспийского комплекса — *Heterocopa caspia*. Среди представителей ветвистоусых ракообразных доминировала *Daphnia galeata*, в массе отмечены *Bosmina longirostris* и хищные *Leptodora kindii* (Focke) и виды р. *Bythotrephes*. Соотношение хищных и мирных представителей зоопланктона в поздневесенний и летний периоды отличались, если весной доминировали хищники, то в при температуре воды выше 25 °С преобладали мирные формы. Подобная картина характерна для теплых лет (Тимохина, 1984).

В летний период с повышением температуры воды и массовым «цветением» сине-зеленых водорослей наблюдалось снижение биомассы зоопланктона на всех исследуемых участках приблизительно в 1.5–2 раза.

Изучение распределения беспозвоночных в нижнем бьефе показало, что, несмотря на одинаковую общую численность зоопланктона, наблюдаются различия в количестве отдельных таксономических групп: по мере удаления от плотины снижается численность реофильных коловраток и увеличивается численность ветвистоусых рачков — фильтраторов. Биомасса зоопланктона снизилась незначительно.

Анализ качества водной среды по индексу сапробности показал, что в течение всего периода исследования на всех участках данный показатель значительно не изменялся. Согласно полученным результатам приплотинная зона водохранилища относится к β -мезосапробным, класс качества воды — удовлетворительной чистоты (Жукинский, Оксик, 1983).

Список литературы

- Горин Ю.И. Некоторые черты гидрологического режима Саратовского водохранилища // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1972. Вып. 23 (26). С. 193–198.
- Жукинский В.Н., Оксик О.П. Методологические основы экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1983. Т. 19, № 2. С. 59–67.
- Зоопланктон и его продукция // Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресных водоемах. Л., 1982. 34 с.
- Кудерский Л.А. О рыбных ресурсах водохранилищ Волжско-Камского каскада // Известия ГосНИОРХ, 1974а. Т. 95. С. 92–102.
- Кудерский Л.А. Биологические основы повышения рыбопродуктивности Куйбышевского водохранилища // Известия ГосНИОРХ, 1974б. Т. 95. С. 103–113.
- Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) / Отв. ред. Г.С. Розенберг, Л.А. Выхристюк. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
- Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. 214 с.
- Кузнецова В.И. Продукция и сток зоопланктона // Тр. СО ГосНИОРХ, 1980. Т. XVIII. С. 40–48.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Негоновская И.Т. Проектная, фактическая и потенциальная рыбопродуктивность водохранилищ // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ, 1986. Вып. 242. С. 4–26.
- Пидгайко М.Л. Биологическая продуктивность водохранилищ Волжского каскада // Изв. ГосНИОРХ, 1978. Т. 138. С. 45–59.

- Попов А.И. Некоторые данные по видовому составу и структуре зоопланктона Саратовского водохранилища // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2007. Т. 9, № 4. С. 1013–1019.
- Романова Е.П. Видовое разнообразие зоопланктона Куйбышевского и Саратовского водохранилищ и малых рек их бассейнов // Мат. Всеросс. конф. Борок, 2002. С. 255.
- Романова Е.П. Многолетняя динамика видового обилия зоопланктона Куйбышевского водохранилища // Теоретические проблемы экологии и эволюции // Теория ареалов: виды, сообщества, экосистемы (V Любимцевские чтения). Тольятти: ИЭВБ РАН, 2010. С. 159–164.
- Рылов В.М. Краткое руководство к исследованию пресноводного планктона: Руководство. Саратов: Волжская биологическая станция, 1926. 83 с.
- Тимохина А.Ф. Динамика численности и продукция зоопланктона в Приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища // Биология внутренних вод. Инф. Бюллетень. № 63. Л.: Наука, 1984. С. 20–23.
- Тимохина А.Ф. Зоопланктон как компонент экосистемы Куйбышевского водохранилища. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2000. 192 с.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОЛГОГРАДСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Н.Н. Маркова

Волжский гуманитарный институт (филиал) ВолГУ

404133 г. Волжский, Волгоградская область, ул. 40 лет победы, дом 11, Россия, markovann83@mail.ru

Волгоградское водохранилище, образованное в результате перекрытия р. Волги 31 октября 1958 г. сооружениями Волжской ГЭС, является одним из наиболее значимых в Нижнем Поволжье водоёмов рыбохозяйственного назначения. Оно замыкает Волго-Камский каскад водохранилищ и аккумулирует сток поверхностных вод всего огромного бассейна р. Волги. Основные характеристики Волгоградского водохранилища представлены в таблице 1.

Таблица 1. Основные морфометрические характеристики Волгоградского водохранилища (Горяйнов, 2004)

Площадь, км ²	Объем, км ³		Глубина, м		Длина, км	Наибольшая ширина, км
	Общий	Полезный	Средняя	Наибольшая		
3117	31.45	8.25	10.1	41	546	17

В последние годы проблема антропогенного загрязнения водохранилища продолжает оставаться одной из наиболее актуальных. Водные ресурсы водохранилища имеют не только энергетическую, но и водоснабженческую функцию. В настоящее время они используются для орошения, питьевого водоснабжения, рыбозаведения и в рекреационных целях.

С середины 1970-х гг. усилилось загрязнение водохранилища тяжелыми металлами (ТМ). По данным Л.Я. Полянинова (1997) в воде Волгоградского водохранилища присутствуют ТМ — следствие сброса промышленных сточных вод, талых вод с сельскохозяйственных полей, где применяются минеральные удобрения и ядохимикаты. Особенно велико превышение ПДК для водоёмов рыбохозяйственного назначения по меди (в 2–4 раза), цинку (на уровне ПДК) (Полянинов, 1997).

По нашим данным за период 2009–2011 гг. содержание меди в поверхностном 0.25 м слое в фильтрованной воде превысило ПДК по меди в 3–9 раз, по цинку в 1.5–7.7 раза, по свинцу 1.1–1.3 раза, по кадмию превышений нет.

Цель работы — исследовать пространственное распределение цинка, меди, свинца и кадмия в воде и донных отложениях (ДО) на участке Волгоградского водохранилища в пределах Волгоградской области и провести его районирование по содержанию этих ТМ.

Материалы и методы исследований. Объектами исследования послужили (ДО) и вода Волгоградского водохранилища в пределах Волгоградской области. Для удобства описания расположенных точек на карте мы выделили 3 участка. На протяжении всей зоны исследования были выбраны 28 точек, где производился отбор воды и ДО в летнее время года с 2009 по 2011 гг. Длина исследуемого участка составила 280 км от нижнего бьефа Волжской ГЭС. Вода была отобрана батометром со слоя 0.25 м., Затем отфильтрована через фильтр «белая лента» и законсервирована азотной кислотой 1 см³ на 1000 см³. ДО отобраны дночерпателем Питерсона. В ДО ТМ определялись в подвижной форме. Для извлечения подвижных форм ТМ использовали ацетатно-аммонийную буферную смесь.

В воде и ДО были выполнены измерения массовых концентраций цинка, меди, свинца и кадмия методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе ТА-4 по утвержденной методике (Количественный ..., 2004, 2005). Результаты анализа представлены для воды в мг/дм³, для ДО в мг/кг сухого веса.

Для выявления распределения ТМ в ДО и воде по территории водохранилища мы использовали методы многомерной статистики, а именно кластерный анализ. При проведении кластерного анализа использовался статистический пакет Statgraphics.

Результаты и их обсуждение. Проведенный анализ показал, что исследованные пробы воды и ДО по содержанию в них цинка разделяются на 5 кластеров (рис. 2).

В первый кластер вошло максимальное количество точек (1–8, 11, 13–15, 17, 18, 21–28). Данный кластер характеризуется средним содержанием цинка в ДО 7.69 мг/кг, в воде 0.023 мг/дм³. 14 точек (4–8, 13–15, 17, 18, 21, 24, 25, 27) находятся в верхней части водохранилища. Расстояние между крайними точками составляет

70 км. В нижней части акватории водохранилища распределены 6 точек (1–3, 22, 23, 26). Причем точки 1–3 расположены локально (см. рис. 1), группа точек 22, 23, 26 близка и протянулись на 21 км. Точки 11 и 28 также лежат близко друг к другу.

Во второй кластер попали точки 9 и 19. Концентрация цинка в этой группе составила в ДО 3.48 мг/кг, в воде 0.063 мг/дм³.

Интересно, что содержание цинка в воде в этих точках (9, 19) велико и близко к его уровню в городской среде (точки 10 и 16), а вот в ДО количество цинка самое низкое из всех исследованных точек. Точка 9 относится к отшнурованному заливу, где поступление цинка в воду может происходить с терригенным поверхностным стоком или путем атмосферного переноса. Точка 19 — устьевая часть залива Горный Балыклей, где активно развивается сельское хозяйство и возможен смыл цинка с полей.

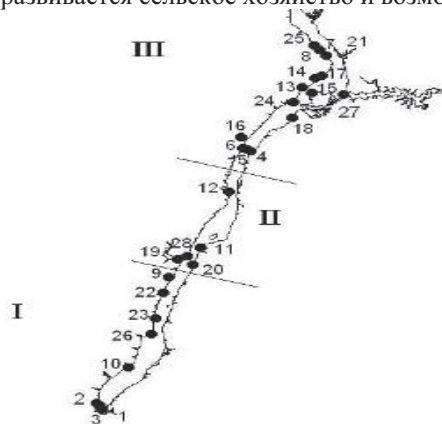


Рис. 1. Карта-схема Волгоградского водохранилища. ---- граница между частями водохранилища, I — нижний участок, II — средний участок, III — верхний участок, ● — места отбора проб.

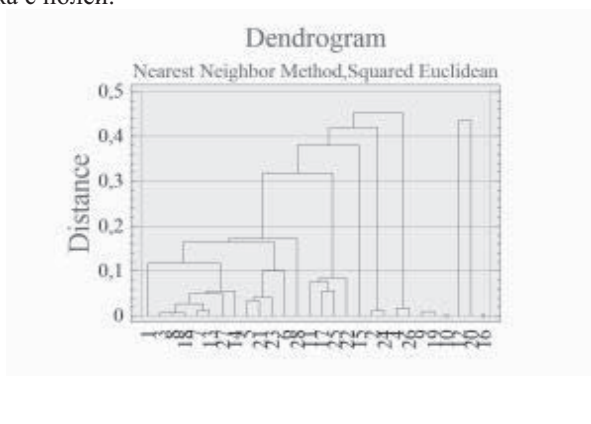


Рис. 2. Результаты кластерного анализа по содержанию цинка в компонентах экосистемы Волгоградского водохранилища

В третий и пятый кластера вошли точки 10 и 16 (соответственно), характеризующиеся максимальными содержаниями цинка в ДО (15.5 и 25.5 мг/кг) соответственно, в воде соответственно (0.045 и 0.077 мг/дм³). Высокое содержание ТМ в этих точках связано с наличием урбанизированной территории городов Дубовки (точка 10) и Камышина (точка 16).

Четвертый кластер образовали две точки 12 и 20. Причем содержание цинка в ДО в этих точках больше, чем в точке 10, попавших в кластер 3. Содержание цинка в воде минимально и составило 0.01 мг/дм³. В качестве объяснения можно предположить, что точка 12 находится в 22 км ниже от сброса очистных вод города Камышина и, видимо, именно здесь локализуется зона седиментации взвешенных частиц в ДО с адсорбированным на них цинком. Поэтому его содержание в ДО возрастает по сравнению со сточкой 16, а в воде, прошедшей расстояние в 22 км, разбавляется, часть металла осаждается в ДО и вследствие этого его концентрация снижается.

Проведенный анализ показал, что исследованные пробы воды и ДО по содержанию в них цинка разделяются на 7 кластеров (рис. 3).

Первый кластер образовали 9 точек (1, 3, 4, 6, 14, 15, 17, 20, 21) со средней концентрацией меди в ДО 5.77 мг/кг, в воде 0.0037 мг/дм³. Точки 1 и 3 находятся в нижней части водохранилища в 2.5 км выше от Волжской ГЭС. Остальные точки за исключением 20 расположены в верхней части водохранилища.

Второй кластер образуют 11 точек (2, 5, 7, 10, 11, 16, 18, 22, 23, 25, 27) с содержанием меди в ДО 2.57 мг/кг, в воде 0.0084 мг/дм³. Точки расположены, разбросано по водохранилищу: 6 точек находятся в верхней части водохранилища, 5 точек в нижней части водохранилища.

В третий кластер попала одна точка 8 с содержанием меди в воде 0.027 мг/дм³, содержание в ДО такое же, как и во втором кластере. Точка расположена в верхней части волгоградского водохранилища в 260 км от Волжской ГЭС. Поступление меди в воду возможно только со склоновым стоком, с атмосферными осадками и за счет подземных вод, так как залив не имеет выхода в водохранилище.

Четвертый кластер образовали точки (9, 19, 24) с высоким содержанием меди в воде — 0.017 мг/дм³. Точки разбросаны по акватории водохранилища. Точка 9 находится в нижней части водохранилища, и не имеет стока, так как залив отделен от акватории водохранилища. Точка 19 находится на границе нижней и средней части водохранилища, в устьевой части большого залива, на берегу которого развито сельское хозяйство.

В пятый кластер попала одна точка 12 с высоким содержанием меди в ДО (9.3 мг/кг) и низким содержанием в воде (0.001 мг/дм³). Точка расположена в средней части водохранилища в 130 км выше от Волжской ГЭС.

Шестой кластер образуют две точки 13 и 26 с содержанием меди в ДО 2.68 мг/кг, в воде содержание исследованного элемента максимальное 0.039 мг/дм³. Точки удалены, точка 13 относится к верхней части водохранилища и расположена в заливе, точка 26 — открытое водное пространство нижней части водохранилища.

В седьмой кластер попала одна точка 28, характеризующаяся очень низким содержанием меди в ДО (0.23 мг/кг). Она расположена на границе верхней и средней части водохранилища.

Проведенный анализ показал, что исследованные пробы воды и ДО по содержанию в них свинца разделяются на 5 кластеров (рис. 4).

В первый кластер вошли 21 точка (1–7, 10–15, 17, 18, 20, 21, 23, 25, 27, 28), которые характеризуются средним содержанием свинца в ДО 3.48 мг/кг, в воде 0.0046 мг/дм³.

Во второй кластер попали 3 точки. Точка 9 и 8 относятся к устьевой части двух заливов не имеющие стока в водохранилище, расположенные друг от друга на расстоянии 143 км. ДО в этих точках содержат незначительное количество свинца, а вода характеризуется высокой концентрацией данного металла (0.014 мг/дм³).

В третий кластер вошла одна точка № 16, расположенная в зоне залива Камышинский, характеризующая антропогенной нагрузкой города Камышин. В ДО содержание свинца максимальное (14 мг/кг), а его концентрация в воде близка к тем, что наблюдаются в отшнурованных заливах.

Четвертый кластер образуют две точки (19, 22), находящиеся в нижней части водохранилища на расстоянии 21 км друг от друга и характеризующиеся низким содержанием свинца в ДО (1.79 мг/кг) и максимально высоким в воде (0.022 мг/дм³).

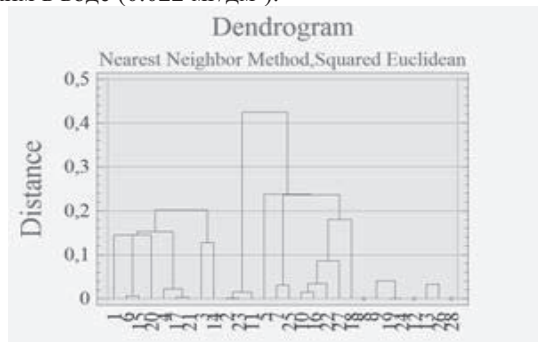


Рис. 3. Результаты кластерного анализа по содержанию меди в компонентах экосистемы Волгоградского водохранилища.

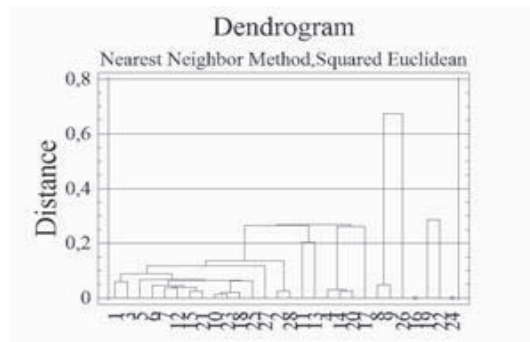


Рис. 4. Результаты кластерного анализа по содержанию свинца в компонентах экосистемы Волгоградского водохранилища.

В пятый кластер попала одна точка 24. Она расположена в верхней части исследованного участка, в 220 км от Волжской ГЭС. Данная точка характеризуется низким содержанием свинца в воде (0.0077 мг/дм³) и достаточно высоким в ДО (8.2 мг/кг).

Проведенный анализ показал, что исследованные пробы воды и ДО по содержанию в них кадмия разделяются на 9 кластеров (рис. 5).

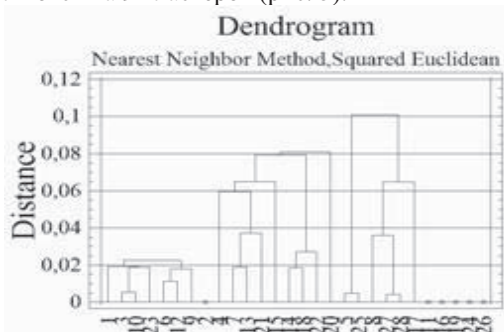


Рис. 5. Результаты кластерного анализа по содержанию кадмия в компонентах экосистемы Волгоградского водохранилища.

В первый кластер вошли 7 точек (1, 3, 6, 9, 10, 12, 23) с концентрации кадмия в ДО 0.51 мг/кг, в воде 0.00069 мг/дм³. Точки расположены в нижней и средней части водохранилища, за исключением точки 6, которая локализуется в верхней части водохранилища.

Во втором кластере находится одна точка 2, близко расположенная к точке 1, попавшей в первый кластер, с незначительными, на наш взгляд, отличиями в содержании кадмия как в ДО, так и в воде.

В третий кластер вошло 9 точек с содержанием кадмия в воде 0.00067 мг/дм³ и низким (0.18 мг/кг) в ДО. Точки расположены в верхней части водохранилища, за исключением точки 22, которая относится к нижней части водохранилища.

В четвертый кластер попали 6 точек (5, 8, 17, 25, 27, 28) с низким содержанием в воде (0.00023 мг/дм³) и 0.36 мг/кг в ДО. Точки расположены, за исключением точки 28, верхней части водохранилища, расстояние между граничными точками около 60 км.

В пятый кластер попала одна точка № 11, расположенная в средней части водохранилища. Содержание кадмия в ДО максимально и составило 0.68 мг/кг, в воде 0.0017 мг/дм³.

В шестой кластер попала одна точка 16 — залив Камышинский — зона городской среды. Содержание кадмия в ДО высокое (0.58 мг/кг), в воде 0.0011 мг/дм³.

В седьмом кластере одна точка 19, с низким содержанием кадмия в ДО (0.23 мг/кг) и самым высоким в воде (0.0089 мг/дм³). Точка расположена на границе нижней и средней части водохранилища.

Восьмой кластер образовала одна точка 24, которая находится в середине верхней части водохранилища в открытом водном пространстве (вертикаль). Содержание кадмия в ДО в 1,9 раза меньше, чем в точке 11, в воде 0.002 мг/дм³.

В девятый кластер попала точка 26 (вертикаль), расположенная в нижней части водохранилища в 50 км выше от Волжской ГЭС. Содержание кадмия в ДО минимально (0.2 мг/кг), в воде 0.0023 мг/дм³.

Выводы. Проведенный анализ показывает, что по содержанию металлов в воде и ДО Волгоградское водохранилище в пределах Волгоградской области может быть разделено на несколько районов. Причем данное районирование для каждого из исследованных ТМ индивидуально. Вместе с тем, в целом полученное районирование примерно совпадает с разделением акватории водохранилища на верхний, средний и нижний участки (рис. 1), и соответствует степени антропогенной нагрузки на каждый из них. Более высокое содержание ТМ в воде и ДО обнаруживается в верхнем и нижнем участках водохранилища, на которые антропогенная нагрузка

выше, чем на средний участок, что обусловлено отсутствием городских поселений и менее интенсивной хозяйственной деятельностью на среднем участке.

Список литературы

- Горайнов В.В., Филиппов О.В., Плякин А.В., Золотарев Д.В. Волго-Ахтубинская пойма: Особенности гидрографии и водного режима. Волгоград: Волгоградское научное издательство, 2004. 112 с.
- Полянинов Л.И. Динамика качества воды в Волгоградском водохранилище // Поволжский экологический вестник. 1997. Вып. 4. С. 88–94.
- Количественный химический анализ проб природных, питьевых и сточных вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций цинка, кадмия, свинца и меди методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА. ФР.1.31.2004.00987. Томск: Томский политехнический университет, 2004. 24с.
- Количественный химический анализ проб почв, тепличных грунтов, илов, донных отложений, сапропелей, твердых отходов. Методика выполнения измерений массовых концентраций цинка, кадмия, свинца, меди, марганца, мышьяка, ртути методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА. ФР.1.34.2005.02119. Томск: Томский политехнический университет, 2005. 46 с.

ПОРОГОВЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ КАТИОНОВ ВО ВНЕШНЕЙ СРЕДЕ ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ГРАНИЦЫ ВЫЖИВАНИЯ РОТАНА В ПРЕСНЫХ ВОДОЕМАХ

В.И. Мартемьянов, А.С. Маврин

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, Россия; martem@ibiw.yaroslavl.ru*

Ротан, исходный ареал которого охватывает амурский бассейн, в настоящее время заселил большинство водоемов России (Слынько и др., 2010; Касьянов, Горошкова, 2012; Минеев, 2012; Reshetnikov, 2004, 2010; Reshetnikov, Chibilev, 2009) и многих стран восточной и западной Европы (Лукина, 2011; Jurajda et al., 2006; Simonović et al., 2006; Koščo et al., 2008; Nowak et al., 2008; Covaciu-Marcov et al., 2011). Этот вид характеризуется широкой экологической пластичностью, способностью вытеснять местные виды рыб и выживать в неблагоприятных условиях. В настоящее время ротан интенсивно распространяется в различные водоемы, нанося серьезный вред природным сообществам (Шагуновский, 1997; Алимов и др., 1998, 2000).

Минеральный состав воды является важнейшим экологическим фактором, который существенно влияет на ареал, развитие, рост, устойчивость и физиологические процессы гидробионтов. При этом выживание какого-либо вида может осуществляться только в определенных диапазонах концентраций того или иного электролита, растворенного в воде. Ионы натрия, калия, кальция, магния необходимы для осуществления жизнедеятельности организма животных и растений. Обмен этих веществ между организмом водных животных и средой осуществляется через жаберы. Они имеют обширную поверхность, позволяя растворенному в воде кислороду легко проникать в кровь. Однако такая структура жабр имеет негативные последствия для водно-солевого обмена. Содержание ионов в плазме крови пресноводных рыб существенно выше, чем в пресной воде (Martemyanov, Mavrin, 2012). В силу этого обстоятельства между организмом и внешней средой создаются ионные градиенты, обуславливающие с определенной скоростью диффузию электролитов из внутренней среды через поверхность жабр в пресную воду. Часть ионов теряется из организма с мочой. Этим негативным процессам противостоят структуры (ионные насосы), расположенные главным образом в жабрах, которые осуществляют активный транспорт ионов из внешней среды в кровь и выводят продукты жизнедеятельности, поддерживая осмотический, ионный и кислотно-щелочной баланс организма (Виноградов, 2000).

Уменьшение минерализации воды сопровождается существенным увеличением концентрационных градиентов между внутренней и внешней средой рыб (Martemyanov, Mavrin, 2012). Как следствие, повышается нагрузка и затраты энергии на системы обеспечения осмотического, ионного и кислотно-щелочного баланса организма. При достижении определенных минимальных концентраций того или иного электролита в воде, способность к поддержанию ионного гомеостаза нарушается. Вследствие этого границы выживания вида в низкоминерализованных водоемах определяются предельно низкими (пороговыми) концентрациями различных ионов во внешней среде при которых возможно поддержание ионного баланса между организмом и средой. При этом, чем ниже пороговые концентрации, тем выше способность организма адаптироваться к низким уровням ионов во внешней среде.

Цель настоящего исследования — определить пороговые концентрации ионов натрия, калия, кальция, магния в пресной воде, необходимые для выживания вселившегося в водоемы Ярославской области ротана *Perccottus glenii* Dybowski. На основе полученных данных сделать прогноз о его возможностях в дальнейшем освоении слабоминерализованных водоемов.

Ротаны были отловлены в пруду районного центра Новый Некоуз осенью 2011 г., доставлены в лабораторию и рассажены в 300 л аквариумы, наполненные пресной водой. В ходе содержания животных кормили рыбным фаршем. Эксперименты проведены на ротанах массой 1,7–4,4 г в период с 19 марта по 4 апреля 2012 г. при температуре воды 14–17 °С. Индивидуальные особи промывались в дистиллированной воде, помещались в 3 л банки (10 шт.), наполненные дистиллированной водой. Сразу после помещения животных в индивидуальные емкости, из них с определенными интервалами времени (указаны в табл. 1) отбирались пробы воды для анализа в ней содержания ионов натрия, калия, кальция, магния методом пламенной спектрофотометрии. Натрий и калий измеря-

ли, используя пропан, на спектрофотометре Flapho-4, кальций и магний (абсорбционный режим) в воздушно-ацетиленовом пламени на атомно-абсорбционном фотометре AAS-1 фирмы CarlZeiss, Jena, Германия.

Сразу после помещения животных в экспериментальную среду, в ней были зарегистрированы следовые концентрации катионов, внесенные вместе с рыбами. В дальнейший период в течение 14 суток наблюдалось постепенное повышение с определенными скоростями концентрации ионов натрия и калия в дистиллированной воде (табл. 1), свидетельствуя об их утечке из организма.

На 15–16 сутки эксперимента содержание этих одновалентных катионов в воде стабилизировалось на определенных уровнях, указывая на достижение ионного баланса между организмом и средой. То есть, скорости потерь ионов из организма и их обратный транспорт были уравновешены между собой, в результате чего содержание электролитов в воде имело стабильные значения. Эти концентрации натрия и калия являются нижним пределом для распространения ротанов в пресноводных водоемах.

Таблица 1. Динамика содержания катионов в среде после посадки ротанов в дистиллированную воду

Время отбора проб	Концентрация ионов в экспериментальной среде, ммоль/л			
	Натрий	Калий	Кальций	Магний
После посадки	0.0011±0.0001	0.00008±0.00002	0.00041±0.00006	0.00015±0.000016
1 сут	0.0014±0.0002	0.00011±0.00003	0.00046±0.00005	0.00014±0.000019
2 —"	0.0018±0.0002	0.00014±0.00003	0.00042±0.00005	0.00015±0.000018
3 —"	0.0022±0.0002	0.00017±0.00003	0.00042±0.00006	0.00016±0.000017
4 —"	0.0026±0.0003	0.00021±0.00004	0.00041±0.00006	0.00016±0.000017
5 —"	0.0029±0.0003	0.00023±0.00004	0.00038±0.00006	0.00015±0.000019
6 —"	0.0033±0.0003	0.00024±0.00003	0.00042±0.00006	0.00015±0.000019
7 —"	0.0037±0.0003	0.00027±0.00003	0.00045±0.00005	0.00015±0.000019
8 —"	0.0041±0.0004	0.00031±0.00004	0.00046±0.00005	0.00014±0.000021
9 —"	0.0045±0.0004	0.00034±0.00004	0.00041±0.00004	0.00016±0.000023
10 —"	0.0048±0.0004	0.00042±0.00006	0.00043±0.00004	0.00016±0.000021
11 —"	0.0052±0.0005	0.00049±0.00007	0.00044±0.00004	0.00014±0.000021
12 —"	0.0055±0.0005	0.00056±0.00008	0.00042±0.00004	0.00015±0.000018
13 —"	0.0065±0.0005	0.00057±0.00008	0.00045±0.00004	0.00014±0.000013
14 —"	0.0075±0.0005	0.00049±0.00005	0.00045±0.00005	0.00016±0.000012
15 —"	0.0054±0.0004	0.00046±0.00005	0.00046±0.00004	0.00015±0.000011
16 —"	0.0053±0.0004	0.00046±0.00006	0.00044±0.00004	0.00015±0.000015

Содержание двухвалентных ионов кальция и магния в экспериментальной среде оставалось стабильным в течение всего опыта (табл. 1). Это свидетельствует о том, что ничтожные концентрации кальция и магния, внесенные в дистиллированную воду вместе с рыбами на их поверхности тела, оказались достаточными для достижения баланса между организмом и средой.

Как показывают полученные данные, ротан обладает чрезвычайно высокой способностью транспортных структур поглощать различные жизненно важные катионы из внешней среды. При этом лучше всего рыбы привлекают из воды ионы магния. Пороговые концентрации для ионов калия и кальция являются сходными, но выше в среднем в 2.5 раза по сравнению с таковыми для магния. Хуже всего ротан способен извлекать из воды ионы натрия. Требуются на порядок более высокие концентрации этого элемента в воде по сравнению с магнием, калием и кальцием.

Ротан в больших количествах обитает в многочисленных водоемах, образованных в результате добычи торфа в с. Мокеиха (Некоузский р-н, Ярославская обл.). Содержание катионов в пробе воды взятой 20.05.2009 г. в одном из прудов, составило 0.11, 0.026, 2.12, 0.47 ммоль/л, соответственно, для натрия, калия, кальция, магния. По сравнению с этими концентрациями, пороговые уровни для ротана ниже в среднем в 21, 58, 4711, 3133 раз, соответственно, для натрия, калия, кальция, магния. Видно, что наименьшие различия между содержанием ионов в прудах и пороговыми концентрациями наблюдаются для ионов натрия. Это показывает, что в природных условиях при снижении концентрации ионов в воде в период паводков лимитирующим фактором для ротана может оказаться содержание натрия в воде.

Возникает вопрос: имеются ли в природных условиях водоемы, где содержание каких-либо ионов ниже пороговых значений для ротана? Наряду с определением пороговых концентраций для разных видов гидробионтов, мы осуществляем исследования и сбор литературных данных по содержанию ионов в различных водоемах. Пока нами не выявлено водоемов с содержанием какого-либо иона ниже пороговых значений, выявленных для ротана.

Следует отметить, что уровни катионов в конкретных водоемах подвержены сезонным колебаниям, которые обусловлены таянием снега, обилием дождей, или засухами. Нами была определена динамика изменений уровня ионов в различные сезоны года в 12 малых реках протекающих по Некоузскому и Брейтовскому районам Ярославской области. Выявлено, что в ходе годового цикла концентрация катионов в реках большую часть времени составляет высокие уровни, но в весенний период при таянии снега они существенно снижались, однако не достигали пороговых значений для ротана.

Полученные данные по пороговым концентрациям и содержанию ионов в водоемах Земли, показывают, что по минеральному экологическому фактору для ротана нет каких-либо ограничений для выживания и рассе-

ления в пресные воды. Выявлено, что пороговые концентрации катионов для ротана ниже таковых, полученных для других пресноводных гидробионтов (табл. 2). Это указывает на более высокую способность ротана поглощать жизненно важные ионы из среды по сравнению с другими видами. Можно полагать, что данный признак обуславливает у ротана более высокую жизнестойкость к неблагоприятным факторам, быстрое и широкое распространение в различные регионы. На это указывают также другие данные. По способности извлекать из воды необходимые для жизнедеятельности катионы близок к ротану пресноводный окунь (табл. 2). Известно, что этот вид может обитать в закисленных водоемах, за счет поддержания устойчивого ионного гомеостаза (Виноградов, Комов, 1985).

Таблица 2. Пороговые концентрации катионов в среде для различных видов гидробионтов

Вид*	Пороговые концентрации катионов в среде, ммоль/л			
	Натрий	Калий	Кальций	Магний
<i>Perccottus glenii</i>	0.0049-0.0058	0.0004-0.0005	0.0004-0.0005	0.0001-0.0002
<i>Astacus astacus</i>	0.0087-0.0174	0.0046-0.0087	0.0105-0.0222	0.0012-0.0033
<i>Dreissena polymorpha</i>	0.07	0.0015	0.30	0.01
<i>Sphaerium sueticum</i>	0.10	0.0049	0.05	-
<i>Rutilus rutilus</i>	0.015-0.019	0.012-0.015	0.006-0.009	0.002-0.003
<i>Perca fluviatilis</i>	0.0045-0.0051	0.0099-0.0112	0.0005-0.0007	0.0004-0.0005
<i>Carassius auratus</i>	0.02-0.03	0.008-0.015	0.05-0.06	0.05
<i>Spirogyra</i>	0.003-0.007	0.002-0.003	0.0017-0.0022	0.0012-0.0018

**Astacus astacus* (Мартемьянов, Маврин, 2010); *Dreissena polymorpha* (Мартемьянов, 2011); *Sphaerium sueticum* (Виноградов и др., 1987); *Rutilus rutilus* (Martemyanov, Mavrin 2012); *Perca fluviatilis* (Мартемьянов, Маврин, 2011); *Carassius auratus* (Виноградов, Комов, 1988); *Spirogyra* (Мартемьянов, Маврин, 2012).

Выводы. 1. Ротан обладает структурами и системами, которые позволяют ему эффективно поглощать из внешней среды различные необходимые для жизнедеятельности ионы. Минимальные концентрации катионов натрия, калия, кальция, магния во внешней среде, при которых транспортные системы ротана способны извлекать ионы для обеспечения нормальной жизнедеятельности организма, составляют 0.0049–0.0058, 0.0004–0.0005, 0.0004–0.0005, 0.0001–0.0002 ммоль/л, соответственно. В природных условиях не выявлены пресноводные водоемы с содержанием катионов в воде ниже этих минимальных значений. 2. Пороговые концентрации катионов для ротана ниже таковых, полученных для других пресноводных гидробионтов, указывая на его более высокую способность поглощать жизненно важные ионы из среды по сравнению с другими видами. Данное свойство обеспечивает ротану более высокую жизнестойкость к неблагоприятным факторам, способствуя быстрому и широкому распространению в различные водоемы.

Список литературы

- Алимов А.Ф., Панов В.Е., Крылов П.И., Телеш В.И., Быченков Д.Е., Зимин В.Л., Максимов Е.В., Филатова Л.А. Проблема антропогенного вселения чужеродных организмов в водоемы бассейна Финского залива // Экологическая обстановка в Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 1997 году. Справочно-аналитический обзор. СПб.: Гидрометеоздат, 1998. С. 243–249.
- Алимов А.Ф., Орлова М.И., Панов В.Е. Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению // Виды-вселенцы в европейских морях России. Сб. научных трудов. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2000. С. 12–23.
- Виноградов Г.А. Процессы ионной регуляции у пресноводных рыб и беспозвоночных. М.: Наука, 2000. 216 с.
- Виноградов Г.А., Клерман А.К., Комов В.Т. Особенности ионного обмена пресноводных моллюсков в условиях высокой концентрации ионов водорода и низкой минерализации внешней среды // Экология. 1987. № 3. С. 81–84.
- Виноградов Г.А., Комов В.Т. Особенности ионной регуляции окуня *Perca fluviatilis* L. (Percidae) в связи с проблемой закисления водоемов // Вопросы ихтиологии. 1985. Т. 25. № 1. С. 137–144.
- Виноградов Г.А., Комов В.Т. Ионный обмен у золотого карася и карпа при акклимации к воде низкой минерализации // Вопросы ихтиологии. 1988. Т. 28. № 1. С. 124–131.
- Касьянов А.Н., Горошкова Т.В. Изучение морфологических признаков у ротана *Perccottus glenii* (Perciformes, Eleotrididae), интродуцированного в водоемы европейской части России // Сибирский экологический журнал. 2012. № 1. С. 81–96.
- Лукина И.И. Распространение ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) в Беларуси // Росс. ж. биол. инвазий. 2011. № 2. С. 114–119.
- Мартемьянов В.И. Влияние минерального состава внешней среды на показатели водно-солевого обмена вселившейся в Рыбинское водохранилище дрейссены *Dreissena polymorpha* Pallas // Росс. журн. биол. инвазий. 2011. № 2. С. 120–134.
- Мартемьянов В.И., Маврин А.С. Пороговые концентрации катионов во внешней среде определяющие границы ареала речного рака в пресных водоемах // Экология водных беспозвоночных. Ярославль: Принтхаус, 2010. С. 195–198.
- Мартемьянов В.И., Маврин А.С. Влияние ионов меди на организм окуня при пороговых концентрациях катионов в пресной воде // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы. В двух частях. Часть 1. Борок: ООО ТР-принт, 2011. С. 159–162.

- Мартемьянов В.И., Маврин А.С. Пороговые концентрации катионов во внешней среде, определяющие границы выживания нитчатой водоросли *Spirogyra* в пресных водоемах // Сибирский экологический журнал. 2012. № 3. С. 345–350.
- Минеев А.К. Некоторые гематологические параметры ротана-головешки (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) из озер Круглое и Пляжное Самарской области // Росс. ж. биол. инвазий. 2012. № 1. С. 58–72.
- Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек понто-каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы // Росс. ж. биол. инвазий. 2010. № 4. С. 74–89.
- Шатуновский М.И. Мониторинг биоразнообразия популяций пресноводных рыб // Мониторинг биоразнообразия. М.: ИПЭЭ РАН, 1997. С. 154–158.
- Covaci-Marcov S.-D., Telcean I.C., Ferenti S. Range extension of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in western Romania, a new distribution route in the Danube river basin? // J. Appl. Ichthyol. 2011. V. 27. № 1. P. 144–145.
- Jurajda P., Vassilev M., Polačik M., Trichkova T. A first record of *Perccottus glenii* (Pisces: Odontobutidae) in the Danube River in Bulgaria // Acta Zool. Bulg. 2006. V. 58. P. 279–282.
- Koščo J., Manko P., Miklisová D., Košuthová L. Feeding ecology of invasive *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia // Czech J. Anim. Sci. 2008. V. 53. P. 479–486.
- Martemyanov V.I., Mavrin A.S. Threshold environmental concentration of cations defining the range of roach *Rutilus rutilus* L. in freshwater reservoirs // Inland Water Biology. 2012. V. 5. № 1. P. 91–95.
- Nowak M., Popek W., Epler P. Range expansion of an invasive alien species Chinese sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Teleostei: Odontobutidae) in the Vistula river drainage // Acta Ichthyologica et Piscatoria. 2008. V. 38. № 1. P. 37–40.
- Reshetnikov A.N. The fish *Perccottus glenii*: history of introduction to western regions of Eurasia // Hydrobiologia. 2004. V. 522. P. 349–350.
- Reshetnikov A.N. The current range of Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia // Russian Journal of Biological Invasions. 2010. V. 1. № 1. P. 119–126.
- Reshetnikov A.N., Chibilev E.A. Distribution of the fish roatan (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Irtysh River Basin and analysis of possible consequences for environment and people // Contemp. Probl. Ecol. 2009. V. 2. P. 224–228.
- Simonović P., Marić S., Nikolić V. Records of Amur sleeper *Perccottus glenii* (Odontobutidae) in Serbia and its recent status // Arch. Biol. Sci. (Belgrade). 2006. V. 58. P. 7–8.

ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЧУСОВСКОГО ПЛЕСА КАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В РАЙОНЕ ВОДОЗАБОРА Г. ПЕРМИ

И.Л. Масленникова, М.А. Шишкин, А.К. Лаптева

ИЭГМ УрО РАН, г. Пермь, ул. Голева, 13, I.Maslennikova@rambler.ru, sma@iegmr.ru

Высокий уровень промышленной нагрузки и геохимические особенности территории Пермского края сказываются на качестве природных вод. В этих условиях проведение комплексного контроля водной экосистемы представляется авторам ключевым моментом защиты природных ресурсов и здоровья населения. С появлением набора микробиотестов биологический подход при оценке загрязнения водных ресурсов используется наряду с химическим. Более того, современные тенденции при разработке критериев токсичности в странах западной и центральной Европы заключаются в сравнении и сопоставлении оценок биомониторинга и химического анализа (Manusadzianas et al., 2003; Palma et al., 2010), поскольку экологически безопасный химический стандарт воды, который бы в точности коррелировал с биологическим пока не найден (Fuerhacker, 2009). Это связано с тем, что традиционная оценка содержания наиболее опасных соединений, регламентируемых нормативными документами, не позволяет определить биодоступность и интеграционный вклад веществ в токсичность.

Биотесты с организмами разного трофического уровня дают возможность оценивать биологическое значение загрязнения вод и донных отложений (Zhang et al., 2010). Использование бактериальных биотестов в качестве первичной скрининговой экологической оценки обосновано, поскольку микробные сообщества — существенный компонент живого населения водоемов и играют важную роль как в процессах круговорота веществ и энергии, так и в трофической цепи (Mes, 2008). Люминесцентные бактерии наряду с классическими биотестами (хлореллы, дафнии и др.) включены в список объектов, используемых для экологического контроля. Под действием токсических веществ у этих бактерий изменяются биохимические реакции, что с высокой чувствительностью отражается на их свечении. Биолюминесцентный микробиотест определения поллютантов стандартизирован и сертифицирован в Европе (ISO 11348-2) и в России (ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.11-04, ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.8-04) (Ganshin et al., 1998; Методика ..., 2010).

Люминесцентные бактерии могут использоваться и для определения генотоксичности поллютантов воды и донных отложений (Птицын, 1996; Сазыкина, 2003; Масленникова и др., 2007; Цыбульский и др., 2010).

Цель работы: проведение экотоксикологического биотестирования воды и донных осадков в районе Чусовского водозабора и выявление основных поллютантов в образцах с высокой токсичностью.

Материалы и методы. Отбор проб воды и донных осадков, получение водных вытяжек из донных осадков проводили согласно методике (Методика ..., 2010). После определения рабочей концентрации тест-системы «Эколюм» (ЗАО «НВО ИммуноТех») отбирали из флакона по 0.1 мл рабочей бактериальной суспензии и добавляли в контроль 0.9 мл дистиллированной воды, в опыт — 0.9 мл опытных проб или их разведения в 2, 4, 8, 16 раз. Индекс токсичности «Т» определяли по формуле: $T = 100(I_k - I_0) / I_k \cdot 100$, где I_k , I_0 — соответственно, интенсивность свечения (прибор «Биотокс») контроля и опыта через 30 мин. контакта. Величина «Т» меньше 20 свидетельствовала, что образец не токсичен (допустимая степень токсичности), от 20 до 49.9 — образец токсичен, больше 50 — образец сильно токсичен. Положительным контролем служил модельный токсикант ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) 6–7 мг/л, для которого $T = 99.0$.

Определение генотоксичности донных отложений проводили согласно М.А. Сазыкина и соавт. (2003) с модификациями. К 10 г сухих донных осадков добавляли 10 мл 1% раствора твин-80 в 96% этаноле и экстрагировали в течение 60 мин. на качалке при 20 °С, 70 об/мин. Экстракты фильтровали через фильтр «синяя лента». Для определения генотоксичности использовали штамм *Escherichia coli* K12 C600 (pPLS9), обладающий индуцибельной люминесценцией в ответ на повреждение ДНК (Птицын, 1996), и *E. coli* TG1 (pUC18, lux-оперон *Photobacterium luminescence*) (Данилов и др., 2002) с конститутивной люминесценцией. Штаммы выращивали на среде LB в присутствии 50–100 мкг/мл ампициллина. В 50 мл среды вносили 1 мл ночной культуры *E. coli* и инкубировали в термостате при 37 °С до достижения культурой плотности 10^8 кл/мл. 200 мкл указанных культур и 10 мкл экстрактов вносили в 96-луночный планшет. Уровень биолуминесценции измеряли после инкубации 1.5 ч. при 37 °С и 10 мин. при 20 °С на Luminoscan Ascent. Истинное значение фактора индукции биолуминесценции (I') вычисляли как: $I' = L_c \cdot I_k / L_k \cdot I_c$, где L_c , L_k — люминесценция C600, соответственно, в опыте и контроле, I_c , I_k — люминесценция штамма TG1 также в опыте и контроле. Положительным контролем служила перекись водорода (1.5×10^{-4} М) в твине-80, которая давала $I' = 1.48$.

Общее микробное число (ОМЧ) воды и донных осадков определяли путем подсчета выросших колоний (КОЕ) на триптоно-дрожжевом агаре, коли-индекс — на среде Эндо через 72 ч. при 30 °С (Справочник ..., 1973).

Химический анализ воды и донных осадков проводили общепринятыми методами (Унифицированные методы ..., 1973; Руководство ..., 1977). Валовое содержание микроэлементов определяли на атомно-эмиссионном спектрофотометре «Оптим» с ИСП [ПНД Ф14.1:2.3:4.135-98; ПНД Ф16.1:2.3:3.11-98, МИ 2878-2004, ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98] и атомно-абсорбционным спектрофотометре АА-6300 [РД 52.18.191-89, РД 52.18.286-91, РД 52.18.289-90]. Идентификация органических соединений выполнена с использованием хромато-масс-спектрометрической системы «Agilent 6890/5973N» на основе метода EPA-525 Агентства по охране окружающей среды США. Хроматограммы снимали по полному ионному току. Для идентификации использовали m/z характеристики ионов, имеющихся в базе данных NIST EPA.MSL по программе AMDIS.

Результаты и обсуждение. Индекс токсичности «Т» образцов воды и водных вытяжек из донных осадков, отобранных в весеннее-летний период и во время ледостава был ниже 20, что указывает на допустимый уровень или отсутствие токсичности (табл.). Аналогичные результаты были получены при биотестировании в 1996 г. (Пшеничных и др., 1999). Однако в октябре 2011 г вода оказалась токсична, а водная вытяжка из донных отложений — сильно токсична.

В результате сложных биогеохимических и гидродинамических процессов, между донными отложениями и водной массой происходит непрерывный взаимообмен химическими веществами. Исследование генотоксичности (повреждение ДНК клеток) этой важной части водной экосистемы показало, что все экстракты донных осадков не проявили генотоксических свойств согласно показателю I' (0.95–1.01) (см. табл.).

Кратко остановимся на гидрохимической характеристике проб воды и донных отложений, оцененных по результатам биотестирования, как «токсичные». Перед ледоставом минерализация воды была 465 мг/дм³, показатель pH — 7.6, а величина общей жесткости — 4.9 мг-экв/дм³ (норматив 7.0 мг-экв/дм³). Содержание растворенного кислорода - в пределах нормы — 9.6 мг/дм³. Среди основных ионов преобладали SO_4^{2-} и Ca^{2+} (163.3 и 86.2 мг/дм³, соответственно). Величина ХПК (18.1 мг O/дм³) в 1.2 раза превысила норматив для воды водоемов хозяйственно-питьевого назначения (ПДК_в). Отмечено аномальное содержание иона NH_4^+ (8 ПДК_в). Высоки концентрации микроэлементов: Cd (9.2 ПДК_в), Pb (4.8 ПДК_в), Ni (4.3 ПДК_в) и Mn (4.3 ПДК_в). Из 174 обнаруженных в воде органических соединений, 9 программой AMDIS отнесено к экотоксикантам (галогензамещенные углеводороды, фталаты).

Таблица. Экотоксикологическая оценка воды и донных осадков Чусовского плеса Камского водохранилища с помощью люминесцентных биотестов

Дата отбора	Показатели		
	Т, %		I', раз
	Вода	донные осадки	донные осадки
08.06.2011	-27.9±6.2	16.8 ± 0.7	0.95±0.15
16.08.2011	-11.2±0.9	2.3 ± 0.1	0.95±0.05
24.10.2011	42.1±3.5	81.0 ± 3.5	1.01±0.20
04.04.2012	18.7±0.5	-	-

Примечания. 1. Отрицательные значения индекса «Т» рекомендуется считать нулевыми. 2. Знак “-” означает отсутствие пробы.

Ассоциация накапливающихся в донных отложениях микроэлементов: $B_{63.9} > V_{8.7} > Sb_{7.8} > P_{7.0} > Hg_{4.2} > Cd_{2.7}$ (коэффициент концентрации K_c рассчитан относительно кларка литосферы). В донном осадке выявлены высокие содержания водорастворимых Cd ($K_c=100$) и Fe ($K_c=18$). В этом случае K_c дан относительно ПДК_в. Донные отложения загрязнены также органическими веществами, среди которых алканы, спирты, фталаты и ПАУ (16 экотоксикантов).

Согласно методике определения уровней загрязнения поверхностных вод суши, рассчитанным по гидрохимическим показателям (РД

52.24.643-2002), вода в конце октября классифицировалась как “грязная”. По величине суммарного показателя загрязнения, рассчитанного по 6 накапливающимся микроэлементам, донные осадки имели “сильное загрязнение”.

Бактериологический анализ показал, что ОМЧ токсичных проб воды и донных осадков составляло соответственно, 1.6×10^4 КОЕ/мл и 5.6×10^3 КОЕ/г; аналогично, коли-индекс — 9.5×10^6 КОЕ/л и 4.0×10^5 КОЕ/кг.

Авторы полагают, что выявленное ухудшение качества воды и загрязнение донных отложений осенью связано с длительными дождями и отмиранием гидробионтов. Совпадение оценок, полученных разными методами, свидетельствует об эффективности системного подхода к контролю качества воды.

Работа поддержана грантом 11-05-96017-р_урал_a.

Список литературы

- Данилов В.С., Зарубина А.П., Ерошников Г.Е., Соловьева Л.Н., Карташев Ф.В., Завильгельский Г.Б. Сенсорные билюминесцентные системы на основе lux-оперонов разных видов люминесцентных бактерий // Вестник МГУ. Сер. 16. Биология. 2002. № 3. С. 20–24.
- Масленникова И.Л., Голясная Н.В. Исследование общетоксических и мутагенных свойств поллютантов микробилюминесцентным методом // Прикладная биохимия и микробиология. 2007. Т. 43. № 4. С. 455–461.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной билюминесценции тест-системой “Эколюм” на приборе “Биотокс-10”. ПНД Ф Е 14.1:2:3:4.11-04, Москва, 2010. 20 с.
- Птицын Л.Р. Билюминесцентный анализ SOS-ответа клеток *Escherichia coli* // Генетика. 1996. Т. 32. № 3. С. 354–358.
- Пишенинов Р.А., Колотов В.М., Никитина Н.М., Кукушина С.А., Лялина О.Г., Шмырина И.Л. Мониторинг общей токсичности природных вод и оценка их методом микробилюминесценции // Экология. 1999. № 3. С. 228–230.
- Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат. 1977. 541 с.
- РД52.64.6463-2002 «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям».
- Сазыкина М.А. Генотоксичность донных отложений реки Дон и Азовского моря // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2003. № 3. С. 78–80.
- Справочник по микробиологическим и вирусологическим методам. М.: Медицина, 1973. 455 с.
- Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия. 1973. 376 с.
- Цыбульский И.Е., Сазыкина М.А. Новые биосенсоры для мониторинга токсичности среды на основе морских люминесцентных бактерий // Прикладная биохимия и микробиология. 2010. Т. 46. № 5. С. 552–557.
- Fuerhacker M. EU Water Framework Directive and Stockholm Convention. Can we reach the targets for priority substances and persistent organic pollutants // Environ. Sci. Pollut. Res. 2009. Т. 16. V. 1. P. S92–S97.
- Ganshin V.M., Chebyshev A.V., Fesenko A.V. Complex systems of monitoring of toxicological and ecological safety // Special technique. 1998. № 4–5. С. 2–10.
- Manusadzianas L, Balkelyte L, Sadauskas K, Blinova I, Pöllumaa L, Kahru A. Ecotoxicological study of Lithuanian and Estonian wastewaters: selection of the biotests, and correspondence between toxicity and chemical-based indices // Aquat. Toxicol. 2003. Т. 63. V. 1. P. 27–41.
- Mes T.H.M. Microbial diversity — insights from population genetics // Environ. Microbiol. 2008. V. 10. P. 251–264.
- Palma P., Alvarenga P., Palma V., Matos C., Fernandes R.M., Soares A., Barbosa I.R. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Alqueva Reservoir (Portugal) // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2010. Т. 17. V. 3. P. 703–716.
- Zhang X.J., Qin H.W., Su L.M., Qin W.C., Zou M.Y., Sheng L.X., Zhao Y.H., Abraham M.H. Interspecies correlations of toxicity to eight aquatic organisms: theoretical considerations. // Sci. Total. Environ. 2010. Т. 408. V. 20. P. 45949–45955.

ПИГМЕНТЫ ФИТОПЕРИФИТОНА ВОДОЕМОВ БАССЕЙНА ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

Н.Ю. Метелёва

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, nmet@ibiw.yaroslavl.ru

Фотосинтезирующие автотрофные организмы обрастаний — фитоперифитон представлены различными группами водорослей, участвующими в процессе фотосинтеза, создающим энергетическую базу для функционирования всех других звеньев трофической цепи в экосистеме и в конечном итоге ее продуктивность (Винберг, 1960). Известно, что водоросли фитоперифитона могут вносить значительный вклад в первичную продукцию водоемов (Протасов, 1994; Трифонова и др., 1998). Интенсивность обрастания различных субстратов можно оценить по содержанию хлорофилла.

Фотосинтетические пигменты эпифитона (водорослевые обрастания макрофитов) исследовали в водоёмах Верхней Волги: Ивановское и Угличское (1985, 1988, август 2005 гг.), Рыбинское (июль 2006, 2010 г.) водохранилища, оз. Неро (1987, 2004 гг.) и фитоперифитона искусственных субстратов (полихлорвиниловые трубки и предметные стекла) в литорали Рыбинского водохранилища (1984, 1986 гг.).

Пробы отбирали преимущественно в монодоминантных сообществах манника большого (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.), тростника обыкновенного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), рогоза узколистного (*Typha angustifolia* L.), камыша озерного (*Scirpus lacustris* L.), хвоща приречного (*Equisetum fluviatile* L.), кубышки желтой (*Nuphar lutea* L. Smith), (Иваньковское, Угличское водохранилища и оз. Неро). *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, кувшинки белой (*Nymphaea candida* J. Presl) (Рыбинское водохранилище). Сбор и обработку материалов осуществляли по ранее опубликованной методике (Метелева, 2001).

Результаты изучения пигментного состава водорослей фитоперифитона естественных и искусственных субстратов показали, что содержание хлорофилла *a* (Хл) в обрастаниях естественных субстратов (макрофитов) водоемов Верхней Волги в период наблюдения изменялось в более широком диапазоне (0.8 до 253 мг/м²), чем в обрастаниях искусственных субстратов (1–45 мг/м²) (табл. 1.). Хлорофилл *a* составлял основную часть пигментного фонда фитообрастаний. Его удельное содержание варьировало от 51 до 92% суммы хлорофиллов (*a+b+c*) и в среднем колебалось от 78 до 84% (табл.1).

Таблица 1. Пигментные характеристики фитоперифитона водоемов Верхней Волги

Хлорофилл				Фео, %	Каротиноиды	
a, мг/м ²	a, %	b, %	c, %		к/хл	E ₄₈₀ /E ₆₆₄
Иваньковское водохранилище*						
<u>0.8-100.2</u>	<u>61-90</u>	<u>1-37</u>	<u>1-25</u>	<u>1-86</u>	<u>0.4-0.7</u>	<u>0.5-1.0</u>
29.1±2.8	80.3±1.5	12.0±2.0	8.0±1.0	28.0±3.5	0.6±0.01	0.8±0.04
Угличское водохранилище*						
<u>1.2-117.0</u>	<u>70-91</u>	<u>0.1-19</u>	<u>4-23</u>	<u>2-50</u>	<u>0.2-0.8</u>	<u>0.5-1.1</u>
22.4±3.1	81.0±1.2	9.0±01.5	10.3±01.3	23.0±3.1	0.6±0.02	0.9±0.04
Рыбинское водохранилище (искусственные субстраты)						
<u>1.2-44.7</u>	<u>64-91</u>	<u>5-33</u>	<u>2-26</u>	<u>4-74</u>	<u>0.2-0.8</u>	-
9.8±1.9	78.0±3.0	14.5±2.5	8.0±0.0	28.0±4.0	0.5±0.02	-
Рыбинское водохранилище*						
<u>0.8-152.4</u>	<u>61-92</u>	<u>0.8-25</u>	<u>2-15</u>	<u>13-90</u>	<u>0.2-1.2</u>	<u>0.4-1.1</u>
21.1±7.9	79.5±2.5	13.5±2.5	6.5±0.5	42.5±14.5	0.7±0.03	0.9±0.05
Оз. Неро*						
<u>4.0-253.0</u>	<u>51-90</u>	<u>2-24</u>	<u>4-23</u>	<u>21-92</u>	<u>0.5-1.1</u>	<u>0.7-1.3</u>
50.6±9.6	84.0±1.5	7.0±1.0	9.5±0.5	47.0±12.0	0.8±0.05	0.9±0.05

Примечание. * — естественные субстраты (макрофиты).

тоном в таких водоёмах, как оз. Красное (Басова, 1976), оз. Кубенское (Рычкова, 1977), оз. Лача и Воже (Рычкова, 1978), эпифитона озер Латгальской возвышенности (Станиславская, 1989).

Между содержанием каротиноидов и хлорофиллом *a* в обрастаниях естественных и искусственных субстратов отмечалась достоверная корреляция при 99% уровне значимости. Соотношение общих каротиноидов и хлорофилла *a* (к/хл) изменялось в среднем от 0.5 до 0.8. В целом величины отношения к/хл фитоперифитона были сходны с наиболее часто отмечаемыми величинами этого показателя для фитопланктона пресноводных водоемов, в том числе бассейна Верхней Волги (Минеева, 2004). Значения пигментного индекса E₄₈₀/E₆₆₄, также характеризующего соотношение каротиноидов и хлорофилла *a*, изменялись от 0.4 до 1.3, в среднем составляло 0.8–0.9, что свидетельствует о благополучном физиологическом состоянии водорослей фитоперифитона и достаточной обеспеченности азотом (Пырина, Сигарева, 1986; Минеева, Пырина, 1986).

Интенсивность обрастания существенно варьировала на различных макрофитах (табл. 2). Вариации интенсивности развития эпифитона обуславливались различиями гидрометеорологических условий в годы наблюдения и связанными с ними особенностями гидрологических и гидрохимических условий в местах произрастания макрофитов.

Таблица 2. Содержание хлорофилла *a* эпифитона, мг/м² водоемов Верхней Волги

Макрофит	Водоем			
	Водохранилище			Озеро
	Иваньковское	Угличское	Рыбинское	
Камыш	33.4±6.5	38.7±7.5	35.2±6.7	24.0±5.4
Тростник	34.6±4.1	23.6±5.2	21.8±4.3	39.8±6.9
Хвощ	29.0±4.0	23.3±5.8	-	97.7±29.0
Манник	8.0±2.8	12.1±3.4	-	-
Кубышка	25.9±5.0	16.2±11.6	-	85.2±36.5
Рогоз	26.7±7.0	31.2±10.7	-	51.2±14.0
Кувшинка	-	-	25.8±7.8	-

сти макрофита выявить не удалось, потому что выявить влияние видовой принадлежности растения-субстрата на интенсивность его обрастания достаточно сложно, она зависит от большого количества факторов: цвета и

Вклад дополнительных хлорофиллов *b* и *c* в суммарный хлорофилл (*a+b+c*) фитоперифитона составлял соответственно 7–14.5 и 6.5–10.3%.

Относительное содержание феопигментов перифитона (% от суммы с «чистым» хлорофиллом *a*) обычно колебалось в пределах от 23 до 28%, возрастая в среднем до 42–47% при интенсивном взмучивании донных отложений в отдельные годы. Среднее для водохранилищ Верхней Волги относительное содержание фео-пигментов перифитона, несмотря на широкий диапазон отдельных значений, очень близко к таковому фитопланктона этих водоемов (Минеева, 2004) и сопоставимо с перифи-

В Иваньковском водохранилище наиболее интенсивно обрастания развивались на камыше и тростнике, в Угличском — на камыше и рогозе, в Рыбинском — на камыше, в оз. Неро — на хвоще и кубышке (табл. 2).

Содержание хлорофилла фитоперифитона на искусственных субстратах (9.8 мг/м² суб.) в литорали Рыбинского водохранилища было ниже, чем в обрастаниях естественных (макрофиты) (табл. 1).

Определённой зависимости интенсивности обрастания по содержанию хлорофилла *a* от видовой принадлежно-

качества субстрата, глубины, прозрачности и связанной с ними освещенности субстрата, температуры воды, удаленности субстрата от берега, динамики водных масс, скорости течения, интенсивности развития высшей водной растительности, фитопланктона, наличие беспозвоночных животных, взаимоотношения с субстратом-хозяином. Не маловажное значение также имеют: морфометрия водоёма, особенности его биогенного режима, антропогенная нагрузка и др. (Зевина, 1972; Рычкова, 2002).

Уровень Хл эпифитона в водоёмах Верхней Волги существенно различался в межгодовом и в пространственном распределении, как у одного вида макрофита на разных станциях, так и у различных видов на одной станции. Так, на семи станциях Иваньковского водохранилища в августе 2005 г. концентрация хлорофилла *a* эпифитона тростника изменялась от 12 до 95 мг/м² и разница в содержании Хл эпифитона на станциях была примерно от 1.5 до 8 раз, в обрастаниях камыша и рогоза на пяти станциях она составляла соответственно 2–3 раза и от 1.5 до 5 раз. Интенсивность обрастания 4-х видов макрофитов на одной станции также различалась: концентрации хлорофилла *a* эпифитона тростника и хвоща более чем в 2 раза превышали таковую рогоза и в 3–4 раза — камыша. Аналогичная картина наблюдалась на станциях Угличского, Рыбинского водохранилищ и оз. Неро, а также в плесах Иваньковского и участках Угличского водохранилищ.

Наблюдения за развитием эпифитона и фитопланктона (по содержанию хлорофилла *a* и биомассе) показали, что развитие этих сообществ происходит в противофазном режиме. На станциях, где уровень хлорофилла или биомассы эпифитона ниже, эти показатели фитопланктона выше. Вероятно, фитопланктон, вступая в конкурентные взаимоотношения с эпифитомом за свет и биогенные элементы, угнетает развитие последнего, что отмечается и другими исследователями (Девяткин и др., 2000; Девяткин, 2003; Станиславская, 1989).

Сезонная динамика содержания хлорофилла *a* эпифитона прослеживалась не всегда четко, что отмечалось для эпифитона других водоемов (Станиславская, 1989). Наши наблюдения показали, что в среднем сезонная динамика интенсивности развития эпифитона в водоемах Верхней Волги характеризуется относительно низкими весенними концентрациями пигмента, их летним повышением и достаточно высокими осенними концентрациями. По литературным данным (Минеева и др., 2001) сезонная динамика изменения концентраций хлорофилла фитопланктона водохранилищ Верхней Волги характеризуется относительно высокими весенними концентрациями пигмента, последующим их снижением в начале лета, затем летним максимумом во второй половине лета и значительным уменьшением осенью, что подтверждает вероятность конкурентных взаимоотношений этих сообществ.

Полученные данные о содержании хлорофилла эпифитона водоемов Верхней Волги свидетельствуют, что в среднем интенсивность обрастания макрофитов Угличского и Рыбинского водохранилища была несколько ниже, чем Иваньковского и оз. Неро.

Список литературы

- Басова С.Л. Состав, распределение и продуктивность перифитона и микрофитобентоса оз. Красного // Биологическая продуктивность озера Красного и условия её формирования. Л.: Наука, 1976. С. 104–120.
- Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, АН БССР, 1960. 329 с.
- Девяткин В.Г., Карпова Е.В., Метелева Н.Ю. Формирование и продуктивность перифитона Рыбинского водохранилища // V Всероссийская конференция по водным растениям. «Гидробиотаника 2000»: Тез. докл. Борок, 2000. С. 21–22.
- Девяткин В.Г. Структура и продуктивность литоральных альгоценозов водохранилищ Верхней Волги: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2003. 44 с.
- Зевина Г.Б. Обрастания в морях СССР. М.: Изд-во МГУ, 1972. 216 с.
- Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М.: Наука, 2004. 156 с.
- Минеева Н.М., Пырина И.Л. Исследование пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища (1977–1979 гг.) // Биология и экология водных организмов. Л.: Наука, 1986. С. 90–104.
- Метелева Н.Ю. Эпифитон озера Неро // Биология внутр. вод. 2001. № 4. С. 32–45.
- Протасов А.А. Пресноводный перифитон. Киев: Наук. думка, 1994. 307 с.
- Пырина И.Л., Сигарева Л.Е. Содержание пигментов фитопланктона в Рыбинском водохранилище по гидрометеорологическим условиям года (1972–1976 гг.) // Биология и экология водных организмов. Л.: Наука, 1986. С. 65–89.
- Рычкова М.А. Водоросли обрастаний оз. Кубенского // Озеро Кубенское. Часть II. Гидрохимия, донные отложения, растительные сообщества. Л.: Наука, 1977. С. 89–106.
- Рычкова М.А. Водоросли обрастаний озёр Воже и Лача в связи с прогнозом качества вод, перебрасываемых на юг. Л.: Наука, 1978. С. 228–33.
- Рычкова М.А. Перифитон литоральной зоны // Ладожское озеро: Прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука. 2002. С. 246–250.
- Станиславская Е.В. Продукция перифитона // Трансформация органического и биогенных веществ при антропогенном эвтрофировании озер. Л.: Наука, 1989. С. 93–101.
- Трифонов И.С., Денисова И.А., Станиславская Е.В., Афанасьева А.Л. Первичная продукция и трофический статус макрофитного озера Большое Раковое (Карельский перешеек) // Биология внутр. вод. 1998. № 3. С. 9–18.

УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ ПЛАНКТОНА ЗАРЕГУЛИРОВАННОЙ ВОЛГИ

Н.М. Минеева

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
152742, Ярославская обл., п. Борок, mineeva@ibiw.yaroslavl.ru*

Основной фонд органического вещества в экосистеме крупных водоемов создается за счет фотосинтеза фитопланктона. Вместе с аллохтонным органическим веществом (ОВ) первичная продукция составляет материальную и энергетическую основу для всех последующих этапов продукционного процесса (Винберг 1960). Исследование особенностей первичного продуцирования, выявление ключевых факторов продуктивности фитопланктона, оценка современного состояния водных экосистем, анализ направленности их развития под действием природных и антропогенных факторов остаются актуальными. Наша работа посвящена анализу основных абиотических условий, оказывающих влияние на развитие, распределение и функционирование фитопланктона в водохранилищах Волги.

Бассейн Волги, вытянутый в меридиональном направлении, относится к умеренному климатическому поясу, расположен в основном в средней части Русской равнины с четко выраженной широтной зональностью, в области достаточной, а на севере — избыточной, увлажненности. В настоящее время на Волге создано восемь крупных (249–6150 км²) относительно мелководных (средняя глубина 3.4–10.0 м) равнинных водохранилищ, различающихся морфометрией, интенсивностью водообмена, проточностью, объемом боковых поступлений (Волга ..., 1978), а также степенью антропогенного воздействия и трофическим статусом (Минеева, 2004). Угличское, Саратовское, Волгоградское и сопредельное с каскадом северное Шекснинское водохранилища по среднему содержанию хлорофилла $a < 10$ мкг/л характеризуются как мезотрофные, Рыбинское и Куйбышевское (10–15 мкг/л) — умеренно эвтрофные, Ивановское, Горьковское и Чебоксарское (>15 мкг/л) — эвтрофные. Водохранилища с их возрастом несколько десятков лет относятся к молодым импульсно-стабилизированным системам с высокой динамичностью развития. Морфометрические характеристики и водный режим водохранилищ зависят от природно-климатических условий и деятельности человека (Авакян, 2005). И природные, и антропогенные факторы выступают в качестве «энергетических субсидий» (Одум 1986, т. 1, с. 121) для функционирования биологических сообществ водохранилищ.

Водный режим водохранилищ определяется наличием внутривековых циклов в колебаниях общей увлажненности над территорией Евразии (Шнитников, 1969). Условия водности оказывают влияние на фитопланктон, общее разнообразие которого снижается в многоводные периоды, а биомасса и продуктивность возрастают в маловодные годы (Корнева, 2007, 2009; Mineeva, Litvinov, 1998).

Сезонная динамика фитопланктона волжских водохранилищ типична для водоемов умеренной зоны и характеризуется весенним, летним, а в отдельные годы — еще и осенним подъемами. Межгодовые различия выражены во времени наступления пиков, их продолжительности, абсолютных величинах показателей.

Сложная гидрологическая структура водохранилищ определяет формирование различных по своим физическим, химическим и биологическим показателям водных масс (Буторин, 1969). Волжские воды существенно трансформируются при поступлении в Рыбинское водохранилище, в котором формируется новая водная масса, поступающая в Горьковское водохранилище. В Чебоксарском водохранилище на большом протяжении прослеживаются сильно минерализованные воды Оки, в Куйбышевском велика роль Камы (Волга ..., 1978; Rivers ..., 2009). Наши исследования на Рыбинском и Чебоксарском водохранилищах показывают, что водные массы могут существенно различаться по обилию фитопланктона и первичной продукции. Границы между водными массами, представляющие собой зоны трансформации вод, можно рассматривать как экотоны, которые динамичны во времени и пространстве и, как правило, характеризуются повышенными показателями развития и фотосинтеза фитопланктона. Типичным примером служит стандартная станция «Молога» на границе Волжского и Главного плесов Рыбинского водохранилища.

Повышенная гидродинамическая активность препятствует возникновению термической стратификации водной толщи водохранилищ в безледный период, способствуя насыщению воды кислородом и интенсификации процессов самоочищения. В этих условиях водоросли обеспечены биогенным питанием и относительно равномерно распределяются в толще воды.

В водохранилищах Волги с их большими размерами, наличием морфометрически разнородных участков, поступлением вод притоков и присутствием водных масс различного генезиса формируются циркуляционные зоны и сложная система транзитно-циркуляционных течений (Литвинов, 2000). С этими явлениями связана разномасштабная неоднородность горизонтального распределения фитопланктона, которая предопределяет формирование зон с различной продуктивностью и трофностью. Микромасштабное (на расстоянии 0.1–10 м) распределение наиболее гомогенно, при разном содержании хлорофилла и составе альгоценозов его вариабельность (коэффициент вариации C_v) не превышает 18%. Мезомасштабное распределение (от сотни метров до 2–3 км) по данным съемок на полигонах озеровидного Рыбинского и долинного Угличского водохранилищ характеризуется умеренной изменчивостью (C_v 18–55%). Крупномасштабная пространственная неоднородность фитопланктона в волжских водохранилищах выражена в наибольшей степени. В разгар лета при устойчивом температурном режиме, умеренной и слабой изменчивости характеристик водных масс (прозрачность, цветность, электропроводность) вариабельность содержания хлорофилла в Ивановском, Рыбинском, Горьковском и Волгоградском водохранилищах составляет соответственно 56, 91, 47 и 72%. Коэффициенты вариации средних могут превышать 100% в периоды сезонных максимумов фитопланктона. Горизонтальное распределение фито-

планктона находится «в противофазе» с гидрологической ситуацией. Максимальные пространственные градиенты хлорофилла отмечаются не весной, когда в водоеме в наибольшей степени выражены границы между водными массами (различия в температуре, электропроводности, цветности), а летом, когда гидрологические показатели сглаживаются.

От водности года зависит режим уровней. Колебания уровня меняют площади прибрежных мелководий, которым принадлежит существенная роль в формировании общей продуктивности водохранилищ и обогащении экосистемы автохтонным ОВ. При динамичности внешних условий, повышенном содержании биогенов и более интенсивном прогреве обилие фитопланктона и интенсивность продукционно-деструкционных процессов в литорали, где автотрофные процессы преобладают над гетеротрофными, могут быть выше, чем на глубоководных участках.

Для протекания фотосинтетических процессов необходима энергия Солнца, которая переходит в качественно новую, более концентрированную форму — органическое вещество. Проникающая в воду солнечная радиация — один из основных факторов, формирующих не только термический режим, но и биологическую продуктивность водоема. Изначальные условия формирования радиационного режима водохранилищ Волги различны. При значительном разнообразии условий подводного светового режима оптические свойства вод закономерно изменяются с севера на юг. Прозрачность и содержание взвешенного вещества увеличиваются, а цветность снижается от верхних водохранилищ к нижним. С севера на юг снижается показатель вертикального ослабления ФАР (Минева, 2009).

Таблица. Первичная продукция и деструкции ОВ в водохранилищах Волги (по: Минева, 2009)

Водохранилище	<i>n</i>	<i>A_{max}</i>	<i>R</i>	ΣA	ΣR
		мг О ₂ /(л сут)		г О ₂ /(м ² сут)	
Шекснинское	64	<u>0.18–4.63</u>	<u>0.07–0.85</u>	<u>0.03–2.96</u>	<u>0.11–3.09</u>
		1.49 ± 0.14	0.30 ± 0.02	1.13 ± 0.10	0.94 ± 0.08
Иваньковское	47	<u>0.26–9.64</u>	<u>0.03–6.06</u>	<u>0.29–7.50</u>	<u>0.15–11.52</u>
		2.91 ± 0.34	1.02 ± 0.17	2.37 ± 0.21	3.15 ± 0.40
Угличское	35	<u>0.54–6.38</u>	<u>0.14–1.40</u>	<u>0.85–6.67</u>	<u>0.70–7.00</u>
		2.22 ± 0.25	0.43 ± 0.05	2.44 ± 0.25	2.22 ± 0.28
Рыбинское	153	<u>0.25–11.03</u>	<u>0.10–4.52</u>	<u>0.28–6.98</u>	<u>0.51–12.71</u>
		2.67 ± 0.14	0.75 ± 0.05	2.81 ± 0.09	3.21 ± 0.16
Горьковское	99	<u>0.66–8.15</u>	<u>0.06–2.85</u>	<u>0.66–8.08</u>	<u>0.33–15.68</u>
		2.39 ± 0.17	0.67 ± 0.06	2.16 ± 0.15	3.54 ± 0.34
Чебоксарское	34	<u>0.35–7.15</u>	<u>0.05–2.67</u>	<u>0.36–6.14</u>	<u>0.30–16.29</u>
		2.53 ± 0.31	0.52 ± 0.09	2.44 ± 0.28	3.19 ± 0.55
Куйбышевское	56	<u>0.51–7.60</u>	<u>0.07–2.88</u>	<u>0.51–9.93</u>	<u>0.55–26.78</u>
		2.31 ± 0.20	0.69 ± 0.09	2.77 ± 0.25	6.42 ± 0.81
Саратовское	21	<u>0.64–3.40</u>	<u>0.08–2.00</u>	<u>1.02–5.27</u>	<u>0.56–14.00</u>
		2.10 ± 0.17	0.53 ± 0.09	3.24 ± 0.26	3.39 ± 0.58
Волгоградское	47	<u>0.43–5.30</u>	<u>0.10–1.55</u>	<u>1.15–7.02</u>	<u>0.56–15.50</u>
		2.31 ± 0.16	0.59 ± 0.05	3.23 ± 0.19	4.46 ± 0.48

Примечание. Приведены данные 1989–1995 гг., над чертой пределы, под чертой среднее со стандартной ошибкой; *n* — число наблюдений.

хлорофилла мезотрофных акваторий, а также достаточная обеспеченность водорослей биогенным питанием на всем протяжении каскада. Интегральная первичная продукция ΣA возрастает в водохранилищах Нижней Волги с увеличением прозрачности и, соответственно, глубины фотосинтезирующего слоя. Скорость деструкции в единице объема воды *R* в среднем в 3–5 раз (в отдельные сроки в 6–8 раз) ниже скорости новообразования ОВ, тогда как интегральная деструкция ΣR чаще превышает первичную продукцию (таблица). В период наших исследований *A_{max}* и ΣA были представлены величинами, близкими к показателям 1960–1970-х гг. (Волга ..., 1978).

Синтез основной масса ОВ, как и его окисление, происходит в пределах обширных по площади акваторий. Около 70% всего фонда первичной продукции каскада синтезируется в трех самых крупных водохранилищах — Рыбинском, Куйбышевском и Волгоградском.

Интенсивность продукционных и деструкционных процессов зависит не только от развития гидробионтов, но и от климатических условий, строения котловины водоема, характера подстилающих пород, химизма воды, гидрологических характеристик, степени освоенности водосбора. В водохранилищах Волги фотосинтез в наибольшей степени связан с температурой воды, содержанием биогенов и хлорофилла (коэффициент корреляции *r* = 0.45–0.60, *p* < 0.05). Глубина станций выступает ограничивающим фактором (*r* = -0.32). Цветность не угнетает фотосинтез волжского фитопланктона (*r* = 0.53), т.к. гуминовые соединения могут стимулировать развитие водорослей. Достоверные коэффициенты корреляции между *A_{max}* и прозрачностью, степенью насыщения воды кислородом, pH воды, содержанием взвеси (*r* = -0.38–0.68) свидетельствуют о том, что продукционные процессы оказывают заметное влияние на условия среды, изменяя световой и газовый режим водоемов. Среди факторов, влияющих на ΣA , главенствующее положение занимает скорость фотосинтетических процессов (*r* = 0.90), умеренное влияние оказывает содержание хлорофилла, азота и фосфора (*r* = 0.42–0.47).

Эффективность использования солнечной энергии в процессах фотосинтеза в водохранилищах Волги достигает 0.55–1.0% суммарной падающей радиации *I₀*, составляя в среднем для водоемов от 0.13% (Чебоксарское) до 0.54% (Волгоградское), и повторяет динамику первичной продукции. Основной фонд автохтонного ОВ создается в пределах фотического слоя, глубина которого в среднем составляет от 2.6 ± 0.1 до 3.9 ± 0.1 м и довольно стабильно соотносится с прозрачностью, превышая ее в 2.4–2.7 раз. Эвфотная зона в среднем занимает от 36% (Шекснинское) до 70% (Куйбышевское) общего объема водной массы волжских водохранилищ, и степень светового голодания фитопланктона соответственно составляет 64–30%.

Все водохранилища характеризуются близкой скоростью фотосинтеза *A_{max}*. Его высокую интенсивность обеспечивают повышенное обилие фитопланктона эвтрофных участков и повышенная ассимиляционная активность

Изучение отдельных факторов продуктивности в природных условиях затруднено их совокупным воздействием. В качестве интегрального показателя, суммирующего влияние климатических и эдафических факторов на продуктивность водных экосистем, рассматривают географическую широту (Бульон, 2003; Brylinsky, Mann 1973; Schindler, 1978). Для первичной продукции отдельных водохранилищ Волги выявляется связь с их географическим положением, морфологическими и морфоэдафическими характеристиками. Значительная протяженность каскада с севера на юг от южной тайги до полупустыни объясняет тесную зависимость первичной продукции водохранилищ от географической широты ($r = -0.83$), а связь с географической долготой ($r = 0.64$) определяется влиянием региональных климатических условий и почвенных особенностей водосборной территории. Континентальность климата в волжском бассейне увеличивается с запада на восток с удалением от Атлантического океана, поэтому режим климатических областей и подобластей формируется под влиянием и широтной, и меридиональной циркуляции воздушных масс (Волга ..., 1978). Географическое положение (широта и долгота) объясняют довольно высокую долю изменчивости интегральной первичной продукции в водохранилищах Волги ($R^2 = 0.64$). Менее тесно, но также достоверно ($r = 0.43-0.52$) первичная продукция положительно связана со средней глубиной водоема, площадью водосбора, показателем удельного водосбора, интенсивностью водообмена.

Соотношение первичной продукции и деструкции ОВ в толще воды ($\Sigma A/\Sigma R$) служит характеристикой функционального состояния экосистемы и метаболизма планктона. В водохранилищах Волги направленность баланса ОВ меняется как в ходе сезонной сукцессии, так и на различных по морфометрии участках водоемов. По наблюдениям на Рыбинском водохранилище в сезонном цикле автотрофная фаза отмечается в периоды весеннего и летнего максимумов фитопланктона, гетеротрофная — в периоды сезонной депрессии, а также осенью. Положительным балансом ОВ характеризуются мелководные участки; сбалансированностью продукционных и деструкционных процессов — участки с глубинами, близкими к средним для водохранилищ; отрицательной направленностью ($\Sigma A/\Sigma R < 1$) — более глубокие акватории. Среднее для водохранилищ $\Sigma A/\Sigma R$, как правило, ниже единицы, что указывает на гетеротрофный характер функционирования экосистем, которые принимают значительный приток аллохтонного ОВ. Отношение $\Sigma A/\Sigma R$ в каскаде (лето 1991 г.) в основном составляет 0.90–1.16 при крайних значениях 1.30 в Чебоксарском и 0.63 в Горьковском водохранилище.

Таким образом, регулируя сток Волги, каскад водохранилищ играет значительную роль в изменении свойств речных вод, оказывая влияние на ход биологических процессов. Динамика первичного продуцирования в каскаде сопряжена с географической зональностью, а в отдельных водохранилищах зависит от морфометрических параметров, гидрологического и гидрохимического режимов, объема боковых поступлений, условий на водосборе, локального антропогенного воздействия. Зональные климатические изменения прослеживаются для основных факторов, влияющих на развитие альгоценозов: поступление солнечной радиации, температурный режим, количество осадков, длительность безледного периода. Процессы синтеза и деструкции ОВ в водохранилищах Волги находятся в тесной связи друг с другом и тесном взаимодействии с факторами внешней среды, оказывая влияние на формирование гидрохимического и гидрооптического режима водохранилищ. Связь продукционно-деструкционных процессов с географическим положением водохранилищ, их морфологическими и морфоэдафическими характеристиками демонстрирует единство системы «водоем – водосбор».

Список литературы

- Авакян А.Б. Водохранилища – феномен XX столетия // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2005. С. 7–17.
- Бульон В.В. Зависимость годовой продукции фитопланктона от географической широты // Доклады Академии наук. 2003. Т. 389, № 2. С. 261–210.
- Буторин Н.В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах волжского каскада. Л.: Наука, 1969. 319 с.
- Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
- Волга и ее жизнь / Под ред. Буторина Н.В., Мордухай-Болтовского Ф.Д. Л.: Наука, 1978. 348 с.
- Корнева Л.Г. Современные инвазии планктонных диатомовых водорослей в бассейне р. Волги и их причины // Биология внутренних вод. 2007. № 1. С. 30–39.
- Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореф. дис. ...докт. биол. наук. СПб, 2009. 47 с.
- Литвинов А.С. Энерго- и массообмен в водохранилищах волжского каскада. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. 83 с.
- Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М.: Наука, 2004. 156 с.
- Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.
- Одум Ю. Экология. Т. 1. М.: Мир, 1986. 328 с.
- Шнитников А.В. Внутривековая изменчивость компонентов общей увлажненности. Л.: Наука, 1969. 244 с.
- Brylinsky M., Mann K.H. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs // Limnol., Oceanogr. 1973. V. 18, № 1. P. 1–14.
- Mineeva N.M., Litvinov A.S. Long-term variation of chlorophyll content in Rybinsk reservoir (Russia) in relation to its hydrological regime // Management of Lakes and Reservoirs During Global Climate Change. Dordrecht, Boston, L.: Kluwer Academic Publisher, 1998. P. 159–183.
- Rivers of Europe / Tockner K., Uehlinger U., Robinson Ch.T., Eds. Amsterdam: Elsevier, 2009. 736 pp.
- Schindler D.W. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwater // Limnol. Oceanogr. 1978. V. 23, № 3. P. 478–486.

ОЦЕНКА РЫБНЫХ ЗАПАСОВ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ИХ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ

А.Е. Минин, Л.М. Минина

Нижегородская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ»,

603116, г. Нижний Новгород, Московское шоссе, 31, aeminin@mail.ru, lminina@yandex.ru

Географические информационные системы (ГИС) — это системы для сбора, отображения и анализа данных, имеющих пространственную составляющую (Лурье, 2002). Преимущество ГИС-методов в том, что благодаря пространственной привязке даже совершенно разноплановых данных и наложению слоев друг на друга информация интегрируется и представляется визуально таким образом, что становятся очевидными пространственные взаимосвязи объектов, свойства и тенденции, которые нельзя заметить посредством текстовых файлов, электронных таблиц и пр. Благодаря этому в ГИС осуществляется пространственный анализ, способствующий повышению эффективности решения различных научных и прикладных задач (Новикова, 2010).

Для оценки рыбных запасов Чебоксарского водохранилища нами были применены ГИС-технологии. Цель работы — разработка методики оценки рыбных запасов и их пространственного распределения с помощью ГИС-технологий. Задачи: создание модели распределения глубин Чебоксарского водохранилища с помощью ГИС-технологий, вычисление плотностей рыбного населения по данным неводных и траловых съемок на участках с разными глубинами и в разных частях водохранилища (Минин, 2011, 2012), нанесение на ГИС-карту показателей плотности рыбного населения, расчет численности рыб.

Подобные работы проводились по морским организмам (Буяновский и др., 2008). Авторы разработали геоинформационную систему, с помощью которой конструируются карты распределения рыбы и других морских организмов по плотности или биомассе в разных акваториях.

Характеристика района исследований. Чебоксарское водохранилище относится к бассейну Средней Волги, создано самым последним в системе Волжского каскада (в 1981 г.). Водохранилище расположено на территории трех субъектов Российской Федерации — Нижегородской области и республик Марий Эл и Чувашия. Проектным заданием предусматривалась отметка нормального подпорного уровня 68 м, однако, по ряду причин при отметке 63 м водоем существует до сих пор. Длина водохранилища по судовому ходу в зоне распространения подпора 275 км, а общая длина до Нижегородского гидроузла — 335 км. Площадь составляет соответственно 109 и 118 тыс. га (наши данные, полученные с помощью ГИС-технологий). Водоем относится к типу равнинноречных рекообразных водохранилищ (Исаев, Карпова, 1989). В продольном направлении по морфологическим и гидрологическим параметрам Чебоксарское водохранилище подразделяется на четыре основных участка: верхнеречной, среднеречной, озерный и приплотинный. По глубине выделяются три экологические зоны: литораль, сублитораль и батиналь с имеющейся над каждым из них толщей воды — пелагиалью (Поддубный, 1971).

Материал и методы. Материалом для настоящей работы послужили фондовые материалы Нижегородской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ» за 1982–2011 гг. и личные сборы одного из авторов, проведенные в 1998–2011 гг. Данные по количественным показателям рыбного населения были собраны в ходе неводных и траловых съемок. Проведено 837 траловых съемок и 529 неводных съемок (из них мальковая волокуша — 274, мальковый невод — 217, промысловый невод — 38).

С целью более точной оценки плотности рыбного населения и изучения его пространственного распределения была построена модель распределения глубин Чебоксарского водохранилища с помощью ГИС-технологий.

Основой для создания модели распределения глубин послужили лоцманские карты (Атлас ..., 2004; Карта ..., 1986). В ГИС предварительно осуществлялась пространственная привязка отсканированных карт лоций к космическим снимкам Landsat 5 за 2011 г., которые были получены через Интернет-сервис предоставления снимков Геологической службы США (<http://glovis.usgs.gov>).

По привязанным картам лоций было оцифровано 11117 точек измерения глубин, в атрибутивную таблицу векторного слоя занесены соответствующие каждой точке значения глубины. Кроме того, для более точного построения модели глубин расставлено 8120 точек с «нулевой» глубиной (точки по берегам водохранилища и по краям островов).

Далее по точкам с отметками глубин в ГИС была создана модель распределения глубин — растровая поверхность в формате Grid. Grid — это тип растрового файла, представляющий собой слой из пикселей, в котором для каждой ячейки имеется запись значения измеряемой величины (ArcView Spatial Analyst ..., 1996). В нашей модели каждому пикселю присвоено интерполированное значение глубины, пространственное разрешение — 5 м в пикселе.

Грид создавался посредством интерполяции, которая позволяет вычислить значения для всех ячеек раstra по значениям ограниченного числа точек измерений какой-либо величины. Интерполяция может использоваться для предсказания значений любых географических данных, измеряемых в определенных точках рельефа, уровня осадков и т.д. (ArcView Spatial Analyst ..., 1996). В качестве способа интерполяции выбран метод сплайн. В этом методе используется условие минимальной кривизны поверхности, проведенной через входные точки. Сплайновая интерполяция является наилучшей для плавно изменяющихся поверхностей, таких, как равнинный рельеф, уровень грунтовых вод и т.д. (ArcView Spatial Analyst ..., 1996).

По Grid-модели создавались векторные слои (в формате полигональный шейп-файл) участков акватории водохранилища с различными глубинами, облавливаемыми соответствующими орудиями лова (мальковая во-

локуша 0–1 м, мальковый невод — 1–3 м, промысловый невод — 3–5 м, донный трал — более 5 м). Векторная карта глубин дает представление о расположении трех экологических зон — литорали, сублиторали и батииали (Поддубный и др., 1990).

Акватория водохранилища была поделена на условные участки по километражу судового хода р. Волга с интервалом в 50 км (7 участков). Выбор районирования не по квадратам (Поддубный и др., 1990), а по отрезкам определялся рекообразным типом водохранилища. Плотность рыбного населения по данным неводных и траловых съемок вычислялась отдельно для каждого из 7 участков. При этом количество экземпляров на гектар бралось усредненное по каждому орудия лова (соответственно, по каждому интервалу глубин) от всех съемок по участку. Соответственно, векторные слои с глубинами были поделены на 7 участков, в которых для каждого интервала глубин указывалась плотность рыбного населения (экз./га).

Результаты. В результате нанесения на карту показателей плотности рыбного населения (экз./га) по каждому из условных участков для каждого интервала глубин была получена наглядная картина распределения рыбного населения по акватории водохранилища (рис. 1).

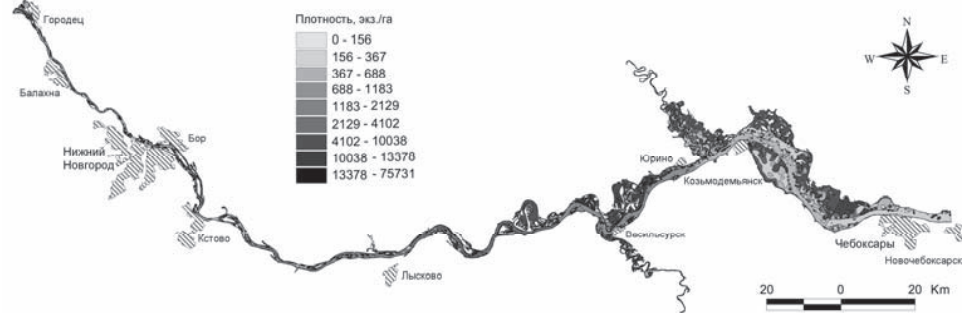


Рис. 1. Карта распределения плотности рыбного населения Чебоксарского водохранилища.

Практическое применение полученной карты состоит в том, что по ней можно оценить численность рыбы, например, на озерном участке водохранилища, в так называемом Ветлужском расширении (рис. 2).

По векторным картам в ГИС вычисляем площади, занимаемые различными глубинами на данном участке. Зная площади, занимаемые определенными глубинами и плотность рыбного населения на них, можно оценить численность рыбы (табл. 1).

Подобным образом вычисляется численность рыбы на 10-километровом отрезке среднеречного участка водохранилища между устьями рек Сура и Ветлуга (рис. 2, табл. 2).

Таким образом, ГИС-технологии дают возможность проведения более точной оценки численности рыб, а также построения наглядной картины распределения рыбного населения.

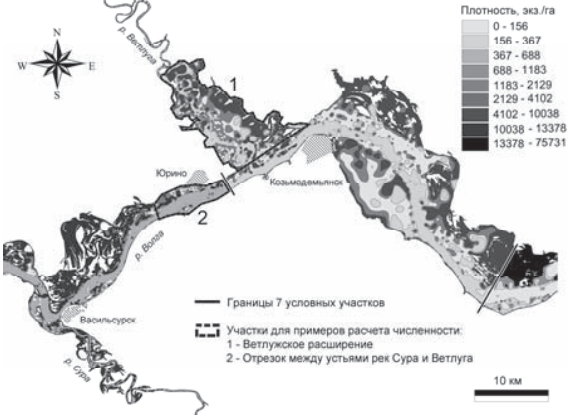


Рис. 2. Фрагмент карты плотности рыбного населения.

Таблица 1. Расчет численности рыбы в Ветлужском расширении Чебоксарского водохранилища

Глубина, м	Площадь, занимаемая глубинами, га	Плотность рыбного населения на условном участке, экз./га	Количество рыбы, экз./га
0-1	3568.5	10038.1	35821103
1-3	2958.2	1493.9	4419107
3-5	2417.6	156.0	377218
более 5	4061.3	366.9	1490253

Таблица 2. Расчет количества рыбы на 10-километровом отрезке Чебоксарского водохранилища между устьями рек Сура и Ветлуга

Глубина, м	Площадь, занимаемая глубинами, га	Плотность рыбного населения на условном участке, экз./га	Количество рыбы, экз./га
0-1	317.1	13377.9	4242116
1-3	454.6	1982.2	901108
3-5	978.7	129.7	1269288
более 5	2481.9	498.9	1238220

Аналогично планируется создать геоинформационные карты распределения ихтиомассы, видового разнообразия и других количественных показателей, распределенных в пространстве.

Список литературы

Атлас единой глубоководной системы Европейской части РФ. Река Волга от Рыбинского гидроузла до Чебоксарского гидроузла. Т. 5. Нижний Новгород, 2004.

- Буяновский А.И., Поляков А.В., Бизиков В.А. Оценка структуры популяции и биоразнообразия с помощью ГИС «Картмастер». Автореф. докл. прочитанного на научной конференции, посвященной 70-летию Беломорской биологической станции им. Н.А. Перцова 9–10 августа 2008 г. С. 1.
- Исаев А.И., Карпова Е.И. Рыбное хозяйство водохранилищ. Справочник. 2-е изд., перераб. и доп. М.: ВО «Агропромиздат», 1989. 255 с.
- Карта реки Ветлуга от реки Вохма до устья. Горький, 1986.
- Лурье И.К. Основы геоинформатики и создание ГИС. Дистанционное зондирование и географические информационные системы Часть 1. Под ред. А.М. Берлянта. М., 2002. 140 с.
- Минин А.Е. Применение комплекса орудий лова для изучения структуры рыбного сообщества Горьковского водохранилища // Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов: Мат. докл. I Всерос. конф. с междунар. участием. Борок, 2011. В 2 т. Т. 2. С. 521–528.
- Минин А.Е. Формирование рыбных запасов и перспективы развития промысла на Чебоксарском водохранилище: Автореф. дис. канд. биол. наук. Калининград, 2012. 24 с.
- Новикова Л.М. Методическое пособие по работе с программой Quantum GIS. 2-е изд., испр. и доп. Нижний Новгород: Государственный природный биосферный заповедник «Керженский», 2010. 92 с.
- Поддубный А.Г., Баканов А.И., Сметанин М.М., Терещенко В.Г., Широков С.В. Опыт экологического районирования Рыбинского водохранилища // Экологическое районирование пресноводных водоемов. Рыбинск, 1990. С. 83–144.
- Поддубный А.Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 309 с.
- ArcView Spatial Analyst. Руководство пользователя. М., 1996. 151 с.

РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ УСТЬЕВЫХ УЧАСТКОВ МАЛЫХ РЕК – ПРИТОКОВ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

О.А. Морева, А.А. Клевакин, В.В. Логинов

*Нижегородская лаборатория ФГБНУ ГосНИОРХ,
603116, г. Н. Новгород, Московское шоссе, д. 31, gosniorh@list.ru*

В зону затопления Чебоксарского водохранилища при подъеме его до отметки 68 мБС входят устьевые участки и нижние течения ряда малых рек Нижегородской области, Республик Марий Эл и Чувашской, основными из которых являются: левобережные притоки Узола, Линда, Везлома, Ватома, Керженец, Дорогуча, Рутка, Арда, Парат; правобережные притоки Черная, Кудьма, Сундовик, Сумка, Б. Юнга, М. Юнга, Сундырь. В результате подъема уровня водохранилища гидрологические характеристики данных участков водоемов претерпят серьезные изменения, они фактически войдут в состав водохранилища.

В целях исследования состояния рыбного населения устьевых участков на настоящий момент была проведена ихтиологическая съемка в летне-осенний период 2011 г. Для характеристики русловых участков водоемов также были использованы фондовые материалы Нижегородской лаборатории ГосНИОРХ.

Обобщенные сведения по численности и биомассе рыб в малых реках – притоках Чебоксарского водохранилища приведены в таблице 1.

Ихтиофауна вышеуказанных малых рек – притоков Чебоксарского водохранилища отличается достаточно высоким видовым богатством, всего в них отмечено 36 видов рыб. Самые богатые по числу видов — Керженец, Сундовик, Линда и Сундырь (21–22 вида), меньшее видовое богатство в Дорогуче, М. Юнге, Парате, Ватоме и Черной (7–10 видов).

Практически во всех малых реках присутствуют окунь, плотва и голец. В 80% рек обитают лещ, щука и щиповка, в 70–75% — укляя, елец и пескарь, в 50–56% — язь, густера, голавль, верховка и щиповка сибирская, в 44% — ерш и ротан, в 25% — жерех и линь, в 19% — налим, быстрянка, бычок-кругляк, вьюн, голянь обыкновенный и минога ручьевая, в 12% (в 2-х реках) — карась серебряный, пескарь белоперый, бычок-цуцик, колюшка девятииглая, горчак, в единичных водотоках встречаются судак, белоглазка, синец, карась золотой, тюлька, бычок-головач и подкаменщик.

В вышеуказанных малых реках отмечены виды, занесенные в Красные книги Нижегородской области и Республик Мари Эл и Чувашской: быстрянка русская, голянь обыкновенный, европейская ручьевая минога, подкаменщик обыкновенный, горчак и голавль.

Также в данных реках отмечаются инвазионные виды, проникшие в реки данного региона в 90-е – 2000-е гг., — бычки: кругляк, головач и цуцик; ротан; тюлька и колюшка девятииглая.

Верхние и средние течения рек носят реофильный характер: здесь встречаются быстрянка, голянь обыкновенный, елец. В нижнем течении и устьевых расширениях появляются лещ, судак, густера, белоглазка, красноперка и инвазионные виды.

В целом количественные показатели ихтиофауны рек значительно варьируют в зависимости от протяженности реки и ее гидрологии.

Наиболее богаты по численности рыб Керженец, Кудьма, Парат и Сундовик, по ихтиомассе — Парат, Сумка и Ватома (табл. 1).

Средние значения численности в левобережные притоках составляют 6400 экз./га, в правобережных — 6082 экз./га, средние значения биомассы соответственно — 37.6 и 42.3 кг/га.

Таблица 1. Численность (экз./га) и ихтиомасса (кг/га) малых рек притоков Чебоксарского водохранилища

Реки	Показатель	Участок реки				Среднее
		верхнее	среднее	нижнее	устье	
Левобережные притоки						
Линда	численность	8334	9631	2010	3994	5992
	ихтиомасса	21.9	39.4	28.3	3.1	23.2
	число видов	4	10	12	10	21
Везлома	численность		1414	3534	3334	2761
	ихтиомасса		26.8	25.3	27.8	26.6
	число видов		6	10	11	16
Ватома	численность	5833	429		12350	6204
	ихтиомасса	4.7	7		177.3	63
	число видов	1	4		8	10
Керженец	численность	25971	26049	3760		15088
	ихтиомасса	18.2	8.9	7.8	52.8	21.93
	число видов	13	17	15	8	22
Дорогуча	численность				1458	1458
	ихтиомасса				28.3	28.3
	число видов				7	7
Рутка	численность			646	12555	6601
	ихтиомасса			14.3	39.4	26.8
	число видов			6	8	12
Арда	численность			3500	5434	4467
	ихтиомасса			14.3	39.4	26.8
	число видов			5	10	14
Парат	численность			1250	16014	8632
	ихтиомасса			8.5	160.5	84.5
	число видов			1	8	9
Правобережные притоки						
Черная	численность	750	1406	4750	222	1782
	ихтиомасса	48.3	53.2	26.4	22.7	37.7
	число видов	3	5	9	4	10
Кудьма	численность	26875	14563	6806	8739	14246
	ихтиомасса	19.8	103.1	20.8	50.1	48.5
	число видов	7	6	8	13	15
Сундовик	численность	313	16451	3786	15138	8922
	ихтиомасса	1	34.3	55.4	71.8	40.6
	число видов	1	16	9	13	22
Сумка	численность		1300	333	8813	3482
	ихтиомасса		10.9	2.8	230.1	81.3
	число видов		6	3	5	11
Большая Юнга	численность	2260	7734	4878	900	3943
	ихтиомасса	13.8	43.3	17.3	33.4	26.9
	число видов	6	11	12	6	14
Сундырь	численность		250	5000	7101	4117
	ихтиомасса		0.1	25.5	30	18.6
	число видов		1	8	15	21

Для устьевых участков рек данные показатели были несколько выше: 7877 экз./га и 66.1 кг/га для левобережных притоков и 6819 экз./га и 73.0 кг/га для правобережных, что связано с заходом рыб из водохранилища.

Видовое богатство устьевых расширений притоков насчитывает 24 вида, 5 из которых (20%) являются инвазионными. Виды, занесенные в Красные книги, в устьевых расширениях исследованных водотоков практически не встречаются (исключая голавля, занесенного в Красную книгу республики Марий Эл) (табл. 2, 3).

Во всех устьевых расширениях обитают плотва и окунь. При этом в 9 рассматриваемых водотоках из 14 (64% устьев) плотва была в составе доминирующих видов, в 8 — окунь (57%). В 2 водоемах (Везлома и Парат) плотва оказалась абсолютным доминантом, занимая 78–79% в уловах.

В 72–79% рассматриваемых устьевых участков обитали укля, лещ, щука и язь, при чем в 5 из них укля входила в состав доминирующих видов (в 3-х была абсолютным доминантом, занимая 53–67% в улове).

В 58% устьевых участков отмечены красноперка и елец, в 43% — густера, щиповка и ротан, 29–22% — ерш, линь и пескарь об., в 14% — жерех, голавль, бычки кругляк и цуцки, верховка, в единичных устьях встречались белоглазка, карась серебряный, тюлька, бычок-головач, голец.

Из 14 устьевых расширений в 3 преобладала плотва, в 3 — укля, в 1 плотва — ротан, в 1 — окунь — пескарь, в 1 — красноперка — окунь, в 1 плотва — укля — елец, в 1 плотва — окунь, в 1 — елец — окунь, в 1 — верховка. Таким образом, основу доминирующих видов составляют плотва, окунь и укля.

Полученные данные показывают, что рыбное население 6 исследованных устьевых участков (43%) носит реофильный характер, 4 (29%) — лимнофильный характер, 4 (29%) — реофильно-лимнофильный. В 7 устьевых расширениях (50%) отмечены виды-вселенцы.

Таблица 2. Видовой состав (% в улове) рыбного населения устьевых участков правобережных притоков Чебоксарского водохранилища

Виды	Черная	Кудьма	Сундовик	Сумка	Бол. Юнга	Сундырь
Лещ		2.22	6.01		5.56	0.72
Щука	1.58	0.44				0.72
Жерех		0.44				
Язь	2.63	0.78	1.37		22.22	7.53
Плотва	5.26	8.44	8.64	46.10	5.56	1.79
Окунь	34.74	55.94	11.70	2.84	2.78	12.90
Густера	0.53	1.44				
Белоглазка						
Красноперка			0.11	2.84		2.51
Карась						0.36
Линь			0.53	2.13		
Голавль			1.37			
Уклея	1.58	20.64	66.70		52.78	64.16
Тюлька		4.11				
Ерш		1.11				1.08
Елец		3.44	0.32		11.11	
Пескарь	44.74	0.89				
Бычок кругляк			1.16			0.72
Бычок головач						1.79
Бычок цуцик			1.69			2.87
Верховка						0.36
Голец	0.53					
Щиповка	8.42	0.11	0.11			0.36
Ротан			0.32	46.10		2.15
Сумма, %	100	100	100	100	100	100
Число видов	9	13	13	5	6	15

Таблица 3. Видовой состав (% в улове) рыбного населения устьевых участков левобережных притоков Чебоксарского водохранилища

Виды	Линда	Везлома	Ватома	Керженец	Дорогуча	Рутка	Арда	Парат
Лещ		3.30	5.61		4.76	0.30	2.86	6.33
Щука	1.89	2.45	1.32		4.76	3.02	0.48	2.53
Жерех		0.24						
Язь	1.89	3.06		14.29	14.29			2.53
Плотва	24.53	78.70	48.18	28.57	14.29	16.92	12.38	77.64
Окунь	18.87	3.79	22.11	28.57	23.81	7.85	30.48	5.06
Густера		0.12	0.99				1.90	2.11
Белоглазка		0.24						
Красноперка			8.91		9.52	21.15	45.71	1.27
Карась								
Линь							1.90	
Голавль		0.24						
Уклея	22.64	4.16	12.54	14.29		7.85	1.90	
Тюлька								
Ерш		1.84					0.95	
Елец	24.53	1.59		14.29	28.57			2.53
Пескарь	3.77							
Бычок кругляк								
Бычок головач								
Бычок цуцик								
Верховка						35.35		
Голец								
Щиповка	1.89		0.33					
Ротан		0.12				7.55	1.43	
Сумма, %	100	100	100	100	100	100	100	100
Число видов	8	13	8	5	7	8	10	8

Проведенный статистический анализ критерием Фридмана — непараметрическим аналогом дисперсионного анализа повторных измерений — показал различия устьев рек по параметрам численности, ихтиомассы и числу видов ($F=24.154$; $p < 0.05$). Достоверные различия также обнаружены по комплексу информационных индексов (Симпсона, Шеннона, Пиелу, Маргалефа) между устьями рек ($F=33.00$; $p = 0.00$).

Однако следует заметить некоторые общие тенденции, характерные для устьевых участков малых рек. Так, показатели численности и биомассы рыб в устьях малых рек выше, чем в русловой части, что, безусловно, связано с влиянием водохранилища.

В устьевых участках обычны плотва, окунь, уклея, лещ, щука, язь, красноперка и елец. Преобладающими видами являются плотва, окунь и уклея. Доля инвазионных видов здесь значительно выше, чем в руслах рек, но краснокнижные виды практически не встречаются. Рыбное население около 60% рассмотренных устьевых расширений носит характер лимнофильности.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ЗООПЛАНКТОНА В РАЗЛИЧНЫХ БИОТОПАХ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

¹О.В. Мухортова, ²Р.З. Сабитова

¹Институт экологии Волжского бассейна РАН, 445003 Тольятти, ул. Комзина 10

²Бакирский государственный университет, 450074 РБ г. Уфа, ул. Фрунзе 32

muhortova-o@mail.ru, sabrima@rambler.ru

Саратовское водохранилище расположено на территории нижнего Поволжья. Входным для водохранилища служит створ Жигулевской ГЭС (г. Тольятти), замыкающим — створ Балаковской ГЭС (г. Балаково). Заполнение водоема происходило в 1967–68 гг. Протяженность водохранилища по главному судовому ходу 336 км, площадь акватории при НПУ 1831 км², объем 12.9 км³, ширина изменяется от 1 до 12 км, глубина на верхнем участке от г. Самара до п. Печерское — 3 м, ниже г. Сызрани — 8.6 м, максимальная — 26 м. Коэффициент условного водообмена равен 18 (Куйбышевское и Саратовское водохранилища, 1978; Рахуба, 2007).

На состояние экосистемы Саратовского водохранилища существенное влияние оказывает суточная и недельная изменчивость гидродинамических процессов, обусловленная неравномерным режимом работы Куйбышевского и Саратовского гидроузлов. Для Саратовского водохранилища характерны значительные суточные колебания уровня воды (1.5–2.0 м) в верхней части и небольшие (0.5–0.9 м) в нижней (Рахуба, 2007). Такой циклический водообмен формирует пространственную неоднородность качества основной водной массы на всей его акватории (Рахуба, 2007). Во время половодья колебания сглаживаются. Воды Саратовского водохранилища относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы со средней минерализацией 300 мг/л (Рахуба, 2012).

Вопросами изучения зоопланктона водохранилища занимались, в основном, сотрудники Куйбышевской биостанции ИБВВ РАН и ИЭВБ РАН с момента его образования (Вьюшкова, Кузнецова, 1973; Дзюбан, Урбан, 1968; Дзюбан, 1984; Ломакина, 1980, Porchenko et al., 1983 и др.), однако, обобщающих работ, кроме отдельных статей, по этому вопросу практически нет. С конца 80-х гг. XX-го в. изучение было приостановлено, и возобновилось только в XXI в. (Бычек, 1995; Романова и др., 2005; Попов, 2006). С 2005 г. кроме традиционных исследований в пелагической части водоема нами проводились специальные работы по изучению фитофильных комплексов зоопланктона.

В результате проделанной работы в составе зоопланктона Саратовского водохранилища нами зарегистрировано 246 видов (включая 31 форму), что на 134 таксона больше, чем приведено в последних литературных сводках (Попов, 2006). Это обусловлено более частым режимом наблюдений и изучением зоопланктона, развивающегося в различных экотопах водоема.

Работы проводили в районе Мордовинской поймы Саратовского водохранилища: в русловой части самого водохранилища, пелагической части залива у стационара «Кольцовский» ИЭВБ РАН (расположенный в национальном парке «Самарская Лука») и среди зарослей высших водных растений (кубышка желтая (*Nuphar lutea*), стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia*) и розог узколистный (*Typha angustifolia*)).

Таксономический состав зоопланктона русловой части водохранилища и пелагической зоны залива схожи между собой (табл. 1), однако, в районе залива число видов было больше. Это связано, во-первых, со степенью изученности (проанализировано 582 проб из залива и 250 из русловой части) и, во-вторых, с большим удельным видовым богатством зоопланктона в заливе Мордовинской поймы.

Таблица 1. Таксономический состав зоопланктона Саратовского водохранилища в период 2006–2008 гг.

Таксоны	2006-2008 гг.		Попов, 2006
	Саратовское водохранилище	Залив Мордовинской поймы	
Rotifera	140 (59.8%)	147 (59.5%)	40 (35.7%)
Cladocera	60 (26.1%)	66 (26.9%)	48 (42.8%)
Cyclopoida	25 (10.6%)	25 (10.1%)	16 (14.2%)
Calanoida	8 (3.4%)	8 (3.2%)	8 (7.2%)
Итого	233	246	112

Изучение зоопланктона водоема проводили с учетом биологических сезонов. Как известно, ежегодная повторяющаяся внутригодовая смена видов в планктонном сообществе определяется взаимоотношением организмов внутри него (Эдельштейн, 1998). Обычно весной наблюдается бурное развитие диатомового нанопланктона, за которым следует раннелетний пик биомассы зоопланктона. Максимальное количественное развитие зоопланктона в начале лета связано с пиком численности дафний, выедающих нанопланктон, в результате чего в этот период отмечается максимальная прозрачность воды за весь безледный период. После короткой фазы «чистой воды» начинается развитие синезеленых водорослей, часто приводящее к «цветению» воды. Поэтому

на смену крупным дафниям, фильтрующий аппарат которых засоряется синезелеными водорослями, приходят коловратки (Лазарева, 1995; Столбунова, 2006). Не исключено также ингибирующее воздействие массы синезеленых водорослей, в присутствии которых, как показали эксперименты (Садчиков, 1997), снижается развитие разрушающих детрит бактерий, служащих главной пищей рачков-фильтраторов при недостатке нанопланктона. С этим связана летняя депрессия в развитии зоопланктона. В осенний период количественные показатели зоопланктона также не высоки. Это связано, с тем, что в это время в планктоне преобладают мелкие науплии, копеподы и холодолюбивые коловратки (представители родов *Notholca*, *Keratella*), которые в дальнейшем при крайне низких показателях количественной представленности будут отмечаться в составе зимнего планктона (Попов, 2006).

С целью детального изучения сезонной динамики зоопланктона Саратовского водохранилища нами проводились ежемесячные сборы проб (с апреля по октябрь в период с 2006 по 2008 гг.) в районе Мордовинской поймы.

Пробы отбирали по стандартным гидробиологическим методикам (Рылов, 1926; Методика ..., 1975). В пелагической части пользовались батометром Дьяченко (10 л), для концентрации организмов применяли мельничный газ № 64. На мелководных участках в зарослях различных видов макрофитов для отбора использовали мерное ведро, воду из которого процеживали через мельничный газ № 64. Материал фиксировали 4% формалином (Боруцкий и др., 1991; Коровчинский, 2007; Кутикова, 1970; Смирнов, 1971, 1976; Benzie, 2005; Foissner, 2006; Orlova-Bienkowskaja, 2001; Smirnov, 1996).

Установлено, что в русловой части Саратовского водохранилища межгодовые различия численности и биомассы зоопланктона были выражены незначительно: в 2006 г. численность зоопланктона изменялась от 10 до 15 тыс. экз./м³, биомасса — от 0.11 до 1.13 г/м³, в 2007 г. — от 8 до 20 тыс. экз./м³ и от 0.09 до 0.15 г/м³, в 2008 г. — от 7 до 20 тыс. экз./м³; от 0.11 до 0.14 г/м³.

Ярко выраженных сезонных пиков численности и биомассы зоопланктона также не было выявлено, за исключением 2006 г., когда в августе был зарегистрирован абсолютный максимум биомассы для всего периода исследования (1.13 г/м³). Это, возможно, связано с развитием в зоопланктоне относительно крупного по размерам каспийского вида-вселенца *Cornigerius maeoticus*, на фоне массового развития более мелких видов коловраток (*Synchaeta pectinata*, *S. tremula* и *Asplanchna priodonta*) (табл. 2).

В 2007 г. изменение численности и биомассы зоопланктона в пелагической части Саратовского водохранилища происходило равномерно, количественные показатели незначительно уменьшались от весны к осени. Весной доминировали коловратки (табл. 2), в летне-осенний период — веслоногие ракообразные.

В 2008 г. численность зоопланктона в пелагической части водохранилища также уменьшалась от весны к осени, а биомасса — повышалась. Перестройка видовой структуры сообщества наблюдалась в июне. Весной преобладали коловратки (табл. 2), в летнее время — средние по размеру клadoцеры *D. longispina*, *D. cucullata*, с середины лета — крупные клadoцеры (*C. pengoi*, *C. maioticus*), дающие незначительный прирост биомассы.

Наблюдения за ходом сезонного развития зоопланктона в пелагической части залива Мордовинской поймы показали, что межгодовые изменения его численности и биомассы здесь были выражены также незначительно. В 2006 г. значения этих показателей изменялись соответственно от 10 до 19 тыс. экз./м³ и от 0.1 до 0.18 г/м³, в 2007 г. — от 9 до 22 тыс. экз./м³ и от 0.12 до 0.2 г/м³, в 2008 г. — от 11 до 20 тыс. экз./м³ и от 0.13 до 0.25 г/м³. В ходе биологического сезона отмечалось незначительное колебание численности с небольшим снижением к осени. Во все годы исследований в русловой части залива весной развивались мелкие виды зоопланктона, значительная численность которых не соответствовала высоким показателям биомассы: *K. quadrata*, *K. valga*, *A. priodonta*, и ювенильные особи рода *Daphnia*, а в летне-осенний период преобладали крупные и средние по размерам ракообразные — *B. longirostris*, *H. caspia* (табл. 2).

В сообществах зоопланктона, развивающихся среди макрофитов, наблюдаются более заметные сезонные изменения, чем в пелагической части. В зарослях кубышки желтой за весь период исследования численность фитофильных видов зоопланктона колебалась от 19 до 45 тыс. экз./м³, биомасса — от 0.87 до 1.3 г/м³. Резких межгодовых различий также не выявлено: в 2007 г. численность зоопланктона варьировала от 24 до 38 тыс. экз./м³, биомасса — от 0.97 до 1.2 г/м³, в 2008 г. — соответственно от 19 до 29 тыс. экз./м³ и от 0.87 до 1.3 г/м³.

В составе зоопланктона, развивающегося в зарослях кубышки, в основном преобладали крупные клadoцеры (*S. crystallina*, *S. vetulus*), обуславливающие рост биомассы к осени (табл. 2). Кроме них, развивались мелкие виды зоопланктеров, не дающие большой биомассы даже при значительной численности (коловратки *C. unicornis*).

В зарослях стрелолиста обыкновенного показатели численности и биомассы фитофильных видов зоопланктона в 2006 г. менялись от 35 до 75 тыс. экз./м³ и от 1.16 до 2.12 г/м³, в 2007 г. — от 28 до 56 тыс. экз./м³ и от 0.93 до 1.4 г/м³, в 2008 г. от 21 до 45 тыс. экз./м³ и от 1.02 до 1.51 г/м³. Отличительной особенностью сезонного развития зоопланктона здесь являлось преобладание в весенне-летний период крупных ракообразных (*M. varicans*, *E. macrurus*, *S. vetulus*), биомасса которых высока даже при незначительной численности (табл. 2). Перестройка доминирующих комплексов зоопланктона начинается здесь в августе и проявляется в замене ракообразных на коловраток (*P. vulgaris*, *P. aduncus*, *P. quadricornis*) и копеподитов I–III стадий.

В ассоциации рогоза количественные показатели развития фитофильных видов зоопланктона менялись следующим образом: в 2006 г. численность колебалась в пределах от 35 до 83 тыс. экз./м³, биомасса — от 1.37 до 3.9 г/м³, в 2007 г. — от 33 до 82 тыс. экз./м³ и от 1.43 до 2.94 г/м³, в 2008 г. — от 31 до 78 тыс. экз./м³ и от 0.9 до 1.91 г/м³. Особенностью сезонного развития зоопланктона в зарослях рогоза являлось преобладание в весенне-осенний период коловраток (*A. priodonta*, *T. patina*) и клadoцер (*G. testudinaria*). В летний период отмечалась смена доминирующего комплекса зоопланктона, преобладали копеподы (*E. macruroides*) и коловратки.

Таблица 2. Состав доминирующего комплекса видов зоопланктона Саратовского водохранилища в отдельные биологические сезоны

Биотопы	Саратовское водохранилище			Залив Мордовинской поймы		
	Виды-доминанты зоопланктона					
	Биологические сезоны					
	Весна	Лето	Осень	Весна	Лето	Осень
Пелагиаль	<i>A. priodonta</i> , <i>S. pectinata</i> , <i>S. tremula</i> , <i>Testudinella patina</i> , <i>Daphnia longispina</i>	<i>S. pectinata</i> , <i>Filinia longiseta</i> , <i>Daphnia galeata</i>	<i>D. galeata</i> , <i>Cercopagis pengoi</i> , <i>C. maioticus</i>	<i>Keratella quadrata</i> , <i>K. valga</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>Daphnia cucullata</i>	<i>Polyarthra doli-</i> <i>choptera</i> , <i>P. vulgaris</i> , <i>Bosmina longi-</i> <i>rostris</i> , <i>Heterocope caspia</i>	<i>P. dolichoptera</i> <i>P. vulgaris</i> , <i>Ploesoma</i> <i>lenticulare</i> , <i>Chydorus sphaeri-</i> <i>cus</i>
Кубышка	<i>B.longirostris</i> , <i>Diaphanosoma</i> <i>brachyurum</i> , <i>Eudiaptomus graciloides</i>	<i>Trichocerca</i> <i>capucina</i> , <i>P. vulgaris</i>	<i>A. priodonta</i> , <i>Eudiaptomus</i> <i>gracilis</i>	<i>Sida crystallina</i> , <i>Simocephalus</i> <i>vetulus</i> , <i>Conochilus</i> <i>unicornis</i>	<i>S. vetulus</i> , <i>Eurytemora affinis</i> , <i>K. quadrata</i> , <i>K. valga</i>	<i>S. crystallina</i> , <i>T. patina</i> , <i>Mytilina mucronata</i>
Стреловид	<i>T.patina</i> , <i>Rotaria rotatoria</i> , <i>P. vulgaris</i> , <i>Graptoleberis</i> <i>testudinaria</i> , <i>E. macrurus</i> , <i>S. vetulus</i>	<i>P. vulgaris</i> , <i>Megacyclops</i> <i>viridis</i> , <i>D. pulex</i>	<i>P. vulgaris</i> , <i>Platylas</i> <i>quadricornis</i> , <i>Filinia terminalis</i> , <i>E. gracilis</i>	<i>K. quadrata</i> , <i>T. patina</i> , <i>Microcyclops</i> <i>varicans</i> , <i>E. macrurus</i> , <i>S. vetulus</i>	<i>Euchlanis triquetra</i> , <i>D. brachyurum</i> , <i>S. vetulus</i>	<i>P. vulgaris</i> , <i>Pleuroxus aduncus</i> , <i>P. quadricornis</i> , <i>G. testudinaria</i>
Рогоз	<i>A. priodonta</i> , <i>T. patina</i> , <i>R. rotatoria</i> , <i>G. testudinaria</i>	<i>A. priodonta</i> , <i>T. cylindrical</i> , <i>E. macruroides</i>	<i>Pleuroxus</i> <i>truncatus</i> , <i>M. mucronata</i>	<i>S. crystallina</i> , <i>S. vetulus</i> , <i>Eurytemora affinis</i> , <i>E. gracilis</i>	<i>A. priodonta</i> , <i>Cyclops kolensis</i> , <i>Euchlanis lyra</i>	<i>Trichocerca</i> <i>longiseta</i> , <i>P. vulgaris</i> , <i>G. testudinaria</i>

В результате проведенных в 2006–2008 гг. исследований в Саратовском водохранилище было определено 246 видов, что на 134 вида больше, чем указывалось ранее. Количественные показатели развития зоопланктона по сезонам и в межгодовом аспекте отличались незначительно. Колебания численности и биомассы зоопланктона в основном определялись биотопической приуроченностью.

Список литературы

- Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос М.С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. Л.: Наука, 1991. 504 с.
- Бычек Е.А. О видовом составе зоопланктона Куйбышевского водохранилища. Региональные эколого-фаунистические исследования как основа фаунистического мониторинга. Ульяновск, 1995. С. 89–91.
- Вьюшкова В.П., Кузнецова В.И. Характеристика зоопланктона (1968–1971 гг.). Труды Саратовского отделения ГосНИОРХ г. XII. Саратовское водохранилище. Приволжское книжное издательство г. Саратов, 1973. С. 78–93.
- Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Куйбышевское и Саратовское водохранилища. Л.: Гидрометиздат, 1978. 268 с.
- Дзюбан Н.А., Урбан В.В. Численность и распределение некоторых северных вселенцев в зоопланктоне куйбышевского водохранилища. Тез. докл. 1-ой конф. По изучению водоемов бассейна Волги. "Волга-1". Куйбышев, 1968. С. 110–111.
- Дзюбан Н.А. Зоопланктон зарегулированной Волги. Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее Водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 60–73
- Коровчинский Н.М. Ветвистоусые ракообразные отряда Stenopoda мировой фауны (морфология, систематика, зоогеография). М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 410 с.
- Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР (Rotatoria). Подкласс Eurotatoria (отряды Ploimida, Monimetrochida, Paedotrochida). Л.: Наука, 1970. 744 с.
- Лазарева В.И. Методические подходы к анализу структуры трофической сети озер: современное состояние проблем // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия: Мат. Всеросс. конф. с междунар. учас. "Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований". Вологда, 2008. С. 185–188.
- Ломакина Л.В. Фитофильная микрофауна (Rotatoria, Cladocera, Copepoda) Саратовского водохранилища // Биол. наук. 1980. № 8. С. 44–48.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 240с.
- Попов А.И. Современная структура зоопланктона Саратовского водохранилища и экология биоинвазийных видов: Дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2006. 135 с.
- Романова Е.П., Кулаков Р.Г., Кузнецова С.П. Саратовское водохранилище как инвазионный коридор для зоопланктона // Чужеродные виды в голарктике (Борок-2). Тез. докл. второго межд. симпоз. по изучению инвазийных видов. Борок., 2005 г. С. 102–103.
- Рылов В.М. Краткое руководство к исследованию пресного планктона. Волжская биологическая станция. Саратов, 1926. 81с.
- Садчиков А.П. Продуцирование и трансформация органического вещества размерными группами фито- и бактериопланктона (на примере водоемов Подмосковья). Дисс... д-ра. биол. наук. М.: МГУ, 1997. 591 с.

- Смирнов Н.Н. Chydoridae фауны мира. В серии: Фауна СССР, ракообразные, Т.1 Вып.2. Л. изд-во Наука 1976. 237 с.
- Смирнов Н.Н. Macrotycida фауны мира. В серии: Фауна СССР, ракообразные, Т.1. Вып. 2. Л.: Наука, 1971. 553 с.
- Столбунова В.Н. Зоопланктон озера Плещеево. М.: Наука, 2006. 152 с.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М., 1998. 277с.
- Benzie A.H. CLADOCERA: The Genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae) // Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. V. 21. Leiden: Backhuys Publ., 2005. 383p.
- Foissner W. Protozoological monographs. The Sphagnum Ponds of Simmelried in Germany: a Biodiversity Hot – Spot for Microscopic Organisms. Vol. 3, 1. Shaker-Publishers, 2006. 267 p.
- Orlova-Bienkowskaja M.Y. CLADOCERA: ANOMOPODA (Daphniidae: genus *Simocephalus*) Bd. 17. Leiden: Backhuys Publ., 2001. 130 p.
- Popchenko V.I., Lomakina L.V., Popchenko I.I. Classification of Macrophytes in Bodies of water and of aquatic vegetation. Hydrobiological, 1983. V. 19, № 6. P. 81–88.
- Smirnov N.N. CLADOCERA: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the World. Bd. 11. Belgium, 1996. 204 p.

НАТУРАЛИЗАЦИЯ ВИДОВ-РАССЕЛЕНЦЕВ В ВОДОХРАНИЛИЩНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ВОЛГИ И ДНЕПРА

Р.А. Новицкий

Днепропетровский национальный университет им. Олесь Гончара,
49050, Днепропетровск, пр. Гагарина, 72, zoolog@ukr.net

В результате крупномасштабного гидростроительства в СССР с 1930-х гг. Днепр и Волга были зарегулированы почти на всем протяжении своих основных стоков и превращены в каскад водохранилищ. В настоящее время на Волге насчитывается 9 крупных водохранилищ, расположенных почти от истока и до Волго-Ахтубинской поймы. Днепр зарегулирован шестью водохранилищами от впадения р. Припять в Верхний Днепр и практически до Днепрово-Бугского лимана.

Со строительством плотин одновременно создана Единая воднотранспортная глубоководная система Европейской части СССР. Волга была превращена в крупнейшую транзитную водную магистраль, связавшую бассейны Балтийского, Белого, Каспийского и Черного морей. В составе единой воднотранспортной артерии оказались Волга, Дон, Кама, Ока, Москва, Шексна, Нева, Сухона, Северная Двина и такие крупные озера, как Селигер, Белое, Кубенское, Ладожское, Онежское (Слынько и др., 2010).

Создание водохранилищ наряду с другими трансформационными процессами привело к ликвидации естественных почвенных гидрохимических барьеров в виде пойменных террас. Это обусловило возрастание минерализации воды в волжских и днепровских водохранилищах почти в два раза по сравнению с периодом до зарегулирования. Интенсивное развитие промышленности, химизация сельского хозяйства и значительное увеличение площади орошаемых земель явились одними из причин постоянного возрастания трофности водохранилищ. Существенную роль сыграло создание на Волге и Днепре, а также в их бассейнах тепловых энергостанций и теплоцентралей, сбросные теплые воды которых создают в соответствующих участках зоны повышенных температур (Булахов, 1966; Литвинов, 2000).

С начала 1950-х гг. интенсивно происходит процесс преднамеренной интродукции новых для фауны Волги и Днепра видов рыб и беспозвоночных (Карпевич, 1975; Каргова et al., 1996). Рыбоводно-прудовые хозяйства в бассейнах средних и нижних течений Волги и Днепра, зоны сброса теплых вод ТЭС и ТЭЦ, промышленных предприятий и сами водоемы-охладители оказались не только полигонами для целого ряда преднамеренных интродукций теплолюбивых хозяйственно-ценных видов рыб и беспозвоночных, но и местообитаниями для вселенцев, проникших в водоемы случайно при преднамеренной интродукции и в результате необдуманных действий аквариумистов и рыболовов-любителей.

Преднамеренно и случайно интродуцированных и саморасселившихся рыб в бассейне Волги на сегодня насчитывается 43, в бассейне Днепра — около 36 (Слынько и др., 2010). Наибольшая доля чужеродных видов приходится на интродуцированных рыб, а наименьшая — на реинтродуцентов. Среди интродуцированных рыб доминируют представители карпообразных, карпозубых и окунеобразных, среди саморасселяющихся вселенцев наибольшее число видов — представители сельдевых и бычковых. Большинство осетровых являются реинтродуцентами, и только один вид, сибирский осетр — чужеродный.

В Днепре отмечается наибольшее относительное число интродуцированных человеком видов (по сравнению с аутовселенцами). В Волге абсолютное количество интродуцированных человеком рыб сопоставимо с Днепром, однако относительное их число снижается вследствие большого количества аутовселенцев.

Примечательно, что сегодня экспансия чужеродных видов в бассейны крупнейших рек Восточной Европы приобрела массовый взрывной характер. За последние 60 лет общее количество видов во всех реках Восточной Европы и Украины возросло в среднем в 1.5 раза. Среди 36 инвазионных видов рыб в бассейне Днепра и днепровских водохранилищах около 62% видов можно считать натурализовавшимися (Слынько и др., 2010). Кроме того, наблюдается быстрое увеличение числа инвазий в восточной части Черного моря (Болтачев и др., 2009), причем более 58.7% всех зарегистрированных чужеродных видов отмечены в водах Украины (Alexandrov, 2009).

Многие виды животных используют бассейн Днепра как экологический коридор для дальнейшего проникновения в реки Западной Европы. Например, через р. Припять на запад уже проникают чужеродные рыбы и беспозвоночные — *Proterorhinus marmoratus* (Rizevsky et al., 2007) и *Limnomysis benedeni* (Semenchenko et al., 2007).

За период с 2000 г. по 2011 гг. число видов ихтиофауны Волги и Днепра увеличилось более чем в два раза по сравнению со всем предшествующим периодом (начиная с 1950-х гг.). Этот процесс продолжается и сегодня. Например, в старейшем водохранилище днепровского каскада — Днепровском (Запорожском) водохранилище — в 2000–2010 гг. фауна рыб и водных беспозвоночных пополнилась 6 новыми видами: *Benthophiloides braueri* (Perciformes), *Synurella ambulans* (Amphipoda), *Rivulogammarus kischineffensis* (Amphipoda), *Eriocheir sinensis* и *Rhithropanopeus harrisi tridentata* (Decapoda), *Katamysis warpachowskyi* (Mysidacea), которые активно расширяют свои исторические ареалы в Украине. Доказано, что на сегодня в Днепровском водохранилище и его придаточной системе достоверно образовались устойчивые локальные популяции всех видов-вселенцев. Отмечается значительная морфологическая изменчивость морфотипов вселенцев (*Atherina boyeri pontica*, *Pseudorasbora parva*, *Benthophiloides braueri*, *Neogobius melanostomus*), которая по некоторым показателям достигает подвидового уровня, что указывает на интенсивные микроэволюционные процессы в популяциях.

Успешность адаптаций инвазивных животных в новых условиях обитаний прямо обусловлена увеличением их репродуктивных возможностей. Для выживания в биотопах-реципиентах и дальнейшей эффективной натурализации рыбы-вселенцы, например, резко увеличивают количество откладываемой икры, число порций икры, осваивают разнообразные нерестовые станции. Самая успешная стратегия освоения новых биотопов наблюдается у серебряного карася *Carassius auratus gibelio*, у которого средняя абсолютная плодовитость достигает 75–120 тыс. икринок, а сама икра выметывается в 3–4 приема на протяжении мая-июля. За последние 10 лет серебряный карась в водотоках Украины начал встречаться не только на мелководных, заросших растительностью биотопах, но и на русле водохранилищ со значительными течениями, на больших глубинах до 15 м, где он активно кормится, составляя конкуренцию густере, лещу, сазану. Максимальные показатели массы карася в Днепровском и Каховском водохранилищах достигли 2.8–3.0 кг (Новицкий, 2003).

Амурский чебачок *Pseudorasbora parva*, отмеченный в Днепровском водохранилище в 1992 г., быстро осваивает разнообразные станции, агрессивно охраняет свои кладки икры. Плодовитость его в каскаде водохранилищ Днепра достигает в среднем 1200–1400 икринок. На отдельных участках водохранилищ вид достиг чрезвычайных количественных показателей — более 90 экз./100 м². При кризисных ситуациях с хищными рыбами *Pseudorasbora parva* имеет тенденцию к наращиванию численности и в настоящее время является функционально опасным видом прибрежья, который угрожает стабильному развитию ихтиоценоза (Булахов и др., 2008).

Получены данные о плодовитости азово-черноморской сельди *Alosa pontica pontica* в Днепровском водохранилище, которая образовала в водоеме устойчивые локальные популяции. Для этого вида наблюдается четкая порционность нереста, а индивидуальная абсолютная плодовитость достигает 50–56.4 тыс. икринок. Распространение вида вверх против течения Днепра сдерживается отсутствием качественных условий для размножения.

Для вселенцев (*Lepomis gibbosus*, *Perccottus glenii* и др.) отмечаются нетипичные поведенческие адаптации, использование новых трофических объектов. Например, в водоемах центральной Украины в составе пищи половозрелого солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Centrarhidae), который в научной литературе позиционируется как хищник-бентофаг, значительную часть пищевого комка составляет водная растительность (Новицкий, 2011). Виды-вселенцы (*Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*, *Neogobius melanostomus* и др.) более агрессивно защищают места кладок икры и «контролируют» станции обитания. Такие физиологические и поведенческие приспособления видов-вселенцев направлены на преодоление возможной конкуренции с аборигенными животными и чаще всего приводят к успешной адаптации и натурализации в новых условиях существования.

Стремительное увеличение числа чужеродных видов, пришедших в Днепр из Черного и Азовского морей, их успешная натурализация во многих днепровских водохранилищах обуславливает большую вероятность дальнейшего продвижения чужеродных видов на запад Европы. Учитывая, что многие из чужеродных видов являются функционально опасными для экосистем-реципиентов (*Perccottus glenii*, *Pseudorasbora parva*, *Neogobius melanostomus* и др.), существует реальная опасность массового биологического загрязнения водоемов стран-соседей Украины.

На сегодня значительную опасность для водных экосистем-реципиентов и аборигенного комплекса рыб Европы могут представлять такие виды как чебачок амурский *Pseudorasbora parva*, ротан-головешка *Perccottus glenii*. Средний уровень угрозы может создавать карась серебряный *Carassius auratus gibelio*, тюлька черноморско-азовская *Clupeonella cultriventris cultriventris*, бычок-кругляк *Neogobius melanostomus*, бычок-цуцик *Proterorhinus marmoratus*. Незначительный уровень угрозы представляют берш *Stizostedion (Sander) volgense*, бычок кнут *Mesogobius batrachocephalus* и атерина черноморская *Atherina boyeri pontica*.

Крупнейшие реки Европы в своем нижнем течении могут обеспечивать миграции для экзотических эвригаллиных Decapoda (например, *Eriocheir sinensis* и *Rhithropanopeus harrisi tridentata*). Китайский мохнаторукий краб впервые отмечен в Днепровском (Запорожском) водохранилище осенью 2002 г. (Новицкий, 2003), а голландский краб — осенью 2009 г. (Новицкий, 2010). Если на сегодня *Eriocheir sinensis* известен для вод Среднего и Нижнего Днепра по десятку экземпляров (в т. ч. и неполовозрелых), то *Rhithropanopeus harrisi tridentata* пока отмечен только единожды, что не позволяет говорить о натурализации этого вида в пресных водах Украины.

По нашему мнению, относительно малое количество известных точек находок при большой протяженности предполагаемых путей миграции подчеркивает наличие «дырок» в изученности распространения таких видов.

В настоящее время проблема чужеродных видов для России, Украины и Европы в целом имеет исключительно важное экологическое и социально-экономическое значение. Увеличивается количество возникновений крупных экологических катаклизмов, вызванных биоинвазиями видов, таких например как амброзии полыно-листной *Ambrosia artemisiifolia*, колорадского жука *Leptinotarsa decemlineata*, гребневика мнемнопсиса *Mnemiopsis leidyi*, ротана-головешки *Perccottus glenii* и других (Дгебуадзе, 2003; Alexandrov, 2007). Показательной является проблема Великих Озер США, в которых инвазия нового вида-вселенца бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* поставила под угрозу исчезновения около 10 аборигенных видов рыб (Джуд, 2003).

Выявленный характер темпов инвазий в бассейнах Волги и Днепра, который выражается в ускоренном расселении по бассейну понто-каспийских видов, активной натурализацией преднамеренно интродуцированных видов и отчетливая синхронность инвазий рыб в рассматриваемых бассейнах, по нашему мнению, является прямым следствием процесса глобального потепления.

В связи с угрозой неконтролируемых инвазий животных в природные экосистемы России и Украины необходимо организовать систему совместного мониторинга биоинвазий, определения маршрутов инвазивного процесса и выявления видов — потенциальных инвайдеров.

На региональном уровне необходимо разработать отдельные «Кадастровые списки чужеродных видов флоры и фауны», предусмотреть опубликование «Черных книг растений и животных». Актуальными задачами в изучении биоинвазий и их последствий для биоценозов представляются исследования биологии и экологии чужеродных видов, а также разработка эффективных методов сдерживания темпов расселения видов или борьбы с уже натурализовавшимися нежелательными видами.

Список литературы

- Болтачев А.Р., Карпова Е.П., Данилюк О.Н. Находки новых и редких видов рыб в прибрежной зоне Крыма (Черное море) // Вопросы ихтиол. 2009. Т. 49. № 3. С. 318–332.
- Булахов В.Л. Обогащение ихтиофауны Ленинского водохранилища путем акклиматизации полупроходных видов рыб: Дис.... канд. биол. наук. Д.: ДГУ, 1966. 268 с.
- Булахов В.Л., Новицкий Р.О., Пахомов О.Е., Христов О.О. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces). Д.: ДНУ, 2008. 304 с.
- Дгебуадзе Ю.Ю. Национальная стратегия, состояние, тенденции, исследования, управление и приоритеты в отношении инвазий чужеродных видов на территории России // Инвазии чужеродных видов в Голарктике: материалы Американско-российского симпозиума по инвазийным видам. Борок: ИБВВ, 2003. С. 26–34.
- Джуд Д.Дж. Влияние бычков кругляка (*Neogobius melanostomus*) и цуцика (*Proterorhinus marmoratus*) на аборигенные виды рыб Великих озер // Инвазии чужеродных видов в Голарктике: материалы Американско-российского симпозиума по инвазийным видам. Борок: ИБВВ, 2003. С. 228–246.
- Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизаций водных организмов. М.: Пищ. пром-сть, 1975. 342 с.
- Литвинов А.С. Энерго- и масс-водообмены в каскаде Волжских водохранилищ. Ярославль: ЯрГТУ, 2000. 83 с.
- Новицкий Р.А. О находках китайского мохнаторукого краба *Eriocheir sinensis* (Decapoda) в днепровских водохранилищах // Вестник зоологии. 2003. Т. 37. № 3. С. 30.
- Новицкий Р. Рыболовные рекорды Приднепровья. Д.: Проспект, 2003. 86 с.
- Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 4. С. 74–89.
- Новицкий Р.О. Нові види гідробіонтів-аутовселенців у Дніпровському водосховищі // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. 2010. № 2(43). С. 373–377.
- Новицкий Р.О. Натурализи́ация чужорідних видів в Україні: освоєння плацдарму для захоплення Європи? // Теоретичні та практичні аспекти оології в сучасній зоології: мат-ли IV Міжнародної науково-практичної конференції (5–8.10.2011 р., м. Київ - м. Канів). Київ: Фітосоціоцентр, 2011. С. 60–63.
- Alexandrov B. Trends of aquatic alien species invasions in Ukraine // B. Alexandrov at all. Aquatic Invasions. 2007. Vol. 2, Issue 3. P. 215–242.
- Karpova E.I., Petr T., Isaev A.I. Reservoir Fisheries in the Countries of the Commonwealth of Independent States // FAO Fisheries Circular. 1996. 915. 132 pp.
- Rizevsky V., Pluta M., Leschenko A., Ermolaeva I. First record of the invasive Ponto-Caspian tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) from the River Pripyat, Belarus // Aquatic Invasions. 2007. Vol. 2. Issue 3. P. 275–277.
- Semenchenko V., Razlutsky V., Vezhnovetz V. First record of the invasive Ponto-Caspian mysid *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 from the River Pripyat, Belarus // Aquatic Invasions. 2007. Vol. 2. Issue 3. P. 272–274.

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРОФИЛЛА «А» В ВОДНЫХ МАССАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ НИЖНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

В.И. Номоконова

Институт экологии Волжского бассейна РАН
445012 г. Тольятти, ул. Комзина 10, vnomokonova@mail.ru

Исследования динамики содержания хлорофилла «а» (Хл.), признанного единственным экспресс-методом определения биомассы фитопланктона и широко применяющемся при изучении первичной продукции планк-

тона (Бульон, 1983), в водной массе водохранилищ Нижней Волги были начаты И.Л. Пыриной (1966) в 1958 г. и в 1986 г. в донных отложениях — В.И. Номоконовой (1991 и др.). Позднее, при проведении рейсов по всей Волге в 1960, 1972 и 1989–1991 гг. закономерности его распределения по акватории нижеволжских водохранилищ изучались сотрудниками ИБВВ РАН (Пырина, Рутковская, Минеева), Белорусского Государственного университета (Ковалевская, Карабанович) и с 1985 г., преимущественно в Куйбышевском водохранилище — ИЭВБ РАН (Номоконова, Паутова).

В настоящей работе обсуждаются результаты изучения динамики содержания Хл. в связи с климатическими и погодными условиями на современном этапе существования водохранилищ. По данным многолетних наблюдений дана краткая оценка распределения содержания Хл. в донных отложениях.

По акватории Куйбышевского водохранилища наблюдения проводили 8–14 августа 2009 и 17–25 июля 2010 гг., Саратовского — 21–28 июня 2010 и 25–28 июня 2011 гг., Волгоградского — 22–24 июня 2011 г. На станциях многолетних наблюдений в Куйбышевском водохранилище пробы отбирали в поверхностном горизонте, интегрированно в фотической и афотической зонах и у дна. В Саратовском водохранилище — по той же схеме в 2010 г., в 2011 г. — в поверхностном слое воды, на глубоких 5 станциях нижнего района — и у дна. В Волгоградском — из поверхностного и придонного горизонтов. При всех рейсах содержание Хл. определялось и в мелководной зоне на глубинах порядка 1 м. Для отбора проб использовали батометр, донных отложений — стратометр, на глубоководных станциях — дночерпатель. Концентрацию пигментов измеряли по стандартной методике (Determination ..., 1966), содержание кислорода и pH среды унифицированными методами (Унифицированные методы ..., 1978).

Особый интерес представляют данные наблюдения в 2010 г. с рекордно выделявшимся (впервые с 1936 г.) жарким летом, отличавшемся как одна из самых крупных в мире климатических аномалий текущего года (Доклад об особенностях климата ..., 2011). Эпицентр летней жары располагался в июне и июле в центре и на юге страны. Максимальные температуры приземного слоя воздуха в июле в г. Самара за редким исключением держались на отметках 30–38 °С. В Куйбышевском водохранилище температура воды в июле 2010 г. колебалась в пределах 23.4–30 °С, в верховьях Саратовского составляла в июне 18–20 °С и увеличивалась до 22–27 °С (у дна 20–25) в его нижней части. Во время проведения других рейсов в нижеволжских водохранилищах она изменялась от 18.0 до 21.4 °С, при этом в Волгоградском водохранилище не превышала 19.2 °С.

Как показали исследования (рис. 1–3), наиболее высоким содержанием Хл. выделялось Куйбышевское водохранилище с сезонным регулированием стока и низким водообменом — 4.1 раз в год (Эдельштейн, 1998) в экстремально жарком 2010 г. Средневзвешенная концентрация в столбе воды в 2010 г. равнялась 11.8 мг/м³, средняя под 1 м² — 178.9 мг/м², в 2009 г. при неустойчивой погоде — соответственно 6.6 мг/м³ и 76 мг/м², в поверхностном горизонте — 69.5 и 37.7 мг/м³.

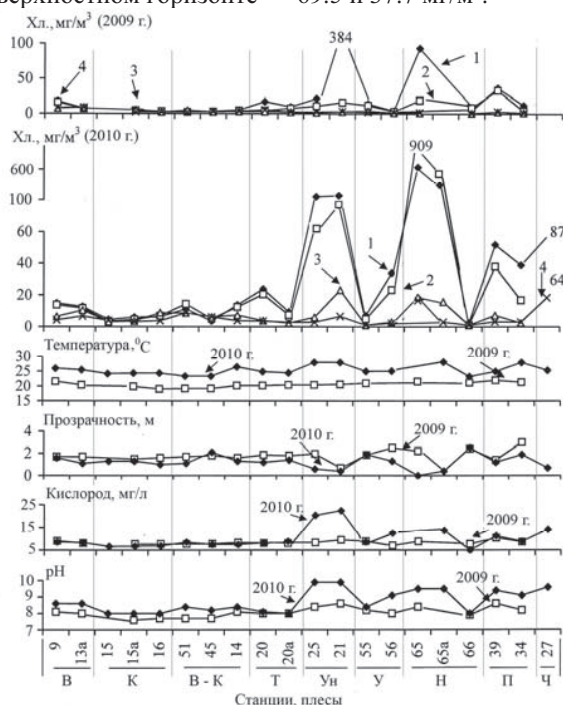


Рис. 1. Изменение по длинной оси Куйбышевского водохранилища содержания Хл. на станциях многолетних наблюдений в поверхностном (1), фотическом (2), афотическом (3) и придонном (4) слоях воды, температуры воды, растворенного кислорода и pH в поверхностном слое в августе 2009 г. и июле 2010 г. Плесы: К — Камский, В — Волжский, В-К — Волго-Камский, Т — Тетюшинский, Ун — Ундорский, У — Ульяновский, Н — Новодевиченский, П — Приплотинный, Ч — Черемшанский залив.

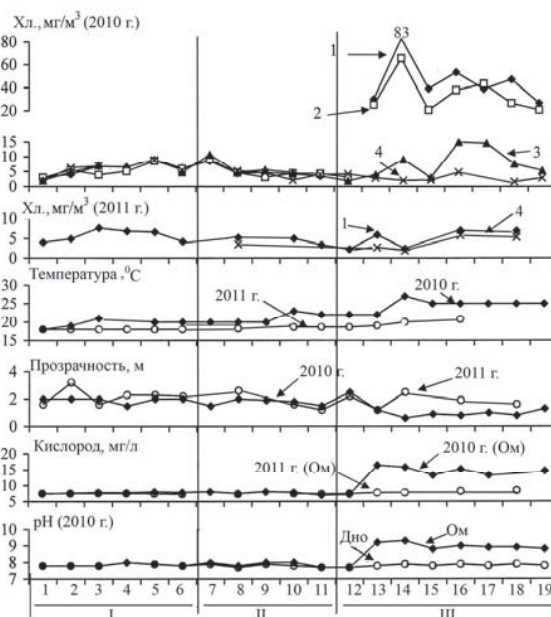


Рис. 2. Изменение по длинной оси Саратовского водохранилища содержания Хл. в поверхностном (1), фотическом (2), афотическом (3) и придонном (4) горизонтах, температуры воды, прозрачности, растворенного кислорода и pH в июне 2010 и 2011 гг. Римскими цифрами обозначены районы водохранилища.

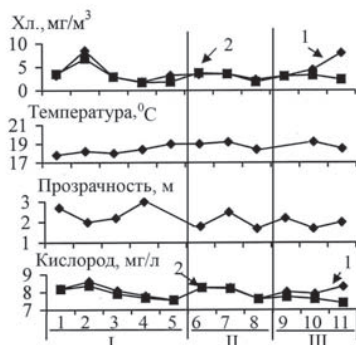


Рис. 3. Изменение по длинной оси Волгоградского водохранилища содержания Хл. в поверхностном (1) и придонном (2) слоях воды, температуры, прозрачности, растворенного кислорода в поверхностном (1) и придонном (2) горизонтах в июне 2011 г. Другие обозначения те же, что и на рис. 2.

Верхние районы водохранилища, гидрологические условия в которых остались близкими к речному режиму, отличаются сравнительно низким содержанием Хл., близкими его концентрациями в поверхностном и придонном слоях воды и меньшей пространственной вариабельностью. В озеровидных плесах при увеличении подпора воды с приближением к плотине ГЭС скорость течения снижается и в летне-осенний сезон может вообще не учитываться обыкновенной речной вертушкой. Содержание фитопланктона (Хл.), представленного в основном синезелеными водорослями, увеличивалось, расширялись пространственные вариации его биомассы, формировалась стратификация водных масс по его концентрации. В поверхностном слое воды содержание Хл. в плесах от Ундорского до Приплотинного в 2009 г. изменяется от 4.1 до 384 мг/м³, в 2010 г. — от 7.1 до 630. В фотической зоне, соответственно, от 3.2 до 33 и от 1.1 до 405 мг/м³. Ниже содержание Хл. резко снижалось: в афотической зоне в 2009 г. до 1.0–3.9, в экстремальном 2010 г. — до 1.0–23.3 мг/м³, в придонном горизонте, соответственно, до 1.0–3.2 и до 1.0–6.6 мг/м³ (в Черемшанском заливе — до 18.5). На мелководьях — в устьях рек Свяга, Утка, Старая Майна, Уса, в убежище Кривуши, Сенгилей в зависимости от биотопа содержание Хл. в 2009 г. изменялось от 5.1 до 47.1 мг/м³ (р. Уса), в экстремальном 2010 г. — от 35.4 до 456 мг/м³ (убежище Кривуши).

Содержание Хл. в Саратовском водохранилище с недельным регулированием стока и водообменом, равным 17.97, в экстремальном 2010 г. было ниже: средневзвешенная концентрация в 2010 г. равнялись 8.2 мг/м³, средняя в столбе воды — 90 мг/м², в поверхностном горизонте — 20 мг/м³. На протяжении первого (практически Самарская Лука) и второго (до с. Кашпир) районов водохранилища с высокой скоростью течения воды содержание Хл. равнялось 2–6 мг/м³, в узких диапазонах изменялось по вертикали и от станции к станции и только в устьях притоков Самара и Чапаевка повышалось до 8.6–9.1 мг/м³. В третьем районе скорость течения воды снижается, хотя по данным Ю.И. Горина (1972) в Приплотинном плесе она остается в 7–12 раз выше, чем в аналогичном плесе Куйбышевского водохранилища. Содержание Хл. увеличивается до 16.7–83 в поверхностном слое и фотической зоне — до 20.6–65.5 мг/м³, резко снижается в афотическом — 3–9 и придонном — 1.6–4.8 мг/м³ горизонтах. Пробы в открытой мелководной зоне отбирали на 11 станциях, содержание Хл. изменялось в пределах 1.8–9.7 мг/м³ и в нижнем районе увеличивалось до 41.2 (в районе с. М. Федоровка) — 56.0 мг/м³ (с. Ивановка).

В июне 2011 г. рейсы по Саратовскому и Волгоградскому водохранилищам проводились при неустойчивой погоде и относительно низком развитии фитопланктона по всей акватории. Содержание Хл. в поверхностном слое воды в Саратовском водохранилище изменялось от 1.2 до 7.6 мг/м³ (среднее 4.7), в Волгоградском — от 1.8 до 10 мг/м³ (среднее 4.0). Изменения по длинной оси водоемов и по вертикали были слабо выражены. В открытой мелководной зоне обоих водохранилищ его содержание на 21 станции изменялось от 3.7 до 12.3 мг/м³.

Та же картина динамики содержания Хл. (рис. 4) в системе нижеволжских водохранилищ, определяемая также погодными условиями, наблюдалась в конце августа 1988 г. (Номоконова и др., 2008.). Пробы в Куйбышевском водохранилище и до г. Самара в Саратовском отбирали при сплошной облачности с выпадением осадков, ниже — в основном при ясной погоде. Температура воды повышалась от 19.6–19.9 °C в Куйбышевском водохранилище до 21–24.8 °C в Волгоградском. В Волгоградском водохранилище формировался максимум в развитии фитопланктона с содержанием Хл. до 69.1, в пятнах «цветения» — до 223 мг/м³.

При формировании максимумов в развитии фитопланктона, наряду с прозрачностью изменяется и химический состав вод. Это видно по динамике величины рН и содержания кислорода в экстремальном 2010 г. (рис. 1, 2). В 2010 г. в Куйбышевском водохранилище с увеличением концентрации Хл. прозрачность воды снижалась от 2.5 до 0.4 м или практически до 0 м (на ст. 65а) при 630 мг/м³ в поверхностном горизонте и 909 мг/м³ в слое 0–1 м, в Саратовском — от 2.5 до 0.6 м. В 2011 г. в водохранилищах Нижней Волги прозрачность воды варьировала от 1.2 до 3 м. Интенсивное развитие водорослей приводило к смещению карбонатного равновесия и, соответственно, к увеличению водородного показателя, в поверхностном горизонте озеровидных расширений Куйбышевского и Саратовского водохранилищ в 2010 г. — до 9.9. Содержание кислорода в 2010 г.

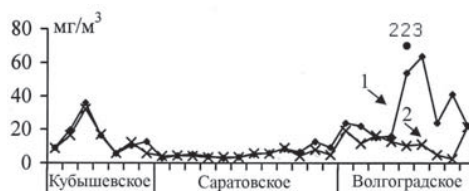


Рис. 4. Изменение содержания хлорофилла «а» в поверхностном (1) и придонном (2) слоях воды по длинной оси водохранилищ в августе 1988 г.

в верховьях Куйбышевского водохранилища изменялось в основном от 6.3 до 7.4 мг/л, в озеровидных расширениях от Ундорского до Приплотинного с увеличением содержания Хл. возрастало до 11.2–22.4 мг/л, в придонном слое снижалось до 1–6.9 мг/л, на ряде станций до ПДК.

Распределение фотосинтетических пигментов в донных отложениях по акватории водоемов, как известно, определяется в основном их морфометрическими особенностями, гидродинамическими условиями и тесно связано с типом грунта. Песчаные грунты характерны для районов с высокой скоростью течения воды — верхних участков Волжского плеса и Камкой ветви Куйбышевского водохранилища, в Саратовском — верхнего и среднего его районов (до с. Печерское). Русло занято преимущественно серым илом, переходная зона — заиленным и илистым песком. Содержание Хл в сумме с феопигментами (Хл+Ф) в слое 0–1.5 см в песчаных грунтах не превышало 12 мкг на 1 г сухого осадка (с.о.), в заиленных и илистых песках увеличивалось до 50, в серых илистых отложениях — до 238 мкг/г с. о. В открытой литорали содержание Хл+Ф в песчаном грунте на глубине 0.5–1.6 м составляло 3.4–13.2 мкг/г с.о. В толще донных отложений содержание Хл+Ф снижается. С учетом площадей, занятых разным типом грунтов, среднее содержание пигментов в верхнем слое донных отложений Куйбышевского водохранилища составляет порядка 50 мкг/г с.о., в Саратовском с высоким водообменом, по В.В. Законнову (1993) низкой скоростью осадконакопления (0.6 мм/год) и слабой заиленностью (10% площади водоема) — 20.

Список литературы

- Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.
- Горин Ю.И. Некоторые черты гидрологического режима Саратовского водохранилища // Тр. ИБВВ. 1972. Вып. 23 (26). С. 35–39.
- Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2010 г. [Электронный ресурс]. Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, 2011. 66 с. Режим доступа: <http://WWW.meteorf.ru/>, свободный.
- Законнов В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Волги // Органическое вещество донных отложений Волжских водохранилищ. СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. С. 3–16.
- Номоконова В.И. Закономерности первичной продукции фитопланктона Куйбышевского водохранилища: Автореф. Дис. ... канд. биол. наук. Иркутск, 1991. 24 с.
- Номоконова В.И., Попченко И.И., Выхристюк М.М. Фитопланктон и содержание хлорофилла «а» в нижеволжских водохранилищах в позднелетний биологический сезон // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия. Вологда, 2008. С. 87–91.
- Пырина И.Л. Первичная продукция фитопланктона в Ивановском, Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах в зависимости от некоторых факторов // Продуцирование и круговорот органического вещества во внутренних водоемах: Тр. ИБВВ АН СССР. М.-Л.: Наука, 1966. Вып. 13 (16). С. 249–269.
- Унифицированные методы анализа вод СССР. Вып. 1. Л., 1978. 144 с.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы и пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
- Determination of photosynthetic pigments in sea water // Monographs on oceanographic methodology. Paris: UNESCO, 1966. P. 9–18.

ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ И ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В КУЙБЫШЕВСКОМ И САРАТОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ В 2009-2010 гг.

В.И. Номоконова, В.Н. Паутова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, 445003, г. Тольятти, ул. Комзина 10, vnomokonova@mail.ru

Первые исследования первичной продукции планктона в нижнем течении Волги были проведены в 1957–1958 гг. (Салманов, Сорокин, 1962; Пырина, 1966, 1974). В Куйбышевском водохранилище наблюдения проводились с мая до сентября и были начаты при его заполнении до проектной отметки (1957 г.), в районе будущего Саратовского водохранилища (образовано в 1968 г.) и начавшего заполняться Волгоградского — в сентябре. В дальнейшем изучение первичной продукции реки продолжали сотрудники ИБВВ РАН в комплексных экспедициях по каскаду волжских водохранилищ, в Куйбышевском водохранилище — экологи Куйбышевской биостанции ИБВВ РАН (позднее ИЭВБ РАН), в Саратовском и Волгоградском водохранилищах — в основном ГосНИОРХ.

Куйбышевское водохранилище, самое крупное в Волжском каскаде, ниже слияния Волги и Камы представляет цепочку обширных озеровидных расширений, Саратовское водохранилище, как и Волгоградское, напоминает медленно текущую реку с менее крупными расширениями по участкам затопленной поймы (Фитопланктон ..., 2003). Верхние районы водохранилищ отличаются высокой скоростью течения воды и высокой весенней паводковой волной. Для Куйбышевского водохранилища характерно сезонное регулирование стока и низкий водообмен — 4.1 раз в год (ниже только в Рыбинском при годовом его регулировании). В Саратовском водохранилище наблюдается недельное регулирование стока воды и водообмен, равный 17.97 (Эдельштейн, 1998).

Целью настоящей работы являлось изучение первичной продукции планктона нижеволжских водохранилищ в начале 21-го столетия, спустя практически 50 лет с начала этих исследований. В Куйбышевском водохранилище наблюдения были проведены 8–14 августа 2009 и 17–24 июля 2010 гг. на станциях многолетних наблюдений, охватывающих всю акваторию водоема, в Саратовском водохранилище — 21–26 июня 2010 г. Первичную продукцию определяли стандартным скляночным методом в его кислородной модификации. Пробы отбирали в поверхностном слое воды, в 2010 г. — и интегральные в целом в фотической зоне с учетом прозрач-

ности воды (S). Их экспонирование в суточном режиме проводили в инкубаторе на палубе судна. Первичную продукцию под 1 м^2 рассчитывали по формуле В.В. Бульона (1983), умножая максимальные ее значения на глубину прозрачности по диску Секки. Параллельно с использованием темных склянок измерялась деструкция органического вещества. Отбор проб проводили в поверхностном слое воды, интегрально в зоне фотосинтеза водорослей, в афотической зоне — в зависимости от глубины станции с глубин, равных 6, 8 и 10 м, далее через 5 м и из придонного слоя воды.

Рейс в первой половине августа 2009 г. по длинной оси Куйбышевского водохранилища начинался при интенсивной циклонической деятельности в атмосфере, сменившей господствующие летом продолжительные антициклоны. К окончанию рейса она ослабевала, и наблюдения в озеровидных расширениях выполнялись при значительно меньшем перемешивании водных масс или при штиле. В поверхностном слое появлялись обширные пятна скопления планктонных водорослей по содержанию хлорофилла «а» достигающие 384 мг/л . Температура воды на станциях отбора проб колебалась от 19 до 22.6°C . Температура приземного слоя воздуха в разные сезоны 2009 г. была выше нормы, но к экстремально высокой не относилась.

Рекордно выделялось (впервые с 1936 г.) жаркое лето 2010 г. — одна из самых крупных в мире климатических аномалий текущего года (Доклад об особенностях климата ..., 2011). Поволжье находилось в центре летней жары. Месячный приход солнечной радиации на европейской части России превышал норму на 40–50%. Температура воды в период наблюдений в июле в Куйбышевском водохранилище варьировала от 22.7 до 30.6°C , в июне в верхнем речном участке Саратовского — от 18 до 20°C , ниже по течению — от 23 до 26.8°C .

Таблица 1. Содержание хлорофилла «а» (Хл.), первичная продукция и деструкция органического вещества в Куйбышевском водохранилище в летний сезон 2009 и 2010 гг.

Отбор проб		Хл, мг/л*	Продукция		Деструкция		П/Д
Плеса, районы	Станции		мг O ₂ /л · сут.*	г O ₂ /м ² · сут.	мг O ₂ /л · сут.*	г O ₂ /м ² · сут.	
июль 2010 г.							
Волжский	9	14.9	4.53	7.25	1.56	21.80	0.3
	13а	12.8	2.45	2.84	0.77	10.90	0.3
	15	4.6	2.73	3.55	0.35	4.56	0.8
Камский	15а	6.0	2.73	3.55	0.45	4.51	0.8
	16	6.2	3.00	3.00	0.43	3.25	0.9
	51	11.3	3.42	3.54	0.68	2.73	1.3
Волго-Камский	45	3.6	2.10	2.31	0.40	3.62	0.6
	14	13.8	1.62	2.11	0.34	4.79	0.5
	20	23.9	5.67	6.80	0.44	10.90	0.6
Тетюшинский	20а	9.4	3.84	5.38	0.44	5.30	1.0
	25	121.4	10.00	6.01	0.94	10.80	0.6
Ундорский	21	109.3	10.40	4.16	0.80	12.04	0.3
	55	7.1	4.40	8.38	0.60	7.23	1.2
Ульяновский	56	34.0	8.10	10.50	0.91	10.40	1.0
	65	405	18.83	7.52	0.76	22.92	0.7
	66	2.4	0.71	1.78	0.33	2.64	0.4
Приплотинный	39	51.9	11.30	13.50	1.57	12.60	1.1
	34	39.0	6.86	13.00	0.73	21.80	0.6
Черемшанский	27	87.5	10.30	7.25	2.15	9.67	0.7
август 2009 г.							
Волжский	9	17.4	2.46	4.19	0.77	9.24	0.5
	13а	7.6	0.83	1.41	0.19	3.42	0.4
	15а	5.4	0.67	1.01	0.16	1.68	0.6
Камский	16	3.2	0.83	1.33	0.16	1.25	0.5
	51	2.5	0.42	0.71	0.16	1.26	0.6
	45	3.4	0.61	1.09	0.16	2.72	0.4
Волго-Камский	14	5.3	0.93	1.48	0.20	3.18	0.5
	20	16.9	2.21	4.08	0.35	10.5	0.4
	20а	9.6	2.40	4.32	0.42	1.47	2.9
Тетюшинский	25	21.1	3.52	6.86	0.38	10.30	0.7
	21	384	13.50	9.45	3.74	8,30	1,1
Ундорский	55	13.8	2.59	4.80	0.64	7.7	0.6
	56	4.1	0.42	1.04	0.10	1.25	0.8
	65	93.7	6.56	6.56	0.44	13.3	0.5
Новодевиченский	66	4.3	1.17	2.80	0.50	3.65	0.8
	39	36.4	6.02	8.43	1.78	10.7	0.8
Приплотинный	34	11.8	1.65	4.95	0.53	12.7	0.4

Примечание. * — здесь и в табл. 2 приведены значения максимальной первичной продукции, соответствующие им величины содержания хлорофилла «а» и средневзвешенная деструкция органического вещества в столбе воды.

Скорость фотосинтеза водорослей в водохранилищах увеличивалась от верхних районов с высокой скоростью течения воды и относительно низким содержанием хлорофилла «а» к нижним районам, на протяжении которых скорость течения снижается и увеличивается содержание фотосинтетических пигментов.

Наибольшей скоростью продуцирования кислорода планктоном, как и содержанием хлорофилла «а», выделялось Куйбышевское водохранилище в июле экстремально жаркого 2010 г. (табл. 1), а по его акватории верхние плесы и система озеровидных расширений. В верхних плесах концентрация хлорофилла «а» изменялась в пределах 3.6–13.8 мкг/л, фотосинтез водорослей — 1.62–3.42 мг O_2 /л · сут. (на ст. 9, соответственно — 14.9 мкг/л и 4.53 мг O_2 /л · сут.), в озеровидных расширениях варьирует, в основном, от 7.1 до 121.4 мкг/л и от 3.84 до 11.2 мг O_2 /л · сут. Наибольший размах показателей продуктивности фитопланктона наблюдался в Новодевиченском плесе: на русловой ст. 65 — 18.38, на мелководной ст. 66 — 0.71 O_2 /л · сут. при содержании хлорофилла «а», равном 405.0 и 2.4 мкг/л.

В августе 2009 г. при неустойчивой погоде интенсивность фотосинтеза снижалась параллельно с уменьшением содержания хлорофилла «а» (табл. 2). В верхних плесах Куйбышевского водохранилища концентрация хлорофилла «а» колебалась от 2.5 до 7.6 мкг/л, в озеровидных расширениях — от 4.1 до 93.7 мкг/л (на ст. 21 в Ундорском плесе — 384). Скорость фотосинтеза в верхних плесах была ниже 1 мг O_2 /л · сут. (на ст. 9 — 2.46), в озеровидных расширениях варьировала в пределах 1.17–6.02 мг O_2 /л · сут. (на ст. 21 — 13.5).

Таблица 2. Содержание хлорофилла «а», первичная продукция и деструкция органического вещества в Саратовском водохранилище в июне 2010 г.

Отбор проб		Хл., мкг/л*	Продукция		Деструкция		П/Д
Плесы, районы	Местоположение станций		мг O_2 /л · сут.*	г O_2 /м ² · сут.	мг O_2 /л · сут.*	г O_2 /м ² · сут.	
Верхний	Бахилова поляна	3.0	0.57	1.14	0.53	4.24	0.3
	с. Зольное	5.5	1.77	2.66	0.91	10.0	0.3
	с. Красная Глинка	5.1	1.68	2.52	0.60	7.8	0.3
	Шелехметская пойма	6.0	1.27	2.54	0.72	7.88	0.3
	ниже р. Чапаевка	9.1	1.43	2.15	0.63	3.47	0.6
Средний	с. Мордово	4.6	1.58	3.16	0.86	8.60	0.4
	с. Печерское	4.4	1.93	3.47	0.74	7.40	0.5
	г. Сызрань	4.3	1.74	2.61	0.46	4.58	0.6
	с. Приволжье	3.1	1.08	2.70	0.50	8.00	0.3
	с. Агрофеновка	30.2	3.49	4.19	1.55	14.71	0.8
Нижний	г. Хвалынский	39.1	4.12	3.71	1.76	15.0	0.2
	напротив р. М. Иргиз	38.9	4.44	4.44	1.64	22.16	0.2
	с. Буераки	26.7	4.31	5.60	0.98	20.6	0.3

В Саратовском водохранилище в июне экстремально жаркого 2010 г. (табл. 2) скорость фотосинтеза в верхнем речном и среднем озерно-речного типа районах при концентрациях хлорофилла «а» 3–9.1 мкг/л изменялась от 1.27 до 1.93 мг O_2 /л · сут. и была выше наблюдаемой в августе в верхних районах Куйбышевского водохранилища. В нижнем районе с увеличением содержания хлорофилла «а» до 26.7–47.2 мкг/л скорость фотосинтеза повысилась до 3.49–4.44 мг O_2 /л · сут. На станции, где его концентрация достигала 83.0 мкг/л (см. статью В.И. Номоконовой в настоящем сборнике), фотосинтез не определялся, поэтому средние и максимальные величины могут быть занижены.

Коэффициент корреляции между интенсивностью фотосинтеза и содержанием хлорофилла «а» в единице объема воды равен 0.79 (рис.).

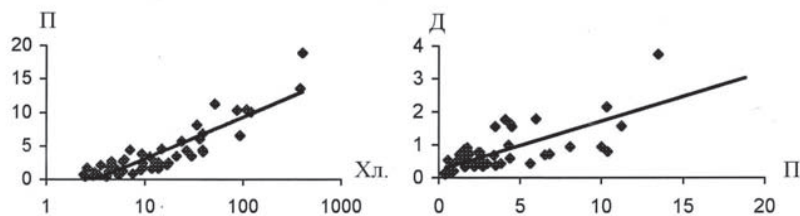


Рис. Связь между содержанием хлорофилла «а» (Хл., мкг/л), первичной продукцией (П, мг O_2 /л · сут.) и деструкцией органического вещества (Д, мг O_2 /л · сут.) в водохранилищах по данным наблюдений в 2009 и 2010 гг.

Первичная продукция фитопланктона под 1 м² в целом определяется скоростью фотосинтеза водорослей и глубиной фотической зоны. При изучении первичной продукции за ее нижнюю границу, где еще возможен фотосинтез водорослей, принимают глубину поступления 1% света от поступающего под поверхность водоема — изофоту 0.01. Это величина не постоянная и по Стимону-Нильсону (Stee-man-Nielsen, 1975) в среднем равна 2.5 S. В Балаганском расширении Братского водохранилища в 1976–1979 гг. была близка к утроенной величине прозрачности воды по диску Секки (Первичная продукция ..., 1983).

В Куйбышевском водохранилище изофота 0.01 располагается между глубинами, кратными удвоенной и утроенной величине по диску Секки и в зависимости от оптических характеристик воды фотосинтез регистрировался до 3.7–6 м (Экология фитопланктона ..., 1989). В Куйбышевском водохранилище в период наблюдений прозрачность воды изменялась в экстремальном 2010 г. от 0.4 до 2.5 м, в 2009 г. — от 1.4 до 3, в Саратовском — в пределах 1–3 м.

Сравнительно невысокой первичная продукция была в верхних плесах водохранилищ, в Куйбышевском изменялась от 0.67 до 1.48 г O₂/м² ·сут. в 2009 г. (кроме ст. 9) и увеличивалась до 2.11–3.55 (кроме ст. 9) в экстремальном 2010 г. Ниже слияния Волги и Камы в 2010 г. варьировала в основном от 4.8 до 13.51 и в более низких пределах в 2009 г. — от 4.08 до 9.40 г O₂/м² ·сут. Минимальные величины — 0.71–1.77 регулярно отмечались на пойменной ст. 66 в Новодевиченском плесе водохранилища и в 2009 г. на ст. 56 в Ульяновском плесе при низком содержании хлорофилла «а» и высокой прозрачности воды (2.5 м). В Саратовском водохранилище первичная продукция в верхних районах изменялась от 2.15 до 3.47, в нижнем — от 3.7–5.6 г O₂/м² ·сут.

Ниже при выражении в ассимилированном углероде показаны средние и максимальные величины интенсивности фотосинтеза и первичной продукции в целом в фотической зоне в водохранилищах:

		Средние		Максимальные	
		мг С/л ·сут.	г С/м ² ·сут.	мг С/л ·сут.	г С/м ² ·сут.
Куйбышевское	2010 г.	1.79 ± 0.31	1.78 ± 0.24	5.65	4.05
	2009 г.	0.82 ± 0.23	1.13 ± 0.20	4.05	2.83
Саратовское	2010 г.	0.68 ± 0.11	0.94 ± 0.10	1.33	1.68

Между скоростью фотосинтеза водорослей и разложения органического вещества в водохранилищах при большом разбросе данных наблюдается прямая зависимость, коэффициент корреляции равен 0.66 (рис.).

Как и скорость фотосинтеза, интенсивность деструкции органического вещества относительно низкой и слабо вариабельной была в верхних районах водохранилищ. В экстремальном 2010 г. скорость деструкции изменялась от 0.35 до 0.77 мг O₂/л ·сут. в Куйбышевском водохранилище (как и фотосинтез, была выше на ст. 9 — 1.56) и от 0.46 до 0.86 в Саратовском, меньше была в 2009 г. в Куйбышевском — 0.16–0.20 мг O₂/л ·сут. (на ст. 9 — 0.77). В озеровидных расширениях Куйбышевского водохранилища в 2010 г. она увеличивалась до 0.4–0.94 мг O₂/л ·сут. и выше была в Саратовском — 0.91–1.76 мг O₂/л ·сут. В широком диапазоне от 0.1 до 3.74 мг O₂/л ·сут. изменялась при неустойчивых погодных условиях в августе 2009 г. в Куйбышевском водохранилище. В целом в водной массе максимальное количество органического вещества за единицу времени минерализовалось в экстремальном 2010 г.: в озеровидных расширениях Куйбышевского водохранилища — в основном до 9.67–21.80 г/O₂/м² ·сут., в нижнем районе Саратовского — 14.71–22.16, в 2009 г. в Куйбышевском — в основном от 7.7 до 13.3, на трех станциях — 1.25–3.65 г/O₂/м² ·сут. Далее приведены выраженные в углероде средневзвешенные величины скорости деструкции органического вещества, в целом под 1 м² и их максимальные значения:

		Средние		Максимальные	
		мг С/л ·сут.	г С/м ² ·сут.	мг С/л ·сут.	г С/м ² ·сут.
Куйбышевское	2010 г.	0.23 ± 0.03	2.88 ± 0.45	0.64	6.88
	2009 г.	0.19 ± 0.06	1.81 ± 0.32	1.12	3.99
Саратовское	2010 г.	0.27 ± 0.04	3.10 ± 0.50	0.53	6.66

Высокая деструкция в Саратовском водохранилище может быть связана с продукцией высшей водной растительности, развитой на обширных мелководьях, с бытовыми и хозяйственными стоками, сбрасываемыми гг. Тольятти, Самара, Чапаевска, Сызрани и др. (Дзюбан, 1975) и, вероятно, обогащенным органическим веществом стоком из Куйбышевского водохранилища с высокой первичной продукцией в 2010 г.

В водохранилищах преобладали деструкционные процессы, первичная продукция лишь на немногих станциях (5) в Куйбышевском водохранилище в экстремально жарком июле 2010 г. была выше деструкции органического вещества (и на двух в 2009 г.). Отношение П/Д наибольшим было в Куйбышевском водохранилище — 0.7, в Саратовском водохранилище — 0.3. Таким образом, результаты исследования показали особенности развития продукционно-деструкционных процессов в нижеволжских водохранилищах в аномально жарком 2010 г.

Список литературы

- Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 151 с.
- Дзюбан А.Н. Первичная продукция и деструкция органического вещества в воде Саратовского водохранилища в 1971 г. // Биол. Внутр. Вод. Информ. Бюл. ИБВВ. Л., 1975. № 25 С. 12–15.
- Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2010 г. [Электронный ресурс]. Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, 2011. 66 с. Режим доступа: <http://WWW.meteorf.ru/>, свободный.
- Первичная продукция в Братском водохранилище. М.: Наука, 1983. 245 с.
- Пырина И.Л. Первичная продукция фитопланктона в Ивановском. Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах в зависимости от некоторых факторов // Продукцирование и круговорот органического вещества во внутренних водоемах: Тр. ИБВВ АН СССР. М.-Л.: Наука, 1966. Вып. 13 (16). С. 249–269.
- Пырина И.Л. Первичная продукция фитопланктона в волжских водохранилищах // Тез. докл. 2-й конф. по изучению водоемов бассейна Волги: Волга-2. Борок, 1974. С. 20–24.
- Салманов М.А., Сорокин Ю.И. Первичная продукция Куйбышевского водохранилища // Изв. АН СССР. Сер. Биол. 1962. № 4. С. 603–613.
- Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовье реки. СПб: Наука, 2003. 220 с.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы и пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
- Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. 304 с.
- Steeman-Nielsen E. Marine photosynthesis. With special emphasis on the ecological aspect. Amsterdam etc.: Elsevier sci. Publ. Co. series 13. 1975. Vol. 13. P. 73–141.

РОЛЬ ЧУЖЕРОДНЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ДОННОЙ ФАУНЫ В ПИТАНИИ ЛЕЩА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.А. Носова

Нижегородская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ», Нижний Новгород, Россия, darsia.nn@gmail.com

Лещ (*Abramis brama* Linnaeus, 1758) — один из важных видов промысловых рыб (Атлас ..., 2003). Известно, что он является бентофагом и предпочитает питаться личинками хирономид, но также потребляются и другие гидробионты, в том числе представители чужеродных бентосных организмов: моллюски рода *Dreissena* и рачки бокоплавов (*Amphipoda*). Дрейссены самостоятельно проникли в водохранилище, существенно изменив структуру гидробиоценозов, став при этом видами — ценозообразователями (Фролова, Баянов, 2010). В отличие от моллюсков большинство видов бокоплавов было занесено в Волгу в ходе акклиматизационных работ, проводимых в разные годы XX века с целью улучшения кормовой базы рыб. С тех пор экосистема водохранилища претерпела значительные изменения (Состояние ..., 2011). Данные по исследованиям бентосных сообществ водохранилища показывают, что амфиподы и дрейссена являются в них массовыми видами, биомассы их велики (Фролова, Баянов, 2010). Таким образом, интересно выяснить роль чужеродных видов в питании леща в условиях современной экосистемы Чебоксарского водохранилища.

Материалом для исследований послужили 107 экз. леща, размером 19–52 см, выловленных траловым методом в акватории Чебоксарского водохранилища. Лов производился на разных участках водохранилища в осенний и летний периоды 2011 г. Обработка содержимого кишечных трактов производилась по стандартным методикам (Руководство ..., 1961).

Полученные данные показали, что большинство лещей предпочитает питаться личинками хирономид: массовая и количественная доли этого компонента в пищевом комке часто превышают 90%. Как правило, содержание чужеродных видов в кишечниках не велико. Амфиподы не являются постоянным компонентом питания рыб: они встречаются в 40% рассмотренных кишечников, и массовая доля их в пищевом комке ничтожна и не более 1.5%. Но, интересно отметить, что отдельные рыбы предпочитают питаться амфиподами. Так у леща возрастом 15 лет в кишечнике было обнаружено достаточно много этих ракообразных: количественная доля их в пищевом комке относительно остальных организмов соответствовала 81%. Но массовая доля здесь составила всего 6.7% в силу незначительного веса рачков. Таким образом, наши исследования показали, что амфиподы для леща играют незначительную роль в питании, не смотря на то, что вселялись они с целью улучшить кормовую базу рыб.

Дрейссена в питании леща играет двойную роль. С одной стороны широко известна ее роль как модификатора среды обитания других организмов (Иванов, 2005). Сообщества, образованные в местах обильного заселения дрейссены, отличаются высоким разнообразием и уровнем развития. Моллюски способствуют развитию кормовых объектов леща, в том числе излюбленного корма — хирономид. С другой стороны дрейссена сама является пищевым объектом для леща. Она встречается в 23% рассмотренных кишечников. Стоит отметить, что на отдельных участках водохранилища лещ весьма активно потребляет моллюсков, при этом, чем старше рыба, тем больше доля содержания их в кишечнике. В массе моллюски начинают встречаться у рыб длиной свыше 30 см. На большинстве же участков содержание дрейссены в кишечниках леща не велико, в количественном и массовом отношении доминируют личинки хирономид.

Таким образом, лещ предпочитает питаться личинками хирономид, хотя в его пищевом комке встречаются и другие организмы. Амфиподы не играют значительной роли в его питании, встречаются они в пищевом комке кишечников не часто и содержание их относительно других пищевых компонентов, как правило, мало.

Дрейссена играет значительную роль в питании леща. Она оказывает положительное влияние на структуру донных сообществ, организмы которых являются кормовой базой рыб-бентофагов. Также дрейссена потребляется крупными представителями леща, на отдельных участках водохранилища является предпочитаемым кормовым объектом.

Список литературы

- Атлас пресноводных рыб России: В 2 т. Т. 2. / Под ред. Ю.С. Решетникова. М.: Наука, 2002. 379 с.
- Иванов В.К. *Dreissena polymorpha* как детерминант консорции макробеспозвоночных прибрежья Рыбинского водохранилища // Чужеродные виды в Голарктике. Борок, 2005. С. 81.
- Руководство по изучению питания рыб в естественных условиях / Под ред. акад. Е.Н. Павловского. М.: Изд. АН СССР, 1961. 262 с.
- Состояние окружающей среды и природных ресурсов Нижегородской области в 2011 году. Доклад. Н. Новгород: 2011. 287 с.
- Фролова Е.А., Баянов Н.Г. Обзор фауны водных беспозвоночных (бентоса, мейобентоса и нейстона) Нижегородской области и сопредельных регионов // Вестник Мордовского университета. Серия «Биолог. науки», № 1. Саранск: Изд. Мордовского университета, 2010. С. 33–41.

ИХТИОФАУНА ЮМАГУЗИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.М. Нурмухаметов

Федеральное Государственное Бюджетное Учреждение «Национальный парк «Башкирия» 453870
Республика Башкортостан, Мелеузовский р-н, п. Нугуш, ул. Абубакирова, 1, Npb.nauka@rambler.ru

Юмагузинское водохранилище расположено на территории Национального парка «Башкирия» и заповедника «Шульган-Таш», в горно-лесной зоне Южного Урала, на р. Белая. Создано в 2003–2004 гг. Тип водохранилища каньонный. Размеры при НПУ: длина 65 км, максимальная ширина 1050 м, глубина 55 м. Средняя ширина 350 м, глубина около 36 м. На месте водохранилища была типичная горная река, с плесами и перекатами. По этим местам проходил всесоюзный туристический водный маршрут. В результате затопления долины, пойма отсутствует, берега представляют собой широколиственный лес на крутых склонах, вплотную подходящий к воде, либо скальные обрывы. Прибрежная растительность отсутствует. Во вторую половину лета наблюдается цветение воды.

Ихтиофауна р. Белой в горно-лесной зоне достаточно описана во многих работах (Цеханович, 1936; Берг, 1948–1949; Парамонов, 1963).

Список ихтиофауны заповедника Шульган-Таш по данным (Лоскутов, 1998) включает 28 видов. Со строительством Юмагузинского водохранилища появились 2 новых вида: ротан *Percottus glenii* Dyb. и чехонь *Pelecus cultratus* L. (Бакалова, 2007). Наше исследование относится к 2010–2012 гг., в основном к ложу водохранилища, зоне выклинивания, до д. Кутаново, и притокам. Выражаем благодарность за некоторые новые данные, предоставленные научным отделом заповедника Шульган-Таш.

Сем. Лососевые – Salmonidae

1. *Ручьевая форель* – *Salmo trutta m. fario* L. Малочисленный вид, встречается в левых притоках реки Белой и водохранилища, р. Батран с притоком Дегтяркой, р. Иргизлы с притоками Каялы, Асияк и Явал. Лимитирующими факторами (также и для тайменя, хариуса) является наличие водохранилища, бобровые плотины на притоках, браконьерство, загрязнение бытовыми отходами и ГСМ от местных жителей и от рекреации. Встречаются особи длиной до 29 см в возрасте 5–6 лет. До зарегулирования стока встречались самки до 60 см.

2. *Обыкновенный таймень* – *Hucho taimen* Pall. До 2005 г. встречались особи до 10 кг. С 2005 до 2011 сведений нет. В 2011 г. поймана особь дл. 30 см. Единичные особи обитают в р. Белой и её притоках.

Сем. Хариусовые – Thymallidae

3. *Обыкновенный хариус* – *Thymallus thymallus* L. Немногочисленный вид р. Белой и всех её притоков. Особи длиной до 30 см. Встречается в зоне выклинивания и приустьевых участках притоков водохранилища. (Парамонов, 1963) называет его обычным, широко распространенным видом. По данным (Лоскутова, 1998), хариус был обычен во всех речках региона заповедника Шульган-Таш, особенно много его было в р. Буйляу. По сведениям (Бакалова, 2007) численность в р. Белой и ее притоках резко сократилась, вероятно, в связи с функционированием Юмагузинского водохранилища.

Сем. Щуковые – Esocidae

4. *Обыкновенная щука* – *Esox lucius* L. Обычный вид водохранилища, р. Белая, в притоках не отмечен.

Сем. Карповые – Cyprinidae

5. *Плотва* – *Rutilus rutilus* L. Обычный вид водохранилища и р. Белой. Особи от 4 до 7 лет, при длине от 20 до 25 см. В 1960-е годы был немногочисленным, в 1990-е — обычным. После запуска водохранилища встречался в реках Батран и Иргизлы. Сейчас в притоках плотва не отмечена.

6. *Обыкновенный елец* – *Leuciscus leuciscus* L. Малочисленный вид зоны выклинивания и р. Белой. Возраст 3–4 года при длине 14.7–15.5 см. После запуска водохранилища встречался и в притоках: рр. Кана, Таравал, Иргизлы, Батран, Мелеуз. В 1960-е и 1990-е гг. — обычный вид р. Белой.

7. *Голавль* – *Leuciscus cephalus* L. Обычный вид водохранилища, р. Белой, в устьях притоков. Возраст 3–6 лет при длине 18.6–23.5 см.

8. *Язь* – *Leuciscus idus* L. После начала работы водохранилища немногочисленный вид р. Белой. В 1950–60-е гг. был обычен, в 1980-е гг. численность резко сократилась, в 1990-е гг. — несколько возросла. В водохранилище малочисленен, случаев поимки в 2010–2012 гг. нет.

9. *Обыкновенный гольян* – *Phoxinus phoxinus* L. Встречается в зоне выклинивания. Обычный вид, обитающий в р. Белой и во всех её притоках. Численность уменьшается.

10. *Краснопёрка* – *Scardinius erythrophthalmus* L. Встречается в водохранилище. Возраст 2–3 года при длине 16.3–18 см. Малочисленный вид р. Белой. Впервые отмечен в 1993 г.

11. *Обыкновенный жерех* – *Aspius aspius* L. Малочисленный вид р. Белой. В 1960-е гг. был обычен, в 1987–88 гг. отмечалось резкое снижение численности, в 1990-е гг. численность стабилизировалась и была довольно высокой, затем вновь начала снижаться. В водохранилище, возможно, обитает, случаев поимки в 2010–2012 гг. нет.

12. *Верховка* – *Leucaspius delineatus* Heck. Малочисленный вид р. Белой.

13. *Линь* – *Tinca tinca* L. Малочисленный вид р. Белой, в водохранилище обычен. В уловах возраст 8–10 лет при длине 28–36 см.

14. *Обыкновенный подуст* – *Chondrostoma nasus* L. Малочисленный вид р. Белой. В 1960-е гг. — обычный вид р. Белой, в 1987–88 гг. численность резко сократилась. В водохранилище возможно обитает, случаев поимки в 2010–2012 гг. нет.

15. Обыкновенный пескарь – *Gobio gobio* L. Обычный вид р. Белой, отмечен в рр. Батран и Иргизлы. В водохранилище встречается в зоне выклинивания.

16. Уклейка – *Alburnus alburnus* L. Обычный вид р. Белой, водохранилища. Возраст 3–5 лет, при длине 15.6–17.7 см. После запуска водохранилища встречался в реках Батран и Иргизлы.

17. Быстрянка – *Alburnoides bipunctatus* Bloch. В водохранилище отсутствует. Малочисленный вид р. Белой и р. Иргизлы. В 1960-е гг. — обычный вид р. Белой, в 1980-е гг. численность сократилась в Белой и Иргизле. В 2008 г. в мае на р. Белая наблюдалась гибель рыб (сообщение Волобуева В.).

18. Густера – *Blicca bjoerkna* L. Обычный вид р. Белой, в 1990-е гг. — редкий. Много густеры появилось в 2003 г., вероятно, в связи с началом функционирования Юмагузинского водохранилища. В начале лета 2006 г. при подъёме воды в водохранилище отмечалась в р. Буйляу. В 2010–2012 гг. в уловах не отмечен.

19. Леуц – *Abramis brama* L. Обычный вид водохранилища, р. Белой. Возраст 4–6 лет при длине 25–34 см. В 1960-е гг. был обычным, в конце 1990-х гг. численность стала сокращаться. При заполнении водохранилища в 2003 г. численность в зоне выклинивания возросла.

20. Серебряный карась – *Carassius auratus gibelio* Bloch. Малочисленный вид в заливах и старицах р. Белой. В уловах особи до 1,5 кг. В водохранилище возможно обитает, случаев поимки в 2010–2012 нет.

21. Золотой карась – *Carassius carassius* L. Малочисленный вид в заливах и старицах р. Белой. В водохранилище возможно обитает, случаев поимки в 2010–2012 нет.

22. Сазан – *Cyprinus carpio* L. Малочисленный вид р. Белой. В водохранилище возможно обитает, случаев поимки в 2010–2012 нет. Карп появился в 2001г., пойман в 2010г. в р. Белой.

23. Чехонь – *Pelecus cultratus* L. Редкий вид р. Белой. Впервые появился в 2002 г. В 2006 г. в верховьях водохранилища наблюдали большую стаю, идущую вверх по течению (сообщение Сайфуллин Я.М., Евграфов В.А.), отмечен в р. Буйляу. В водохранилище возможно обитает, случаев поимки в 2010–2012 нет.

Сем. Балиторы – *Balitoridae*

24. Усатый голец – *Barbatula barbatula* L. Обычный вид р. Белой и её притоков. Встречается в зоне выклинивания.

Сем. Вьюновые – *Cobitidae*

25. Обыкновенная щиповка – *Cobitis taenia* L. Малочисленный вид р. Белой и р. Иргизлы.

Сем. Сомовые – *Siluridae*

26. Обыкновенный сом – *Silurus glanis* L. Обычный вид водохранилища и р. Белой. В 1960-е гг. был редок, в 1990-е гг. численность увеличилась.

Сем. Тресковые – *Lotidae*

27. Налим – *Lota lota* L. Обычный вид водохранилища и р. Белой. В 1960-е гг. был обычным, в 1980-е гг. произошло резкое сокращение численности, затем её рост. В 2005 г. численность вновь резко сократилась.

Сем. Окунёвые – *Percidae*

28. Обыкновенный судак – *Sander lucioperca* L. Обычный вид водохранилища. Малочисленный вид р. Белой, в 1960-е гг. — редкий. В последние годы численность медленно растёт.

29. Обыкновенный ёрш – *Acerina cernua* L. Обычный вид водохранилища и р. Белой.

30. Речной окунь – *Perca fluviatilis* L. В 2006 г. численность резко возросла, окунь появился в речках Батран, Иргизлы с притоком Асияк, Батран, Вашаш, Буйляу. В настоящее время обычный вид водохранилища и р. Белой. В уловах возраст от 3 до 10 лет при длине 13–35 см.

31. Ротан – *Perccottus glenii* Dyb. Редкий вид р. Белой. Встречается в основном в старицах и глубоких заливах. Впервые появился в 2000г (сообщение Косарева М.Н.). В водохранилище возможно обитает, случаев поимки в 2010–2012 нет.

Сем. Подкаменщичковые – *Cottidae*

32. Обыкновенный подкаменщик – *Cottus gobio* L. В водохранилище отсутствует. Малочисленный вид р. Белой и её притоков: рр. Батран, Вашаш, Иргизлы.

Таким образом, на настоящий момент происходит стабилизация ихтиофауны по своим эконишам. Реофили, хариус, форель, заняли притоки, в которых обитали прежде. Таймень, из-за своих крупных размеров, не может там обитать весь цикл, а низкое качество воды не позволяет ему находиться в водохранилище. Таймень спускается из р. Белой с похолоданием воды в зону выклинивания, в приустьевые участки притоков, на глубины. Возможно стабильное обитание, только при искусственном разведении. Виды, зашедшие в притоки, но не свойственные таким водоемам, окунь, елец, плотва, уклейка, густера, ушли оттуда. Наблюдается визуальное, не подтвержденное количественно, постоянное снижение численности видов в р. Белая подкаменщика, ельца, быстрянки, голяна, пескаря. Происходит увеличение численности окуня, судака, леца, сома, плотвы, красноперки, линя в водохранилище и в зоне выклинивания.

Список литературы

Бакалова М.В., Симонова О.И. Ихтиофауна реки Белой в горно-лесной зоне Южного Урала // Ихтиологические исследования на внутренних водоемах: Мат. Междунар. науч. конф. / Редкол.: А.Б. Ручин (отв. ред.) и др. Саранск, 2007. С. 11–13.

Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Ч. I–III. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1948–49. 1382 с.

Лоскутов А.В., Лоскутова И.А. Позвоночные животные заповедника «Шульган-Таш». М., 1998. 40 с.

Парамонов Г.В. Рыбы водоёмов Башкирского заповедника // Тр. Башкирского государственного заповедника. 1963. Вып. 2. С. 115–126.

Цеханович Ю.Б. Рыбы Урала // Природа Урала. Свердловск, 1936. 48 с.

ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЛЕВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОКОВ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.А. Орлов, С.А. Мосияш, М.В. Накарякова, Т.Г. Кураева
ФБУН «Саратовский НИИ сельской гигиены» Роспотребнадзора,
410022, Саратов, ул. Заречная, 1-А, niisgsar@rambler.ru

Широкое использование малых рек сельским населением Заволжья обусловлено дефицитом пресных подземных вод и необходимостью использования других водоисточников. Подземные воды территории Заволжья имеют минерализацию, превышающую нормативные значения в 2–3 раза. В то же время большинство малых рек Нижней Волги имеют небольшой расход и водообеспеченность, низкую скорость течения и малую глубину, что определяет неблагоприятные условия для самоочищения. Высокий уровень зарегулированности малых рек превращает их в цепь слабопроточных водохранилищ, а высокая летняя температура способствует эвтрофированию водоемов. Традиционное расположение населенных пунктов в береговой зоне, широкое использование рек для орошения и рекреации, низкое качество очистки сточных вод усугубляют неблагоприятную санитарную ситуацию на малых реках. Основное питание рек Нижней Волги снеговое, доля которого в Заволжье достигает 100%. Малые и средние реки, являющиеся притоками волжских водохранилищ, находятся в подпоре от них. Дальность проникновения волжской воды в паводковый период в левобережные реки может достигать десятков километров, существенно влияя на эколого-гигиенические параметры водотоков.

В качестве объектов исследования были выбраны типичные заволжские реки: левобережный приток Волги, р. Большой Караман (Б. Караман) и впадающая в него р. Нахой. Обе реки протекают по равнинной местности Советского и Марковского районов Саратовского Заволжья. Протяженность Б. Карамана составляет 187 км, Нахой — около 40 км. Реки Б. Караман и Нахой широко используются для хозяйственно-питьевых нужд местного населения. На р. Нахой расположены 5 населенных пунктов, из них в селах Александровка и Наливная поселковые водопроводы с водозабором из реки, в остальных пунктах р. Нахой используется населением для хозяйственных нужд. На р. Б. Караман расположено 9 населенных пунктов, включая райцентр Советского района — пос. Степное.

Химический состав воды рек Б. Караман и Нахой исследовали в сходных по гидрометеорологических условиях 1986 и 2011 гг., в весенний и летний периоды.

В паводок, вследствие поступления в реки маломинерализованных снеговых вод, величина общей минерализации и содержание основных ионов снижалось, а летом, в связи с возрастанием грунтового питания рек — увеличивалось. Вода в р. Нахой значительно более минерализована, чем вода в р. Б. Караман. За 25 лет величина минерализации и содержание основных ионов в р. Нахой существенно увеличилось, в то время как в р. Б. Караман — осталось на прежнем уровне. В 1986 г. в р. Б. Караман от верховьев к устью реки содержание хлоридов и сульфатов снижалось, видимо, в результате подпора водами Волгоградского водохранилища. В 2011 г. величины этих показателей по течению реки изменялись незначительно.

Содержание органического вещества, характеризуемого показателями цветности, бихроматной, перманганатной окисляемости, БПК₅, в 1986 году отличалось более высокими значениями (табл. 1). При этом минимальные значения показателей были близки, а максимальные — в 1986 г. были выше, чем в 2011 г. в 1.5–4 раза.

Таблица 1. Содержание органического вещества в исследуемых реках

Река	Год	1986		2011	
	Сезон	Весна	Лето	Весна	Лето
	Показатель				
Нахой	Цветность, град.	46-89 64	36-85 58	-	33
	Бихроматная окисляемость, мг/дм ³	62-90 79	45-63 56	-	-
	Перманганатная окисляемость, мг/дм ³	26.2-29.4 27.2	9.6-18.6 12.3	-	11.7
	БПК ₅ , мг/дм ³	9.5-12.2 10.9	4.7-7.6 6.5	-	-
	Цветность, град.	25-57 39.3	20-33 27.1	28-50 38	20-23 19.8
Б.Караман	Бихроматная окисляемость, мг/дм ³	23-76 43	22-56 37	26-39 32	31-35 33
	Перманганатная окисляемость, мг/дм ³	8.6-16.8 12.3	5.8-13.3 10.7	5.2-6.3 5.7	6.3-8.2 7.0
	БПК ₅ , мг/дм ³	3.1-12.9 9.9	2.6-14.6 7.4	1.8-3.0 2.5	2.4-4.4 3.6

Примечание. Над чертой — пределы колебаний, под чертой — среднее значение.

Высокие значения бихроматной и перманганатной окисляемости и БПК₅ в 1986 г. были характерны для створов ниже сельских населенных пунктов. В летний период 1986 г. между показателями мутности, цветности, бихроматной и перманганатной окисляемости установлены корреляционные отношения (табл. 2). Видимо,

органическое вещество поступало в реки в результате смыва дождевыми паводками с территорий ферм, животноводческих комплексов и т.д. В 2011 г. органическое вещество по течению рек распределялось достаточно равномерно и характеризовалось более низкими величинами, что, возможно, связано со снижением в наше время сельскохозяйственного производства и, в частности, животноводства.

Таблица 2. Зависимости между показателями мутности воды и содержания органического вещества в исследуемых реках ($p < 0.05$)

Показатели	Уравнение регрессии	R^2	r
Мутность (X) и цветность (Y)	$Y = 0.869X + 15.8$	0.824	0.91
Мутность (X) и бихроматная окисляемость (Y)	$Y = 0.464X + 32.5$	0.504	0.71
Мутность (X) и перман-ганатная окисляемость (Y)	$Y = 0.146X + 7.2$	0.591	0.77

В 1986 г. отмечен и более высокий уровень содержания соединений минерального азота в р. Б. Караман (табл. 3).

Таблица 3. Содержание соединений минерального азота в исследуемых реках

Река	Год	1986		2011	
	Сезон				
	Показатель	Весна	Лето	Весна	Лето
Нахой	Азот аммония, мг/дм ³	<u>0.28-1.7</u> 0.88	<u>0.20-0.66</u> 0.49	-	<u>0.42-0.52</u> 0.47
	Азот нитритов, мг/дм ³	<u>0.015-0.150</u> 0.069	<u>0.00-0.050</u> 0.028	-	0.016
	Азот нитратов, мг/дм ³	<u>0.6-6.7</u> 2.60	<u>0.5-1.6</u> 0.83	-	<u>0.12-0.26</u> 0.19
	Азот аммония, мг/дм ³	<u>0.40-2.6</u> 0.92	<u>0.20-0.60</u> 0.33	<u>0.16-0.40</u> 0.30	<u>0.05-0.06</u> 0.05
Б. Караман	Азот нитритов, мг/дм ³	<u>0.002-0.100</u> 0.050	<u>0.002-0.120</u> 0.043	<u>0.005-0.044</u> 0.033	<u>0.011-0.015</u> 0.013
	Азот нитратов, мг/дм ³	<u>0.7-4.7</u> 1.90	<u>0.6-3.4</u> 1.52	<u>1.27-5.66</u> 1.78	<u>0.76-1.17</u> 0.94

Примечание. Над чертой — пределы колебаний, под чертой — среднее значение.

Среднее содержание аммонийного азота здесь весной было выше, чем в 2011 г. в 3 раза, а летом — в 6 раз. В р. Нахой в летний период средние концентрации аммония в исследуемые годы были аналогичны. Присутствие аммонийного азота в водоисточнике, как правило, может свидетельствовать о свежем органическом загрязнении. Уменьшение поступления органики в 2011 г. могло быть причиной снижения концентрации аммония.

Обнаружение в воде исследуемых рек нитритов в высоких концентрациях в 1986 г. могло быть связано с наличием токсических веществ, затрудняющих процесс нитрификации. В 2011 г. максимальная концентрация нитритов в реках была в 3.4 раза ниже, чем в 1986 г. Доминирующей формой минерального азота в исследуемые годы являлись нитраты. В р. Б. Караман уровень их содержания практически не изменился, в р. Нахой — существенно понизился.

Содержание фосфора минерального в 2011 г. колебалось в пределах 0.036–0.396 мг/дм³, не изменяясь по сезонам. Коэффициент корреляции 0.55, связывающий его с показателем цветности, может свидетельствовать о роли водосбора в его балансе в реках.

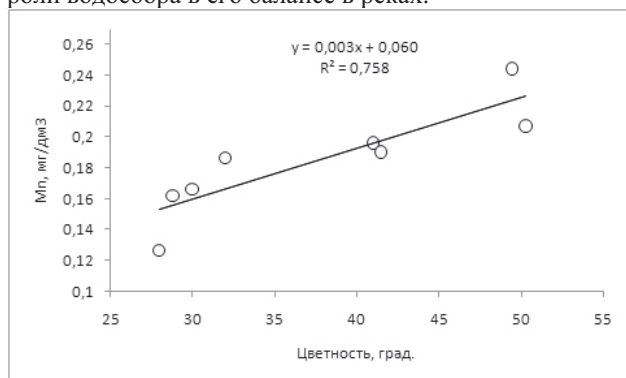


Рис. Зависимость содержания марганца от цветности воды в р. Б. Караман.

Концентрация снижалась до 0.079–0.084 мг/дм³. Причины увеличения содержания марганца в водоисточниках на данный момент не выяснены. Некоторые авторы считают, что его содержание определяется поступлением из донных отложений (Мартынова, 2011). Наши исследования выявили корреляционную связь между концентрацией марганца и цветностью воды в р. Б.Караман в паводковый период (рис.). Весной значения цветности колебались от 28 до 50° по створам реки, летом вода была окрашена равномерно и ее цветность не превышала 20.3°.

В летний период 2009 г. при водоснабжении сельского населения из малых рек Саратовской области возникли проблемы из-за повышенного содержания марганца в воде, используемой для питьевых целей. По данным территориального отдела Управления Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека по Саратовской области содержание марганца в р. Б. Караман составило 0.12–0.13 мг/дм³, в р. Нахой — 0.13–0.15 мг/дм³. Зарегистрировано высокое содержание марганца и в других малых реках Саратовской области.

Весной 2011 г. содержание марганца в р. Б. Караман колебалось в пределах 0.126–0.244 мг/дм³, превышая ПДК по всем створам. Летом его концен-

Цветность воды обусловлена главным образом гуминовыми веществами, поступающими с водосбора (Воронков, Соколова, 1953). Таким образом, можно заключить, что именно водосбор загрязняется соединениями марганца. В связи с этим, в водохранилищах, где боковая приточность в водном балансе играет незначительную роль, содержание марганца на порядок меньше (Орлов и др., 2011).

Таким образом, изменение минерализации воды наиболее выражено в верхнем течении исследуемых рек. Поступление значительных масс волжской воды в паводковый период на расстоянии до 50 км в р. Б. Караман позволяет увеличить объем речного стока и снизить уровень солесодержания воды, создавая тем самым благоприятные условия для разбавления загрязняющих веществ. В 1986 г. приоритетными источниками загрязнения малых рек Нижнего Поволжья являлись сточные воды селитебных территорий, животноводческих ферм и птицефабрик. В настоящее время, в связи со снижением сельскохозяйственного производства, ликвидацией многих животноводческих ферм наблюдается уменьшение содержания в воде рек Б. Караман и Нахой растворенного органического вещества, особенно легкоокисляемого, и, как следствие, снижение содержания соединений минерального азота, особенно характерных для первой фазы процесса нитрификации. Нитраты могут поступать в водоемы с поверхностным стоком с полей, где применялись минеральные удобрения. Увеличение содержания в воде малых рек соединений марганца, наблюдаемое повсеместно, может быть связано с его поступлением с водосбора. Проблема нуждается в дальнейшем исследовании.

Список литературы

- Мартынова М.В. О причинах периодического появления высоких концентраций марганца в московоречских водохранилищах // Водные ресурсы. 2011. Т. 38, № 5. С. 631–632.
- Воронков П.П., Соколова О.К. Гидрохимические характеристики цветности поверхностных вод // Тр. ГГИ. 1953. Вып. 37(91). С. 95–136.
- Орлов А.А., Мосияш С.А., Шашуловская Е.А., Филимонова И.Г., Накарякова М.В. К проблеме загрязнения марганцем водоемов Саратовской области // Актуальные проблемы гигиенической оценки и управления рисками здоровью сельского населения и работников сельского хозяйства: Мат. межрегион. конф. Саратов, 2011. С. 108–112.

ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОЙ РЕКИ ИЛЬДЬ БАССЕЙНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.

Н.Г. Отыюкова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
1525742, п. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, ong70@mail.ru

Река Ильдь, как большинство рек лесной зоны Европейской части России, принадлежит к гидрокарбонатному классу кальциево-магниевого группы рек со средней минерализацией (по классификации Алекина). Внутрigoдовая изменчивость химического состава воды имеет характер типичный для рек этой зоны. Главными ионами, определяющими состав и минерализацию воды р. Ильдь являются гидрокарбонат-ионы, ионы кальция и магния. При изменении минерализации воды, как в течение года, так и по длине реки, сохраняются следующие соотношения между основными ионами: $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$. Содержание главных ионов в реке определяется природными условиями и закономерно изменяется в зависимости от преобладающего типа питания. Химический состав речной воды зависит от сочетания генетических типов вод, поступающих в русло в различные сезоны. По водному режиму р. Ильдь, как и другие реки Ярославской обл., относится к восточно-европейскому типу, который характеризуется ярко выраженным весенним половодьем, летне-осенней низкой меженью, прерываемой иногда паводками, и зимней меженью.

В результате гидрологических и гидробиологических комплексных исследований участок акватории, включающий реку, ее устьевую область и водохранилище, был разделен на несколько зон: I — зона свободного течения притока, II — устьевая область: IIa — переходная зона притока; IIб — фронтальная зона; IIв — переходная зона приемника; III — водохранилище (Цветков и др., 2012). В данной работе рассматривается динамика гидрохимических показателей от зоны свободного течения притока до водохранилища по среднесезонным данным (2006–2010 гг.) в течение всего года.

В зимнюю межень минерализация на всей исследованной акватории достигает максимальных значений (табл. 1). В макрокомпонентном химическом составе вод во все сезоны явно доминируют гидрокарбонат-ионы и ионы кальция. Для минеральных форм азота характерен отчетливо выраженный сезонный ход с зимним максимумом, когда при минимальном потреблении азота происходит разложение органических веществ и переход азота из органических форм в минеральные. От зоны свободного течения притока к устьевому участку наблюдается увеличение содержания нитратов, легкоокисляемых веществ (БПК₅). В отношении химического потребления кислорода (ХПК), цветности, перманганатной окисляемости (ПО), взвешенных веществ, железа общего и растворенного отмечена тенденция к увеличению от зоны свободного течения к фронтальной и дальнейшему снижению (табл. 1). Концентрация нитритов во все сезоны по исследуемой акватории из-за нестойкости очень незначительна (меньше предела обнаружения).

В половодье в зону подпора из русла поступают преимущественно поверхностно-склоновые воды гидрокарбонатно-кальциевого состава. Минерализация в это время во всех зонах в среднем 280–150 мг/л (табл. 1). Для этих вод характерны пониженные значения pH и относительного содержания гидрокарбонат-ионов за счет повышения доли сульфат-ионов, вымываемых из верхних горизонтов почв. Эти воды богаты органическими

веществами, содержащими значительные количества гуминовых веществ и железоорганических комплексов, что обеспечивает максимальные значения цветности, перманганатной окисляемости, железа общего и растворенного (табл. 1). Практически по всем показателям от зоны свободного течения к водохранилищу отмечена тенденция к снижению, за исключением БПК₅. Содержание нитратов от зоны свободного течения к устьевому участку понижается и резко повышается в водохранилище.

Таблица 1. Среднегодовое (2006–2010 гг.) среднесезонные значения гидрохимических показателей в устьевой области р. Ильдъ

Показатель	Зона*	Зима	Весна	Лето	Осень
Σ ионов, мг/дм ³	I	611	276	398	571
	IIa	531	248	383	551
	IIb	407	228	264	388
	IIc	382	198	222	290
	III	-	150	185	218
ПО, мгО/дм ³	I	6.4	21.2	11.6	4.9
	IIa	10.5	19.3	13.2	5.1
	IIb	13.4	19.4	17.0	10.4
	IIc	13.1	15.9	14.8	10.5
	III	-	9.8	13.1	13.5
ХПК, мгО/дм ³	I	14.0	41.5	26.5	15.0
	IIa	17.8	42.3	36.2	17.1
	IIb	28.4	41.3	44.1	25.6
	IIc	23.1	33.9	38.0	23.1
	III	-	24.0	34.0	27.2
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	I	0.9	1.9	1.2	1.1
	IIa	1.9	1.5	1.0	1.1
	IIb	1.7	3.0	3.9	2.8
	IIc	2.3	2.5	2.6	1.6
	III	-	2.7	1.5	0.9
Взвеш. вещ., мг/дм ³	I	6.0	16.3	10.0	8.0
	IIa	16.4	17.4	18.4	9.5
	IIb	10.5	14.8	21.0	13.7
	IIc	5.8	11.3	15.4	8.9
	III	-	12.0	13.6	5.0
Fe общ., мг/дм ³	I	0.41	0.85	0.45	0.25
	IIa	0.65	0.70	0.46	0.31
	IIb	0.54	0.56	0.44	0.37
	IIc	0.39	0.39	0.35	0.23
	III	-	0.25	0.18	0.22
Fe раств., мг/дм ³	I	0.20	0.47	0.20	0.08
	IIa	0.11	0.42	0.15	0.07
	IIb	0.13	0.34	0.2	0.08
	IIc	0.09	0.26	0.17	0.08
	III	-	0.15	0.10	0.11
Цветность, град.	I	40	182	86	27
	IIa	42	194	99	27
	IIb	76	174	118	45
	IIc	63	118	91	48
	III	-	92	89	63
NO ₃ , мг/дм ³	I	1.40	0.94	0.50	0.34
	IIa	1.96	0.67	0.49	0.23
	IIb	2.24	0.75	0.68	0.27
	IIc	2.24	0.76	0.58	0.35
	III	-	3.59	0.82	2.01
NH ₄ , мг/дм ³	I	0.30	0.10	0.07	0.29
	IIa	0.31	0.23	0.10	0.65
	IIb	0.16	0.11	0.16	0.14
	IIc	0.04	0.09	0.14	0.16
	III	-	0.03	0.15	0

* — I — зона свободного течения притока, IIa — переходная зона притока; IIb — фронтальная зона; IIc — переходная зона приемника; III — водохранилище.

Далее в переходный (от половодья к межени) период в составе русловых вод преобладают воды почвенно-грунтового происхождения. При этом значения минерализации увеличиваются. В составе растворенных ве-

ществ доминируют гидрокарбонаты кальция. Содержание органических веществ, железа, значения цветности в воде снижаются.

Во время устойчивой летней межени минерализация увеличивается, отмечено ее плавное понижение от зоны I к III (табл. 1). Значения по органическому веществу (ХПК, ПО, БПК₅), взвешенным веществам повышаются от зоны свободного течения к устьевому участку и снижаются в водохранилище. В зоне подпора происходит аккумулярование органических веществ, приносимых рекой. Установлено, что в водохранилище происходит снижение окисляемости, т.е. водная толща теряет часть приносимого реками органического вещества (Рыбинское водохранилище, 1972). В результате в устьевом участке количество органики выше, чем в зоне свободного течения и в водохранилище.

Осенью происходит нарастание минерализации, но тенденция понижения значений от зоны I к III сохраняется. Снижается по сравнению с летней меженью количество органических веществ, железа общего и растворенного, значения цветности. От зоны свободного течения к устьевому участку наблюдается увеличение значения БПК₅, взвешенных веществ, железа общего с последующим понижением к водохранилищу.

Следовательно, в зоне смешения речных и водохранилищных вод происходит изменение содержания и состава растворенных веществ и формирование вод с новыми гидрохимическими показателями. В устьевых областях рек гидрохимический режим, свойственный реке, переходит в режим, свойственный водохранилищу.

Список литературы

Болотов С.Э., Цветков А.И., Крылов А.В. Гидрологическая и биологическая характеристика зон устьевой области притока Рыбинского водохранилища // Мат. Междунар. конф. "Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ". Борок, 2012.
Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: «Наука», 1972, 364 с.

СТРУКТУРА И ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.Г. Охалкин, Е.Л. Воденеева, О.О. Бондарев, Е.М. Шарагина

Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского
603600 Нижний Новгород, пр. Гагарина, 23, okhapkin@bio.unn.ru

Создание Чебоксарского водохранилища — последнего в волжском каскаде — было начато в конце 1980 г., в период половодья 1981 г. оно было заполнено до уровня 63 м БС. По данным Инженерного центра энергетики Поволжья (Обоснование инвестиций ..., 2006) при современной отметке наполнения длина водоема составляет 260 км, средняя ширина — 4.1 км, площадь зеркала — 1080 км², мелководий (до глубины 2 м) — 340 км² (31.5% площади водного зеркала). Средняя глубина водоема невелика и составляет 4.2 м, максимальная — 24.0 м. Кратность водообмена в год средний по водности достигает 24, в маловодный год — 14, в многоводный — 36. По конфигурации Чебоксарское водохранилище относится к пойменному типу, по морфометрическим показателям (объему и площади водного зеркала) к руслово-озерным, а по глубине — к мелководным водоемам. Водохранилище интенсивно загрязняется за счет поверхностного стока и поступления сточных вод. Трофический статус водоема по содержанию общего азота (в среднем 1.32±0.10 мг N/л), общего фосфора (139±12 мкг P/л) и содержанию хлорофилла (14.6±1.4 мкг/л) по данным июня–августа 1990–1991 гг.) оценивался как эвтрофный (Минеева, 2003).

Состав и структура фитопланктона Средней Волги в районе создания Чебоксарского водохранилища исследуются с начала 20в. по настоящее время рядом авторов. Подробный анализ истории изучения планктонных альгоценозов р. Волги и процессов формирования фитопланктона в водохранилище даны нами ранее (Охалкин, 1994; Охалкин, Генкал, 1989; Охалкин и др., 1998). До зарегулирования стока р. Волги плотиной Горьковской ГЭС в 1930-х гг. фитопланктон отличался достаточно высокой флористической насыщенностью с преобладанием в нем диатомовых (56%) и зеленых (28%) водорослей. Основу численности и биомассы формировали диатомовые (виды родов *Aulacoseira*, *Asterionella*, *Fragilaria*), синезеленые (*Anabaena*, *Coelosphaerium*, *Gloeocapsa*) выступали в качестве субдоминантов и сопутствующих компонентов альгоценозов. После зарегулирования стока Верхней Волги в планктоне заметно возросла роль цианопрокариот (*Aphanizomenon*, *Microcystis*); продуктивность фитопланктона находилась на уровне мезотрофных водоемов с максимальными показателями летом. В 1960–1970-х гг. оставшийся незарегулированным район р. Волги от плотины Горьковской ГЭС до г. Чебоксары отличался типично эвтрофным комплексом фитопланктона с преобладанием диатомей — показателей повышенного органического и биогенного загрязнения (*Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Aulacoseira*, *Skeletonema*), особенно ниже впадения р. Оки. Биомасса планктонных водорослей была почти полностью сформирована диатомовыми, летом возрастало значение синезеленых и зеленых.

В составе фитопланктона водохранилища с 1981 г. по настоящее время отмечено 807 видов, разнообразней и форм водорослей из 8 отделов: Chlorophyta — 315, Bacillariophyta — 211, Euglenophyta — 102, Cyanophyta (Cyanophyta) — 82, Chrysophyta — 54, Xanthophyta — 22, Dinophyta — 14 и Cryptophyta — 7. По разнообразию состава выделялись порядки Chlorococcales, Raphales, Euglenales, Desmidiaceae, Chlamydomonadales, Chroococcales и Araphales, ведущие роды в спектре альгофлоры — *Scenedesmus*, *Navicula*, *Trachelomonas*, *Nitzschia*, *Cosmarium*, *Fragilaria*, *Phacus*, *Euglena*, *Achnanthes* и *Oscillatoria*. Таким образом, флора водорослей водохранилища может быть охарактеризована как зелено-диатомово-эвгленово-синезеленая. Преобладание во флоре зеленых, диатомовых и синезеленых водорослей типично для волжских водохранилищ, высокая доля эвгленовых отражает определяющую роль залесенного и заболоченного водосбора, особенно левобережной

части бассейна Средней Волги. Преобладание планктонных видов, формирующих сообщества пелагиали (42.6% общего списка) и литорали (17.4), а также значительный вклад эврибионтов с широкой экологической амплитудой, встречающихся как в планктонных, так и в бентосных сообществах и биоценозах обрастаний (40), отражает относительную мелководность водохранилища, заметное участие в формировании разнообразия флоры прибрежно-мелководной зоны, поставляющей в толщу воды компоненты бентосно-перифитонного комплекса, а также роль активной гидродинамики водных масс, усиливающих этот процесс. Абсолютное число водорослей широко распространено в водоемах различных природных зон, т.е. являются космополитами и относятся к пресноводным формам, обитающим в нейтральных или слабощелочных водах средней степени загрязнения органическими веществами. Видов, характеризующих чистые и очень слабо загрязненные воды (I–II классов качества) меньше (35.3% индикаторных видов), как и показателей сильно и очень сильно загрязненных вод (III–IV, IV классы и выше) — 19.9%.

Изучение межгодовой динамики основных структурных характеристик фитопланктона показало, что их трансформация в период становления гидробиологического режима проходила стадийно. Так моделирование динамики видового богатства альгофлоры отразило наличие фаз повышенного и более низкого насыщения видами сообществ. Видовое богатство альгофлоры после стадии возрастания примерно через пять лет после зарегулирования стока реки перешло на более низкий уровень, особенно в озеровидном расширении водоема. За пять лет процесс трансформации альгофлоры этого района водохранилища в основном завершился, и общее видовое богатство как интегральный показатель видовой структуры планктонных сообществ перешло на более низкий количественный уровень, характерный для приплотинных плесов многих крупных равнинных водохранилищ, в том числе и волжских. В речных районах водохранилища, где факторами формирования фитоценотической структуры выступали сначала сильные нарушения среды обитания, связанные с интенсивной гидродинамикой, а впоследствии экотонные эффекты крупного правобережного притока (р. Оки), прослеживалась та же картина, но заметное обеднение видового богатства отставало во времени и происходило в последние три года исследованного временного ряда (1988–1990 гг.).

Межгодовые изменения удельного видового богатства как компонента точечного разнообразия в условиях, не затронутых сукцессионными преобразованиями структуры фитопланктона (верхний речной район водохранилища), оказались недостоверными. Скорость обеднения видами сообществ была заметно выше в зоне активного лимногенеза (озерный район), чем в зоне воздействия р. Оки, а у диатомовых водорослей межгодовые изменения удельного видового богатства оказались недостоверными.

Тенденция упрощения таксономической структуры альгофлоры с возрастом водохранилища является общей для ряда водоемов Верхней и Средней Волги, что, по-видимому, определяется не только влиянием антропогенного эвтрофирования, но, прежде всего, зависит от соотношения частоты и силы внешних нарушений структуры сообществ планктонных водорослей и ресурсной обеспеченности продукционного процесса. При достаточной или высокой степени ресурсной обеспеченности вегетации фитопланктона (средневегетационная концентрация общего фосфора примерно около 100 мкг/л) в Чебоксарском водохранилище на первых этапах его формирования, когда влияние внешних аллогенных возмущений на водоем превышало роль автогенных, внутриводоемных процессов, в формировании альгофлоры возрастало относительное значение таксонов водорослей внутривидового ранга, особенно у диатомовых, эвгленовых и зеленых водорослей. В более зрелом состоянии с образованием комплексов лимнического типа отношение числа видов к числу внутривидовых таксонов увеличивалось, и таксономическая структура альгофлоры упрощалась при относительной стабилизации гидролого-гидрохимических условий и постепенном возрастании степени трофии водохранилища.

В ходе сукцессии биомасса фитопланктона, как и флористический состав, отразила стадийность процесса формирования планктонных альгоценозов. Моделирование динамики биомассы показало, что для синезеленых водорослей межгодовая изменчивость оказалась более значимой, чем пространственная. Для зеленых и диатомовых пространственная неоднородность средневегетационной биомассы превышала годовую ее изменчивость и, поскольку вклад диатомовых в общую биомассу фитопланктона был выше, чем синезеленых, это проявлялось и для общей биомассы водорослей.

Начальные этапы сукцессии фитопланктона (первый год наполнения) сопровождалась повышением обилия диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей в зоне активного лимногенеза (озерный район водохранилища). В районе влияния р. Оки повышение обилия диатомовых и зеленых водорослей отмечалось позже — на 2–3 г. существования водоема, когда в озеровидном расширении водохранилища уже наметилась тенденция к снижению продуктивности фитопланктона и началась фаза олиготрофизации. С четвертого года эксплуатации водохранилища биомасса фитопланктона в озерном районе стабилизировалась на уровне 2.0 г/м^3 , незначительно изменяясь вплоть до конца исследованного временного ряда. Относительная стабилизация биомассы альгоценозов в лимнических условиях в период с 1984 по 1988 гг. сопровождалась небольшим, но неуклонным снижением продуктивности популяций диатомовых и компенсирующим этот процесс ростом обилия синезеленых. В речном районе снижение интенсивности вегетации диатомовых и зеленых водорослей не компенсировалось ростом продукции синезеленых, за счет чего общая биомасса фитопланктона понижалась вплоть до 1988 г. В последние годы изученного временного ряда (1989–1990 гг.) в водоеме наметилась тенденция к росту общей биомассы фитопланктона в речных его районах за счет ведущей с трофодинамических позиций группы водорослей — диатомовых.

В целом для водохранилища максимальные средневегетационные значения биомассы планктонных альгоценозов (6 г/м^3) отмечались в годы с низкими температурами воды, способствующими формированию сообществ с высокой плотностью популяций диатомовых водорослей в условиях как повышенной (1986 г.), так и

пониженной (1982 г.) водности. Максимальные величины обилия водорослей разных отделов как до, так и после зарегулирования стока р. Волги Чебоксарской плотиной почти не изменились, кроме динофитовых и криптофитовых, максимумы которых заметно ниже в условиях зарегулированного стока, а наибольшая биомасса эвгленовых оказалась в пять раз выше (табл. 1).

Таблица 1. Максимальная из зарегистрированных биомасса (г/м^3) водорослей из разных отделов до и после создания водохранилища (в скобках — месяц регистрации значения)

Годы наблюдений	Синезеленые	Золотистые	Диатомовые	Желто-зеленые	Криптофитовые+динофитовые	Эвгленовые	Зеленые
1969-1980	29.1 (X)	0.14 (V)	52.1 (VI)	0.05 (VII)	2.28 (VI)	0.11 (VI)	3.40 (VI)
1981-1990	27.1 (VIII)	0.15 (V)	48.8 (V)	0.04 (V, VII)	1.19 (VII)	0.54 (VII)	3.10 (VI)

В процессе лимногенеза трансформация гидродинамических условий привела к смещению зоны проявления экотонного эффекта р. Оки вверх по течению, в отличие от реки в бытовом режиме, когда он в виде подъема численности и биомассы альгоценозов проявлялся ниже устья р. Суры. До устья р. Оки обилие фитопланктона в среднем за вегетационный период почти не изменилось. В речном и озерном районах на динамику средневегетационных показателей обилия в условиях зарегулированного стока оказали влияние более частые, чем до создания плотины, весенние всплески развития диатомовых водорослей. Моделирование сезонной изменчивости биомассы фитопланктона показало, что она была более значима, чем межгодовая, а неоднородность распределения биомассы по поперечному сечению реки оказалась менее значимой, чем временная. Четче пространственная компонента неоднородности распределения биомассы проявилась в зоне воздействия крупных притоков. Доля синезеленых в общей биомассе фитопланктона резко возросла, как и в других водохранилищах Волги и Днепра. Так в речном районе она стала летом и осенью выше примерно в два раза, в озерном — в три-шесть раз. По данным Л.Г. Корневой и В.В. Соловьевой (1996, 1998), средняя биомасса синезеленых водорослей в августе 1989 и 1991 гг. составляла 2.62–3.17 г/м^3 , а их доля в общей биомассе альгоценозов — 40–50%. Судя по исследованиям, проведенным специалистами Инженерного центра энергетики Поволжья (Обоснование инвестиций ..., 2006), биомасса фитопланктона после периода ее депрессии в конце 1980-х – первой половине 2000-х гг. резко возросла (табл. 2).

Таким образом, примерно через десять-двенадцать лет после зарегулирования стока, биомасса фитопланктона в Чебоксарском водохранилище превысила значения, свойственные реке в бытовом режиме, а ее структура изменилась в соответствии с общей схемой сукцессии фитопланктона в волжских водохранилищах.

Таблица 2. Средняя за вегетационный период биомасса фитопланктона (г/м^3) р. Волги до и после зарегулирования стока реки у г. Чебоксары

Районы р. Волги (Чебоксарского водохранилища)	1969-1980*	1981-1990*	1988-1992**	2004-2005**
Плотина Горьковской ГЭС – устье р. Оки (верхний речной)	3.35	3.14	14.15	9.74
Нижнее течение р. Оки (Окский отрог)	11.90	7.87	45.28	29.66
Устье р. Оки – устье р. Суры (речной)	7.06	5.74	13.24	12.95
Устье р. Суры – г. Чебоксары (озерный)	8.89	2.42	12.22	12.50
Плотина Горьковской ГЭС – г. Чебоксары (водохранилище в целом, без р. Оки)	7.27	4.0	13.0	12.13

Примечание: * — наши данные; ** — по: Обоснование инвестиций завершения..., 2006.

Видовое разнообразие планктонных фитоценозов менялось как в течение одного вегетационного цикла, так и в ходе сукцессии, связанной с зарегулированием речного стока. Разнообразие и выравненность весенне-осенних альгоценозов по данным 1981–1990 гг. были заметно ниже (средние за эти годы индексы Шеннона-Уивера — 2.07–2.18), чем летних (2.82) и формирующихся в промежуточные между ними периоды. В первые годы заполнения водохранилища параллельно с некоторым ростом видового богатства фитопланктона отмечался также и рост видового разнообразия сообществ, особенно в правобережье речного района водохранилища — в зоне экотона р. Оки. Здесь, как правило, видовое разнообразие сообществ было максимальным (высокие видовое богатство и выравненность, менее выраженное доминирование).

На первых этапах сукцессии фитоценозическая структура планктона в этой зоне усложнялась с последующим возвращением в исходное состояние в конце изученного временного ряда. В зоне воздействия стока из Горьковского водохранилища на Чебоксарское (верхний речной район, левобережная часть речного района) установлена достоверная тенденция ($r=0.52$, $p<0.05$) к упрощению фитоценозической структуры планктона, выраженная как в снижении насыщения видами сообществ, так и в уменьшении видового разнообразия. Аналогичный процесс происходил и в озеровидной части водоема, особенно в левобережном волжском потоке ($r=0.59$, $p<0.01$). Правобережная зона этой части водохранилища, генетически связанная с окскими, а затем сурскими водными массами, характеризовалась более высоким разнообразием и компенсаторными возможностями планктона противостоять внешним нарушениям, поэтому тенденция упрощения видовой структуры, судя по видовому разнообразию, здесь была недостоверна. Стадия депрессии видового разнообразия была четко выражена в озеровидном расширении, начиная примерно с 1985 г., а в речном районе под влиянием экотонного эффекта р. Оки — с запаздыванием во времени на 2–3 года. Возрастание дисперсии индекса видового разнообразия Шеннона-Уивера ($r=0.56$, $p<0.05$) на фоне менее четко выраженных его межгодовых колебаний отражало

эффективность механизмов компенсации на уровне сообщества и постепенное снижение вероятности формирования условий, поддерживающих высокое разнообразие фитопланктона в водоеме.

Изменение условий формирования видовой структуры с речных (*r*-отбор) на водохранилищные (черты *K*-отбора) приводило к возрастанию средних размеров клеток водорослей и увеличению участия в продукционном процессе крупноклеточных, ценобиальных и колониальных видов. Это продемонстрировано связью численности и биомассы водорослей до и после зарегулирования стока реки, снижением доли мелкоклеточной фракции в средней за вегетационный период биомассе и рост среднеценотического объема клеток водорослей в сообществах фитопланктона. Возрастание последнего показателя было ярче выражено в правобережье речного района водоема и в озеровидной его части. В целом к 1990 г. тенденция к укрупнению размеров клеток планктонных водорослей в сравнении с незарегулированным состоянием реки (1978 г.) оказалась достоверной ($t_{st}=4.64$, $n=145$). Аналогичная картина отмечалась и при сравнении среднего объема клетки водорослей для 1981 и 1990 гг. ($t_{st}=5.05$, $p<0.001$, $n=164$). По-видимому, за десятилетний период размерная структура фитопланктона Чебоксарского водохранилища, судя по величине среднеценотического объема клетки водорослей, стала сходной с таковой в Горьковском водохранилище; разница этого показателя в обоих водоемах в один год наблюдений (1990 г.) была недостоверна.

Таким образом, первые этапы формирования альгоценозов Чебоксарского водохранилища характеризовались заметными перестройками их видовой структуры, ростом после периода депрессии биомассы фитопланктона и усилением роли синезеленых водорослей особенно в летне-осенний период.

Работа частично поддержана грантом РФФИ (проект № 12-04-00878).

Список литературы

- Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Структура и распределение фитопланктона водохранилищ Волги // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. Ярославль, 1996. С. 48–50.
- Минеева Н.М. Эколого-физиологические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги: Дисс. ... док. биол. наук. Борок, 2003. 348 с.
- Обоснование инвестиций завершения строительства Чебоксарского гидроузла 0272-ОИ. Этап 2. Т. 2. Оценка воздействия на окружающую среду. Самара, 2006. 435 с.
- Охапкин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти: ИЭВБ РАН. 1994. 275 с.
- Охапкин А.Г., Генкал С.И. Центрические диатомовые водоросли в планктоне Чебоксарского водохранилища // Биология внутренних вод. Информационный бюллетень Института биологии внутренних вод АН СССР. 1989. N 83. С. 12–16.
- Охапкин А.Г., Черников А.А., Захаров Ю.К. Динамика видового состава фитопланктона евтрофного водохранилища в первые годы существования // Ботанический журнал. 1998. Т. 83. № 4. С. 69–78.
- Korneva L.G., Solovyova V.V. Spatial organization of phytoplankton in reservoirs of Volga River // Int. Rev. Hydrobiology. 1998. V. 83. P. 163–166.

ДИНАМИКА ЗАРАСТАНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ

В.Г. Папченков

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
пос. Борок, Ярославская обл., papch@mail.ru*

Заращение водохранилищ — естественный процесс, имеющий место во всех типах водоемов и водотоков, независимо от их происхождения, возраста и размеров. Каждый из типов имеет свои особенности. На всех водохранилищах Волги исследование растительного покрова с разной периодичностью ведутся с первых лет их создания. Но впервые в короткий срок (в 2004–2009 гг.) проведено картирование растительного покрова всех 8 крупных водохранилищ Волги и получены современные данные о степени их зарастания. Для водохранилищ, растительный покров которых картировался неоднократно, прослежена его динамика.

Полученные материалы показывают как наличие общих черт формирования и развития растительного покрова всех волжских водохранилищ, так и заметные различия между каждым водохранилищем и их группами, выделяемым по каким-то сходным параметрам.

Прежде всего, водохранилища различаются своим возрастом. Самыми старыми среди них являются расположенные в верховьях реки Ивановское (заполнено в 1937 г.), Угличское (в 1939 г.) и Рыбинское (наполнение началось в 1941 г.) водохранилища. Им 70–75 лет. Самое молодое волжское водохранилище — Чебоксарское (32 года), его заполнение идет с 1980 г. и до сих пор еще не закончилось. 45 лет Саратовскому, 54–57 лет — Волгоградскому, Горьковскому и Куйбышевскому водохранилищам.

Различаются водохранилища по морфометрии и гидрологии. По морфометрическим параметрам выделяется озеровидное Рыбинское водохранилище. Русловыми с озеровидными расширениями являются Ивановское, Горьковское, Куйбышевское и Волгоградское, русловыми — Угличское, Чебоксарское и Саратовское водохранилища. Во всех водохранилищах Волги уровень воды в той или иной мере колеблется в пределах вегетационного сезона, года и между годами. Но при этом наиболее стабильный уровень сохраняет Ивановское водохранилище, а наиболее сильно меняющийся водный уровень характерен для Рыбинского и Куйбышевского водохранилищ.

Волга на протяжении 3,5 тыс. км своего течения пересекает ряд природных зон: от смешанных и южно-таежных лесов до сухих степей и пустынь Прикаспийской низменности. И занимающие большую часть ее длины водохранилища находятся на территориях с очень разными природными условиями. Все это отражается на характере формирования растительного покрова, его разнообразии, продуктивности и их динамике.

Общим для всех водохранилищ Волги является пульсирующий, волнообразный характер зарастания. Сразу после наполнения водоема или по мере наполнения, если этот процесс растянут во времени, наблюдается повышенное разнообразие и продуктивность затопленного на небольшую глубину прежнего растительного покрова, затем быстрое его разрушение с резким падением и флористического разнообразия, и продукции растений. Далее следует кратковременная вспышка малопродуктивных сообществ свободно плавающих гидрофитов, которые довольно быстро начинают замещаться разреженными и неустойчивыми ценозами погруженных гидрофитов и низкотравных гелофитов. С этого времени идет постепенное формирование собственного, характерного для данного водоема растительного покрова с развитием сложных растительных сообществ. Наблюдается то увеличение, то периодическое снижение степени зарастания мелководий с общей тенденцией усиления этого процесса, нарастания разнообразия и продуктивности высшей водной растительности.

Длительность, периодичность и степень выраженности этих общих процессов, флористический состав и комплекс доминирующих растений на каждом водохранилище может быть свой, что отличает и подчеркивает своеобразие характера их зарастания.

Степень зарастания водоемов воспринимается как результирующий показатель зрелости его экосистемы. Чаще всего высокие значения данного показателя говорят о почтенном возрасте водоема, а низкие — о его молодости. Однако использование их впрямую, без дополнительной информации, может привести к ложным выводам. Так, например, в первые 2–3 года после заполнения ложа водохранилища, при благоприятных погодных условиях и наличии зачатков растений, может наблюдаться кратковременная вспышка развития свободно плавающих гидрофитов, быстро захватывающих большие площади мелководий. Не зная сути происходящих событий и видя только величину процента зарастания, можно прийти к совершенно ложному выводу. Другая ситуация наблюдалась, например, на Рыбинском водохранилище. В 2003 г. обширные площади мелководий этого водоема все лето были в обсохшем состоянии. Большая часть сообществ воздушно-водных растений оказалась далеко от уреза воды, величина процента зарастания обводненных мелководий стала в 3 раза меньше, но водоем при этом не перешел в разряд молодых. Вместе с тем колебания данного показателя находятся в определенных границах, и низкие величины степени зарастания все же говорят о начальных слабозараставших процессах зарастания водоема, а большие о высокой интенсивности развития сформированных растительных сообществ.

Современная степень зарастания волжских водохранилищ варьирует в довольно широких пределах — от 1,4% на Саратовском водохранилище, до 29,2% — на Ивановском. Но в целом это система слабо зарастающих водоемов, средняя величина степени зарастания которых равна 4,6%. Наиболее зарастающими являются водохранилища Верхней Волги и расположенное в верхней части Среднего Поволжья Чебоксарское водохранилище; три нижних водохранилища зарастают очень слабо. Степень зарастания акватории водоема определяется зарастанием мелководий и их доли в водоеме. Чем выше степень зарастания мелководий, тем больше зарастание всего водоема. Водоем с узкой полосой мелководной зоны в принципе не может быть сильно зарастающим.

Сопоставление графиков по зарастанию мелководий водохранилищ Волги с графиками динамики зарастания всей их акватории показывает, что они практически не различаются, т.е. взаимозаменяемы при иллюстрации характера зарастания водоема. Часто высокую степень сходства с динамикой степени зарастания имеют и изменения продуктивности растительного покрова. Графики изменения степени зарастания и запасов органического вещества макрофитов в Куйбышевском водохранилище, например, практически одинаковы. На Ивановском водохранилище ход изменений этих показателей так же сходен, но имеются различия по амплитуде колебаний.

Вместе с тем, картина может быть и иной, так как запасы биомассы растительных сообществ зависят не только от площади зарослей, но и от состава доминантов фитоценозов, ведь масса органического вещества в пределах одной и той же площади, продуцируемого, скажем, сообществом рогоза узколистного будет намного выше биомассы сообществ осоки острой или ряски маленькой. Это объясняет наблюдаемое нами на Угличском водохранилище. Здесь в конце 1970-х – начале 80-х гг. произошла смена малопродуктивных, обширных площади сообществ двукисточника, осок и других гигрогелофитов, на высокопродуктивные, но медленно разрастающиеся сообщества манника, рогозов и тростника. Степень зарастания мелководий при этом понизилась, а запасы органического вещества макрофитов в водоеме наоборот резко увеличились. На Рыбинском водохранилище в первые десятилетия развития растительного покрова имело место значительное колебание степени зарастания, тогда как изменение продуктивности растительных сообществ таких колебаний не испытывала, а долгое время имела тенденцию постепенного нарастания.

Куйбышевское и Рыбинское водохранилища относятся к водоемам с резко переменным уровнем наполнения. Первое простирается на 400 км с севера на юг, захватывая лесную, лесостепную и степную зоны, второе целиком находится в лесной зоне. Первое водохранилище русловое с озеровидными расширениями, второе озеровидное. Все это определяет различия в протекании в целом сходных процессов их зарастания.

Наблюдения за становлением растительного покрова Куйбышевского водохранилища (Голубева и др., 1990) позволяет дать следующую характеристику этапам его развития:

1-й этап (1957–1961 гг.) — отмирание проявившихся на большой глубине тростниковых, кубышковых, рдестовых фитоценозов затопленных водоемов долины и начальные фазы заселения макрофитами возникших

мелководий, формирования в заливах по притокам группировок рогозов узколистного и широколистного, интенсивное размножение в защищенных от волнения местах рясковых и сальвинии; 2-й этап (1962–1968 гг.) — активное формирование водных и прибрежно-водных фитоценозов; вызванное изменением гидрорежима буйное развитие воздушно-водных растений с особенно активным распространением рогоза широколистного, заметное усиление роли погруженных гидрофитов, появление в закрытых заливах кувшинки и телореза; 3-й этап (с 1969 г.) — адаптация сформировавшегося растительного покрова к возникшему резко переменному уровню наполнения водохранилища и его последующие циклические смены.

В пределах последнего этапа явно просматривается 2 фазы: 1) маловодная фаза 1969–1977 гг., в которую наблюдалось снижение степени зарастания мелководий с исчезновением сообществ рогоза широколистного и обширных рясковых полей, адаптация растений к новому гидрорежиму и последующая активизация зарастания с увеличением разнообразия фитоценозов гелофитов и погруженных гидрофитов; и 2) многоводная фаза, начавшаяся в 1978 г. с резкого повышения степени зарастания мелководий и последовавшего затем падения продуктивности фитоценозов и исчезновения многих из них после очень высокого уровня воды в водохранилище в 1978–1979 гг., постепенное обновление растительного покрова и восстановление его продуктивности на уровне выше, чем в предыдущую фазу.

Характер и темпы зарастания разных участков водохранилища не одинаковы. Наиболее интенсивно зарастают мелководья по заливам, а также заостровные мелководья; наиболее медленно — открытые мелководья. Также не однородны в этом отношении мелководья в заливах. Вполне зрелой растительность выглядит только в вершинах заливов. Здесь фитоценозы многовидовые, часто многоярусные, высокопродуктивные, расположение их поясное.

В настоящее время растительный покров Куйбышевского водохранилища имеет как черты стабильности, так и признаки несформированности. Стабильность проявляется в образовании на значительных площадях устойчивых сообществ, способных существовать в условиях переменного гидрорежима Куйбышевского водохранилища. К таким сообществам относятся ценозы с доминированием рогоза узколистного, тростника, манника большого, ситняка, рдестов блестящего, пронзеннолистного и гребенчатого. О стабильности говорит и ярко выраженная поясность растительности в заливах. Признаки несформированности растительного покрова проявляются в существовании больших площадей пригодных к зарастанию мелководий, которые сейчас зарастает всего на 21%, в наличии сообществ, находящихся в начальной стадии формирования.

Подобное слабое и медленное зарастание мелководий, обусловленное резким колебанием уровня воды, характерно не только для Куйбышевского, но и для других подобных водохранилищ. Это в значительной мере отличает их от водоемов с постоянным или относительно постоянным уровнем наполнения, зарастание которых идет с заметно большей скоростью.

Этапы формирования и развития растительного покрова Рыбинского водохранилища можно характеризовать следующим образом:

- I. 1941–1950 гг. — начальный этап с крайне неустойчивым разнообразием флоры и растительных группировок.
- II. 1951–1962 гг. — этап интенсивного освоения мелководий гидрофитами и низкотравными гелофитами, прошедший на многоводную фазу наполнения водоема; этап формирования сложных многовидовых фитоценозов.
- III. С 1963 г. — этап медленного повышения разнообразия растительного покрова и его продуктивности в условиях пульсирующего зарастания мелководий, связанного с характерным для водоема резким колебанием водного уровня (Белавская, Кутова, 1966; Ляшенко, 1995; Папченков, 2011).

Анализ полученных материалов показывает существенное различие растительного покрова в условиях слабого и сильного обводнения мелководной зоны Рыбинского водохранилища. При этом прослеживается следующая закономерность:

В маловодные периоды (1963–1976 и 1996–2007 гг.) сначала идет снижение степени зарастания мелководий за счет залужения и закустаривания ранее слабо обводненных зарослей двуклостника и осочников и обсыхания мест, занятых манником, полевицей, жерушником, сокращения площадей, занимаемых тростником, низкотравными гелофитами и гидрофитами, а затем наступление на изменившиеся мелководья манника, тростника, камыша озерного.

В многоводные годы (1977–1995 гг. и с 2008 г.) в первую фазу происходит закрепление и разрастание в местах, вновь ставших глубокими, сообществ камыша озерного, горца земноводного, рдестов (это наблюдалась до 1990 г. и имеет место сейчас); во вторую фазу повышается продуктивность сообществ манника и тростника, в которых происходит накопление такого запаса неразложившихся органических материалов и неорганических взвесей, что многие их площади перестают заливаться водой (наблюдалось в 1991–1995 гг.).

Таким образом, на Рыбинском водохранилище, в отличие от похожего на него по высокой динамичности уровня воды Куйбышевского водохранилища, пока не наступило состояние динамического равновесия, при котором развитие растительности происходит то в условиях обсыхающих, то почти постоянно обводненных мелководий и идет чередование наземного и водного сукцессионных рядов. Здесь динамика растительного покрова связана с ярко выраженным пульсирующим характером зарастания мелководий, при котором идет наступление берега на акваторию с последующим новым витком развития растительности на ранее неосвоенных мелководьях.

Интересна динамика зарастания Иваньковского водохранилища, имеющего самый стабильный гидрорежим среди всех водохранилищ Волги. Исследования В.А. Экзерцева (1958) позволили установить, что уже на 20-й год существования водохранилища имело вполне сформированный растительный покров, занимающий 16.7% акватории водоема. Наиболее обширные площади были заняты сообществами с доминированием манни-

ка большого, осоки острой, рдеста пронзеннолистного и хвоща приречного. Немалый вклад в общее зарастание вносили заросли тростника и стрелолиста. Большие пространства занимали сообщества урути, рдеста блестящего, горца земноводного, телореза алоэвидного, кувшинки чисто-белой и рдеста гребенчатого. В целом на долю воздушно-водной растительности приходилось 60% заросших площадей, на долю сообществ погруженных растений — 25%.

В 1972–1974 гг., т.е. через 35 лет, степень зарастания водоема повысилась до 23.4%. На наиболее защищенных от волнобоя мелководьях стали явными процессы заболачивания: появились сплавины, площади которых составляли 22.9% от площади зарастания водоема; часть мелководий (0.7%) перешла в заболоченный берег, покрытый деревьями и кустарниками. Утратили свои ведущие позиции сообщества манника большого и осоки острой, и их место заняла формация хвоща приречного. Несколько большую площадь стал занимать тростник, в большом количестве появились рогозы узколистный и широколистный, разрослись куртины камыша озерного, стал распространяться в местах интродукции водный рис широколистный, появился аир. В то же время стали редкими прежде широко распространенные сообщества стрелолиста обыкновенного, почти исчезли ценозы сусака зонтичного, ситняка болотного и некоторых других низкотравных гелофитов. Значительно возросли площади, занятые гидрофитами с плавающими на воде листьями, особенно велики стали площади ценозов кувшинки чисто-белой. Одновременно резко сократились заросли рдестов и урути, но порядок больше стало телореза.

Имеющиеся данные позволяют оценить темпы процесса болотообразования на мелководьях Иваньковского водохранилища в разные периоды развития его растительного покрова. Со всей очевидностью они показывают цикличность этого процесса, который носит скачкообразный характер. К 1995 г. прошел только один цикл болотообразовательного процесса, который продолжался около 35 лет, и стала наблюдаться первая фаза второго цикла. Начальная его фаза — это фаза постепенного заболачивания мелководий с образованием отдельных сплавин — заняла около 10 лет (с 1960 по 1970 гг.). В начале 1970-х гг. наблюдалось массовое сплавинообразование. Оно знаменовало начало второй фазы процесса болотообразования, которая длилась до конца 1980-х гг., т.е. около 20 лет. Эта фаза состояла из двух частей: первой, очень быстрой, когда почти одновременно возникло много молодых сплавин, и второй, медленной, когда эти сплавины постепенно разрастались и заселялись ивами. Следующая, третья фаза наиболее короткая — ее продолжительность не более 3–5 лет. К этому времени ивняки разрослись до такой степени, что их корни прочно связали сплавины с дном и берегом водоема и они, как сплавины, перестали существовать. Новый цикл развития растительного покрова начался с иной фитоценотической базы, нежели первый, и как он пойдет, покажет время.

Характер зарастания Горьковского водохранилища определяет его сложная конфигурация. Оно имеет протяженный почти не зарастающий речной участок, значительно зарастающий плесово-речной и обширный озеровидный участки. Последний в основной части акватории зарастает слабо, но многочисленные его заливы по устьям впадающих рек имеют разнообразную и обильную растительность, основными доминантами которой выступают рдест пронзеннолистный, манник большой, тростник, хвощ приречный и кубышка желтая. Только на этом водохранилище отмечены сообщества кубышки малой и обильна кубышка Спеннера.

Особенность зарастания молодого Чебоксарского водохранилища связана со все еще продолжающимся, вернее периодически происходящим небольшим подъемом уровня воды. Такой режим дает преимущества в развитии погруженных в воду растений, растений с плавающими на поверхности воды листьями и низкотравным гелофитам. Это единственное волжское водохранилище, где в число основных доминантов растительных сообществ не входят рогозы и тростник, а являются ими рдест пронзеннолистный, кубышка желтая и сусак зонтичный. Это свидетельствует о крайней молодости растительного покрова водоема.

Своеобразна динамика зарастания южных Саратовского и Волгоградского водохранилищ. Для них характерна резкая граница между сушей и водой. И типично расположение многих тростниковых и рогозовых зарослей не в воде, а на берегу. Дело в том, что зарастающие ими отмели, расположенные у коренных берегов либо у островов, за счет наносов ила и песка поднимаются выше уровня воды и таким образом выходят из состава акватории. Появляются новые отмели, они снова зарастают и снова становятся сушей. С этим связаны периодические усиления и последующие снижения степени зарастания этих водохранилищ.

Таким образом, все водохранилища Волги имеют свою специфику зарастания и развития растительного покрова. Вместе с тем, есть общие закономерности динамики этих процессов как в целом для всех волжских водохранилищ, так и для их отдельных групп.

Список литературы

- Белавская А.П., Кутова Т.Н. Растительность зоны временного затопления Рыбинского водохранилища // Растительность волжских водохранилищ. М., Л.: Наука, 1966. С. 162–189.
- Голубева И.Д., Папченков В.Г., Шпак Т.Л. Растительность островов и мелководий Куйбышевского водохранилища. Казань, 1990. Ч. I. 81 с. Ч. 2. 128 с.
- Ляшенко Г.Ф. Высшая водная растительность Рыбинского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб, 1995. 24 с.
- Папченков В.Г. Динамика зарастания Рыбинского водохранилища // Рыбинское водохранилище и прибрежные территории: современное состояние и перспективы развития: Мат. научно-практич. конф. Ярославль, март 2011. Ярославль: ИПК «Индиго», 2011. С. 90–100.
- Экзерцев В.А. Продукция прибрежно-водной растительности Иваньковского водохранилища // Бюл. Ин-та биол. водохр. АН СССР. 1958. № 10. С. 19–21.

ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИЙ ЗАНОСНОЙ СЕВЕРОАМЕРИКАНСКОЙ ЧЕРЕДЫ *BIDENS FRONDOSA* НА ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВЕРХНЕЙ И СРЕДНЕЙ ВОЛГИ

В.Г. Папченков

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
пос. Борок, Ярославская обл., papch@mail.ru

Заносная североамериканская череда олиственная *Bidens frondosa* L. от всех местных видов рода отличается сидящими на черешках боковыми долями листа и покрытыми бугорками со щетинками сеянками. В Европу это растение проникло в XVIII веке и постепенно расселилось по всему европейскому континенту (Koch, 1988). Сначала оно было известно лишь в ботанических садах, а с конца 19-го века стало наблюдаться в диком виде. Бурный период инвазии вида в Европу и на Дальний Восток начался после Первой мировой войны (Виноградова, 2003; Виноградова и др., 2010).

На Волге *B. frondosa* впервые отмечена в 1973 г. (Лисицына, Артеменко, 1990). К началу 1990-х эта череда уже известна на всех волжских водохранилищах кроме Угличского и Рыбинского. На Горьковском водохранилище она долго не поднималась выше Костромского расширения. В Угличском водохранилище вид впервые был обнаружен лишь в 1998 г. (Папченков, Гарин, 2000) и в 2004 г. встречался по всему водоему. В 2000 г. первые его экземпляры были собраны в г. Ярославле (это верхняя часть Горьковского водохранилища). Летом 2004 г. череда олиственная уже отмечалась на разных участках побережья р. Которосли и р. Волги в черте города. Выше городской черты его пока не находили. В 2002 г. *B. frondosa* наконец проникла в Рыбинское водохранилище – один экземпляр растения был обнаружен у г. Мышкин (Папченков, 2003), а в 2004 г. вид найден у пос. Борок. Это 58-я широта, к северу от которой продвижения данного растения по Волге не наблюдается до сих пор. Сдерживающим фактором, по-видимому, являются климатические условия (Цвелев, Бочкин, 1992; Папченков, 2005).

Известно, что в пределах естественного ареала *B. frondosa* имеет очень высокую вариабельность (Fassett, 1985). В Евразии же инвазийные популяции вида выглядят физиономически единообразными (Виноградова, 2003), но специальных исследований по его морфологической изменчивости, а также по биологии и экологии, до наших работ (Васильева, Папченков, 2007, 2011; Васильева, 2008, 2010, 2011) в России не проводилось. Ничего на этот счет не было известно о гибридах вида, которые неоднократно отмечались в Восточной Европе (Мосякин, 1988). В Северной Америке *B. frondosa*, являясь самоопылителем, гибриды образует редко. Считается, что так же редко вид гибридизирует и в местах заноса (Мосякин, 1988). Однако наши полевые исследования в бассейне Волги показывают, что это не так (Папченков, 2003а, б). Свидетельством тому стали материалы экспедиции 2001 г. по водохранилищам Средней и Верхней Волги, в которой было установлено, что практически везде, где присутствовали заросли *B. frondosa*, встречался его гибрид с *B. tripartita* L., известный как *B. × garumnae* Jeanjean et Debray, при этом наблюдалось явное сокращение зарослей череды трехраздельной. Возникло предположение, что имеет место негативное воздействие заносной череды на местные виды рода. Для проверки этого в 2002 г. были выбраны имеющие заросли различных видов череды места на Куйбышевском (г. Казань, г. Козловка, г. Марийский Посад), Чебоксарском (г. Чебоксары, г. Козьмодемьянск, с. Фокино, г. Нижний Новгород) и Горьковском водохранилищах (г. Чкаловск, г. Пучеж, г. Кинешма, г. Кострома, г. Ярославль).

Начиная с 2002 г., в конце сентября – начале октября в этих местах фиксировалось число экземпляров всех произрастающих там видов и гибридов череды. Кроме упомянутых *B. frondosa*, *B. tripartita* и *B. × garumnae*, это были *B. cernua* L., *B. connata* Muehl. ex Willd., *B. radiata* Thuill., *B. frondosa* × *B. radiata* и возвратные гибриды. Подсчет числа растений производился либо в пределах естественного контура местообитания с чередой, если этот контур был не слишком большим и число растений в нем не превышало 1–2 сотен, либо в пределах учетных площадок 1×1 м или 0.5×0.5 м в зависимости от плотности популяций череды. Поскольку размеры стационарных участков и учетных площадок были разными как по местам наблюдений, так и по годам, и имелась очень большая разница в числе учитываемых растений, все материалы наблюдений рассчитывались как процент видов и гибридов от общего числа растений череды на площадке или в контуре, в пределах пункта и года наблюдений. Во всех пунктах производился сбор семян. Семена использовались для экспериментов, которые, помогли понять причины быстрого распространения *B. frondosa* и механизмы воздействия ее на местные виды череды (Васильева, Папченков, 2007, 2011; Vasileva, Papchenkov, 2010). Наблюдения за популяциями череды позволило установить динамику их состояния.

Полученные материалы показали, что вскоре после вселения *B. frondosa* появляются растения, сочетающие ее морфологические признаки и признаки *B. tripartita*. Такие растения стали рассматриваться как гибриды между этими видами, т. е. как *B. × garumnae*. Уже в первый (2002) год наблюдений было замечено, что среди обильных зарослей *B. frondosa* и *B. tripartita* присутствуют особи *B. × garumnae*.

По своему габитусу и форме листьев это растение в полной мере не похоже ни на одного из родителей и до появления *B. frondosa* у нас его наблюдать не приходилось. *B. tripartita* в нем узнается по форме роста, характеру листовых пластинок и форме семян, а *B. frondosa* — по красно-бурой окраске стебля, форме корзинок и едва бугорчатой и слабо волосистой поверхности семян.

О характере динамики популяций *B. frondosa*, *B. tripartita* и их гибрида, а также других видов череды можно судить по данным, приведенным в таблице.

Таблица. Процентное соотношение растений разных видов и гибридов *Bidens* на стационарных площадках в разные годы наблюдений

Виды и гибриды <i>Bidens</i>	2002	2004	2005	2006	2007	2009	2010	2011
<i>B. frondosa</i>	45.7	44.1	39.3	43.7	31.0	9.3	0.0	0.0
<i>B. x garumnae</i>	11.4	15.7	9.6	6.0	3.9	1.0	2.4	0.7
<i>B. frondosa</i> × <i>B. x garumnae</i>	0.0	7.4	11.2	19.8	40.3	59.5	37.7	25.9
<i>B. frondosa</i> восстановленная	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	21.2	17.3	56.9
<i>B. tripartita</i>	42.9	17.2	19.1	4.4	0.6	0.0	0.0	0.0
<i>B. tripartita</i> × <i>B. x garumnae</i>	0.0	0.0	0.0	0.8	1.9	1.0	0.2	0.1
<i>B. radiata</i>	0.0	14.7	14.0	13.3	5.8	2.6	6.7	3.3
<i>B. radiata</i> × <i>B. frondosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	5.0	34.8	1.9
<i>B. cernua</i>	0.0	0.0	6.7	11.1	4.1	0.4	0.6	0.9
<i>B. connata</i>	0.0	1.0	0.0	0.8	1.9	0.0	0.4	4.5
<i>B. connata</i> × <i>B. frondosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2
<i>B. x garumnae</i> × <i>B. radiata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6
Всего	100	100	100	100	100	100	100	100

Наблюдения начались при высокой численности *B. frondosa* и *B. tripartita* и небольшом числе экземпляров *B. x garumnae*. Высокий уровень присутствия *B. frondosa* на площадках сохранялся до 2006 г.; с 2007 г. он начал стремительно падать. *B. tripartita* резко сократила свою численность к 2004 г.; к этому времени несколько увеличилась численность *B. x garumnae*. В 2006 г. было мало и той, и другой, а с 2007 г. *B. tripartita* на площадках уже не отмечалась. С падением численности двух родительских видов и первого поколения их гибрида появляются и стремительно увеличивают численность сначала возвратный гибрид *B. frondosa* × *B. x garumnae*, а затем восстанавливающаяся при неоднократном возвратном скрещивании *B. frondosa*. В 2010 и 2011 гг. не удалось обнаружить и той первоначальной формы *B. frondosa*, которая наблюдалась при заносе. Ее место заняли растения, названные нами восстановленной *B. frondosa*, у которых при общем сходстве с растениями занесенной формы вида были заметны признаки, приобретенные при гибридизации.

Возвратный гибрид первого поколения во многом похож на *B. frondosa*. Отличия наиболее ярко видны по боковым долям листа, которые не имеют четко выраженного черешка или он широко-крылатый. Восстановленная *B. frondosa* отличается от начальной ее формы наличием у верхних листьев слабо окрыленного, а не тонкого округлого черешка, при этом черешки у листочков средних и нижних листьев вполне типичны для *B. frondosa*.

В 2006 г. было обнаружено несколько растений, которые можно было отнести к восстанавливающейся *B. tripartita*. На следующий год их уже было отмечено около десятка, а в 2010 г. на их месте появились растения, которые можно трактовать как гибрид этой возвратной *B. tripartita* с *B. radiata*, либо как гибрид *B. x garumnae* × *B. radiata*. Это относительно невысокие, а чаще распластанные растения с толстым сильно ветвящимся стеблем и обильными крупными, равными по высоте и ширине, либо несколько большими по ширине корзинками, крупными семенами со слабо бугорчатой и слабо опушенной поверхностью и промежуточной между *B. tripartita* и *B. radiata* формой листьями.

Гибрид *B. frondosa* × *B. radiata* на стационарных площадках появился лишь в 2007 г., а в 2010 г. он стал встречаться очень часто, нередко доминируя в зарослях череды. То есть процесс поглощения при гибридизации *B. frondosa* одной местной череды стал повторяться по отношению к другой местной чертеде.

B. connata Muehl. ex Willd. Первая находка этого североамериканского заносного вида на Волге датирована 2001 г.: Чувашия, Чебоксарское вдхр., прист. Шмукарская, небольшой залив, сырой грунт, 27 IX 2001 (Папченков, 2007). В том же 2001 г. он был собран в Орехово-Зуевском р-не Московской обл. (Скворцов, Григорьева, 2005). Ранее данный заносный вид приводился для флоры Украины (Мосякин, 1988). С 2004 г. он наблюдается на стационарной площадке в районе речного порта г. Чебоксары. В этот год было обнаружено здесь всего несколько экземпляров этого вида, на следующий год он не проявился, в 2006 г. был обнаружен вновь, в 2007 г. стал обильен и вновь не проявился в 2009 г. В 2011 г. его мощные заросли было трудно не заметить, при этом они сочетались с также весьма обильными небольшими по размерам растениями гибрида *B. connata* × *B. frondosa* (см. табл.).

Таким образом, после появления *B. frondosa* в долине Волги в начале 1970-х гг. первые полтора–два десятилетия наблюдалось ее расселение. Затем, в конце 1990-х – начале 2000-х гг. поднялась волна резкого нарастания ее численности в местах заселения, сопровождаемая интенсивной естественной гибридизацией с местным видом *B. tripartita* и быстрым исчезновением последней. С 2007 г. стала стремительно исчезать занесенная форма *B. frondosa*, а ее место занимать прошедший через ряд повторных скрещиваний и рожденный здесь новый, уже местный вариант этого чужеродного вида, и вместе с ним и россыпь гибридов этой череды с местными видами с высоким обилием *B. radiata* × *B. frondosa*. То есть, в процессе внедрения в местную биоту инвазионной *B. frondosa*, ее популяции и взаимодействующие с ними популяции местных видов череды испытывают глубокие изменения, ведущие к исчезновению *B. tripartita*, сокращению численности *B. radiata* и формированию новой формы *B. frondosa*. С появлением и закреплением на новой территории другого заносного вида *B. connata* стали появляться и гибриды этих двух адвентов.

Работа поддержана грантами Программы Президиума РАН «Биологическое разнообразие» и «Живая природа: современное состояние и проблемы развития».

Список литературы

- Васильева Н.В. Влияние температуры на прорастание семян некоторых видов рода *Bidens* L. // Принципы и способы сохранения биоразнообразия: Мат. Третьей всерос. научной конф. 28 янв.–1 февр. 2008 г. в г. Пущино Московской обл. Йошкар-Ола, Пущино, 2008. С. 233–234.
- Васильева Н.В. Изменения стратегии жизни в онтогенезе *Bidens frondosa* L. (череды олиственной), способствующие ее расселению // Мат. I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам «Гидрботаника 2010», Борок, 09–13 октября 2010 г. Стр. 70–72.
- Васильева Н.В. Некоторые особенности онтогенеза череды олиственной (*Bidens frondosa* L.), способствующие ее расселению // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2011. Т. 13, № 5. С. 75–78.
- Васильева Н.В., Папченков В.Г. Распространение в бассейне Волги и биоэкологические особенности *Bidens frondosa* L. // Естественные и инвазивные процессы формирования биоразнообразия водных и наземных экосистем: Тез. докл. Междунар. науч. конф., 5–8 июня 2007 г. Ростов-на-Дону, 2007. С. 64–65.
- Васильева Н.В., Папченков В.Г. Механизмы воздействия инвазионной *Bidens frondosa* L. на аборигенные виды череды // Российский Журнал Биологических Инвазий. 2011. № 1. С. 15–22.
- Виноградова Ю.К. Роль эффекта основателя при формировании вторичного ареала *Bidens frondosa* L. // XI Международ. совещ. по филогении растений: Тез. докл. (Москва, 28–31 января 2003 г.). М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2003. С. 31–32.
- Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010. 512 с.
- Лисицына Л.И., Артеменко В.И. *Bidens frondosa* — новый вид флоры Нижнего Поволжья // Бюлл. МОИП. Отд. биол. 1990. Т. 95. Вып. 4. С. 110–111.
- Мосякин С.Г. Рід *Bidens* L. (Asteraceae) у флорі УРСР // Укр. бот. журн. 1988. Т. 45. № 6. С. 11–18.
- Папченков В.Г. Гибридная активность вселенца *Bidens frondosa* L. как фактор эволюции в роде *Bidens* // XI Международ. совещание по филогении растений. Тез. докл. Москва, 20–31 января 2003 г. М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2003а. С. 80–81.
- Папченков В.Г. Растения-вселенцы и их воздействие на мелководные экосистемы бассейна Волги // Проблемы изучения адвентивной и синантропной флоры в регионах СНГ: Материалы науч. конф. (Тула, 2003). М.: Изд-во Бот. сада МГУ; Тула: Гриф и Ко, 2003б. С. 79–81.
- Папченков В.Г. Интенсивность распространения и гибридизации *Bidens frondosa* L. (Asteraceae) в бассейне Волги // Чужеродные виды в Голларктике (Борок–2): Тез. докл. Второго междунар. Симпоз по изуч. инвазивных видов. Борок Ярославской обл., Россия, 27 сент. – 1 окт. 2005 г. Рыбинск – Борок, 2005. С. 56–57.
- Папченков В.Г. Флористические находки в бассейне Средней Волги // Бот. журн. 2007. Т. 92. № 10. С. 1580–1587.
- Папченков В.Г., Гарин Э.В. Флористические находки в бассейне Верхней Волги // Бот. журн. 2000. Т. 85. № 12. С. 97–101.
- Скворцов В.Э., Григорьева О.В. *Bidens connata* Muehl. ex Willd. (Asteraceae) новый вид для флоры России // Бюлл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. Биол. 2005. Т. 110. Вып. 1. С. 65–68.
- Цвелев Н.Н., Бочкин В.Д. О новых и редких для Краснодарского края адвентивных растениях // Бюлл. МОИП. Отд. биол. 1992. Т. 97. Вып. 5. С. 99–106.
- Kösch U.-V. Ökologische Aspekte der Ausbreitung von *Bidens frondosa* L. in Mitteleuropa. Verdrängt er *Bidens tripartita* L. // Flora. 1988. Bd 180. N 3–4. S. 177–190.
- Fassett N.C. A manual of aquatic plants / With revision and appendix by E.C. Ogden. Madison: University of Wisconsin, 1985. 405 pp.
- Vasileva N.V., Papchenkov V.G. Influence of invasion *Bidens frondosa* L. on native bur-marigolds // The III International Symposium «Invasion of Alien Species in Holarctic. BoroK–3». Programme and Abstracts. October 5th–9th 2010, BoroK–Myshkin, Russia, 2010. P. 91.

СТРУКТУРА И ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА УСТЬЕВЫХ ОБЛАСТЕЙ ПРИТОКОВ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

С.Н. Перова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
152742, Ярославская область, Некоузский р-н, Борок, Россия, perova@ibiw.yaroslavl.ru

В устьевых участках притоков в зоне смешения речных вод с водами водохранилища происходит осаждение и накопление аллохтонного органического вещества (Законнов и др., 2010), в результате этого повышается биоразнообразие и продуктивность донных сообществ (Щербина, 2005). По результатам многолетних наблюдений, проводившихся в Рыбинском водохранилище, отмечено, что биомасса макрозообентоса в местах впадения рек значительно выше, чем в открытых участках водоема (Волга ..., 1978). При взаимодействии речных вод с водами

водохранилища в устьевой области формируется градиентная (фронтальная) зона с резким изменением гидрофизических характеристик, ее динамика определяется в основном сезонными изменениями уровня воды в водохранилище и величиной расхода реки (Законнов и др., 2010).

Таблица 1. Таксономическая структура макрозообентоса устьевых областей притоков Рыбинского водохранилища

Таксон	Река				Всего
	Ильд	Себла	Ламь	Юхоть	
NEMATODA	-	-	1	-	1
MOLLUSCA	14	8	9	5	20
OLIGOCHAETA	15	8	8	14	21
HIRUDINEA	2	2	3	1	6
ACARIFORMES	1	1	1	1	1
INSECTA	86	64	60	52	135
Odonata	1	-	-	2	3
Heteroptera	1	-	1	-	2
Ephemeroptera	4	9	2	3	11
Plecoptera	1	-	-	-	1
Coleoptera	8	3	2	1	11
Trichoptera	10	6	3	6	20
Megaloptera	1	-	-	-	1
Diptera	60	46	51	40	86
Athericidae	-	1	-	-	1
Chaoboridae	1	1	1	1	1
Ceratopogonidae	8	5	6	6	9
Muscidae	-	-	1	-	1
Simuliidae	1	1	-	-	1
Tabanidae	2	-	1	-	3
Chironomidae	48	38	42	33	70
Всего:	118	83	81	73	184

Исследовалась структура макрозообентоса малых рек – притоков Рыбинского водохранилища — Ильд, Себла, Ламь и Юхоть на участках нижнего течения, в зоне выклинивания подпора речных вод и в водохранилище в различные сезоны 2010–2011 гг. Границы пространственного размещения зоны смешения вод притока и приемника были определены путем выделения речных (более минерализованных) и водохранилищных (более опресненных) вод на основе их электропроводности (Болотов и др., 2011). Станции были расположены следующим образом: 1 — зона свободного течения притока; 2 — фронтальная зона — участок с резкими изменениями гидрофизических параметров; 3 — переходная зона приемника с относительно стабильными значениями электропроводности, максимально приближенными к водам водохранилища; 4 — водохранилище. На р. Ильд в зонах 1, 2 и 3 было расположено по 2 станции, в зоне 4 — одна. Пробы грунта отбирали с помощью дночерпателей ДАК-250 с площадью захвата 1/40 м² и ДАК-100 (1/100 м²) по 2 подъема на каждой станции. Отобранный грунт промывали через сито с размером ячеек 200–220 мкм. Сбор, разборку, камеральную и статистическую обработку собранного материала проводили по стандартной методике (Методика ..., 1975) с некоторыми уточнениями и дополнениями

(Щербина, 1993). Всего было собрано и обработано 94 количественных и 3 качественных пробы макрозообентоса.

Макрозообентос устьевых областей исследованных рек отличается высоким видовым богатством и разнообразием: всего выявлено 184 вида и формы, большинство из которых амфибиотические насекомые, представленные восемью отрядами (табл. 1).

Наибольшее число видов приходится на представителей отряда Diptera, среди которых подавляющее большинство составляют хирономиды. Кроме амфибиотических насекомых в составе макрозообентоса исследованных рек отмечено еще пять крупных таксонов, среди которых по числу видов преобладают олигохеты и моллюски. Следует отметить, что число обнаруженных видов донного населения в значительной степени зависит от количества станций и собранных на них проб, поэтому наибольшее видовое богатство (118) отмечено в более изученной р. Ильд. Количественные характеристики макрозообентоса наиболее информативны в осенний период, когда сообщества донных беспозвоночных достигают наибольшего обилия. В зоне свободного течения рек зарегистрировано высокое видовое богатство и разнообразие макрозообентоса, оцененное по индексу Шеннона (табл. 2). На станциях, расположенных во фронтальной зоне притоков и переходной зоне приемника, отмечено значительное снижение числа видов и индексов видового разнообразия (табл. 2).

В реках Юхоть, Ламь и Себла число видов и индекс видового разнообразия Шеннона снижались во фронтальной зоне и переходной зоне приемника, по сравнению с участком свободного течения притока, а на станциях, расположенных в зоне водохранилища, наблюдалась тенденция к небольшому увеличению указанных характеристик (табл. 2). Особенно заметно влияние подпора водохранилища в р. Ильд, в устьевой области которой по сравнению с зоной свободного течения реки видовое богатство снижается более чем в 2 раза, а минимальное число видов обнаружено на станции, расположенной в водохранилище. Наибольшие значения численности и биомассы макрозообентоса в р. Ильд зарегистрированы в зоне свободного течения притока, в реках Юхоть, Ламь, Себла и Реня — в устьевой области. Обилие донного населения зависело от глубины и характера донных отложений, высокие значения численности и биомассы отмечены в прибрежье на песках и в русле на сырых илах и заиленном ракушечнике (табл. 2).

В зоне смешения вод реки и водохранилища значительно изменялась структура донного населения. В зоне свободного течения рек в составе макрозообентоса преобладали водные насекомые, среди которых часто встречались личинки поденок *Ephemera vulgata* Linnaeus, *Caenis horaria* Linnaeus, ручейников родов *Limnephilus*, *Athripsodes*, хирономид родов *Glyptotendipes*, *Endochironomus*, *Stictochironomus*, *Cricotopus*, *Polypedilum*, *Cladotanytarsus*, *Tanytarsus* и *Microtendipes pedellus* (De Geer). Из гомотопной фауны в реке наиболее часто встречались моллюски родов *Lymnaea*, *Cincinna*, *Pisidium*, олигохеты *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, *Tubifex tubifex* (Mueller), *Lumbriculus variegatus* (Mueller). Основу высокой численности в зоне свободного течения реки часто составляли мелкие личинки хирономид рода *Polypedilum*, а биомассы — крупные особи личинок насекомых.

Таблица 2. Количественные характеристики макрозообентоса рек-притоков Рыбинского водохранилища

Дата	Станция	Глубина, м	Донные отложения	N, экз./м²	B, г/м²	Число видов	Индекс Шеннона	
							HN, бит/ экз.	HB, бит/г
р. Ильд								
20.09.11	1	0.2	П.	6100	36.550	26	3.70	2.10
		0.3	П.	18900	34.092	33	3.47	3.39
	2	1.7	П.	3280	10.366	13	2.97	1.85
		4	С.и.+р.о.	440	15.908	3	0.83	0.22
	3	4	С.и.+р.	500	14.906	8	2.16	1.01
		7	З.р.	1280	27.610	7	2.47	1.76
	4	4	З.р.	60	0.806	1	0.00	0.00
р. Юхоть								
17.09.11	1	1	З.п.	1800	3.210	14	3.48	1.40
	2	2.5	С.и.	1400	30.000	6	2.07	0.73
	3	7	С.и.	1700	48.690	10	2.65	1.05
	4	1	П.	2600	5.015	11	2.90	1.88
р. Ламь								
15.09.11	1	2	З.п.	4600	11.245	21	3.12	0.10
	2	1	С.и.	2000	24.775	11	3.1	1.61
	3	2	С.и.	4650	106.810	10	2.03	0.18
	4	1.5	С.и.+р.о.	8650	42.395	23	3.51	0.27
р. Себла								
16.09.11	1	3	С.и.	3500	9.887	14	3.39	2.11
	2	2	С.и.+р.о.	4250	65.430	12	2.38	0.52
	3	3	С.и.	3100	63.225	10	2.30	0.29
	4	3	С.и.	3950	62.770	15	3.09	1.97

Примечание. П — песок, З.п. — заиленный песок, З.р. — заиленный ракушечник, С.и. — серый ил, р. — ракушечник, р.о. — растительные остатки; индекс Шеннона: HN, бит/ экз. — по численности, HB, бит/г — по биомассе.

На станциях, расположенных в устьевых областях, в составе макрозообентоса доминировали виды, типичные для Рыбинского водохранилища: личинки хирономид *Chironomus plumosus* (Linnaeus), *Ch. muraensis* Ryser, Scholl, Wülker, *Ch. agilis* Schobanov et Djomin (чаще встречающиеся в прибрежье), *Cryptochironomus obreptans* Walker, *C. gr. defectus* Kieffer, *Procladius choreus* (Meigen), *P. ferrugineus* (Kieffer), часто встречались *Paralauterborniella nigrohalteralis* Malloch, *Harnischia curtilamellata* (Malloch), личинки нескольких видов комаров мокрецов, олигохеты *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus* Ratzel, *Tubifex tubifex*, *Potamotheix hammoniensis* (Michaelson), моллюски-пизидииды *Henslowiana suecica* (Clessin), *Pseudeupera subtruncata* (Malm). В зоне влияния подпора водохранилища основу высокой численности и биомассы макрозообентоса составляли личинки мотыля, в основном *Chironomus plumosus*. На станциях, расположенных в водохранилище, кроме вышеперечисленных видов донной фауны встречались моллюски-дрейссениды *Dreissena bugensis* Andrusov и *D. polymorpha* (Pallas). Их высокое обилие отмечено в июле 2011 г. в устье р. Юхоть, где общая численность двух видов составляла 6350 экз./м², а биомасса — 4750 г/м².

Анализ индексов сапробности по Пантле-Букк в модификации Сладчека, рассчитанных по макрозообентосу (величины сапробности видов взяты из работ: Wegl, 1983; Uzunov et al., 1988; Щербина, 2010) показал значительные различия между выделенными участками устьевой области притоков (табл. 3). Зоны свободного течения рек в большинстве случаев характеризовались как β-мезосапробная (индекс сапробности < 2.5), в устьевых областях и в водохранилище наблюдалось увеличение индексов сапробности по сравнению с участками свободного течения рек, что было связано со сменой β-мезосапробной речной фауны, характерной для этого участка, на фауну водохранилища, где преобладают α-мезосапробы — личинки мотыля и полисапробы — олигохеты рода *Limnodrilus*. В целом устьевые области и в водохранилище относились к α-мезосапробной зоне (3.5–2.5) с тенденцией к полисапробной (> 3.5).

Таблица 3. Величина индекса сапробности притоков

Дата	Станции			
	1	2	3	4
р. Ильд				
20.05.10	2.43	3.17	2.44	-
22.09.10	2.34	2.55	2.88	2.90
31.05.11	2.58	2.84	2.70	2.74
15.07.11	2.35	2.80	2.86	3.02
20.09.11	2.13	2.68	2.61	2.60
р. Юхоть				
28.05.10	2.30	2.63	2.68	2.35
25.05.11	2.08	3.60	2.78	2.04
20.07.11	2.11	2.42	-	2.17
17.09.11	2.25	3.18	2.71	2.49
р. Ламь				
31.05.10	2.00	2.31	2.21	2.00
13.10.10	2.76	2.80	2.58	2.66
26.05.11	2.13	2.33	2.24	2.48
22.07.11	2.07	2.90	2.97	3.05
15.09.11	2.48	2.65	2.78	2.54
р. Себла				
30.05.10	2.03	2.08	-	-
11.10.10	2.25	2.75	3.78	2.74
25.05.11	2.33	3.02	2.38	2.61
24.07.11	2.56	2.78	2.54	2.53
16.09.11	2.58	2.88	2.82	2.81

Примечание. Для р. Ильд приведены средние значения индекса.

Наибольшие значения индексов сапробности в реках Ильд и Юхоть отмечены весной во фронтальной зоне, в р. Себла — осенью в переходной зоне приемника, в р. Ламь — осенью в переходной зоне приемника и в водохранилище (табл. 3). Увеличение значений индексов сапробности, а также высокие значения численности и биомассы макрозообентоса в устьевых областях свидетельствуют о накоплении органического вещества в донных отложениях этих участков.

В устьевых областях притоков происходит смена речной фауны, в которой преобладают личинки амфибиотических насекомых, на типичную фауну водохранилищ, в которой доминируют личинки мотыля, олигохеты и моллюски. Эти изменения в структуре донных сообществ тесно связаны с уменьшением проточности и процессами заиления и накопления богатых органикой донных отложений, представленных в основном серым илом. В результате этого значительно уменьшается видовое богатство и разнообразие макрозообентоса, при возрастании его количественного обилия за счет массового развития доминирующих видов хирономид и олигохет.

Список литературы

- Болотов С.Э., Цветков А.И., Романенко А.В., Малин М.И., Крылов А.В. Проявление эффекта «второго дна» при вертикальном распределении планктона в области контакта вод малого притока водохранилища // Тез. докл. Всероссийской конф. Тольятти: Кассандра. 2011. С. 25.
- Волга и ее жизнь. Л., Наука. 1978. 350 с.
- Законнов В.В., Поддубный С.А., Законнова А.В., Касьянова В.В. Осадкообразование в зонах переменного подпора водохранилищ Волжского каскада // Водные ресурсы. 2010. Т. 37. № 4. С. 425–433.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука. 1975. 254 с.
- Щербина Г.Х. Структура макрозообентоса устьевых участков некоторых притоков Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2005. № 4. С. 50–58.
- Щербина Г.Х. Таксономический состав и сапробиологическая значимость донных макробеспозвоночных различных пресноводных экосистем Северо-Запада России // Экология и морфология беспозвоночных континентальных вод. Сб. научн. работ. посв. 100-летию Ф.Д. Мордухай-Болтовского. ИБВВ РАН. Махачкала: изд-во «Наука ДНЦ». 2010. С. 426–466.
- Uzunov J., Kosel V., Sladecsek V. Indicator value of Fresh water Oligochaeta // Acta hydrobiol. 1988. V. 16. № 2. P. 173–186.
- Wegl R. Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. 1983. Bd. 26. 175 s.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МНОГОЛЕТНЕЙ ДИНАМИКИ ИХТИОМАССЫ В ДВУХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ СРЕДНЕЙ ВОЛГИ

Д.И. Постнов

Нижегородская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ»
603116, г. Нижний Новгород, Московское шоссе, 31, gosniorh@list.ru

Таблица 1. Основные характеристики водохранилищ

Характеристики	Горьковское водохранилище	Чебоксарское водохранилище
Год заполнения	1955	1980
НПУ, м	84	63
Длина (по Волге), км	434	266
Средняя глубина, м	6.4	4.3
Площадь, тыс. га	161	134
Площадь мелководий до 2 м, тыс. га	39	34
Объем, км ³	8.8	4.6
Площадь водосбора, тыс. км ²	229	604
Кратность водообмена:		
- в маловодный год	3.5	14
- в год средней водности	5.9	24
- в многоводный год	8.3	36

Горьковское и Чебоксарское водохранилища расположены в бассейне Средней Волги, примыкая к условной границе Верхневолжья. По имеющейся классификации (Авакян и др., 1979), оба водоема могут быть отнесены к крупным русловым равнинным водохранилищам с небольшой сработкой уровня. Чебоксарское водохранилище на четверть века «моложе» Горьковского. Проектным заданием предусматривалось довести в нем уровень воды до отметки НПУ 68 м. Однако в силу экономических причин на рубеже 80–90-х гг. прошлого века проект не был доведен

до завершения. При существующем НПУ 63 м водохранилище эксплуатируется уже 30 лет, а вопрос о его заполнении до проектной отметки активно решается в последнее время (Завершение разработки ..., 2012).

Необходимо особо отметить, что водохранилища, кроме их возраста, имеют другое существенное различие — по степени водообмена (табл. 1). Так, в Горьковском водохранилище смена объема происходит в среднем 1 раз за 2 месяца, а в Чебоксарском — раз в 2 недели. Исключительно высокая степень водообмена Чебоксарского водохранилища связана как с незавершенностью проекта его строительства, так и с существенным приходом воды из крупных притоков — Оки, Суры, Ветлуги. Если через Горьковский гидроузел в Чебоксарское водохранилище за год поступает в среднем около 50 км³ воды, то среднемноголетний сток в створе Чебоксарской ГЭС составляет уже порядка 110 км³.

В этой связи весьма актуальным представляется сравнительный анализ многолетних изменений биологических и экологических показателей в двух рядом расположенных и довольно сходных по многим характеристикам водохранилищах.

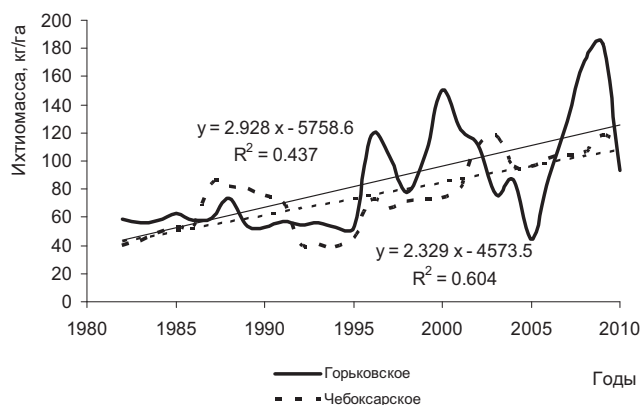


Рис. 1. Многолетняя динамика общей ихтиомассы водохранилищ (тонкими прямыми линиями показана основная тенденция временных рядов).

закономерностей в формировании продукционного потенциала рыбных сообществ водоемов. Для дополнительного подтверждения существования таких закономерностей обратимся к данным рыбопромысловой статистики, которые в определенной степени отражают общие тенденции динамики рыбных запасов.

При сопоставлении промысловой рыбопродуктивности водоемов за 30-летний период с начала их существования (рис. 2) обнаруживается наличие определенной синхронности, которая подтверждается высокой корреляцией временных рядов ($R=0.76$; $p<0.001$).

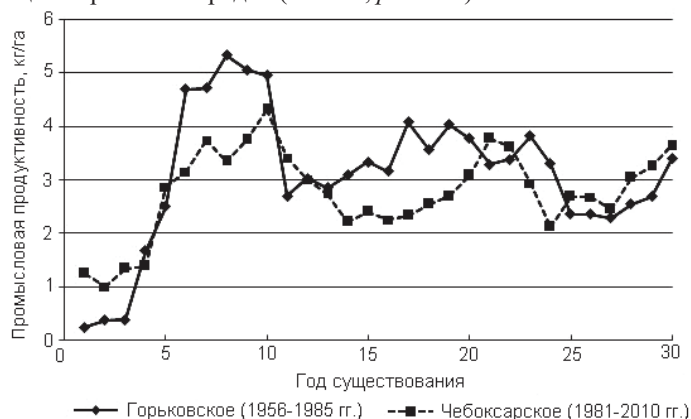


Рис. 2. Динамика промысловой рыбопродуктивности водохранилищ за 30-летний период с начала их существования.

по ихтиомассе были разделены по трём почти равным условным периодам — 1980–1989 гг., 1990–1999 гг. и 2000–2010 гг. Для получения доказательств объективности выделения указанных периодов был проведен линейный дискриминантный анализ (Айвазян и др., 1989). Классами обучающей выборки служили три выделенных периода; переменными, на основе которых происходила классификация наблюдений, — величины ихтиомассы основных видов рыб. Результаты анализа подтвердили правомерность выделения обозначенных периодов при уровне значимости $p < 0.0001$ (табл. 2).

Таблица 2. Результаты дискриминации временных рядов ихтиомассы по периодам

Фактический период	Размер выборки	Классифицируемый период			Правильная классификация, %
		1980-1989 гг.	1990-1999 гг.	2000-2010 гг.	
Горьковское водохранилище					
1980-1989 гг.	10	10	-	-	100
1990-1999 гг.	10	-	10	-	100
2000-2010 гг.	11	-	-	11	100
Чебоксарское водохранилище					
1982-1989 гг.	8	7	1	-	87,5
1990-1999 гг.	10	-	10	-	100
2000-2010 гг.	11	-	-	11	100

Биомасса рыб в водохранилищах оценивалась методом прямого учета (метод площадей) по данным ежегодно проводимых траловых и неводных учетных съемок. Оценочный период (1980–2010 гг.) практически равнялся срокам существования «младшего» из водохранилищ.

Рассматривая динамику общей ихтиомассы (рис. 1), можно отметить, что для обоих водохранилищ характерна положительная тенденция показателей. Более того, угловые коэффициенты линейного тренда для них почти одинаковы — средний ежегодный прирост биомассы рыб составляет 2.3–2.9 кг/га. Обращает на себя внимание тот факт, что водоемы имеют близкие значения средней за последние 15 лет ихтиомассы 90 кг/га для Чебоксарского и 106 кг/га для Горьковского водохранилищ. Указанные выше обстоятельства свидетельствует о наличии общих

По нашему мнению, синхронность уловов обусловлена не столько сходными социально-экономическими особенностями в пределах региона Средней Волги (традициями промысла и рыночного спроса на рыбу), сколько общими естественными закономерностями развития рыбных ресурсов, которые, очевидно, наиболее четко проявляются на начальных периодах жизни рукотворных водоемов.

Таким образом, первый этап сравнительного анализа позволяет нам заключить, что значительные различия водохранилищ по фактору проточности, очевидно, оказывают не столь уж существенное влияние на тенденции формирования общих продукционных показателей рыбных сообществ.

На втором этапе исследования данные

Таблица 3. Стандартизованные коэффициенты первой дискриминантной функции

Горьковское водохранилище		Чебоксарское водохранилище	
Виды рыб	Коэффициент	Виды рыб	Коэффициент
Тюлька	-1.67	Стерлядь	-2.04
Плотва	-1.50	Лещ	-2.02
Уклейка	-0.93	Язь	1.50
Язь	0.64	Сом	1.13
Сом	-0.61	Густера	0.99
Лещ	-0.61	Судак	0.83
Чехонь	0.56	Тюлька	-0.69
Окунь	-0.55	Уклейка	0.63
Щука	0.48	Плотва	0.58
Густера	-0.35	Окунь	-0.37
Судак	0.22	Чехонь	0.05
		Щука	0.04

О вкладе биомассы отдельных видов рыб в разбиение по периодам можно судить по величине стандартизованных коэффициентов первой дискриминантной функции. Из табл. 3 следует, что для Горьковского водохранилища наиболее информативными в периодизации оказались малоценные мелкочастиковые виды (тюлька, плотва), для Чебоксарского — группа коммерчески ценных рыб (стерлядь, лещ, язь, сом). На основании этого можно предполагать, что вариабельность биомассы указанных видов играла ведущую роль в происходящих тенденциях исследуемых периодов.

На следующем этапе анализировались особенности динамики биомассы отдельных экологических групп рыб (Крыжановский, 1949; Никольский, 1980), при выделении которых руководствовались описанием, составленным для рыб-

ного населения Волгоградского водохранилища (Шашуловский, Мосияш, 2010).

В экологических группах по характеру питания наибольший удельный вес в обоих водохранилищах занимают бентофаги и хищники (табл. 4). При этом водохранилища характеризуются довольно сходными показателями для этих групп и направленностью их изменений: доля бентофагов за рассматриваемый период несколько снижается, удельный вес хищников — возрастает, что особенно проявляется в Чебоксарском водохранилище. Существенные различия между водоемами отмечаются по отношению к группе планктофагов и эврифагов; удельный вес этих групп в Горьковском водохранилище в несколько раз ниже, чем в Чебоксарском. В обоих водоемах существует тенденция увеличения доли биомассы эврифагов, а в Чебоксарском водохранилище — и планктофагов.

Таблица 4. Изменения доли экологических групп рыб в ихтиомассе Горьковского и Чебоксарского водохранилищ в отдельные периоды, %

Экологические группы	Горьковское			Чебоксарское		
	1980-е гг.	1990-е гг.	2000-е гг.	1980-е гг.	1990-е гг.	2000-е гг.
По характеру питания						
Бентофаги	88.3	76.7	75.1	76.1	68.9	54.2
Хищники	7.8	21.8	22.7	15.8	20.5	32.2
Планктофаги	3.6	1.1	1.7	6.0	6.7	9.9
Эврифаги	0.3	0.4	0.6	2.1	3.9	3.7
По отношению к нерестовому субстрату						
Фитофилы	85.9	76.7	77.2	78.6	75.6	62.7
Пелагофилы	0.4	0.3	0.4	1.5	3.8	0.6
Литофилы	0.05	0.42	0.02	8.8	4.1	0.9
Лито-фитофилы	3.4	1.2	1.9	4.9	6.3	12.7
Индиферентные	10.3	21.4	20.5	6.2	10.2	23.1

Рассматривая группы, выделенные по особенностям размножения, можно отметить, что сходство водоемов отмечается лишь для удельного веса фитофилов и видов, индиферентных по отношению к нерестовому субстрату. Именно эти группы составляют большую часть ихтиомассы во всех исследуемых периодах. Однако их тенденции, по-видимому, разнонаправлены: доля индиферентных видов возросла, а удельный вес фитофилов несколько снизился. По представленности в ихтиомассе остальных групп водоемы существенно различаются — как правило, в Чебоксарском водохранилище удельный вес групп почти на порядок больше. Для этого водоема характерно также существенное снижение доли литофилов и столь же значительное увеличение доли видов, занимающих промежуточное положение, — лито-фитофилов.

Таким образом, проведенный сравнительный анализ показал, что оба водохранилища характеризуются почти одинаковой скоростью тенденции нарастания общей ихтиомассы. Существенные различия возраста водохранилищ и их проточности мало влияют на тенденции формирования совокупной ихтиомассы, которые опережаются, по-видимому, естественными закономерностями развития продукционных процессов в водохранилищных экосистемах. Сходство водохранилищ наблюдается в структуре и динамике ихтиомассы доминирующих экологических групп, таких как бентофаги и хищники (по характеру питания), фитофилы и индиферентные виды (по отношению к нерестовому субстрату). Напротив, различия между исследуемыми водоемами характерны для тех экологических групп рыб, которые занимают относительно малый удельный вес в общей ихтиомассе (планктофаги, эврифаги, пелагофилы, литофилы, лито-фитофилы). При этом доля указанных групп в «молодом» и более проточном Чебоксарском водохранилище, как правило, в несколько раз выше, чем в Горьковском.

Список литературы

- Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Фортунатов М.А., Шарапов В.А. Классификация и типология водохранилищ // Водохранилища мира. М.: Наука, 1979. С. 63–83.
- Айвазян С.А., Бухштабер В.М., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. Прикладная статистика: Классификация и снижение размерности. М.: Финансы и статистика, 1989. 333 с.
- Завершение разработки проектной документации «Строительство Чебоксарской ГЭС на р. Волге» в части, касающейся поднятия уровня Чебоксарского водохранилища до отметки нормального подпорного уровня 68 метров. Предварительная оценка воздействия на окружающую среду. Самара: ОАО «ИЦЭ Поволжья», 2012. 75 с.
- Крыжановский С.Г. Эколого-морфологические закономерности развития каповых, вьюновых и сомовых рыб (Cyprinoidei и Siluroidei) // Тр. ин-та морфологии животных. 1949. Вып. 1. С. 5–332.
- Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. М.: Пищевая промышленность, 1980. 183 с.
- Шаишуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК. 2010. 250 с.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ВИДОВОГО СОСТАВА И СТРУКТУРЫ МАКРОЗООБЕНТОСА БИОЦЕНОЗА ДРЕЙССЕНИД ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.Г. Пряничникова

ИБВВ РАН, 152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, pryanik@ibiw.yaroslavl.ru

По результатам многочисленных исследований различных авторов (Каратаев, Ляхнович, 1988; Перова, Щербина, 1998; Щербина, 2001 и др.) дрейссениды в благоприятных для них условиях выступают как доминирующий элемент донных и перифитонных сообществ макробеспозвоночных, а так же как мощнейший биотический фактор формирования всего облика экосистемы. Совместно с дрейссенидами встречается до 100 видов и форм других макробеспозвоночных, в том числе моллюски, ракообразные, олигохеты, пиявки, личинки насекомых и пр. (Каратаев, Ляхнович и др., 1994). В подавляющем большинстве случаев дрейссена в этих сообществах характеризуется высокими индексами доминирования, чаще всего, образуя монодоминантные сообщества. В зависимости от различных абиотических и биотических факторов комплекс доминантов составляют различные виды. Распространение в русле, особенно в речной части, биоценоза дрейссены способствует обогащению грунтов органическим веществом. В результате жизнедеятельности этого моллюска-фильтратора в донные отложения поступают агглютинаты и фекалии, которые служат пищей и строительным материалом для многих групп донных беспозвоночных.

Методика обработки проб макрозообентоса в биоценозе дрейссенид описана в следующих работах (Методика изучения ..., 1975; Щербина, 1993; Пряничникова, 2007).

За период исследований в составе сообществ макрозообентоса биоценоза дрейссенид обнаружено 103 таксона беспозвоночных, из них 97 видов. Наиболее широко представлена фауна хирономид — 40 видов и форм, моллюски представлены 27 таксонами, олигохеты — 12 видов и пиявки — 5. К разряду прочих мы отнесли остальные группы донных беспозвоночных: полихеты — 1 вид, ракообразные — 2, личинки поденок — 3, ручейники — 6 и мокрецы — 4 вида.

На ст. 1 было обнаружено 90 таксонов, на ст. 2 — 55, на ст. 3 — 69. Общими являются 42 вида, из которых к постоянным (частота встречаемости $\geq 50\%$) можно отнести 4 вида: *Potamothena moldaviensis*, *Cryptochironomus obreptans*, *Helobdella stagnalis* и *Limnodrilus hoffmeisteri*. Последние два вида так же являются постоянными для биоценозов дрейссенид в оз. Плещеево (Щербина, 2007).

Таблица 1. Средняя частота встречаемости (%) наиболее распространенных видов на различных станциях биоценоза дрейссенид за период 2005–2007 гг.

Вид	ст. 1	ст. 2	ст. 3
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede	72	58	80
<i>L. udekemianus</i> Claparede	53	19	11
<i>Potamothena moldaviensis</i> (Vejdovsky et Mrazek)	99	84	89
<i>Psammoryctides moravicus</i> (Hrabe)	57	17	28
<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	80	21	68
<i>Cryptochironomus obreptans</i> (Walker)	66	33	68

На ст. 1 выше не только видовое богатство, но и у большинства видов частота встречаемости выше, чем на ст. 2 и ст. 3. На ст. 1 постоянными являются шесть видов, на станциях 2 и 3 — один и четыре вида соответственно (табл. 1).

Индекс фаунистического сходства Чекановского–Сьеренсена между изученными станциями достаточно высокий, наибольшие значения между станциями 1 и 3 — 0.75 и 2 и 3 — 0.72. Наименьший индекс отмечен между станциями 1 и 2

— 0.62. Это связано с тем, что видовое богатство сформировано в основном видами, присутствующими на ст. 1 и ст. 3.

Одной из характеристик видовой структуры биоценозов является видовое разнообразие. При гидробиологических исследованиях наиболее широко применяется индекс видового разнообразия Шеннона–Уивера. Максимальное значение индекса видового разнообразия в 2005–2007 гг. было отмечено на ст. 1, минимальное — на ст. 2 (табл. 2). Между станциями 1 и 2, 2 и 3 существуют достоверные отличия по величине индекса Шеннона–Уивера, при уровне значимости $p < 0.05$.

За три года исследований на двух станциях из трех *Dreissena polymorpha* (Pallas) увеличила свою численность в среднем в три раза, биомасса при этом осталась практически неизменной. На ст. 2 средние значения

численности дрейссены полиморфной почти не изменились, а вот биомасса — уменьшилась в четыре раза. Наибольшая численность была отмечена в 2006 г. на ст. 3 в начале сентября — 12.8 тыс. экз./м².

Таблица 2. Средние за сезон значения индекса Шеннона–Уивера на различных станциях биоценоза дрейссенид в 2005–2007 гг.

Номер станции	2005 г.	2006 г.	2007 г.
1	<u>2.87±0.27</u>	<u>2.89±0.30</u>	<u>2.77±0.34</u>
	2.42±0.13	2.71±0.10	2.76±0.10
2	<u>2.02±0.31</u>	<u>2.13±0.27</u>	<u>2.18±0.31</u>
	1.61±0.14	1.74±0.16	1.70±0.12
3	<u>2.67±0.22</u>	<u>2.55±0.24</u>	<u>2.25±0.29</u>
	2.16±0.12	2.26±0.10	1.98±0.19

Примечание. Над чертой — индекс Шеннона–Уивера рассчитанный по численности, под чертой — то же самое по биомассе.

ст. 2 (табл. 4). Олигохеты вносили наибольший вклад по численности и биомассе макрозообентоса на станциях 1 и 3, на ст. 2 наибольший вклад по биомассе внесли хирономиды.

Таблица 3. Соотношение дрейссенид (%) на станциях Волжского плеса в 2005–2007 гг.

Номер станции	2005 г.		2006 г.		2007 г.	
	DP	DB	DP	DB	DP	DB
1	<u>85</u>	<u>15</u>	<u>58</u>	<u>42</u>	<u>51</u>	<u>49</u>
	72	28	72	28	43	57
2	<u>16</u>	<u>84</u>	<u>6</u>	<u>94</u>	<u>4</u>	<u>96</u>
	14	86	3	97	1	99
3	<u>90</u>	<u>10</u>	<u>74</u>	<u>26</u>	<u>56</u>	<u>44</u>
	86	14	71	29	33	67

Примечание. DP — *Dreissena polymorpha*, DB — *D. bugensis*; над чертой — доля вида по численности, под чертой — то же самое по биомассе.

В биоценозе дрейссенид Волжского плеса Рыбинского водохранилища наибольшая величина модифицированного индекса плотности Арнольди отмечена у олигохеты *Potamothrix moldaviensis* (табл. 5).

Таблица 5. Величина модифицированного индекса плотности Арнольди у доминирующих видов на различных станциях биоценоза дрейссенид в 2005–2007 гг.

Вид	ст. 1			ст. 2			ст. 3		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
<i>Potamothrix moldaviensis</i>	13	44	42	25	37	32		11	33
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		12	16		18	18			25
<i>Viviparus viviparus</i> (L.)	16						13	15	12
<i>Tubifex newaensis</i> (Michaelsen)		11	15						
<i>Hypania invalida</i> Grube					14	24			
<i>Psammoryctides moravicus</i>		11							
<i>Ecnomus tenellus</i> Rambur						12			
<i>Gmelinoides fasciatus</i> (Stebbin)							15		
<i>Helobdella stagnalis</i>		14							
<i>Chironomus plumosus</i> (L.)				15					
<i>Chironomus agilis</i>						11			
Shobanov et Djomin									

Примечание. Приведены только виды с величиной индекса Арнольди ≥ 10%.

тинатов. Существенная роль, иногда практически равная с показателями олигохет, принадлежит хирономидам, которые так же предпочитают питаться в биоценозе дрейссенид (Львова, Извекова, 1973). Среди субдоминантов в биоценозе дрейссенид отмечены хищные виды хирономид, встречаемость которых составила для р. *Cryptochironomus* — 91%, для р. *Procladius* — 45%.

Так же следует отметить видов-вселенцев, чьи максимальные показатели сопряжены с биоценозом дрейссенид — *Gmelinoides fasciatus* и *Hypania invalida* (Щербина, 2001; Перова, Щербина, 2002; Перова, 2004). Все максимальные значения биомассы этих видов на исследованных станциях были отмечены осенью (табл. 6). Наибольшие встречаемость и биомасса *H. invalida* были отмечены в биоценозе дрейссенид с преобладанием в нем *D. bugensis*, а *G. fasciatus* — в биоценозе с преобладанием *D. polymorpha*.

Минимальные количественные показатели *D. polymorpha* в течение всего времени исследования были отмечены на ст. 2. Популяция *D. bugensis* (Andrusov) так же на двух станциях из трех увеличила свою численность до десяти раз, биомассу на ст. 1 — в 3 раза, а на ст. 3 — на порядок. Благодаря этому соотношение этих двух видов, как по численности, так и по биомассе на станциях 1 и 3 практически выровнялось (табл. 3). Увеличение биомассы *D. bugensis* с 2006 по 2007 гг. на этих станциях, по-видимому, связано с более высокой скоростью ее роста в Волжском плесе Рыбинского водохранилища.

Наибольшая численность и биомасса макрозообентоса были отмечены на ст. 1, наименьшие — на ст. 2 (табл. 4). Олигохеты вносили наибольший вклад по численности и биомассе макрозообентоса на станциях 1 и 3, на ст. 2 наибольший вклад по биомассе внесли хирономиды.

Таблица 4. Средняя численность (экз./м²) и биомасса (г/м²) макрозообентоса на различных станциях биоценоза дрейссенид в 2005–2007 гг.

Номер станции	2005 г.	2006 г.	2007 г.
1	<u>2396±124</u>	<u>2988±227</u>	<u>2118±326</u>
	4.57±0.91	9.57±0.74	9.57±0.74
2	<u>792±124</u>	<u>818±123</u>	<u>711±105</u>
	4.57±0.91	4.05±0.80	3.33±0.45
3	<u>1404±166</u>	<u>1941±243</u>	<u>1558±266</u>
	6.80±1.46	6.35±0.83	5.78±1.06

Примечание. Над чертой — численность, под чертой — биомасса.

Как было показано ранее (Перова, 2004), олигохеты *Potamothrix moldaviensis* и *P. hammoniensis* имеют максимальную частоту встречаемости в Волжском плесе Рыбинского водохранилища. Они играют значительную роль, как в таксономической, так и в трофической структуре биоценоза дрейссенид. Это объясняется тем, что дрейссениды осаждают достаточно большое количество взвешенного органического вещества в виде фекалий и агглю-

Таблица 6. Максимальные биомассы (г/м²) вселенцев на различных станциях биоценоза дрейссенид в 2005–2007 гг.

Вид	Годы	ст. 1	ст. 2	ст. 3
<i>Gmelinoides fasciatus</i>	2005	1.97	0.10	4.68
	2006	3.40	0.12	9.80
	2007	2.62	0.13	2.95
<i>Hypania invalida</i>	2005	—	2.87	—
	2006	0.75	2.85	0.76
	2007	1.50	2.83	0.05

продуктивности донных сообществ (более чем на порядок) был отмечен при вселении дрейссены в оз. Лукомское (Ляхнович и др., 1983). Преимущество агглютинированных кормов может быть объяснено тем что, ослизнясь в мантийной полости моллюсков, взвесь обогащается бактериями, а так же тем, что детрит в них становится более усвояемым благодаря пищеварительному действию экзоферментов мукоцитов моллюска (Львова-Качанова, Извекова, 1973).

При изучении фильтрационной активности двух видов дрейссенид в местах их совместного обитания в Волжском плесе Рыбинского водохранилища (Пряничникова, Щербина, 2005) было высказано предположение, что *D. bugensis* предпочитает более крупные фракции и лучше утилизирует пищу, чем *D. polymorpha*. Вероятно, по этой причине качество продуктов жизнедеятельности дрейссены бугской (агглютинаты и фекалии) менее привлекательны для макробеспозвоночных, и как следствие — видовой состав и размерная структура макрозообентоса и их динамика в биоценозе с преобладанием *D. bugensis* несколько ниже, чем таковые в биоценозе с преобладанием *D. polymorpha*.

Список литературы

- Львова-Качанова А.А., Извекова Э.И. Осаждение дрейссенной взвеси и использование ее личинками хирономид // Комплексн. иссл. водохранилищ, вып. 2. М.: МГУ, 1973. С. 130–135.
- Каратаев А.Ю., Ляхнович В.П. Роль *Dreissena polymorpha* Pallas в сообществах макробеспозвоночных и водных экосистемах // Вид и его продуктивность в ареале. Материалы 5-го Всесоюзного совещания. Вильнюс, 1988. С. 242–244.
- Ляхнович В.П., Каратаев А.Ю., Митрахович П.А. Влияние *Dreissena polymorpha* Pallas на экосистему евтрофного озера // Биология внутренних вод: Информ. бюл., Л., 1983. № 60. С. 25–28.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 254 с.
- Перова С.Н. Современное состояние структуры сообществ донных макробеспозвоночных Рыбинского и Горьковского водохранилищ: Дис.... канд. биол. наук. Борок, 2004. 157 с.
- Перова С.Н., Щербина Г.Х. Сравнительный анализ структуры макрозообентоса Рыбинского водохранилища в 1980 и 1990 гг. // Биология внутренних вод. 1998. № 2. С. 52–61.
- Перова С.Н., Щербина Г.Х. Многолетние изменения видового состава макрозообентоса Горьковского водохранилища // Биология внутр. вод. М.: Наука, 2002. № 3. С. 55–64.
- Пряничникова Е.Г. Сезонная динамика донных макробеспозвоночных в биоценозе дрейссенид Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Изд-во Вектор ТиС, 2007. С. 223–240.
- Пряничникова Е.Г., Щербина Г.Х. Сравнение скоростей фильтрации моллюсков *Dreissena polymorpha* (Pall.) и *D. bugensis* (Andr.) // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2005. С. 278–290.
- Щербина Г.Х. Годовая динамика макрозообентоса открытого мелководья Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Зооценозы водоемов бассейна Верхней Волги в условиях антропогенного воздействия. Тр. ИБВВ. 1993. Вып. 69 (72). С. 108–144.
- Щербина Г.Х. Влияние моллюска *Dreissena polymorpha* (Pall.) на структуру макрозообентоса экспериментальных мезокосмов // Биология внутр. вод. 2001. № 1. С. 63–70.
- Щербина Г.Х. Структура макрозообентоса биоценоза дрейссены и изменение пищевого спектра плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus) озера Плещеево в связи с вселением в него моллюска *Dreissena polymorpha* // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Изд-во Вектор ТиС, 2007. С. 360–380.
- Каратаев А.Ю., Ляхнович В.П., Афанасьев С.А., Бурлакова Л.Е., Закутский В.П., Ляхов С.М., Мирошниченко М.П., Мороз Т.Г., Некрасова М.Я., Нечваленко С.П., Скальская И.А., Харченко Т.Г., Протасов А.А. Место вида в биоценозах // Дрейссена: Систематика, экология, практическое значение. М.: Наука, 1994. С. 180–195.

Повышение плотности поселений дрейссенид приводит к увеличению продуктов их жизнедеятельности, которые, оседая на дно, положительно влияют на развитие макрозообентоса, особенно олигохет и хищных беспозвоночных. Например, в Рыбинском водохранилище в 1990 г в биоценозе *D. polymorpha* доля олигохет увеличилась в 6.3 раза по сравнению с 1980 г, что связано с ростом плотности друз дрейссены (в 2.3 раза), продукты жизнедеятельности которой — агглютинаты и фекалии, значительно обогащают донные осадки легкоусвояемым органическим веществом (Перова, Щербина, 1998). Аналогичный рост

МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА ОСНОВЕ СИНТЕЗА БОКСОВОЙ ВЕРТИКАЛЬНОЙ И ДВУХМЕРНОЙ ГОРИЗОНТАЛЬНОЙ МОДЕЛЕЙ

В.В. Пуклаков, Н.Г. Пуклакова, К.К. Эдельштейн

Московский государственный университет, г. Москва, Россия, puklakov@mail.ru

В современной гидрологии водохранилищ для решения научно-исследовательских и прогностических (проектных) задач наряду с анализом результатов полевых наблюдений стали широко использоваться математические модели, позволяющие воспроизводить основные особенности гидрологического режима техногенных водоемов. В мировой лимнологии разработано множество таких моделей, преимущественно одномерных с ограниченным учетом гидрологических особенностей водохранилищ. Среди них нет ни одной с замкнутым годичным циклом процессов трансформации водной массы, специфически протекающих в различные сезоны года. Преобладают по числу вариантов стационарные двухмерные сеточные гидродинамические модели озер, некоторые из которых дополняются экологическим блоком, в котором водоем подразделяется на мелководные и глубоководные боксы, например, модель оз. Плещеево (Воинов, Тонких, 1988). За рубежом получили распространение боксовые лимнологические модели: модель MIT Массачусетского технологического института, модель CE-QUAL-R1 и др.

Применительно к Рыбинскому водохранилищу в настоящее время наиболее известна двухмерная в горизонтальной плоскости стационарная модель циркуляции водных масс, разработанная в Институте биологии внутренних вод РАН (Поддубный, Сухова, 2002). В ее основу положена модель ветровых течений (полных потоков), разработанная А.И. Фельзенбаумом (1960). Она позволяет учесть основные факторы, формирующие течения: напряжение ветра на водную поверхность, приток в водоем и сток из него, реальный рельеф дна. На поверхности водоема тангенциальное напряжение ветра уравнивается турбулентным трением в воде, на дне водоема движение отсутствует. Компоненты скорости течения вдоль осей x и y , изменения уровня воды вдоль оси z определяются по распределению функции полных потоков. Гидродинамический блок этой модели позволяет рассчитать скорости и направления течений при конкретных гидрометеорологических условиях на отдельных горизонтах в узлах регулярной сеточной области с шагом $\Delta x = \Delta y$ без учета островов. Эта модель хорошо показала себя при моделировании крупных водохранилищ, в которых ведущую роль во внутреннем водообмене в безледный период играют циркуляционные системы течений.

Для морфологически простых водохранилищ долинного типа чаще применяется гидрологическая модель водохранилища (ГМВ МГУ), разработанная на кафедре гидрологии суши Московского государственного университета (Пуклаков, 1999). Эта модель описывает большинство физических процессов, протекающих в водоеме и на его границах с внешней средой в течение всего годового гидрологического цикла. Модель создавалась с учетом следующих требований: 1) схематизация водохранилища должна учитывать его морфологическое строение и гидротехнические особенности антропогенного забора воды из водоема; 2) простота математического описания алгоритма численного решения уравнений; 3) адекватная имитация основных процессов, определяющие гидрологический режим водохранилища: колебания уровня воды, водный баланс, особенности внутреннего водообмена, режим минерализации и температуры воды, тепловой баланс, ледовые явления; 4) модель должна отражать вертикальную структуру водной массы в различных частях водохранилища с шагом по глубине 1 метр и ее изменения во времени с шагом 1 сутки; 5) описание гидрометеорологических процессов должно опираться на методики, рекомендованные для практических расчетов; 6) решение модели должно базироваться на стандартной гидрометеорологической информации.

Исходя из этих требований, водохранилище схематизируется либо в виде отдельной лопасти (морфологически простой водоем), либо в виде совокупности состыкованных между собой лопастей, представляющих затопленные долины основных речных притоков морфологически сложного водохранилища. Каждая лопасть делится в продольном направлении на отсеки с учетом ее морфометрических и гидродинамических особенностей по методике, предложенной Ю.М. Матарзиным (Матарзин, Мацкевич, 1970). Все отсеки разбиваются на горизонтальные боксы толщиной 1 м, в пределах которых водная масса предполагается однородной.

Модель основана на одномерном алгоритме расчета вертикальной структуры водоема (Chen, Orlob, 1975), последовательно примененном к выделенным отсекам водохранилища. Уровень водной поверхности предполагается горизонтальным и рассчитывается как функция первоначального уровня и объема аккумуляции воды в водохранилище. Условия втекания потоков воды в отсек определяются соотношением их плотности с вертикальной плотностной стратификацией отсека, толщина зоны втекания — критическим числом Ричардсона, позволяющим оценить предел гидродинамической устойчивости на ее границах. Сброс воды в нижний бьеф замыкающего гидроузла выполняется через разноуровневные водозаборы. Толщина зоны водозабора и поле скоростей оттока определяется величиной расхода и устойчивостью плотностной стратификации в районе водозабора. В модели предусмотрена возможность забора воды на хозяйственные нужды из любого отсека водоема.

Математическая структура модели базируется на балансовых уравнениях, отражающих неразрывность водной среды и закон сохранения вещества и энергии в каждом боксе отсека при условии мгновенного смешения притока с содержимым расчетного бокса. Они решаются отдельно для каждого отсека водохранилища относительно концентрации вещества или удельной энергии (температуры), как функции времени и глубины. Водный и тепловой баланс водохранилища рассчитывается согласно рекомендациям нормативных документов.

Внутриводоемная гидродинамика определяется внешним тепло- и водообменом (приток воды с водосбора, обмен с атмосферой и ложем дна, антропогенный водозабор), интегральным эффектом воздействия ветра на

водную поверхность и пространственной плотностной неоднородностью водных масс водохранилища. Горизонтальный водообмен между отсеками происходит в результате стоковых, плотностных и компенсационных течений. В алгоритме модели не предусмотрен расчет дрейфовых течений, поскольку предполагалось, что в долинных водохранилищах их роль в продольной динамике водных масс второстепенна и их влияние ограничивается пределами отдельных плесов, то есть отсеков водохранилища. Вертикальный водообмен между боксами отсека определяется нестационарностью процессов горизонтального притока и стока воды, динамическим перемешиванием в стоковом течении, свободной и вынужденной конвекцией (в виде циркуляции Ленгмюра), эффективным турбулентным перемешиванием, возбуждаемое воздействием на водную среду различных факторов, преимущественно ветра. Использование в алгоритме ГМВ–МГУ балансовых уравнений и поэтапного решения задач водообмена с условием мгновенного смешения притока с содержимым любого бокса (на промежуточных этапах он может изменять свой объем) позволяет избежать временных и пространственных ограничений, неизбежных при использовании конечно-разностных схем решения дифференциальных уравнений большинства математических моделей водоемов.

Применение этой модели для моделирования глубоких и стратифицированных летом и зимой долинных водохранилищ многолетнего регулирования показало, что она хорошо воспроизводит их режим в течение всего гидрологического цикла в годы разной водности. В то же время при ее использовании для крупного, морфологически сложного котловинно-долинного Рыбинского водохранилища наиболее успешно имитируется гидрологический режим тех его отсеков, которые находятся за пределами Главного плеса. Результаты расчета для отсеков Главного плеса оказались существенно хуже, особенно для периода открытой водной поверхности. Это связано с тем, что алгоритм боксовой модели разрабатывался, прежде всего, для классического варианта простого долинного водохранилища с преобладанием продольных стоковых и плотностных течений и не отражает всей сложности термо- и гидродинамических процессов в столь обширном озеровидном расширении Рыбинского водохранилища, в котором происходит смешение водных потоков четырех лопастей при активном ветровом воздействии.

В связи с этим возникла идея объединить гидрологическую модель водохранилища МГУ и гидродинамический блок модели ИБВВ РАН, что и было сделано нами совместно с сотрудниками ИБВВ. Синтез всех положительных качеств этих двух моделей: боксовой квазидвухмерной по xz -осям модели МГУ и двухмерной по xy -осям гидродинамической модели ИБВВ РАН позволяет рассчитывать расходы воды в течениях на отдельных горизонтах водной толщи с выделением зон ап- и даунвеллинга, глубину ветроволнового перемешивания в зависимости от направления и скорости ветра в Главном плесе Рыбинского водохранилища, а также изучить диапазон синоптических обусловленных колебаний характеристик водных масс водохранилища в годы экстремальной водности. Именно эти колебания, в конечном счете, и определяют ту или иную самоочищающую способность водной экосистемы, интенсивность продукционно-деструкционных процессов формирования качества воды, рекреационную ценность и рыбопродуктивность Рыбинского водохранилища, влияние сброса в нижний бьеф гидроузла его водных масс на гидроэкологическую структуру расположенных ниже водохранилищ Волжского каскада. Возможности расчета по новой бокс-динамической модели ежесуточного изменения всех основных гидрологических характеристик генетически и качественно различных водных масс в долинных плесах лопастей, их динамику и смешение в обширном озеровидном плесе водохранилища в навигационный сезон за счет преимущественно ветрового воздействия, а в период ледостава — стоковых и плотностных градиентных течений, значительно повышают шансы решения проблемы оценки формирования и трансформации состава и свойств водных масс в крупнейших водохранилищах рассматриваемого морфологического класса, особенно важных в водохозяйственном отношении, так как они — главные регуляторы режима и состава речного стока.

По новому варианту модели выполнены расчеты гидрологического режима Рыбинского водохранилища для 2-х лет: многоводного 1962 г. и маловодного 1964 г. Эти расчеты показали, что в подавляющем числе суток (95% в 1964 г. и 88% в 1962 г.) невязки водного баланса не превышали объема воды в несколько миллионов м³. Статистический анализ погрешностей определения аккумуляции, соответствующей ошибке в определении среднего уровня водохранилища более ± 2 см, показал, что их причиной часто следует считать воздействие попусков гидроузлов на водную поверхность Рыбинского водохранилища. Самые большие невязки водного баланса, вызвавшие завышение модельного уровня на 4 см и более в течение 6 сут в апреле многоводного 1962 г. связаны как с неточностью гидрометрического расчета среднего уровня воды в водохранилище по данным трёх водпостов, удаленных от вершин Моложской и Шекснинской лопастей водохранилища, так и с неточностью расчета стока воды в него в половодье с 17% площади водосбора бокового притока по методу гидрологической аналогии. Таким образом, можно сказать, что внешний водообмен водохранилища рассчитывается моделью на очень высоком уровне.

Сходимость результатов расчета температуры и минерализации воды с данными натурных наблюдений оценивалась по результатам гидрологических съемок водохранилища, выполненных сотрудниками ИБВВ в эти годы, и наблюдениям на водомерных постах. Максимальные отклонения (до 2.9 °C) температуры воды имели место в мае в Центральном плесе. Предположительно это объясняется остаточным влиянием дрейфа льда, преимущественно из Моложской лопасти водохранилища. В остальных случаях из 65 наблюдений 73% ошибок по абсолютной величине не превышали 1.0 °C, 21% находились в пределах 1–2 °C. Оценка расчета режима минерализации воды в разных частях водоема показала, что в 30% случаев погрешность не превышала 10 мг/л, в 50% — 30 мг/л, в 92% — 50 мг/л.

Из-за огромных пространственных размеров Рыбинского водохранилища динамика изменения толщины льда и снега на льду заметно отличается в разных районах водоема. Диапазон различий в данных измерений

толщины снега по акватории водохранилища может достигать 30–40 см, а толщины льда — 55–65 см. Сравнение результатов расчета толщины снега и льда по основным плесам водохранилища с данными измерений на гидрологических постах показало, что в пределах Главного плеса они вполне удовлетворительны, а в лопастных плесах водохранилища они заметно хуже. Связано это с двумя основными причинами: 1) с удаленностью этих лопастей от базовой метеостанции, данные которой использовались для метеорологических расчетов; 2) с тем, что в модели не учитывается влияние на толщину льда скоростей течения в речных лопастях. Эти причины вполне могут быть устранены путем использования в расчетах наблюдений не одной, а нескольких метеостанций, расположенных в данном регионе по периметру водохранилища, и путем учета в алгоритме модели динамического воздействия водного потока на толщину льда в отсеках водоема. Отличия в датах появления и схода льда по расчету и по данным наблюдений на отдельных постах могут достигать 7–10 дней. Однако в большинстве случаев (23 из 36) они не превышают 3 суток. Причины значительных отличий в данных наблюдений и расчетов те же, что отмечались при анализе режима толщины снега и льда в разных частях водоема. Водомерные посты на Рыбинском водохранилище расположены преимущественно в затопленных устьевых участках рек, в результате чего находятся под сильным влиянием речного притока и собственной отчлененности от основной акватории водоема.

Объединенный вариант модели позволяет количественно оценить объемы переноса воды в расчетных створах между отдельными отсеками водоема в различные периоды года. Результаты расчетов показали, что в период зимней сработки водохранилища по всему водоему доминируют стоковые течения. В это же время во всех лопастях и приустьевых заливах притоков имеют место плотностные придонные течения. Наибольший вклад в водообмен между отсеками они вносят в маловодный год в нижней части Моложской лопасти (до 40%), приустьевой области рек Согожи и Ухры (до 55%) и нижней части Волжской лопасти (до 10%). В многоводный год роль плотностных течений во внутреннем водообмене водохранилища значительно ниже.

В период весеннего наполнения ситуация с водообменом на границе основных плесов водохранилища во многом зависит от соотношения времени начала половодья на главных притоках р. Шексне, р. Мологе, р. Волге, причем роль Волги в это время невелика, поскольку ее приток аккумулируется в вышележащих водохранилищах. Незарегулированный приток р. Шексны раньше достигает Главного плеса и это приводит к оттоку части его воды в Шекснинский плес. Доля этого оттока в водообмене между Главным и Шекснинским плесами достигает 25–35%.

После схода льда решающую роль во внутреннем водообмене большей части водохранилища начинают играть дрейфовые течения. Их вклад в перенос воды в пределах Главного плеса и прилегающих к нему отсеках боковых лопастей может достигать 75–90%. В верхних участках лопастей роль дрейфовых течений в переносе воды в безледоставный период снижается до 35–40%.

Таким образом, первые расчеты по объединенной модели гидрологического режима водохранилищ показали, что она вполне адекватно отображает гидрологический режим Рыбинского водохранилища в течение лет различной водности. Совмещая преимущества обеих моделей, она позволяет получить среднесуточные оценки переноса воды, а вместе с ней и любых содержащихся в ней веществ, по всему водоему как в продольно-вертикальном, так и в плановом направлениях. А это дает возможность использования такой модели для моделирования гидрологического режима как существующих, так и проектирующихся водохранилищ практически любого морфологического класса и водохозяйственного назначения.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ (проекты 09-05-00029 и 12-05-00176).

Список литературы

- Воинов А.А., Тонких А.П. Имитационная модель озера Плещеево. М.: Препринт ВЦ РАН, 1988. 38 с.
- Матарзин Ю.М., Мацкевич И.К. Вопросы морфометрии и районирования водохранилищ // Вопросы формирования водохранилищ и их влияния на природу и хозяйство. Вып. 1. Пермь, 1970. С. 27–45.
- Поддубный С.А., Сухова Э.В. Моделирование влияния гидродинамических и антропогенных факторов на распределение гидробионтов в водохранилищах. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский Дом печати», 2002. 120 с.
- Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища: руководство для пользователей. М.: ГЕОС, 1999. 96 с.
- Chen C.W., Orlob G.T. Ecologic Simulation for Aquatic Environments. In: Patten B.C. (Ed.) // Systems Analysis and Simulation in Ecology. Vol. III. Academic Press, New York, 1975. P. 475–588.

ОСОБЕННОСТИ ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ПРОХОДНОЙ СЕЛЬДИ-ЧЕРНОСПИНКИ В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННОГО ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА Р. ВОЛГИ

О.В. Пятикопова, Н.И. Чавычалова, С.А. Власенко, С.С. Фомин

Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «КаспНИРХ»),
г. Астрахань, ул. Савушкина 1, kaspiy-info@mail.ru

Проходная сельдь-черноспинка — ценный промысловый вид, представляет большой интерес для рыбного хозяйства и науки.

В связи с падением численности сельди в начале 2000-х гг. были возобновлены исследования по эффективности ее естественного воспроизводства.

Анализ возрастного состава производителей проходной сельди-черноспинки в 2002 г. указывает на

нарушение воспроизводительной способности популяции с 1999 г. (табл. 1) Низкая численность производителей — трехлеток — в 1999 и 2000 гг. и определила резкое снижение промыслового запаса проходной сельди-черноспинки в 2001–2002 гг. Выловы при этом снизились с 4310.0 т в 1999 г. до 9.0 т в 2001 г.

Таблица 1. Возрастной состав производителей проходной сельди-черноспинки в 1997–2002 гг., %

Годы	Возраст, лет						Средний возраст
	3	4	5	6	7	8	
1997	12.2	38.8	31.3	13.6	3.2	0.9	4.6
1998	11.3	40.4	31.8	12.4	3.1	1.0	4.6
1999	-	24.0	43.1	25.1	6.5	1.3	5.2
2000	0.4	3.2	27.1	47.1	17.3	4.9	5.9
2001	6.0	15.6	19.8	31.0	23.3	4.3	5.6
2002	3.7	18.6	48.1	18.5	7.4	3.7	5.2

увеличивает свою численность в несколько раз и наоборот (Водовская, 2001). Ограничение промышленного лова проходной сельди-черноспинки (в 2001–2005 гг.) с целью пропуска производителей к местам нереста способствовало постепенному восстановлению нерестового запаса данного вида.

Наблюдения, проводимые с 2006 по 2011 гг. на учетном створе р. Волги у с. Замьяны (о. Гусиный), позволили получить данные по суточной и сезонной динамике покатной миграции молоди в реке и оценить ее численность (Пятикопова, 2010), которая к концу периода наблюдений возросла в 6.5 раз, что свидетельствует о тенденции повышения эффективности естественного воспроизводства и роста численности популяции сельди-черноспинки (табл. 2).

Таблица 2. Эффективность естественного воспроизводства проходной сельди-черноспинки в 2006–2011 гг.

Год	Численность, млрд. экз.	Промысловый возврат		Молодь в уловах морских сельдей, %
		млн. экз.	т	
2006	4.45	0.694	314	2.4
2007	4.9	0.983	450	0.4
2008	5.38	1.076	538	0.1
2009	14.71	2.942	1324	0.6
2010	21.14	4.228	1577	улова нет
2011	28.78	4.317	1770	0.1

жира. Следствием таких изменений может стать снижение эффективности нереста и жизнестойкости личинок.

В последние годы в результате нереста производителей сельди-черноспинки в нижней зоне нерестилищ р. Волги произошло сокращение протяженности трассы покатной миграции молоди. Молодь скатывается в море на ранних этапах развития, когда ее гибель наиболее вероятна, что подтверждается низкой численностью сеголеток этого вида в Северном Каспии во время учетной съемки морских сельдей (табл. 2).

Скат личинок сельди-черноспинки в 2011 г. отличался своей продолжительностью (83 дня) и наибольшим количеством учтенных личинок (более 10 тыс. экз.) за весь период наблюдений (с 2006 по 2011 гг.). Установившийся гидрологический режим, характерный для летне-осенней межени (с расходом воды 5000–5640 м³/с и скоростями течения 0.5–0.76 м/с), был благоприятным для ската личинок сельди-черноспинки. Анализ распределения мигрирующей молоди по слоям потока показывает, что ранняя молодь (предличинки и ранние личинки) скатывалась в дневное и ночное время рассеянно по створу и локализовалась ближе к стрежню реки. Поздние личинки и мальки в ночное время встречались в уловах у левого берега и на стрежне.

Для вертикального распределения предличинок и ранних личинок сельди-черноспинки как днем, так и ночью в июне и июле характерен был скат в поверхностном слое и толще (50–70%). В августе, при снижении скорости течения в среднем до 0.5 м/с, ранняя молодь концентрировалась днем в придонных слоях, ночью была рассредоточена по слоям потока с наибольшей концентрацией в толще (до 50%). Личинки старшей возрастной группы встречались в дневное и в ночное время в срединных слоях потока.

Концентрации молоди проходной сельди-черноспинки составляли: в июне — 0.4 экз./м³, июле — в 1.5 раза выше, августе — единичные экземпляры. Максимальные концентрации наблюдались у предличинок в третьей декаде июня (0.8 экз./м³) и в третьей декаде июля (0.28 экз./м³), у ранних личинок — в первой декаде июля (1.98 экз./м³). Концентрации поздних личинок не превышали 0.03 экз./м³ в течение всего периода наблюдения.

Производители сельди-черноспинки подходят к местам нереста в два, а иногда и в три этапа, что подтверждается величиной концентраций предличинок в разные сроки наблюдений (табл. 3).

Таблица 3. Среднесуточная концентрация молоди проходной сельди-черноспинки в 2011 г., экз./м³

Возраст	Дата проведения суточной станции					
	12.06	21.06	06.07	21.07	14.08	20.08
предличинки	0.23	0.8	0.22	0.28	0.02	0.02
ран. личинки	0.04	0.61	1.98	0.78	0.06	0.01
позд. личинки		0.01	0.03	0.04	0.01	0.02

Начиная с 2006 г., в скате молоди наблюдается преобладание личинок на ранних этапах развития (предличинок и ранних личинок) (табл. 4). Количество только что выклюнувшихся личинок с каждым годом становится больше. Доля предличинок в скате 2011 г. составляла 32.5%. Из-за отсутствия затонов, где личинки могли бы задержаться и подрасти до жизнестойкой стадии, как это было в многоводные годы, в скате в 1.6 раза увеличилась доля предличинок и в 1.2 раза уменьшилась доля ранних личинок. Поздние личинки и мальки в уловах встречаются в единичных экземплярах.

Таким образом, на формирование численности проходной сельди-черноспинки большое влияние оказывает гидрологический режим р. Волги, где происходит ее икрометание, выклев и миграция личинок на морские пастбища.

В маловодные годы неблагоприятные условия нагула сказались на качестве скатывающейся молоди, сократилась доля молоди, достигшей жизнестойких этапов развития, что может привести к снижению выживания ее в море.

Для увеличения эффективности естественного воспроизводства сельди-черноспинки необходимо оптимизировать режим попусков воды через плотину Волгоградского гидроузла в период летне-осенней межени и усилить меры по охране ее производителей, давая возможность большему их количеству дойти до мест нереста.

Таблица 4. Возрастной состав личинок проходной сельди за период наблюдения 2006–2011 гг., %

Год	Предличинки	Ранние личинки	Поздние личинки	Ранняя молодь
2006	20.2	78.2	1.5	-
2007	24.2	74.4	1.2	0.2
2008	18.3	81.4	0.3	0.04
2009	26.38	73.43	0.13	0.04
2010	29.5	69.8	0.67	0.03
2011	32.49	67.49	0.01	0.01

Список литературы

- Водовская В.В. Экологические аспекты биологии проходной сельди Каспия. Астрахань: КаспНИРХ, 2001. 74 с.
 Пятикопова О.В., Власенко С.А., Васильченко О.М., Фомин С.С. Эффективность естественного воспроизводства проходной сельди в низовьях реки Волги // Вклад молодых ученых в рыбохозяйственную науку России: тез. докл. Всерос. молодежной конф. (Санкт-Петербург, 12–14 октября 2010 г.). СПб.: ГосНИОРХ, 2010. С. 156–159.

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ И ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В РАЙОНАХ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ

А.В. Рахуба

Институт экологии Волжского бассейна РАН, 445003, г. Тольятти, ул. Комзина 10, rahavum@mail.ru

Экологические проблемы водохранилищ включают целый комплекс аспектов, среди которых важную роль играют вопросы, связанные с качеством водной среды. Известно, что формирование химического состава вод водохранилищ происходит при крайне неустановившемся гидродинамическом режиме. Загрязнение и регулирование стока приводят к антропогенной трансформации экологического состояния водных экосистем. Особенно неблагоприятная обстановка складывается на акваториях водохранилищ в районах интенсивной хозяйственной деятельности (импактных районах), где формируются зоны загрязнения с повышенным содержанием в воде химических веществ. Определение границ таких зон имеет важное экологическое значение и требует, наряду с мониторинговыми исследованиями, использования численных экспериментов на моделях.

В настоящем докладе рассматриваются результаты импактного мониторинга и разномасштабного моделирования качества воды Саратовского водохранилища в районах сброса сточных вод г. Тольятти, устьев рек Сок и Самара, акватории водозабора г. Самара и прилегающей затопленной поймы.

Саратовское водохранилище принадлежит к русловому типу и характеризуется интенсивным водообменом ($K_v = 18$). Это в 5–6 раз выше, чем в вышележащем Куйбышевском водохранилище. Оно не осуществляет сколько-нибудь значительного перераспределения стока и его режим определяется характером водохозяйственного использования Куйбышевского и Волгоградского водохранилищ.

Среди всей совокупности динамических явлений основным фактором, определяющим изменчивость гидрологических и гидрохимических компонентов на Саратовском водохранилище, является неравномерный режим работы Жигулевской и Балаковской ГЭС. Оба этих гидроузла осуществляют попуски воды в суточном и недельном режиме. Амплитуда суточных колебаний уровня воды в нижнем бьефе составляет 1.5–2.0 м, в верхнем — 0.15–0.3 м. Эти колебания вызывают формирование прямых и обратных волн, которые, распространяясь навстречу друг другу, создают сложные длинноволновые возмущения водной поверхности водохранилища. В результате в течение суток даже при небольших изменениях уровня воды могут наблюдаться интенсивные колебания скорости течения, разнонаправленные и циркуляционные потоки, которые сопровождаются развитием горизонтальной и вертикальной неоднородности гидрохимических и гидробиологических показателей водной среды.

Чтобы проследить влияние длинноволновой динамики на гидрохимический режим нами были проведены суточные наблюдения в трех характерных местах Саратовского водохранилища: I — верхний створ (условно фоновый) в пос. Зольное; II — средний створ (локального влияния притока), расположенный в 5 км ниже впадения р. Самара в совх. Масленникова; III — нижний створ (смещения водных масс) в пос. Печерское. На трех вертикалях, по одной на каждом из указанных створов, расположенных на расстоянии 50–70 м от берега, на глубине 3 м от дна проводились измерения скорости потока, уровня воды и гидрохимических показателей.

В нижнем бьефе в фоновом створе I пос. Зольное качество воды полностью определяется водной массой приплотинной части Куйбышевского водохранилища. Вследствие неравномерной работы Жигулевской ГЭС динамический режим в этом районе крайне неустойчив. Амплитуда колебаний скорости потока изменяется в пределах 0.01–1.02 м/с с периодом 1–2 часа и характерна для дневных и вечерних часов суток. В ночные и утренние часы уровень воды и колебания скорости снижаются. При этом в течение суток существенных изменений качества воды не прослеживается. Из всех регистрируемых характеристик можно отметить значительное превышение мутности, приходящееся на дневное время, а также суточное изменение показателей температуры воды и содержания растворенного кислорода, которые связаны с прогревом водной толщи днем и охлаждением ночью.

Наиболее хорошо прослеживается суточная изменчивость качества воды в створе II. Отклонения гидрохимических показателей от фоновых значений в этом районе определяются влиянием водной массы р. Самара, поступающей в Саратовское водохранилище в ночные часы, когда уровень воды в водохранилище снижается. Попадающий в водохранилище объем речной воды распространяется вдоль левого берега с гидрологическим фронтом, проходящим по середине русла, ширина которого составляет 400 м. Затем при повышении уровня и появлении подпора со стороны водохранилища разгрузка вод притока прекращается, и значения концентраций ряда показателей начинают снижаться.

По данным наблюдений превышения концентраций Cl, NH₄, УЭП, Т, мутности и снижение O₂ в створе II отмечается с 16 до 20 часов. Снижение концентрации растворенного в воде кислорода, не свойственное этому времени суток, является фактически свидетельством локального загрязнения в этом районе.

В районе створа III водные массы всех крупных притоков, поступающие из выше расположенных участков, частично или полностью смешиваются. Синхронные флуктуации Т, рН, Eh и O₂, возникающие днем, свидетельствуют о периодическом появлении струйности течения и вихревых образований. По характеру суточной изменчивости здесь уже прослеживаются преимущественно мелкомасштабные неоднородности, связанные с присутствием трансформированных водных масс боковой приточности.

В целом анализ суточных данных измерений показывает высокий уровень изменчивости гидродинамических и гидрохимических показателей. Амплитуда колебаний Т, рН, Eh, УЭП, NH₄, NO₃, Cl и O₂ на вертикалях каждого створа изменяется в пределах 3–59 %. В створе I изменения значений этих показателей составляют 3–29%. Наибольшие колебания 4–59% наблюдаются в створе II. Изменения амплитуды колебаний мутности составляют 78–96% с максимумом в створе III. Для гидрологических характеристик скорости течения и уровня воды изменения амплитуды колебаний составляют 8–99%, достигая наибольших значений в створах I и II.

В табл. 1 представлены статистические параметры суточной изменчивости всех изучаемых характеристик. Диапазон изменений величин C_v для гидрохимических показателей составляет 0.01–0.48, для скорости течения и уровня воды составляет 0.02–0.57.

Таблица 1. Статистические параметры данных наблюдений гидрологических и гидрохимических показателей в створах I–III

Показатель	пос. Зольное						совх. Масленникова						пос. Печерское					
	\bar{u}	δ	C _v	max	min	Δ , %	\bar{u}	δ	C _v	max	min	Δ , %	\bar{u}	δ	C _v	max	min	Δ , %
Т, град	13.9	0.17	0.01	14.3	13.7	4.2	16.5	0.27	0.02	17.12	16.07	6.1	18.6	0.26	0.02	19.19	18.13	5.5
рН	8.09	0.04	0.01	8.27	7.88	4.7	8.08	0.05	0.01	8.25	7.9	4.2	8.17	0.05	0.01	8.29	8.04	3.0
Eh, mV	301	4.72	0.02	309	294	4.9	293	5	0.02	301	275	8.6	295	6.46	0.02	306	277	9.5
УЭП, мкСм/см	342	1.66	0.01	346	337	2.6	390	38	0.1	473	349	26.2	347	2.48	0.01	358	338	5.6
NH ₄ , мг/л	0.26	0.01	0.05	0.28	0.23	17.9	0.3	0.03	0.1	0.36	0.24	33.3	0.31	0.02	0.07	0.35	0.27	22.9
NO ₃ , мг/л	2.76	0.13	0.05	3.53	2.09	40.8	4.22	0.22	0.05	5.21	3.52	32.4	4.09	0.55	0.14	5.42	2.69	50.4
Cl, мг/л	20.8	1.46	0.07	24	17	29.2	33.3	10	0.31	51	21	58.8	28.4	2.98	0.11	36	21	41.7
O ₂ , мг/л	9.37	0.08	0.01	9.69	9.18	5.3	8.99	0.33	0.04	9.44	8.36	11.4	8.88	0.18	0.02	9.33	8.51	8.8
O ₂ , %	91	1.14	0.01	95	89	6.3	92	3	0.03	96	87	9.4	95	2.38	0.03	100.7	90.3	10.3
Мутность, NTU	0.46	0.22	0.48	1.3	0.1	92.3	2.2	0.5	0.22	3.6	0.8	77.8	2.1	0.45	0.22	5.1	0.2	96.1
Н, м	4.03	0.25	0.07	4.53	3.57	21.2	12.6	0.19	0.02	13.13	12.03	8.4	4.84	0.52	0.11	5.81	3.73	35.8
V, м/с	0.37	0.21	0.57	1.02	0.01	99.0	0.36	0.06	0.17	0.5	0.11	78.0	0.25	0.06	0.22	0.41	0.05	87.8

Примечание. \bar{u} — среднесуточное значение данных наблюдений, δ — среднеквадратическое отклонение, C_v — коэффициент вариации, max и min — максимальные и минимальные значения ряда наблюдений, Δ — изменчивость характеристик $\Delta = 100 \cdot (\max - \min) / \max$.

Концентрации осредненных за сутки величин в створе II в сравнении с фоновым створом I увеличиваются для УЭП на 48 мкСм/см (14%), NH₄ — на 0.04 мг/л (15%), NO₃ — на 1.46 мг/л (53%), Cl — на 12.5 мг/л (60%) и мутности — на 1.74 NTU (378%). В створе смешения III превышения концентраций составляют соответственно для УЭП 5 мкСм/см (1.5%), NH₄ — 0.05 мг/л (19%), NO₃ — 1.33 мг/л (48%), Cl — 7.6 мг/л (37%) и мутности — 1.64 NTU (356%).

Таким образом, в характерных районах Саратовского водохранилища (нижний и верхний бьефы ГЭС, русловые и пойменные участки, участки впадения боковых притоков, районы сброса сточных вод и др.) формируются зоны с различной степенью изменчивости показателей качества воды. Пространственные размеры, геометрия и время существования таких зон напрямую связаны с режимом работы гидроузлов.

Проведенные исследования позволили выделить зоны качества вод различного масштаба. Крупномасштабная зона (более 10 км²) образуется в результате попусков ГЭС, химический состав которой определяется приплотинной водной массой вышележащего водохранилища. Наиболее ярко выражены мезомасштабные зоны (от 1 до

10 км²). Они формируются водными массами средних и крупных боковых притоков с типичной суточной периодичностью и существуют в водохранилище 1–2 суток. Зоны меньшего масштаба (менее 1 км²) образуются от малых притоков и точечных источников загрязнения.

На основе собранных данных суточных расходов воды на ГЭС и гидрохимических измерений в характерных районах водохранилища был проведен ряд численных экспериментов на двумерных (плановых) математических моделях Саратовского водохранилища. Разработка моделей осуществлялась с использованием программной системы «ВОЛНА» (Вольцингер, Пясковский, 1977; Рахуба, 2005, 2010).

Для оценки пространственно-временной неоднородности качества вод и формирования конфигурации импактных зон загрязнения при возможных вариантах изменения гидродинамического режима были смоделированы длинноволновые колебания уровня воды, типичные для Саратовского водохранилища.

В первом случае рассчитывалась динамика примеси от источника сброса сточных вод г. Тольятти, расположенного в нижнем бьефе в 8 км от Жигулевской ГЭС. Расчеты на модели показали, что в период летне-осенней межени максимальная зона загрязнения от источника сброса сточных вод г. Тольятти формируется во время продолжительных санитарных попусков и занимает площадь 5 км². В суточном режиме работы ГЭС в дневные и вечерние часы зона загрязнения составляет 0,5 км², а в ночные часы увеличивается до 1 км². В маловодную фазу гидродинамического режима идет увеличение зон загрязнения в районах сброса, тогда как в многоводную они сносятся ниже от источника возросшим стоковым течением.

Вторая серия модельных экспериментов была проведена по расчету распространения водных масс притоков р. Сок, р. Самара, р. Сухая Самарка, р. Чапаевка и р. Безенчук. Согласно указанным особенностям длинноволновой гидродинамики впадающие в Саратовское водохранилище водные массы от этих притоков формируют две масштабные зоны неоднородности качества воды. Первая крупная зона образуется под влиянием р. Сок, вытягивается в длину на расстояние 16–20 км по всей ширине русла и проходит через акваторию, прилегающую к левому берегу г. Самара за 10 часов. Спустя сутки, к 20–22 часам, водные массы р. Сок, частично смешанные с основной водной массой, достигают границы впадения р. Самара и сливаются с ней, образуя вторую зону неоднородности, которая вытягивается вдоль прилегающей поймы на расстояние 25–30 км по всей ширине русла, где в нее (по ходу ее движения) добавляются водные массы рек Сухой Самарки, Чапаевки и Безенчук. На вторые сутки водные массы притоков достигают створа полного смешения в районе пос. Печерское.

В третьей серии численных экспериментов моделировался колебательный характер течения в устье р. Сок (изменчивость скорости и направления течения в зоне выклинивания подпора) и оценивалась интенсивность поступления водных масс в Саратовское водохранилище в зависимости от длинноволнового режима. Модельные расчеты позволили получить детальную картину режима формирования водной массы в зоне переменного подпора устья притока, а так же рассчитать динамику ее движения в условиях суточных колебаний стока.

Таким образом, изучение процессов динамики и гидрохимии вод Саратовского водохранилища показало, что неустановившийся длинноволновой режим колебаний характеристик течений приводит к формированию разномасштабных зон, отождествляемых с пространственно-временными неоднородностями качества вод. Пространственное распределение показателей качества вод зависит, как от местоположения источников примеси и боковых притоков, так и от времени прохождения прямых и обратных волн попусков.

В районах впадения притоков размах колебаний по ряду химических показателей существенно выше, чем в других частях водохранилища. Максимумы распределения концентрации в этих районах связаны с режимом уровня и могут быть обусловлены наличием ингредиентов антропогенного происхождения, которые поступают из притоков в ночные часы суток и затем трансформируются под действием основного течения.

Выполненные расчеты на моделях показывают, что суточные попуски воды с ГЭС оказывают значительное влияние на динамику водных масс, а также на скорость и направление перемещения шлейфа загрязняющих веществ и ход их разбавления. В маловодную фазу гидродинамического режима идет увеличение зон неоднородностей качества вод в районах их формирования, а в многоводную они сносятся возросшим стоковым течением.

Следует отметить, что в условиях длинноволновых попусков на ГЭС проведение гидрохимической съемки без предварительного определения масштабов зон загрязнения нельзя считать достаточно обоснованным. Неучет особенностей динамики примеси водохранилищ может привести к искажению пространственной оценки показателей качества воды. В этом случае, использование моделей позволяет достоверно оценить границы распространения примеси в разные фазы суточного гидродинамического режима водохранилища и обоснованно выбрать станции отбора проб для химического анализа при проведении мониторинга.

Список литературы

- Вольцингер Н.Е., Пясковский Р.В. Теория мелкой воды. Океанологические задачи и численные методы. Л.: Гидрометиздат, 1977. 207с.
- Рахуба А.В. Оценка качества вод Саратовского водохранилища в районе питьевого водозабора г. Самара // Водное хозяйство России. 2005. Т. 7, №6.
- Рахуба А.В. Моделирование динамики примеси в нижнем бьефе водохранилища при экстремальных попусках ГЭС // Водное хозяйство России. 2010. № 4.

ЛОСОСЕОБРАЗНЫЕ И КОРЮШКОВЫЕ РЫБЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВОЛГИ

Ю.С. Решетников, О.А. Попова

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Москва, ysreshetnikov@gmail.com

Общепринято считать, что современная ихтиофауна европейской части России в основном сформировалась еще в третичное время, а с начала четвертичного периода ихтиофауна была практически идентична современной. Ихтиофауна Волги сформировалась после окончания последнего оледенения из фауны рыб приледникового озера (15–10 тыс. лет назад), а последние изменения произошли после обособления бассейнов Белого, Балтийского и Понто-Каспийского морей. Фауна рыб носила смешанный характер, здесь были как типично северные элементы, так и Понто-Каспийские виды. В теплое бореальное время (2–3 тыс. до н.э.) многие южные тепловодные виды продвинулись далеко на север (до Ладоги, Онеги и севера Карелии), однако в связи с похолоданием в субатлантическое время (с 1 тыс. до н.э.) многие из них исчезли, а северные виды рыб смогли продвинуться в более южные районы. Человек издавна с позднего палеолита занимался рыболовством, и считается, что его влияние на состав рыбного населения стало сказываться уже в неолите (Лебедев, 1960; Цепкин, 1995). Наибольшее влияние на состав рыбного населения оказали гидротехнические сооружения, которые коренным образом изменили сток Волги, работы по интродукции новых видов рыб, загрязнение водоемов и чрезмерный вылов. Возникновение Волжско-Камского каскада водохранилищ вызвало в экосистеме Волги изменения поистине геологического масштаба, фактически была повторена обстановка четвертичного периода, когда Волга в верхнем течении была зарегулирована системой приледниковых озер (Яковлев и др., 2001).

В настоящее время в Волге живет 77 аборигенных видов рыб из 13 отрядов, 20 семейств и 54 родов. Кроме того в результате рыбоводно-акклиматизационных работ и саморасселения рыб список пополнился 12 видами-интродуцентами из 9 новых родов, 3 семейств и 1 отряда, поэтому полный список рыб Волги сегодня включает 89 видов круглоротых и рыб из 55 родов, 21 семейства и 14 отрядов.

В данном сообщении в историческом аспекте рассматривается только распространение и встречаемость в бассейне Волги корюшковых, сиговых, лососевых и хариусовых рыб. Общий список этих видов приводится ниже:

OSMERIFORMES — КОРЮШКООБРАЗНЫЕ

Osmeridae Regan, 1913 — Корюшковые

Osmerus eperlanus (Linnaeus, 1758) — европейская корюшка

SALMONIFORMES — ЛОСОСЕОБРАЗНЫЕ

Coregonidae Cope, 1872 — Сиговые

Coregonus albula (Linnaeus, 1758) — европейская ряпушка

Coregonus lavaretus (Linnaeus, 1758) — обыкновенный сиг

Coregonus migratorius (Georgi, 1775) — байкальский омуль

Coregonus peled (Gmelin, 1789) — пелядь

Stenodus leucichthys (Guldenstadt, 1772) — белорыбца, нельма

Salmonidae Cuvier, 1816 — Лососевые

Hucho taimen (Pallas, 1773) — обыкновенный таймень

Parasalmo mykiss irideus (Gibbons, 1855) — радужная форель

Salmo trutta Linnaeus, 1758 — кумжа, форель

Thymallidae Gill, 1884 — Хариусовые

Thymallus thymallus (Linnaeus, 1758) — европейский хариус

Отметим, что если основной инвазийный путь многих новых южных вселенцев проходит по Волге снизу вверх по течению, то корюшка и ряпушка расселялись с севера на юг, спускаясь вниз по Волге и осваивая водохранилища. Этим же путем спускался вниз по Волге и речной угорь *Anguilla anguilla*.

Каскад водохранилищ лишил многих проходных рыб возможности подниматься из Каспия высоко вверх по Волге на нерест. Прежде всего, это каспийская минога, осетровые, сельдевые и лососевые. Ранее каспийская минога поднималась до Тверцы, заходила во многие притоки Волги. После постройки Волгоградской плотины выше нее не проникает, лишь единичные особи изредка встречаются в Волгоградском и Саратовском водохранилищах. Аналогичная картина наблюдается среди осетровых и сельдевых рыб. Построенные рыбоходы и шлюзы позволяют лишь единичным особям подниматься выше Волгограда.

При создании водохранилища на реке коренным образом меняются экологические условия водоема, и экосистема из речной превращается в озерную: появляется пелагиаль, чего не было в реке, и за счет массового притока биогенов отмечается увеличение продукции фито- и зоопланктона. Но среди наших речных рыб нет ни одного вида, который приспособлен к жизни в пелагиали и к питанию исключительно фито- или зоопланктоном. Эту условно свободную экологическую нишу стал занимать синец, как более склонный и более способный питаться зоопланктоном и жить в пелагиали. Кроме него в пелагиали водохранилищ откармливается молодь многих видов рыб. Ряпушка и корюшка как специализированные планктофаги нашли в новых водоемах относительно свободную экологическую нишу. Продвижению вниз по реке способствовал и их образ жизни: сразу после выклева молодь этих видов переходит в пелагиаль и живет у поверхности воды примерно месяц. С током воды она могла проходить через плотины и оказывалась в новом водоеме. Аналогичное явление мы отмечали в системе р. Пасвик на западе Мурманской области, когда за 10 лет на пике вспышки численности в оз. Инари ряпушка стала спускаться из озера вниз по р. Пасвик и освоила практически все водохранилища её бассейна (Решетников и др., 2008).

Возникновение системы волжских водохранилищ не привело к резкому увеличению кормовой базы рыб. Увеличение продукции фито- и зоопланктона проходило низкими темпами, и в 1970 гг. биомасса фитопланктона не превышала 2–4 г/м³, а биомасса зоопланктона — 1.0–2.5 г/м³, что значительно ниже, чем в водохранили-

щих Дона и Днепра. Процесс эвтрофирования верхневолжских водохранилищ происходил значительно медленнее, чем в водоемах Днепровского каскада. Ивановское водохранилище перешло в эвтрофную стадию к началу 1970-х гг. (через 30 лет после создания), в нем идут процессы зарастания (макрофиты занимают 24% площади), Угличское осталось мезотрофным, Рыбинское водохранилище достигло уровня умеренно эвтрофного в начале 1980-х гг. Локальное эвтрофирование отмечено во всех водохранилищах вблизи крупных промышленных центров. До 1980-х гг. для верхневолжских водохранилищ отмечалось существенное несоответствие между высоким уровнем ПП и низкой продуктивностью зоопланктона и бентоса. За последние 30 лет в Рыбинском водохранилище средняя биомасса зоопланктона достоверно возросла в 3, зообентоса — в 2 раза. Произошли существенные изменения в трофической структуре экосистем, возникли дрейсеновые биоценозы (25% площади дна), в которых биомасса дрейсены 8–12 кг/га, а биомасса другого бентоса — 1.2 кг/га. Отметим кратко судьбу каждого вида в бассейне Волги.

Европейская корюшка населяет озера в верховьях Волги (Селигер, Валдайское, Белое). Саморасселение корюшки началось в 1940-е гг.; источник расселения — оз. Белое (в бассейне р. Шексны), где она представлена в форме снетка (Иванова, 1982). Корюшка впервые была отмечена в Рыбинском водохранилище в 1945 г., в Горьковском и Чебоксарском — в 1957 г., в Куйбышевском — в 1958 г., в Саратовском — в 1961 г. и в Волгоградском — в 1970-е гг. В Угличском водохранилище ее мало, а в Ивановском она появилось только в 1970 г. Ниже Волгоградского корюшка уже не встречается, а наибольшей численности она достигла в самом северном Рыбинском водохранилище. На питание корюшкой охотно перешли многие хищные виды рыб, особенно судак. Основные препятствия для успешной натурализации — высокие температуры воды в низовьях Волги и отсутствие нерестилищ. В связи с саморасселением каспийской тюльки — основного конкурента по линии питания — отмечены падения численности корюшки при увеличении численности тюльки.

Европейская ряпушка имеет широкий ареал в Европе, южная граница проходит по Псковско-Чудскому водоему и озерам Верхней Волги (Селигер, Вселуг, Переяславское, Белое). Продвижение вниз по Волге началось из оз. Белое: в 1943 г. она отмечена в Рыбинском водохранилище, в 1956 г. — Горьковском, в 1964 г. — Куйбышевском и в 1967 г. — Саратовском. Ни в одном из водоемов ряпушка не достигла высокой численности.

Белорыбца и нельма. В бассейне Каспийского моря обитает белорыбца — особый подвид нельмы *Stenodus leucichthys leucichthys*, которая раньше поднималась довольно высоко по Волге (до Твери и даже до Ржева), а по Шексне до оз. Белое. Обычно она была и в притоках Волги: в Оке поднималась до Серпухова (отмечена в притоках Оки — Мокше и Проне); известна из Суры (правый приток Волги ниже Оки), где отмечалась до Пензы; последняя поимка белорыбцы в Суре датируется 1971 г. Отмечалась белорыбца в р. Москва: в первой половине XX в. она была обычной рыбой, в конце 1930-х гг. она еще встречалась в низовьях Москвы-реки. По Каме она поднималась довольно высоко, до уральских предгорий; в реках Белая, Уфа и Чусовая располагались основные нерестилища белорыбцы. Последний массовый подход белорыбцы к плотине Рыбинской ГЭС отмечен осенью 1955 г (Поддубный, 1978). После образования Горьковского водохранилища (1958) она в бассейне Верхней Волги не встречалась. В нижней части Волги белорыбца поднимается вверх до Волгоградской плотины, где она и нерестует. Однако стадо ее малочисленное. Несколько заводов занимаются разведением белорыбцы, и практически в значительной мере она существует за счет искусственного разведения. Раньше она была в «Красной книге СССР», затем ее численность восстановилась до 20 тыс. половозрелых рыб и она даже не включена в «Красную книгу РФ» (2001), кроме отдельных популяций. Однако в последние десятилетия численность белорыбцы вновь резко падает, в отдельные годы даже не удается собрать икру для рыбозаводов. На Волжской и Саратовской ГЭС имелись рыбоподъемники для транспортировки проходных рыб в верхний бьеф. За период 1964–1969 гг. было пересажено 1950 экз. белорыбцы, в среднем около 300 рыб в год; за период 1970–1979 — 4476 рыб или 640 экз. в год. Выше плотины белорыбца изредка встречается в Саратовском и Куйбышевском водохранилищах: единично в р. Сок и в 1980-е гг. постоянно встречалась в нижней части р. Уса. Регулярный вылов белорыбцы в устьевом участке р. Усы, возможно, указывает на наличие туводной популяции в Куйбышевской водохранилище (Евланов и др., 1998). Однако не исключено, что некоторые экземпляры могут проникать через плотины ГЭС, так единичные особи каспийской миноги после постройки Волгоградской плотины проникали в Волгоградское и Саратовское водохранилища (Решетников и др., 1997; Рыбы в заповедниках России, 2010).

Известно, что в бассейне Оби после постройки Новосибирского водохранилища нельма образовала жилую форму. В России жилая форма известна только в Кубенском озере, но в Северной Америке в ряде озер есть жилая нельма.

Изредка в бассейн Волги проникает северная нельма *Stenodus leucichthys nelma*, которая иногда регистрировалась в оз. Белом, Шекснинском и Рыбинском водохранилищах. В 1950-е гг. предпринимались попытки акклиматизации кубенской нельмы в Рыбинском водохранилище, однако натурализации не произошло. Последняя достоверная поимка нельмы в Рыбинском водохранилище датируется 1992 г. Полагают, что возможные редкие случаи поимки нельмы в этом водохранилище связаны с ее заходом из бассейна Северной Двины. Падает численность нельмы и в Кубенском озере: максимальный улов был в 1953 г. (62 т), а в 1994–1995 гг. вылавливалось не более 100 половозрелых рыб.

Попытки акклиматизации других видов сиговых рыб в водохранилищах Волги обычно кончались неудачей, лишь в некоторых из них в уловах отмечалась пелядь (табл.).

Ареал тайменя в прошлом охватывал притоки Средней Волги, Камы и Вятки. А в кухонных остатках древнего человека часто встречался по берегам р. Москвы с V в. до н.э. до VII в. н.э.; последние находки датируются XI в. (Цепкин, 1995). В прошлом ареал тайменя был гораздо шире, чем теперь: он был широко распро-

странен в самой Каме, в р. Белая и ее притоке Уфе до самых верховьев, в притоке Чусовой (р. Сылва), в притоке Вятки (р. Кобра). Встречался таймень и в среднем течении Волги на участке от устья Камы до г. Самары. До зарегулирования Волги он еще заходил из Камы в Волгу и спускался до Самарской области (около Тольятти). «В 1969 г в Волжско-Камском плесе был пойман таймень длиной 50 см, в возрасте 4 лет «несколько экземпляров пеляди, тайменя и толстолобика было получено от рыбаков» (Цыплаков, 1974). Скорее всего, это случайное явление. Ниже этого плеса, с начала 1950-х гг. в пределах Самарской области таймень не отмечался (Евланов и др., 1998). Нет его в настоящее время в верховьях Волги (Яковлев и др., 2001) и в реках Краснокамского района (Зиновьев и др., 2006), практически этот вид выпал из состава ихтиофауны самой Волги. Остались лишь популяции в трех притоках Камы (Вишере, Кове и Чусовой).

Таблица. Акклиматизация новых лососевых и сиговых рыб в волжских водохранилищах

Водохранилища	Годы	Объекты	Возраст рыб	Результат, статус
Верхневолжское	1930-1966	Чудской сиг, Корюшка	Икра, молодь,	У Сига — нет, Корюшка — редкий вид
Рыбинское	1953-1974	Кубенская нельма, Сиги, Переяславская ряпушка, Тугун, Пелядь	Личинки, молодь	Для Нельмы, Сигов, Переясл. ряпушки и Тугуна результатов нет. Пелядь встречалась единично
Горьковское	1961-1964, 1967 1949	Пелядь, Баунтовский сиг, Рипус	Личинки	Пелядь редко. Остальные — безрезультатно
Куйбышевское	1965-1973 1964	Пелядь, Рипус, Баунтовский сиг, Радужная форель	Личинки, молодь	Пелядь с 1968 г. единично, остальные безрезультатно
Саратовское	1969-1973	Пелядь	Личинки	Встречается единично
Волгоградское	Ежегодно 1966-1967 « « «	Белорыбца Пелядь, (Кижуч, Кета)	Личинки	Сиговые — единично, Лососевые — безрезультатно

Кумжа и форель. В бассейне Волги вид представлен двумя формами: в виде проходной кумжи (иногда его неправильно называли каспийским лососем) и жилой формы в виде форели. Проходная кумжа в прошлом была широко распространена в бассейне Волги: она нагуливалась в Каспии и на нерест поднималась в Волгу и ее притоки. Её максимальная длина 1 м и масса до 50 кг, живет до 20 лет. В XI–XVII вв. кумжа встречалась по всей Волге, доходила до г. Рыбинска, заходила в Оку и ее притоки (Клязьма, Москва, Жиздра, Прона, Ушна и другие) с родниковым питанием, где располагались ее нерестилища. В Каме кумжа встречалась от её устья до Чусовой, а также в притоке Камы — р. Белой. По Уралу она мигрировала до г. Уральска. Кумжа достигала массы до 50 кг и обладала великолепными вкусовыми качествами, поэтому всегда являлась ценным объектом речного промысла. По архивным данным известно, что Муромскими рыбаками из деревень, расположенных на Оке и ее небольшом притоке р. Ушне, зимой 1687–1688 гг. было выловлено для Московского Кормового двorca помимо осетровых и белорыбца еще 17 лососей (Цепкин, 1995).

До зарегулирования Волги единичные особи проходной каспийской кумжи доходили до Камы. С начала 1950-х гг. проходная кумжа на Средней Волге и в Самарской области уже не отмечалась. В 1990-е гг. кумжа уже стала очень редкой даже в нижнем течении Волги и Урала, где попадалась единично.

Сейчас вид сохранился в виде мелкой речной форели, которая встречается в притоках Волги и ее водохранилищ. В бассейне Верхней Волги в настоящее время этот вид отсутствует, а те единичные экземпляры форели, которые изредка ловятся в водохранилищах, скорее всего, сбегали с рыбоводных заводов или рыбоводных ферм, видимо это другой вид — радужная форель *Parasalmo mykiss irideus*. В настоящее время в Самарской области настоящая форель *Salmo trutta* регистрировалась в 1970-е гг. в реках Уса и Кондурча, небольшие популяции остались в реках Байтуган, Кувак, Шешма и Колпа (Евланов и др., 1998).

Европейский хариус. Современная южная граница распространения европейского хариуса проходит по Московской области. Различают ручьевую, речную и озерные формы хариуса. На сегодня достоверно известно, что хариус еще водится в некоторых реках Московской области в виде ручьевой формы: это верховья Большой Сестры (реки Чисмена, Селибановка), которые протекают среди массива высокоствольного елового леса; а также в бассейне Яхромы (р. Лутосня) (Цепкин, 1995). До зарегулирования хариус встречался по всему бассейну Верхней Волги, как в ее притоках, так и в самой Волге до г. Рыбинска. В настоящее время он сохранился преимущественно в притоках и верховьях Волги, изредка встречается в оз. Селигер. В бассейне Верхней Волги известны только малочисленные популяции речного хариуса (реки Юхоть, Улейма, Молога в бассейне Рыбинского водохранилища и р. Корожечна в бассейне Угличского водохранилища) (Яковлев и др., 2001). В бассейне Камы хариус встречается в тысячах ручьев, лесных рек, горных и лесных реках, в прудах на малых реках, однако ни в одном из камских водохранилищ хариуса нет (Зиновьев и др., 2006). В пределах Самарской области хариус встречался в р. Б. Черешман (приток Куйбышевского водохранилища), однако с 1950-х гг. больше в области не отмечался (Евланов и др., 1996).

Список литературы

Евланов И.А., Козловский С.В., Антонов П.И. Кадастр рыб Самарской области. Тольятти: ИЭВБ РАН.1998. 222 с.

- Зиновьев Е.А., Бакланов М.А., Костицына Н.В. Ихтиологический кадастр и мониторинг водоемов Краснокамского района. Пермь: Пермск. Ун-т. 2006. 148 с.
- Иванова М.Н. Популяционная изменчивость пресноводных корюшек. Рыбинск: ИБВВ РАН. 1982. 145 с.
- Лебедев В.Д. Пресноводная четвертичная ихтиофауна Европейской части СССР. М.: Изд-во Моск. Гос. Ун-та. 1960. 402 с.
- Поддубный А.Г. Ихтиофауна // Волга и её жизнь. Л.: Наука. 1978. С. 228–247.
- Решетников Ю.С., Богуцкая Н.Г., Васильева Е.Д. и др. Список рыбообразных и рыб пресных вод России // Вопр. ихтиологии. 1997. Т. 37, вып. 6. С. 723–771.
- Решетников Ю.С., Попова О.А., Пер-Арне Амундсен. Влияние вида-вселенца на экосистему (на примере ряпушки р. Пасвик) // Водные экосистемы: трофические уровни проблемы поддержания биоразнообразия. Вологда: ВГПУ. 2008. С. 347–350.
- Рыбы в заповедниках России. В двух томах. (Под ред. Ю.С. Решетникова). Т. 1. М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. 627 с.
- Цепкин Е.А. Изменения промысловой ихтиофауны рыб континентальных водоемов Восточной Европы и Северной Азии в четвертичном периоде // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35, № 1. С. 1–17.
- Яковлев В.Н., Слынько Ю.В., Кияшко В.И. Аннотированный каталог круглоротых и рыб водоемов бассейна Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: ИБВВ РАН. 2001. С. 52–69.

ЗООПЛАНКТОНОЦЕНОЗЫ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ, ИХ ВЗАИМОЗАВИСИМОСТЬ И СОСТОЯНИЕ В ПОСЛЕДНЕЕ ДЕСЯТИЛЕТИЕ ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

И.К. Ривьер

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
152742 пос. Борок, Ярославская область, Некоузский р-н, rivier@ibiv.yaroslavl.ru*

Контроль за качеством водных ресурсов на Верхнее-Волжских водохранилищах проводился регулярно на высоком методическом уровне, разработанном в ИБВВ РАН в 1960–80-х гг. Наблюдения за 12 параметрами водной среды велись дважды в месяц, но с 1989 по 2004 гг. стандартные рейсы в полном объеме не проводились. Однако наблюдения за зоопланктоном и расширенным составом показателей среды (до 40 параметров) велись на Ивановском водохранилище в 1990–93 гг. в зоне влияния стоков г. Твери (136 станций), на Рыбинском водохранилище — по влиянию сбросов г. Череповца в 1985–90 гг. (187 станций), в 2000, 2001, 2007 гг. (соответственно 14, 25 и 29 станций). Проводились исследования по влиянию сточных вод промышленных городов на Горьковском водохранилище в 1999 г. (16 станций), по состоянию сообществ ранневесеннего и зимнего зоопланктона на Рыбинском водохранилище в 2004, 2009 и 2010 гг. (9, 3 и 2 станции). Велись наблюдения на Шекснинском водохранилище в 2001 г. (18 станций). Эти материалы позволяют оценить современное состояние зоопланктона, влияние на него сточных вод промышленных узлов, подогрева обширных зон вблизи Ивановской и Костромской ГРЭС. Кроме того, в последние аномальные годы имеются некоторые наблюдения влияния изменений водно-ледового режима, летней и зимней температуры, которые влекут за собой глубокие нарушения в водных сообществах, включая рыбное население.

Как известно, озеровидное Рыбинское водохранилище наполнялось водами различных зоогеографических провинций: через р. Шексну — из подзоны южной тайги, волжским и моложским потоками из подзоны смешанных лесов. Водные массы, вносимые потоками Волги, Шексны и Мологи хорошо различаются по показателям цветности, прозрачности, электропроводности, структуре и плотности сообществ гидробионтов. Воды Главного плёса — трансформированные воды этих основных притоков, отличаются наименьшей цветностью, большей минерализацией и наибольшей прозрачностью. В соответствии с экологией различные водные массы имеют свои особенности зоопланктоценозов.

Исследования различных сообществ водохранилищ происходили отчасти спонтанно по мере развития интересов к отдельным вопросам, связанным с абиотическими и биотическими факторами, морфологией водоёма, его положением в каскаде. Если Угличское водохранилище представляет собой бывшую р. Волгу в краткий период максимального весеннего половодья и населено зоопланктоном Ивановского водохранилища, то Рыбинское — иной водоём, единственный в Волжском каскаде, где бывшие русла рек и котловины озёр составляли менее 3% залитой площади.

Судя по всем накопленным к настоящему времени исследованиям, ранее всего (в отношении зоопланктоценоза) формируется пелагическое сообщество; его среда относительно стабильна по сравнению с литоралью. Однако разрушение литорали оказало большое влияние на открытую часть водоёма. Этот процесс в озеровидном Рыбинском водохранилище шёл прерывистыми этапами, зависящими от длительных штормов, колебаний уровня, зарастания макрофитами и разрушения зарослей. В результате волнового разрушения почв и перераспределения взвешенных частиц в наиболее глубокие участки, образовались огромные песчаные мелководья по восточному и западному побережью, где присутствие зарослей водной растительности минимально.

Колебания уровня в Рыбинском водохранилище имеют меньшую антропогенную составляющую, чем в Ивановском. В Рыбинском — присутствуют периоды зимней и летней межени. Минимальный уровень наблюдается перед вскрытием, затем следует паводок и максимальные отметки. В течение лета параллельно с естественным ходом уровень обычно снижается к осени. В Ивановском — наибольшая сработка (4 м) проис-

ходит подо льдом. Воды с заросших мелководий поступают в русло, ухудшая здесь качество среды. Летнее же стояние уровня — положительное условие для роста макрофитов, где они и образовали заросли, превращающиеся в сплавины по всем заливам и мелководьям водоёма. Естественно, что роль зарослевого зоопланктона в Иваньковском водохранилище во много раз значительнее, чем в Рыбинском, где зарослевые сообщества ограничены небольшими участками макрофитов, расположенных в основном в верховьях плёсов. Пелагическое и зарослевое сообщества имеют собственные биотопы, к которым большинство видов приспособлено морфологически, экологически и этологически.

Литорального (открытого побережья) зоопланктона как отдельного сообщества не существует. На не заросших мелководьях развиваются виды пелагического комплекса (кроме узких пелагиобонтов: *Conochilus*, *Limnospira*, *Bythotrephes*, *Leptodora* и т.д.). После штормов прибрежные виды вымываются в открытые участки даже из плотных массивов зарослей. Оказавшись в пелагиали, они постепенно отмирают. Пелагические виды, размножающиеся в штилевые периоды на открытых мелководьях, во время штормов погибают полностью от воздействия взмучивания минеральных частиц и избиения волной. Такие явления были многократно описаны на Куйбышевском, Рыбинском водохранилищах, оз. Белом (Волга и её жизнь, 1978; Антропогенное влияние ..., 1981).

Пелагический зоопланктон на всех упомянутых водохранилищах изучен наиболее подробно. Относительно продолжительно он складывался в Главном плёсе Рыбинского водохранилища. Видимо, первым под влиянием стока из Иваньковского водохранилища сложился зооценоз Волжского плёса, который простирается до бывшего устья р. Мологи. Затем сформировался зоопланктон Шекснинского плёса. Пелагические формы из оз. Белого в значительной степени отмирали в потоке р. Шексны, но всё же попадали в Главный плёс, где уже к началу 1950-х гг. видовой состав был в основном сформирован, а уровень развития был несколько ниже, чем в последующие десятилетия.

Колебания количественных показателей зоопланктона, отдельных групп и видов начали изучаться в Волжском плёсе в начале 1950-х гг. В середине 1950-х гг. были организованы регулярные исследования зоопланктона Главной водной (озёрной) массы Рыбинского водохранилища. Процесс эвтрофирования естественного и антропогенного проявился в повышении количественных показателей. Первое повышение биомассы последовало через несколько лет после зарегулирования р. Шексны в 1963 г., быстрого (под влиянием стока из оз. Белого) формирования богатого зоопланктона Шекснинского водохранилища и поступления его со стоком в Рыбинское. Биосток из Шекснинского водохранилища повысил общую биомассу до 0.6 г/м^3 , в конце 1960-х гг. Это повышение суммировалось с возрастанием количества сообщества в наиболее жаркие маловодные 1971–74 гг., когда биомасса достигла 0.7 г/м^3 (при 5-ти летнем усреднении). Затем в конце 1970-х гг. начался чрезвычайно интенсивный процесс роста биомассы почти на 100% (до 1.38 г/м^3), который удерживался около десятилетия (с 1979 до 1991 гг.). Стандартные сборы, основанные на строгом соблюдении методики исследований, были прерваны в 1994 г. Предпринята попытка сведения архивных данных и изображение динамики показателей зоопланктона при 3-х летнем усреднении. Картины при 5-ти и 3-х летнем усреднении выглядят сходно (Ривьер, 2007; Лазарева, 2008). Неоднократно оценивалась роль отдельных групп в составе зоопланктона в зависимости от характера вегетационного периода (температуры, уровня — объёма водохранилища, влияние инсоляции, природного и антропогенного эвтрофирования и загрязнения). Затем к концу 1990-х гг. (1995–1997) биомасса зоопланктона снизилась и колебалась от 0.92 до 1.25 г/м^3 , т.е. была выше, чем в 1970-х гг., в период её повышения до 0.8 – 0.83 г/м^3 . Таким образом, общий тренд повышения биомассы зоопланктона сохранялся с 1956 по 1994 гг. (прерывание мониторинга). Следует отметить, что по содержанию хлорофилла «а», измерения которого были начаты в 1971 г., кривые хлорофилла и биомасса зоопланктона идут почти параллельно с 1971 по 1984 г. Затем следует абсолютный максимум содержания хлорофилла за весь период исследования до 2004 г. — около 17.5 мкг/л . При этом биомассы зоопланктона сохраняются на уровне — 1.2 г/м^3 в 2005 г. (Сokolova, 2007). Это значительно ниже, чем наблюдалось в начале 1980-х гг. (1.28 – 2.12 г/м^3) при том же значении хлорофилла «а» $\approx 17.5 \text{ мкг/л}$. Такое несоответствие может быть связано с составом фитопланктона в последний период потепления, и преобладанием в нём синезелёных, особенно в поверхностном слое, до 100 мкг/л в 2010 г. при температуре выше 25°C (Минеева, Макарова, 2011).

Самая многочисленная группа среди зоопланктеров Рыбинского водохранилища — коловратки, самая малочисленная — ветвистоусые рачки. Эти группы также различаются по количеству видов. Но крупные ветвистоусые, как правило, образуют основу биомассы, не только благодаря своим большим размерам, но и потому, что в группу веслоногих входит всегда большая доля науплиев, размеры которых по сравнению с крупными взрослыми особями малы и несопоставимы. Количество же коловраток, их учитываемая роль в сообществе, зависит от начала сбора материала. Массовые виды коловраток — *Keratella*, *Kellicottia*, *Synchaeta oblonga* существуют в сообществе подо льдом и сразу после вскрытия, в первой половине мая дают максимум развития. Коловратки, формирующие основу численности зоопланктона, образуют первый пик в середине мая при прогреве Главного плёса до 6 – 7°C (например, сборы 19 V 1982 г.; среднесезонная численность — $128 \text{ тыс. экз./м}^3$). При более ранних первых сборах (1982, 5 V; 1983, 26 IV) при температуре 2.4 – 3.0°C только начинается развитие коловраток; их среднесезонная численность всего 22.5 , $44.0 \text{ тыс. экз./м}^3$. Начальные сроки исследований (первый рейс происходили при самых различных состояниях водоёма, и даты сбора различались почти на месяц. Период прогревания водоёма и появление зоопланктона, процесс возрастания его численности происходит весной наиболее стремительно, что отражается на средне-сезонных показателях. Уже в середине июня численность коловраток резко снижается, в июле–августе в некоторые годы они почти исчезают из планктона, но дают ещё один пик в конце сентября–октябре. Пелагический северный вид *Conochilus hippocrepis* заселяет Главный плёс и имеет максимальное развитие в середине лета. Это было детально прослежено в 8-ми летний период

(1971–1978 гг.), который по климатическим и погодным условиям разбивался на два срока: маловодный с повышенными температурами, низким уровнем и преобладанием штилевой погоды (1971–1973 гг.) и второй — многоводный, с преобладанием дождливой ветреной погоды. *C. hippocrepis* из-за своей экологии преобладал в первый период и был малочислен во второй.

В погодно-климатических воздействиях на водоём прослеживаются некоторые закономерности, но каждый период имеет свои особенности. Это связано с антропогенным происхождением водоёма и наложением колебательных процессов на направленное эволюционирование водоёма, его эвтрофирование и загрязнение, имеющие значительные антропогенные составляющие. В отношении группы Rotatoria антропогенное воздействие проявилось в преобладании р. *Brachionus* в эвтрофной зоне Череповца и Волжском плёсе, находящемся под влиянием эвтрофированного Иваньковского водохранилища.

Существует мнение, что количество коловраток снижается в последние годы, особенно в Главном плёсе. Это связывается с высокой численностью велигеров дрейссены преимущественно в речных плёсах (Лазарева, 2010). Подобный вывод вызывает сомнения. Как показано выше, максимальные значения коловраток, получаемые в период первого весеннего максимума, отмечаются при прогреве Главного плёса до 6–10 °С. Во-вторых, только в Главном плёсе образует весенне-летний максимум многочисленный пелагический вид — *Conochilus hippocrepis*. Велигеры дрейссены появляются в планктоне во вторую половину лета, когда коловратки (кроме *Conochilus*) почти исчезают из планктона. Кроме того, пищевой субстрат коловраток — фитопланктон: р. *Keratella* — криптомонадовые водоросли, *Brachionus* — зелёные. Эти виды способны потреблять пищевые частицы размером 0.5–10 и 1–20 мкм; некоторые виды потребляют частицы, размеры которых превосходят самих коловраток. Именно массовое развитие коловраток способствует резкому падению численности нанофитопланктона (Галковская и др., 1988). Массовое появление во второй половине лета в речных плёсах велигеров дрейссены не может оказать угнетающего воздействия на комплекс коловраток, развивающихся ранней весной по всему водоёму и летом — в Главном плёсе сосуществование этих гидробионтов не совпадает во времени и пространстве.

За весь 70-летний период существования водохранилища Моложский плёс претерпел наименьшие изменения в отношении качества воды и характера зоопланктона в связи с отсутствием на его берегах больших промзон. В последние годы в Вёсегонском расширении отмечается наибольшая численность олиго-мезосапробная битотрефа, вселившегося когда-то из оз. Белого. Здесь продолжает доминировать *Bosmina coregoni*, ранее распространённая по всему водохранилищу. С водами Волги из Угличского и Иваньковского водохранилищ в Рыбинское транспортировались теплолюбивые мезосапробы: *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma*, *Bosmina longirostris*, летние циклопы. Со стоком Шексны в Шексинский плёс вселились северные вселенцы: *Eubosmina longispina*, *Cyclops kolensis*, *Eudiaptomus*, *Heterocope*, *Limnospida*, *Bythotrephes*. Путь этих олиго-мезосапробов по р. Шексне в пределах промзоны г. Череповца всегда происходил с потерями, но в Главном плёсе эти виды нашли благоприятные условия и сформировали комплекс сходный с пелагическими сообществами озёр Северо-Запада: Белого и Онежского. В первые десятилетия существования Рыбинского водохранилища комплекс северного происхождения (включая снетка, корюшку и ряпушку) составлял основу видов-вселенцев. Огромную численность и биомассу (до 3.7 млн. экз./м³ и 5.6 г/м³) в Главном плёсе образовывал пелагиобионт северных озёр: *Conochilus hippocrepis* (Ривьер, 2007). В экстремальные (засушливые жаркие годы — 1972–73) или полноводные, холодные (1978, 1986) границы комплексов изменялись. В 1972–73 гг. волжский комплекс с преобладанием *D. cucullata*, *Diaphanosoma* и т.д. распространился в Главный плёс, в дождливые холодные — комплекс Главного плёса с преобладанием диаптомид расширял свои границы в южном направлении.

Расселение видов и их уровень развития изменялся так же в зависимости от медленного, но однонаправленного процесса нарушения качества воды: её антропогенного эвтрофирования и загрязнения. Так, в первые 30 лет существования водоёма прослежена роль крупного северного вида *Eubosmina longispina*. Если до 1960-х гг. численность босмины не превышала 3 тыс. экз./м³, в середине 1960-х гг. достигала 6 тыс. экз./м³, то с 1978 по 1992 гг. неуклонно возрастала до 10–12 тыс. экз./м³ (Экологические проблемы ..., 2001). Известно, что в 1992 г. этот вид образовывал от 72 до 83% биомассы (от 0.86 до 1.6 г/м³). В последнее десятилетие произошла смена некоторых видов-доминантов. С 2001 по 2007 гг. численность *Eu. longispina* снижалась, а возрастало количество ранее редкого вида — *Eu. crassicornis*. Эти виды различаются морфологически, что связано с их требованиями к среде. *Eu. longispina* — типичный пелагиобионт, обитатель вод с низкой минерализацией и невысокими летними температурами, имеет длинные мукро и рострум, большую тонкостенную раковину. *Eu. crassicornis* — имеет округлую плотностенную раковину, рострум прижат к телу, мукро отсутствует. Вид не обладает цикломорфозом и возрастной изменчивостью, характерен для мелководных с повышенной минерализацией мезотрофных озёр. Его плавучесть (установлена экспериментально) составляет около 60% от плавучести *Eu. longispina* при одинаковых значениях минерализации воды и её температуры. Прослежено возрастание численности *Eu. crassicornis* с 1989 по 2007 гг. на одних и тех же участках Рыбинского водохранилища. Первые находки вида (1.2 тыс. экз./м³) были в Волжском плёсе, затем — в Шексинском, а с 2007 г. — по всему водохранилищу. В Шексинском плёсе численность *Eu. crassicornis* достигла 21–41 тыс. экз./м³, тогда как количество *Eu. longispina* здесь всего 3.5–1.0 тыс. экз./м³. Смена доминантов-зоопланктонов связана с антропогенным повышением минерализации всего водохранилища, сначала Шексинского плёса, а теперь и Главного. Согласно многолетним наблюдениям (с 1953 по 2003 гг.) к 2000 г. минерализация в Главном плёсе достигала 180–200 мг/л, тогда как в 1960–70-х гг. не поднималась выше 160–170 мг/л (Ривьер, Литвинов, 2009). Распространение *Eu. crassicornis* и увеличение её средней численности до 15 тыс. экз./м³ отмечено последними наблюдениями и публикациями (Соколова, 2007; Лазарева, 2010).

Смена доминантов *Eu. longispina* на *Eu. crassicornis* — одна из причин снижения общей биомассы зоопланктона. Так, биомасса первого вида при одной и той же численности в 2 раза больше, чем второго (при средней длине *Eu. longispina* в пробе 0.725 мм и максимальной — 0.95 мм; *Eu. crassicornis* соответственно 0.545 и 0.725 мм).

Зарегистрированы и некоторые изменения в видовом составе других групп ветвистоусых, в частности распространение по водоёму южного вида *Diaphanosoma orghidani*. Однако каких-либо наблюдений за особенностями экологии и биологии вида в Рыбинском и Ивановском водохранилищах не производилось, известно лишь, что вид характерен для устьевых участков малых рек (Лазарева, 2010).

Среди холодолюбивых форм впервые в Рыбинском водохранилище были обнаружены крупные коловратки: *Synchaeta verrucosa* и *S. lakowitziana*. Однако многолетние исследования подлёдного сообщества (в 1960–90-х гг. и затем 2004, 2010 гг.) показали, что исчезли олигосапробы-стенобионты-криофилы: *Notholca acuminata* и *N. cornuta* (Ривьер, 2005а). Относительно малочислен стал *Bythotrephes*, произошло его перераспределение, он практически исчез из Шекснинской водной массы, и с 1990-х гг. наибольшие плотности регистрируются в Моложском плёсе — до 800 экз./м³ (Ривьер, 2007). В 2007–2009 гг. в Шекснинском и Волжском плёсах максимальная численность битотрефа составляла всего 60–80 экз./м³ (Лазарева, 2010).

Биосток Шекснинского водохранилища богат зоопланктоном, особенно в Приплотинном участке. В июле 2001 г. биомасса здесь составляла 2.78 г/м³. Индекс сапробности (13 станций) от истока р. Шексны до плотины колебался от 1.22 до 1.51, составляя в среднем 1.33 (Ривьер, 2005б). Продвигающиеся по руслу р. Шексны воды чистого Шекснинского водохранилища подвергаются значительной трансформации. В пределах г. Череповца в р. Шексне исчезают виды лимнофилы-олигосапробы.

В 1985–90 гг. на Рыбинском водохранилище и в 1990–91 гг. на Ивановском в зонах влияния сточных вод г. Твери и г. Череповца по теме: «Экологическая безопасность России» изучалось более 30 факторов среды и компонентов планктобиоты для установления степени влияния отдельных загрязнителей и их комплекса на состояние планктоценоза и качество воды. Были установлены критерии для выделения зон-акваторий с разной степенью отклонения от параметров естественных вод. На Рыбинском водохранилище выявлена токсическая зона от устья р. Ягорбы (сток № 1) и устья р. Кошты (сток № 2) до границы: дер. Торово – западный берег о. Ваганиха. Здесь все исследованные показатели превышали ПДК или естественный фон в 5–20 раз. Площадь этой зоны около 15 км². Ниже по течению р. Шексны располагается акватория, где уровень токсикантов снижается, а погибшие организмы подвергаются разложению. Здесь повышенные показатели бактерий, в том числе сапрофитов, взвешенного вещества, соединений азота, фосфора; интенсивность фотосинтеза возрастает с 75 мкгС/(л·сут.) до 400, а биомасса фитопланктона от 1 до 4.5 мг/л. Количество видов зоопланктона — 25% (от поступающих со стоком Шексны) возрастает до 75%. Численность увеличивалась с нескольких экз./м³ до 80 тыс. экз./м³. Эта зона с повышенными параметрами фито- и зоопланктона характеризуется как эвтрофная. Она простирается от о. Каргач до пос. Мякса. Её протяженность 20–35 км; площадь 150–180 км². Ниже этих зон состояние среды и биоты нормализуется, это позволяет характеризовать Главный плёс как «зону относительного экологического благополучия» (Ривьер, Литвинов, 1996).

Аналогичные исследования были произведены на Ивановском водохранилище, ниже устья руч. Перемерка, куда сбрасываются сточные воды. Согласно принятым параметрам, токсическая зона здесь несколько меньше — около 14 км², тогда как эвтрофная благодаря узкому участку водоёма и течению простирается на 80 км, и сливается с эвтрофной зоной Конаковской ГРЭС. Токсическая зона этой ГРЭС — весь Мошковичский залив, куда вместе с подогретыми водами поступают бытовые сточные воды г. Конаково (Ривьер, 2005в).

В настоящее время «акватория относительного экологического благополучия» на Рыбинском водохранилище претерпела глубокие изменения, которые отразились на смене видов-доминантов (Ривьер, Литвинов, 2009). Повышение минерализации и показателей иона Na — свидетельства антропогенного загрязнения. К этому фактору присоединились необычайно жаркие летние периоды 2010–2011 гг., сопровождающиеся заморными явлениями и гибелью холодолюбивых оксифильных рыб (Соломатин, Базаров, 2011).

Зоопланктон Горьковского водохранилища, как внутрикаскадного, образовывался благодаря богатому биостоку олиго-мезосапробных форм из приплотинного плёса Рыбинского. Однако травмирующее влияние сбросного потока усугубляется многочисленными поступлениями сточных вод от промузлов г. Рыбинска, Тутаева, Ярославля, Костромы, а затем Костромской ГРЭС. На всём этом речном участке Горьковского водохранилища в период максимального развития зоопланктона (июнь 1999 г.) число видов не превышало 12, что составляет 30–50% от видового разнообразия Рыбинского. Биомасса колебалась в пределах 0.35–0.50 г/м³. Индекс разнообразия составлял всего 1.36–1.67, тогда как индекс сапробности был высок — до 2.78, в среднем 2.12, что характеризует зону, как α-мезосапробную. Воздействие подогретых вод Костромской ГРЭС в летний период при повышении температуры до 25 °С сказалось на гибели массовых форм летних коловраток-фильтраторов, и утратой воды её естественных свойств к самоочищению (Ривьер, 2005в).

Белозёрский плёс Шекснинского водохранилища на протяжении 50-ти лет существования сохраняет черты лимнической системы, где в зоопланктоне летом преобладают ракообразные. Озёрные сообщества сформировались в Сизьменском расширении и Приплотинном участке. По данным холодного июля 2001 г. (в пелагиали озера 17–18 °С) основная плотность (0.5 г/м³) доминантов (*Eu. longispina* и *Eu. gracilis*) была сосредоточена в восточной половине озера; в западной — из-за высокой мутности рек Ковжи и Кемы зоопланктон беден — менее 0.01 г/м³. Индекс Шеннона и сапробности характеризуют Белое озеро как α-β-мезосапробный водоём (Ривьер, Литвинов, 2006).

Таким образом, на протяжении всей системы Верхневолжских водохранилищ наименее антропогенно-нарушенными являются Белозерский плёс Шекснинского водохранилища и Моложский плёс Рыбинского. Наиболее трансформированы среда и сообщество ниже выхода сточных вод больших городов. Распространение северных вселенцев, имевшее место в 1960–80-х гг., теперь сменилось расселением форм южного происхождения. Жаркие летние периоды усиливают эвтрофирование, изменяют газовый режим, который особенно напряжён ниже поступления загрязнённых и подогретых вод. Глубокие нарушения среды и биоты позволяют характеризовать такие акватории как токсические зоны.

Список литературы

- Антропогенное влияние на крупные озёра Северо-Запада. Л. 1981. 255 с.
- Волга и её жизнь. Л. 1978. 350 с.
- Галковская Г.А., Митянина И.Ф., Головиц В.А. Эколого-биологические основы массового культивирования коловраток. Минск, 1988. 140 с.
- Лазарева В.И. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища. М., 2010. 183 с.
- Минеева Н.М., Макарова О.С. Флуоресцентная диагностика пространственного распределения фитопланктона на крупном озеровидном водохранилище // Озёрные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Минск, 2011. С. 71.
- Соколова Е.А. Характеристика зоопланктона Рыбинского водохранилища в 2005 г. // Экология водных беспозвоночных. Борок, 2007. С. 314–337.
- Ривьер И.К. Репродукционные особенности коловраток в зимний период // Коловратки (таксономия, биология и экология). Борок, 2005а. С. 270–280.
- Ривьер И.К. Влияние биостока Шекснинского водохранилища на зоопланктон и качество воды Рыбинского водохранилища // Актуальные проблемы экологии Ярославской области. Т. 1. Ярославль, 2005б. С. 127–132.
- Ривьер И.К. Крупные техногенно-нарушенные акватории на Верхней Волге: состояние зоопланктона, качество воды // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск, 2005в. С. 239–255.
- Ривьер И.К. Состав, распределение и динамика зоопланктона как кормового ресурса рыб // Экология водных беспозвоночных. Борок, 2007. С. 242–295.
- Ривьер И.К. Воздействие стоков промзоны города Череповца на качество воды и экологию доминантов-зоопланктеров пелагиали Рыбинского водохранилища // Актуальные проблемы экологии Ярославской области. Т. 1. Ярославль, 2008. С. 83–91.
- Ривьер И.К., Литвинов А.С. Экологический подход к районированию водохранилищ Верхней Волги в зонах поступления сточных вод // Водные ресурсы. 1996. Т. 23, № 1. С. 91–105.
- Ривьер И.К., Литвинов А.С. Сравнительный анализ зоопланктона Шекснинского водохранилища в 1987 и 2001 гг. // Водные ресурсы. 2006. Т. 33, № 4. С. 1–15.
- Ривьер И.К., Литвинов А.С. Состав, распределение зоопланктеров-доминантов, структурные и морфологические изменения в их популяциях в связи с изменениями качества вод Рыбинского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. 1. Пермь, 2009. С. 356–362.
- Ривьер И.К., Литвинов А.С., Законова А.В. Реакция экосистем крупнейших водных объектов Ярославской области на изменения природных и антропогенных факторов среды // Формирование и реализация экологической политики на региональном уровне. Ярославль, 2011. С. 115–122.
- Соломатин Ю.И., Базаров М.И. Видовое разнообразие и численность рыбного населения Рыбинского водохранилища в 2002–2010 гг. // Современное состояние биоресурсов внутренних водоёмов. М., 2011. С. 715–721.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль. 2001. 427 с.

О ГРАНИЦАХ КЛАССОВ КАЧЕСТВА ВОЛЖСКИХ ВОД ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ РАЗНООБРАЗИЯ, РАЗМЕРОВ КЛЕТОК И ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА

Д.В. Рисник, А.П. Левич, Н.Г. Булгаков

Биологический факультет МГУ, 119991, Россия, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12
apl@chronos.msu.ru; bulgakov@chronos.msu.ru; biant3@mail.ru

Показатели видовой и размерной структуры фитопланктонных сообществ, а также показатели флуоресценции фитопланктона реагируют на состояние окружающей среды, в силу чего целесообразно их использовать в качестве биоиндикаторов состояния окружающей среды.

Для диагностики состояния экосистем и нормирования воздействий необходимо объективно установить границы экологической нормы, разделяющие «благополучные» и «неблагополучные» значения биологических показателей на основании реальных данных о влиянии на них множества физико-химических факторов. Однако существующие классификаторы качества вод обладают рядом особенностей, снижающих их экологическую эффективность: субъективность экспертных оценок; неэффективность нормативов ПДК, связанная с переносом на природные объекты результатов лабораторных испытаний; ограниченность формальных аппроксимаций экологических зависимостей. Установление же зависимости между биологическими и физико-химическими характеристиками стандартными методами статистического анализа не достигает цели из-за «размытости» зависимости «доза-эффект». Такая «размытость» вызвана одновременным влиянием на биологическую характеристику множества факторов среды.

ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ. Исходным материалом для исследования речных экосистем Верхней Волги служили данные государственного мониторинга поверхностных вод России по численности и биомассе фитопланктона и данные физико-химического мониторинга на створах за 1978–2009 гг. Биологические данные получены из информационно-аналитической системы "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>). Физико-химические данные предоставлены Гидрохимическим институтом Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Показатели физико-химического мониторинга включали: концентрации суммы Na^+ и K^+ , железа общего, растворенного кислорода, взвешенных веществ, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , общего азота, ДДТ, кремния кремнекислоты, PO_4^{3-} , CO_3 , фенолов, HCO_3^- , нефтепродуктов, SO_4^{2-} , суммы ионов, БПК₅, ХПК, Cu^{2+} , Zn^{2+} , Hg^{2+} , величину насыщения кислородом, pH, цветность, водность, относительную температуру, жесткость, прозрачность.

Данные, используемые для анализа вод Рыбинского водохранилища, были получены в результате измерения показателей флуоресценции фитопланктона и физико-химических характеристик проб в июне–августе 2010 г. в ходе рейсов научно-исследовательского судна "Академик Топчиев" ИБВВ РАН. Первичные данные опубликованы коллективом соавторов (Данные совместных измерений ..., 2011).

Сотрудниками ИБВВ РАН получены следующие показатели: содержание минеральных веществ (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , сумма ионов, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , общий азот, PO_4^{3-} , общий фосфор); содержание органических веществ (органический углерод во взвеси, нефтепродукты); показатели утилизации кислорода (БПК₅, ХПК); значения кислотности (pH) и щелочности; физические характеристики (температура воды и воздуха, электропроводность, прозрачность, цветность).

Сотрудниками Биологического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова получены данные по флуоресценции проб: общий фоновый уровень флуоресценции проб, максимум переменной флуоресценции проб, фоновый уровень флуоресценции растворенных органических веществ, фоновый уровень флуоресценции фитопланктона, максимум переменной флуоресценции фитопланктона.

МЕТОДЫ АНАЛИЗА ДАННЫХ. В качестве показателей видовой структуры в работе исследованы параметры ранговых распределений, индексы выравнинности, в качестве показателей размерной структуры — средний размер клеток в пробе, соотношения численностей и биомасс размерных классов в пробе, исследованные показатели флуоресценции указаны выше.

Показатели видовой структуры. *Параметры ранговых распределений* — показатели, характеризующие преобразованные в порядке убывания наборы численностей: наиболее обильному виду присваивают первый номер (ранг), следующему по численности виду — второй и так далее до наименее обильного вида. Модель рангового распределения представляет собой формальную зависимость численности вида от его ранга. Параметры моделей могут быть интерпретированы как показатели разнообразия сообществ.

В работе апробированы две модели ранговых распределений: экспоненциальная, или модель геометрических рядов Мотомуры (Motomura, 1932), описывает численности функцией $n_i = n_1 z^{i-1}$, где n_i — численность особей ранга i , z — параметр модели, и гиперболическая (Левич, 1978), аппроксимирующая значения численностей функцией $n_i = n_1 / i^\beta$, где β — параметр модели.

Как инструмент анализа видовой структуры также использованы *индексы выравнинности* (Левич и др., 2009), их определяли по формуле
$$e_k = 1 - \frac{1}{k} \left(\sum_{i=1}^k n_i / N \right),$$
 где n_i — численность особей ранга i , k — число видов, используемых в анализе, N — общая численность пробы.

Показатели размерной структуры. *Средний размер клеток в пробе:* $\bar{m} = b/n$, где b и n — соответственно суммарные биомасса и численность видов фитопланктона в данном наблюдении.

Показатели, характеризующие соотношения размерных классов (крупных, средних, мелких видов) в пробе. Для определения этих показателей были выделены несколько размерных классов клеток.

Предложен метод преобразования численностей или биомасс размерных классов в показатели размерной структуры. Формула расчета этих показателей в общем виде:
$$S_l = \frac{(k-1) \times l_k + (k-2) \times l_{kc} + \dots + (k-k) \times l_m}{(k-1)(l_k + l_{kc} + \dots + l_m)}$$
 где k —

общее число размерных классов, l_k , l_{kc} , l_m — соответственно либо относительные численности классов крупных, средних более крупных и мелких клеток, либо их относительные биомассы (Рисник, 2011).

Метод локальных экологических норм (ЛЭН). Метод ЛЭН (Левич и др., 2011) позволяет рассчитать границы экологических норм биоиндикатора и физико-химического фактора на основании натурных данных. Рассмотрим простейший случай для двух классов качества, когда для индикатора Y благополучны высокие значения, а для фактора X допустимы — низкие (рис. 1). Если биологический показатель действительно является индикатором, отражающим воздействие исследуемого фактора, то "благополучные" значения биоиндикатора не должны соответствовать "недопустимым" значениям фактора (область "b" на рис. 1 должна быть пуста). Если на биоиндикатор влияет только один фактор, то область, соответствующая "неблагополучным" значениям индикатора и "допустимым" значениям фактора (область "c" на рис. 1), также пуста. Однако в случае одновременного влияния на биоиндикатор множества факторов среды (что и происходит в природных экосистемах в отличие от лабораторных экспериментов) область "c" может содержать наблюдения с приводящими к неблагоприятию индикатора значениями факторов среды, отличными от исследуемого. Указанные особенности влекут для натурных данных необходимость поиска такой взаимосвязи между индикаторами и факторами, которая соответствует "пустоте" единст-

венной области "b" на графике зависимости индикатора от фактора (рис. 1). Для описания указанной зависимости использован коэффициент существенности Чеснокова (1982).

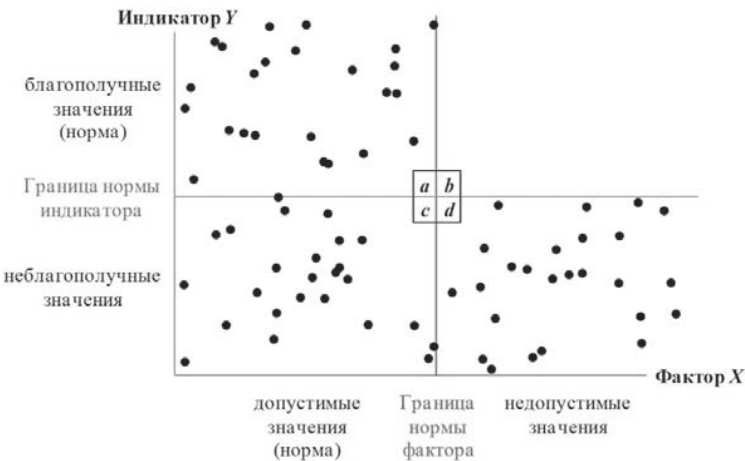


Рис. 1. Качественные классы значений индикатора и фактора в случае совокупного влияния на индикатор множества факторов среды.

катора в простейшем случае это классы "благополучных" и "неблагополучных" значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты, для фактора — это классы "допустимых" и "недопустимых" значений. Метод включает одновременный поиск двух границ: 1) границы, разделяющей "благополучные" и "неблагополучные" значения индикатора, и 2) границы, разделяющей "допустимые" и "недопустимые" значения фактора. Эти границы названы границами нормы, соответственно индикатора и фактора, и задают искомые границы классов качества среды.

Метод ЛЭН позволяет производить поиск двух границ нормы индикатора и фактора, когда к неблагополучию биоиндикатора приводят как "низкие", так и "высокие" значения фактора, допустимыми же являются "средние" значения фактора, а для индикатора неблагополучны как низкие, так и высокие значения.

Для учета вклада каждого из исследуемых факторов в степень экологического неблагополучия используют критерий полноты фактора $\Pi = n_d / N^-$, где n_d — число наблюдений в области "d", N^- — число наблюдений, неблагополучных по индикатору.

Критерий достаточности всех факторов для заданного индикатора определяет долю наблюдений, недопустимых хотя бы по одному фактору среди всех неблагополучных по индикатору наблюдений. Этот критерий отражает достаточность программ мониторинга.

РЕЗУЛЬТАТЫ. Метод ЛЭН позволил выбрать индикаторы, наиболее полно отражающие причины неблагополучия экосистем Рыбинского водохранилища и Верхней Волги.

Для Рыбинского водохранилища таким показателем оказалась максимальная флуоресценция фитопланктона (табл. 1). Для Верхней Волги — показатель размерной структуры, характеризующий соотношения численностей двух размерных классов (табл. 2).

Таблица 1. Границы классов качества вод по биоиндикатору максимальной флуоресценции фитопланктона и физико-химическим факторам, существенным для экологического неблагополучия вод Рыбинского водхр. Факторы упорядочены по их индивидуальной полноте

Фактор	Верхняя граница нормы фактора (в скобках нижняя граница)	Полнота фактора	Нижняя граница нормы индикатора	Достаточность по индикатору
Электропроводность, мкСм/см	(178.2)	0.63	1.37 ± 0.11	0.70
Прозрачность, м	1.3	0.47		
Р _{общ} , мг Р/л	(0.073)	0.46		
БПК ₅ , мг/л	2.96 (1.55)	0.44		
N _{общ} , мг N/л	(0.78)	0.39		
Температура воды, °C	25.7 (18.1)	0.35		
ХПК, мг/л	(33.5)	0.34		
pH	8.28	0.30		

В целом для Верхней Волги показатели размерной структуры отражают причины экологического неблагополучия лучше показателей видовой структуры.

Найденные границы норм позволили установить границы классов качества как по биологическим, так и по физико-химическим характеристикам исследованных экосистем. На примере БПК₅ и ХПК можно видеть, что найденные границы не универсальны.

Существенность детерминации, характеризующую степень "пустоты" области "b" в сравнении с областью "a" (существенность индикатора), рассчитывают по формуле $C_{\text{инд}} = n_a / (n_a + n_b) - (n_a + n_c) / N$, где n_p — число наблюдений в p-той области на рис. 1. Аналогично рассчитывают существенность детерминации, характеризующую степень "пустоты" области "b" в сравнении с областью "d". "Пустоту" области "b" в сравнении с областями "a" и "d", характеризуют квадратным корнем из произведения существенностей индикатора и фактора.

Метод ЛЭН предполагает выделение нескольких качественных классов переменных. Для биологического индикатора

Выявлена неполнота программы наблюдений по Рыбинскому вдхр. (30% неблагоприятных значений обусловлены факторами, не отраженными в программе наблюдений).

Таблица 2. Границы нормы индикатора S_n (2 класса по равнонаполненности по численности) и для физико-химических факторов, существенных для неблагоприятия этого биоиндикатора в период с мая по август в Верхней Волге. Факторы упорядочены по их индивидуальной полноте

Фактор	Верхняя граница нормы фактора (в скобках нижняя граница)	Полнота фактора	Верхняя граница нормы индикатора (в скобках нижняя граница)	Достаточность по индикатору
БПК ₅ , мг/л	(2.88)	0.64	0.79 ± 0.10 (0.49 ± 0.13)	0.95
Степень насыщения кислородом, %	(81)	0.48		
Азот аммонийный, мг/л	(0.16)	0.43		
Растворенный кислород, мг/л	(7.47)	0.40		
ХПК, мг/л	35.5 (24.0)	0.37		
Цинк, мг/л	15 (4)	0.37		
Железо общее, мг/л	(0.1)	0.31		
Цветность по Pt-Co шкале, град	62	0.31		
Кремнекислота, мг/л Si	2.3 (0.5)	0.24		
Магний, мг/л	17.6 (7.5)	0.20		
Сульфаты, мг/л	(24.2)	0.17		
Сумма ионов, мг/л	(174)	0.13		

ЗАКЛЮЧЕНИЕ. Используемый в работе метод расчета локальных экологических норм позволяет рассчитывать границы классов качества по биологическим и физико-химическим характеристикам одновременно и взаимосогласованно: значения биологического показателя из класса "благополучные" сопряжены со значениями факторов среды из класса "допустимые", и значения биологического показателя из класса "неблагополучные" сопряжены со значениями фактора из класса "недопустимые". Фактически предложен метод генерации объединенных по биологическим и физико-химическим показателям классификаторов качества среды.

Перечислим особенности предложенного подхода: границы классов качества установлены не по экспертным оценкам, а путем расчетов, основанных на строго формальном методе анализа данных; метод установления границ классов качества не опирается на нормативы ПДК, найденные границы могут быть использованы как альтернативные ПДК нормативы, установленные по натурным, а не лабораторным данным; предложенный метод не использует никакие модельные предпосылки, расчеты границ основаны только на частоте встречаемости тех или других значений характеристик в предыстории экосистемы; границы классов качества могут быть установлены не только для химических, но и физических, климатических, гидрологических и т.п. характеристик; метод позволяет устанавливать границу между допустимыми и недопустимыми значениями как для "слишком высоких", так и для "слишком низких" уровней факторов; метод устанавливает локальные, а не универсальные границы качественных классов; метод не требует, чтобы распределение исходных данных удовлетворяло каким-либо статистическим критериям.

Настоящая работа носит методический характер — предложен и апробирован метод анализа "плохо организованных", "размытых" данных, для которых неэффективны традиционные процедуры корреляционного или регрессионного анализа.

Авторы глубоко признательны: В.А. Абакумову — за предоставленные данные по гидробиологическому мониторингу Верхней Волги, коллективу ИБВВ РАН за предоставленные данные по физико-химическим характеристикам Рыбинского водохранилища, сотрудникам Гидрохимического института за предоставленные данные по физико-химическим характеристикам Верхней Волги.

Работа частично поддержана грантами РФФИ №№ 10-04-00013а, 12-07-00580а.

Список литературы

- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Булгаков Н.Г., Ершов Ю.В., Конюхов И.В. и др. Данные совместных измерений биологических и физико-химических характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища. М.: МАКС Пресс, 2011. 67 с.
- Левич А.П. Экстремальный принцип в теории сообществ // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1978. Т. 1. С. 164–182.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. "In situ"-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 32–57.
- Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов р. Дон) // Водные ресурсы. 2009. Т. 36. № 6. С. 730–742.
- Рисник Д.В. Подходы к выделению размерных классов и определению показателей размерной структуры фитопланктонных сообществ Волжского бассейна // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. Самара.: Изд-во Самарского НЦ РАН, 2011. Т. 13 (39). № 1(4). С. 882–890.
- Чесноков С.В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
- Motomura I. Statistical treatment of association // Japan J. Zool. 1932. V. 44. P. 379–383.

АВТОТРОФНЫЙ ПИКОПЛАНКТОН В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВЕРХНЕЙ И СРЕДНЕЙ ВОЛГИ

А.В. Романенко, А.И. Копылов

ИБВВ РАН, 152742 Ярославская обл., Некоузский р., п. Борок, roma@ibiw.yaroslavl.ru

Автотрофный пикопланктон (одиночные цианобактерии и водоросли размером менее 2 мкм) присутствует во всех типах пресноводных экосистем (Stockner, 1991). В большинстве пресных водоемов, концентрация прокариотных пикоцианобактерий на порядок превышает таковую у эукариотных пиководорослей, и они являются основным компонентом автотрофного пикопланктона (АПП) (Михеева, 1998; Burns, Stockner, 1991). Согласно литературным данным численность и биомасса АПП в водоемах возрастает вдоль трофического градиента, но, при этом, их относительное значение в общей биомассе и первичной продукции фитопланктона, как правило, снижается (Søndergaard, 1991; Stockner, 1991). Таким образом, роль АПП в функционировании планктонного сообщества более значительна в олиготрофных водоемах, где доля мельчайших фотосинтезирующих организмов в общей биомассе и продукции фитопланктона достигает 70–90% (Agawin et al., 2000; Bell, Kalff, 2001; Callieri, Stockner, 2002). Тем не менее, АПП может быть существенным компонентом планктона в мезотрофных и эвтрофных экосистемах, являясь важным источником пищи для простейших и многоклеточного зоопланктона, особенно в периоды, когда в фитопланктоне доминируют «несъедобные» колониальные цианобактерии (Callieri, Stockner, 2002).

Численность автотрофного пикопланктона определяли методом эпифлуоресцентной микроскопии по автотрофной флуоресценции фитопигментов клеток пикоавтотрофов (MacIsaac, Stockner, 1993). Клетки пикоавтотрофов подсчитывали на черных ядерных фильтрах с диаметром пор 0.2 мкм с помощью эпифлуоресцентного микроскопа Olympus BX51 (Япония) с системой анализа изображений. Отдельно считали делящиеся клетки. На каждом фильтре считали 100–200 и измеряли не менее 50 клеток. Сырую биомассу АПП получали путем умножения на средний объем клеток и затем пересчитывали на углерод, полагая, что углерод составляет 16.5% сырой биомассы (Jochem, 1988).

Удельную скорость роста АПП определяли по частоте делящихся клеток (McDuff, Chisholm, 1982). Принимали, что продолжительность деления клетки, в среднем для пикоавтотрофов, составляет 3 часа (Carpenter, Campbell, 1988). Продукцию пикоцианобактерий определяли как произведение их удельной скорости роста и биомассы.

Биомассу фитопланктона, выраженную в единицах углерода (С), получали исходя из концентрации хлорофилла α (Хл α): $C = 25 [Хл \alpha]$. Данные по хлорофиллу любезно предоставлены д.б.н. Минеевой Н.М. Первичную продукцию фитопланктона определяли радиоуглеродным методом (Романенко, Кузнецов, 1974).

В Ивановском водохранилище выявлено неравномерное распределение АПП по акватории (табл. 1). Различие максимальной и минимальной величины численности и биомассы составило 5 раз. Наибольшая плотность АПП отмечена в Шошинском плесе, минимальная — в Волжском. Численность пикоавтотрофов, в среднем для водохранилища, была существенно ниже, чем численность одиночных планктонных бактерий, но была сопоставима с количеством мельчайших детритных частиц. Биомасса АПП, в среднем для водохранилища была ниже биомассы гетеротрофных бактерий и массы пикодетрита, соответственно, в 10 и 3 раза (табл. 1).

Таблица 1. Распределение численности (N , 10^4 кл./мл) и биомассы (B , мг/м³) бактерий и пикопланктона, а также количества пикодетритных частиц (N , 10^4 частиц/мл) и их массы (B , мг/м³) в водохранилищах Верхней Волги в августе 2005 г.

Водохранилище	Бактерии		Пикофитопланктон			
	N	B	N	B	N	B
Иваньковское	621-3100	547-3782	9-47	52-246	16-76	194-765
	1178±245	1249±314	27±5	131±20	29±7	419±65
Угличское	541-1478	371-1311	7-37	97-372	5-80	167-1416
	910±118	697±115	22±4	183±37	29±10	583±161

Распределение АПП в Угличском водохранилище было также неравномерным (табл. 1). Минимальная и максимальная величины численности отличались в 5 раз, биомассы — в 4 раза. Наибольшая численность пикоавтотрофов зарегистрирована в верхней части водохранилища, максимальная биомасса — в устье р. Дубна и у г. Калязин. Отношение биомассы АПП к биомассе бактериопланктона варьировало от 17–19% в устьях рек Нерль и Кашинка до 34% в устье р. Дубна, составляя, в среднем для водохранилища, 26%. Численность АПП была сопоставима с количеством пикодетритных частиц, но биомасса пикоавтотрофов была ниже массы пикодетрита, в среднем для водохранилища, в 3 раза.

Исследования, проведенные в августе 2007 г., показали, что, в среднем для водоема, численность, биомасса и продукция АПП в мезотрофном Шекснинском водохранилище были выше, чем в мезоэвтрофном Рыбинском, соответственно, в 1.6, 1.7 и 1.4 раза (табл. 2). Минимальные величины обнаружены в р. Шексна (северная часть Рыбинского водохранилища), максимальные — на границе озерного и руслового участков Шекснинского водохранилища. В исследованный период биомасса пикоавтотрофов, в единицах углерода, в Шекснинском и Рыбинском водохранилищах составляла в среднем $31.5 \pm 18.3\%$ и $14.4 \pm 7.8\%$ биомассы фитопланктона, а их продукция — $16 \pm 6.3\%$ и $11.8 \pm 9.4\%$ суточной продукции фитопланктона, соответственно. Между биомассой АПП и содержанием в воде общего и минерального фосфора обнаружена слабая корреляционная связь ($R = 0.31$

и $R = 0.21$, $p = 0.05$, соответственно). Отрицательная корреляция наблюдалась между долей пикоавтотрофов в общей биомассе фитопланктона и первичной продукцией планктона ($R = -0.54$, $n = 33$, $p = 0.05$). Удельная скорость роста пикоавтотрофов, рассчитанная по частоте делящихся клеток, изменялась в пределах $0.023\text{--}0.058\text{ час}^{-1}$, что соответствовало времени удвоения их численности $12\text{--}30\text{ ч}$. На менее продуктивных участках водохранилищ вклад продукции АПП в общую продукцию фитопланктона был существенно выше, чем в более продуктивных районах.

Таблица 2. Численность (N , 10^3 кл./мл) биомасса (B , мг/м³) и продукция (P) автотрофного пикопланктона в Шекснинском и Рыбинском водохранилище в августе 2007 г.

Водохранилище	N	B	P	
			кл/(мл × сут)	мгС/(м ³ × сут)
Шекснинское:				
оз Белое	<u>117 – 322</u> 212 ± 57	<u>163.6 – 450.3</u> 299.4 ± 80.6	<u>108 – 276</u> 196 ± 58	<u>150.3 – 412.1</u> 277.0 ± 83.6
русловой участок	<u>170 – 367</u> 251 ± 66	<u>238.8 – 513.9</u> 350.9 ± 92.1	<u>107 – 303</u> 203 ± 62	<u>150.3 – 424.2</u> 284.2 ± 86.1
Рыбинское:				
р. Шексна:				
Выше г. Череповец	83	117.0	76	17.6
у г. Череповец	89	124.8	94	132.1
Шекснинский плес	<u>165 – 170</u> 168	<u>204.2 – 231.5</u> 218.2	<u>175 – 180</u> 177	<u>215.8 – 244.2</u> 230.3
Волжский плес	<u>136 – 235</u> 185	<u>190.3 – 304.8</u> 247.3	<u>104 – 214</u> 159	<u>146.1 – 278.2</u> 212.1
Центральный плес	<u>126 – 237</u> 177 ± 50	<u>163.0 – 283.6</u> 214.5 ± 55.8	<u>96 – 199</u> 137 ± 42	<u>125.4 – 238.2</u> 184.8 ± 51.5
Моложский плес	<u>101 – 103</u> 102	<u>150.9 – 154.5</u> 152.7	<u>92 – 143</u> 118	<u>137.8 – 215.2</u> 176.4

В период летнего «цветения» воды колониальными цианобактериями в августе 2010 г., распределение пикоавтотрофов по акваториям Горьковского и Чебоксарского водохранилищ было крайне неравномерным. Минимальные и максимальные значения численности и биомассы АПП, в составе которого значительно преобладали пикоцианобактерии, различались в водохранилищах, соответственно, в 5–9 и 6–11 раз (табл. 3). Средние, для водохранилищ, величины численности и биомассы отличались незначительно и составили, соответственно: в Горьковском водохранилище — $169 \pm 22 \times 10^3$ кл./мл и 29.1 ± 4.4 мг С/м³, а в Чебоксарском — $180 \pm 23 \times 10^3$ кл./мл и 32.9 ± 4.8 мг С/м³. Однако доля пикоавтотрофов в суммарной биомассе фитопланктона в Горьковском водохранилище ($7.8 \pm 1.2\%$) была существенно выше, чем в Чебоксарском водохранилище ($3.9 \pm 0.6\%$). В исследованных водохранилищах между содержанием в воде хлорофилла и биомассой АПП обнаружена положительная зависимость ($R = 0.38$, $n = 27$, $p = 0.05$). В тоже время между содержанием в воде хлорофилла и долей пикоавтотрофов в общей биомассе фитопланктона наблюдалась отрицательная корреляция ($R = -0.55$, $n = 27$, $p = 0.05$).

Таблица 3. Численность (N , 10^3 кл./мл) биомасса (B , мг/м³) и продукция (P) автотрофного пикопланктона в Горьковском и Чебоксарском водохранилищах в августе 2010 г.

Водохранилище	N	B	P	
Горьковское:	<u>56 – 264</u>	<u>57.7 – 252.4</u>	<u>84 – 435</u>	<u>98.8 – 477.0</u>
Русловой участок	147 ± 25	154.2 ± 30.0	215 ± 49	264.2 ± 66.1
озерный участок	<u>94 – 271</u> 198 ± 46	<u>113.0 – 351.6</u> 215.0 ± 51.9	<u>165 – 516</u> 313 ± 74	<u>220.6 – 521.2</u> 372.1 ± 85.4
Чебоксарское	<u>34 – 323</u> 180 ± 23	<u>38.4 – 455.2</u> 199.0 ± 28.6	<u>81 – 469</u> 244 ± 31	<u>90.9 – 666.1</u> 283.0 ± 184.8

Удельная скорость роста АПП, рассчитанная по частоте делящихся клеток, изменялась в пределах $0.0219\text{--}0.0522\text{ час}^{-1}$, что соответствовало времени удвоения численности пикоавтотрофов $13\text{--}32\text{ час}$ (табл. 3). Средние, для водохранилищ, величины продукции АПП и его вклад в общую продукцию фитопланктона составили в Горьковском водохранилище, соответственно, 50.1 ± 8.6 мг С/(м³×сут) и $10.8 \pm 1.9\%$, а в Чебоксарском водохранилище — 46.7 ± 7.6 мг С/(м³×сут) и $4.4 \pm 0.7\%$. В исследованных водохранилищах между содержанием в воде хлорофилла и продукцией АПП, рассчитанных в среднем для слоя тройной прозрачности, обнаружена положительная зависимость ($R = 0.45$, $n = 27$, $p = 0.05$). В тоже время между содержанием в воде хлорофилла и долей продукции пикоавтотрофов в общей продукции фитопланктона наблюдалась отрицательная корреляция ($R = -0.38$, $n = 27$, $p = 0.05$).

Анализ результатов исследований, полученных в 2007 г. и 2010 г. показал, что в районах с более высокой первичной продукцией фитопланктона наблюдалось снижение доли пикоавтотрофов в формировании общей биомассы фитопланктона (B_{PH}) (табл. 4).

Таблица 4. Структурно-функциональные характеристики автотрофного пикопланктона в разных районах Верхней и Средней Волги (P_{PH} — суточная первичная продукция фитопланктона, $мг\ C/(м^3 \times сут)$; B_{AP} — биомасса автотрофного пикопланктона, $мг\ C/м^3$; B_{PH} — биомасса фитопланктона, $мг\ C/м^3$; B_B — биомасса бактериопланктона, $мг\ C/м^3$; P_{AP} — суточная продукция автотрофного пикопланктона, $мг\ C/(м^3 \times сут)$)

Водохранилище, Район	P_{PH}	B_{AP}			P_{AP}	
	$мг\ C/м^3$	$мг\ C/м^3$	% от B_{PH}	% от B_B	$мг\ C/м^3$	% от P_{PH}
Шекснинское:						
оз. Белое	303±43	49±13	30.2±17.4	27.5±3.2	46±14	17.4±5.9
русловой участок	419±76	58±15	35.6±21.7	22.6±7.4	47±14	13.6±6.6
Рыбинское:						
открытые районы	260±46	37±2	18.2±1.4	30.0±2.3	35±2	14.6±2.2
у г. Череповец	879, 1162	19.3, 20.6	3.4, 9.9	15.6	17.6, 21.8	1.9, 2.0
Моложский плес	755, 882	24.9, 25.5	3.9, 7.4	12.3	22.7, 35.5	2.6, 4.7
Горьковское:						
русловой участок	409±126	25±5	8.3±1.8	15.3±3.0	44±11	12.6±1.7
озеро-водные участки	420	39	20.9	11.0	86	20.4
	1581±212	34±12	5.6±1.4	11.7±3.5	28±16	3.3±0.8
Чебоксарское	1535±320	33±5	3.9±0.6	9.7±1.5	47±8	4.4±0.7

В мезотрофных участках водохранилищ (первичная продукция не превышала $500\ мгC/(м^3 \times сут)$) доля АПП в B_{PH} составила, в среднем для 5 участков, $22.6 \pm 4.8\%$, а в эвтрофных, в среднем для 6 участков, — $5.7 \pm 1.0\%$. Аналогичная тенденция также наблюдалась в распределении доли АПП в первичной продукции фитопланктона. Вклад пикоавтотрофов в общую продукцию фитопланктона в водохранилищах Верхней и Средней Волги изменялся, в среднем, от $15.7 \pm 1.4\%$ суточной продукции в мезотрофных водах до $3.2 \pm 0.5\%$ суточной продукции в эвтрофных. Пикоавтотрофы являются существенным компонентом пикопланктона волжских водохранилищ. Однако с возрастанием продуктивности водных масс отношение биомасс автотрофного и гетеротрофного компонентов пикопланктона снижается от $21.3 \pm 3.6\%$ в мезотрофных до 12.3% в эвтрофных водах.

Список литературы

- Михеева Т.М. Пико- и нанопланктон пресноводных экосистем. Минск: Изд-во БГУ. 1998. 196 с.
- Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: Лабораторное руководство. Л.: Наука. 1974. 193 с.
- Agawin N.S.R., Duarte C.M., Agusti S. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production // Limnol. Oceanogr. 2000. V. 45. P. 591–600.
- Bell T., Kalff J. The contribution of picoplankton in marine and freshwater system of different trophic status and depth // Limnol. Oceanogr. 2001. V. 46. P. 1243–1248.
- Burns, C.W., Stockner J.G. Picoplankton in six New Zealand lakes: abundance in relation to season and trophic state // Int. Revue ges. Hydrobiol. 1991. V.76. P. 523–536.
- Callieri C., Stockner J.G. Freshwater autotrophic picoplankton: a review // J. Limnol. 2002. V. 61. № 1. P. 1–14.
- Carpenter E.J., Campbell L. Diel patterns of cell division and growth rates of *Synechococcus spp.* in Long Island Sound // Mar. Ecol. Progr. Ser. 1988. № 57. P. 179–183.
- Jochem F. On the distribution and importance of picocyanobacteria in a boreal inshore area (Kiel Bight, Western Baltic) // J. Plankton Res. 1988. V. 10. P. 1009–1022.
- MacIsaac E.A., Stockner J.G. Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy // Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Boca Raton: Lewes Publishers, 1993. P. 187–197.
- McDuff R.E., Chisholm S.W. The calculation of *in situ* growth rates of phytoplankton populations from fractions of cells undergoing mitosis: A clarification. // Limnol Oceanogr. 1982. V. 27. P. 783–788.
- Søndergaard M. Phototrophic picoplankton in temperate lakes: seasonal abundance and importance along trophic gradient // Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 1991. V. 76. P. 502–522.
- Stockner J.G. Autotrophic picoplankton in freshwater ecosystems: the review from the summit // Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 1991. V. 76. P. 483–493.

ВЛИЯНИЕ КОЛОНИАЛЬНЫХ ПОСЕЛЕНИЙ ПТИЦ НА ГЕТЕРОТРОФНЫЕ МИКРООРГАНИЗМЫ И ВИРУСЫ В ЛИТОРАЛИ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.В. Румянцева, Д.Б. Косолапов, Н.Г. Косолапова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН
152742, пос. Борок Ярославской обл., elivc.rum@gmail.com

Микробиологические исследования водоемов в местах крупных скоплений птиц носили в основном санитарный характер. С фекалиями птиц в водоемы попадает огромное количество патогенных бактерий (сальмонелл, кампилобактеров и др.), а также соединений биогенных элементов и органических субстратов, которые могут вызывать эвтрофирование и ухудшение качества вод (Fleming, 2001). Изменения, происходящие в микробных сообществах под влиянием птиц, не изучались. Цель работы — количественная оценка влияния коло-

ниальных поселений чаек и цапель на гетеротрофных бактерий, жгутиконосцев и вирусов в прибрежных водах Рыбинского водохранилища.

Исследования проводили в весенне-летний период в защищенной заросшей литорали Рыбинского водохранилища среди гнездовой птиц сем. Чайковых (*Laridae*) (2009–2011 гг.) и в открытой литорали вблизи поселений серой цапли (*Ardea cinerea* L.) (2009–2010 гг.). Параллельно отбирали пробы на аналогичных по большинству характеристик фоновых участках, расположенных на удалении около 200 м от колоний птиц.

Интегральные пробы воды сразу же после отбора проб фиксировали 40%-ным раствором формальдегида до конечной концентрации 2%. Численность и размеры гетеротрофных нанофлагеллят, бактериопланктона и его размерно-морфологических групп (одиночных, агрегированных и нитевидных бактерий), а также количество вириопланктона определяли методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием различных флуорохромов (Caron, 1983; Noble, 1998; Porter, 1980). Фильтры просматривали под эпифлуоресцентным микроскопом «Olympus BX51» (Япония), снабженным системой компьютерного анализа изображений. Концентрации растворимого органического углерода и общего связанного азота анализировали методом высокотемпературного каталитического сжигания (Benner, 1993) с помощью автоматического анализатора углерода «LiquiTOC II» компании «Elementar» (Германия).

В среднем концентрации растворимого органического углерода и общего связанного азота ежегодно были несколько выше на участках, заселенных птицами, чем в фоновых биотопах (табл. 1).

Таблица 1. Количественные показатели планктонных гетеротрофных бактерий, жгутиконосцев и вирусов, концентрация растворенного органического углерода и общего азота в литорали Рыбинского водохранилища

Год	Параметр	Защищенная литораль				Открытая литораль			
		ст. Ч		ст. ЧФ		ст. Ц		ст. ЦФ	
2009	N _{BAC} , 10 ⁶ кл/мл	6.5-15.2* 10.1±0.9	26.6**	3.3-11.1 7.8±0.8	33.4	1.3-9.3 4.3±0.7	52.6	1.1-6.1 3.5±0.5	41.3
	B _{BAC} , мг/м ³	417-1404 744±110	46.4	397-1023 677±66	30.8	91-659 294±52	56.3	83-398 237±33	44.5
	N _{HNF} , 10 ³ кл/мл	0.43-4.63 2.13±0.41	97.3	0.18-5.13 2.74±0.58	67.0	0.18-5.45 1.99±0.60	94.7	0.16-4.49 1.61±0.46	89.7
	B _{HNF} , мг/м ³	12.5-457.0 173.3±55.6	101.6	5.4-490.0 147.2±45.3	60.4	7.7-218.0 92.6±24.7	84.3	3.1-312.0 95.3±34.8	115.4
	N _{BAC} , 10 ⁶ кл/мл	5.2-17.9 11.9±1.3	34.9	4.7-16.0 9.5±1.1	36.7	2.8±11.1 7.3±0.8	35.8	3.9-15.3 7.6±1.0	41.9
	B _{BAC} , мг/м ³	249-1879 890±134	50.1	331-1195 727±81	37.1	241-872 558±55	32.8	288-1217 586±92	52.0
	N _{HNF} , 10 ³ кл/мл	0.61-3.85 1.95±0.34	57.3	0.48-9.93 2.59±0.91	116.8	0.32-3.20 1.54±0.28	60.2	0.32-4.17 1.38±0.37	89.9
2010	B _{HNF} , мг/м ³	31.1-346.2 184.5±32.7	58.9	49.0-429.1 163.4±32.4	65.7	40.0-363.0 186.5±38.4	68.3	21.2-516.1 156.2±48.8	103.7
	N _{VIR} , 10 ⁶ ч./мл	67.5-224.5 129.0±16.0	41.1	72.5-193.0 112.0±12.9	38.2	53.5-141.5 76.0±8.0	35.2	45.5-138.0 70.0±8.5	40.6
	N _{VIR} / N _{BAC}	6.5-20.5 11.7±3.1	43.6	8.1-22.3 12.6±3.0	39.4	4.8-23.0 11.5±3.0	43.4	5.6-12.8 9.6±1.5	25.8
	DOC, мг/л	6.79-12.3 9.67±0.54	17.6	6.87-10.26 8.84±0.32	11.4	5.92-10.46 8.16±0.41	15.9	5.80-9.03 7.72±0.32	13.1
	TN, мг/л	1.43-4.65 2.60±0.29	35.2	1.25-2.58 1.98±0.14	22.8	1.73-3.44 2.39±0.17	22.2	1.18-2.31 1.81±0.12	20.9
	N _{BAC} , 10 ⁶ кл/мл	4.5-21.0 10.3±1.4	51.3	3.9-18.1 9.1±1.2	49.0	-	-	-	-
	B _{BAC} , мг/м ³	293-1523 711±102	55.3	224-956 539±60	36.6	-	-	-	-
2011	N _{HNF} , 10 ³ кл/мл	0.99-3.63 1.97±0.21	42.1	0.64-4.75 1.98±0.32	62.6	-	-	-	-
	B _{HNF} , мг/м ³	72.0-351.2 173.4±22.6	50.5	32.1-434.0 171.1±29.5	66.8	-	-	-	-
	N _{VIR} , 10 ⁶ ч./мл	55.1-176.2 107.1±9.5	34.5	37.0-159.1 106.1±9.5	34.9	-	-	-	-
	N _{VIR} / N _{BAC}	3.4-21.3 12.5±1.4	43.3	4.9-31.2 13.6±2.0	55.4	-	-	-	-
	DOC, мг/л	8.58-11.93 10.27±0.24	9.0	9.02-11.19 9.89±0.16	6.4	-	-	-	-
	TN, мг/л	1.48-2.93 2.06±0.09	17.4	1.22-2.05 1.67±0.07	16.6	-	-	-	-

Примечание. ст. Ч — место поселения чаек, ст. Ц — участок около гнездовой цапель, ст. ЧФ и ст. ЦФ — фоновые биотопы, соответственно, в защищенном и в открытом мелководьях. N_{BAC} — численность, V_{BAC} — объем и B_{BAC} — биомасса бактериопланктона; N_{HNF} — численность и B_{HNF} — биомасса гетеротрофных нанофлагеллят; N_{VIR} — количество внеклеточных вирусных частиц; DOC — концентрация растворенного органического углерода; TN — концентрация общего связанного азота. Здесь и в табл. 2: * В числителе — минимальное и максимальное значения, в знаменателе — среднее значение. ** Коэффициент вариации параметров (CV, %).

Однако на всех станциях содержание в воде соединений этих химических элементов изменялось в пределах 1.18–4.65 мг/л, т.е. достигало уровня, характерного для эвтрофного водоема. Высокий трофический статус прибрежных вод Рыбинского водохранилища, вероятно, снижал роль гидрофильных птиц как поставщиков питательных субстратов и биогенных элементов для бактерий. Кроме того, накопление и включение в круговорот поступающих веществ зависело от типа мелководья. Достоверные отличия концентрации растворимых органических веществ выявлены только между фоновым и заселенным чайками участками защищенной литорали.

В литорали Рыбинского водохранилища зарегистрированы высокие средние значения численности и биомассы бактериопланктона, характерные для эвтрофных водоемов (Копылов, 2008): $(7.8–11.9) \times 10^6$ кл./мл, 539–890 мг/м³. С эвтрофными условиями в прибрежье, при которых бактерии не лимитированы по биогенным элементам и субстратам, по-видимому, связано отсутствие статистически достоверных различий количественного развития бактериопланктона на фоновых и испытывающих влияние птиц участках. Однако в периоды максимальной активности птиц (в мае–июне и первой половине июля) в зонах влияния колоний чаек и цапель наблюдалось более интенсивное развитие бактериопланктона, биомасса которого становилась в 1.5–2 раза выше, чем на соответствующих фоновых участках. Пики количества бактерий в зоне поступления продуктов жизнедеятельности гнездящихся на побережье цапель были обусловлены не только активностью птиц, но и количеством атмосферных осадков.

На участке вблизи колонии чаек бактериальная биомасса в течение всех трех лет исследования варьировала сильнее, чем в фоновом биотопе (табл. 1). Известно, что эвтрофирование способствует колебаниям количественной представленности сообществ гидробионтов. И в данном случае в условиях защищенного мелководья проявляется эффект эвтрофирования, наиболее заметный в районе поселения чаек. Различия в колебаниях биомассы бактериопланктона на участке вблизи колонии цапель и соответствующем фоновом биотопе были менее заметными (табл. 1). В открытой литорали поступлению субстратов, необходимых гетеротрофным бактериям, в том числе и продуктов жизнедеятельности цапель, способствовал диффузный сток, а действие постоянного нарушающего фактора (волнового перемешивания) препятствовало массовому развитию организмов, осуществляющих контроль бактериопланктона «сверху».

В течение трех лет наблюдений основу численности и биомассы (54.4–95.7%) бактериопланктона на всех участках литорали водохранилища составляли мелкие одиночные клетки. Доля в сообществе бактерий, ассоциированных с детритом, была меньшей (0.2–43.0% общей биомассы), но на порядок более вариабельной (табл. 2). Минимальные зарегистрированные значения этого параметра указывают на сходство исследованных участков защищенной и открытой литорали водохранилища с пелагиалью, где агрегированные бактерии в среднем составляют около 5% биомассы бактериопланктона. Высокие значения их численности характерны для речных и эстуарных экосистем, где бактерии на детрите могут занимать до 90% биомассы (Копылов, 2008). Нитевидные бактерии были минорным компонентом сообщества, но в конце июля — августе их вклад в формирование общей биомассы бактериопланктона на фоновых участках в разные сезоны был значительным и составлял 21.1–23.1% в защищенной литорали, и 16.8% в открытой литорали. Увеличение доли нитевидных бактерий свидетельствовало о возрастании трофического статуса мелководий водохранилища во второй половине лета. В биотопах, заселенных птицами, в эти сроки регистрировался высокий уровень количественного развития веслоногих ракообразных (Крылов и др., 2009; Кулаков и др., 2010), по-видимому, способных использовать в пищу нитевидных бактерий.

Таблица 2. Доля (%) биомассы размерно-морфологических групп бактериопланктона

Год	Группа	Защищенная литораль				Открытая литораль			
		ст. Ч		ст. ЧФ		ст. Ц		ст. ЦФ	
2009	Одиночные	<u>84.0-98.1</u> 90.1	4.9**	<u>91.9-99.5</u> 95.7	2.9	<u>73.2-98.9</u> 86.5	9.1	<u>69.9-95.1</u> 84.6	8.3
	На детрите	<u>0.4-10.0</u> 5.3	71.0	<u>0.5-3.9</u> 1.6	66.1	<u>1.2-14.7</u> 7.1	60.3	<u>4.2-30.1</u> 11.2	73.2
	Нитевидные	<u>0.9-8.0</u> 3.8	65.5	<u>0.0-6.3</u> 2.7	93.5	<u>0.0-21.6</u> 6.4	117.8	<u>0.0-13.7</u> 4.2	106.6
	Одиночные	<u>77.0-96.8</u> 88.9	6.3	<u>60.6-95.1</u> 85.3	13.4	<u>54.4-94.4</u> 81.9	16.3	<u>55.8-92.7</u> 80.0	15.2
	На детрите	<u>2.8-14.8</u> 7.5	48.2	<u>1.1-32.4</u> 9.5	87.4	<u>4.0-43.0</u> 14.6	89.4	<u>3.3-33.7</u> 14.9	66.8
	Нитевидные	<u>0.4-13.2</u> 3.6	96.1	<u>0.5-21.1</u> 5.2	117.4	<u>0.3-11.0</u> 3.5	83.5	<u>0.3-16.8</u> 5.3	81.8
2010	Одиночные	<u>83.5-99.2</u> 94.6	4.3	<u>71.3-96.7</u> 89.3	9.9	-	-	-	-
	На детрите	<u>0.2-3.8</u> 1.1	87.7	<u>0.7-9.7</u> 3.4	73.7	-	-	-	-
	Нитевидные	<u>0.64-12.8</u> 4.3	81.9	<u>0.65-23.1</u> 7.0	101.3	-	-	-	-
	Одиночные	<u>83.5-99.2</u> 94.6	4.3	<u>71.3-96.7</u> 89.3	9.9	-	-	-	-
	На детрите	<u>0.2-3.8</u> 1.1	87.7	<u>0.7-9.7</u> 3.4	73.7	-	-	-	-
	Нитевидные	<u>0.64-12.8</u> 4.3	81.9	<u>0.65-23.1</u> 7.0	101.3	-	-	-	-

Численность гетеротрофных нанофлагеллат в прибрежных водах водохранилища колебалась в пределах 180–9932 кл./мл, биомасса — в пределах 7.7–457 мг/м³. Средние значения биомассы гетеротрофных жгутико-

носцев в зоне влияния чаек ежегодно были несколько выше таковых в фоновом биотопе. Несмотря на то, что в среднем в течение трех лет исследования численность планктонных гетеротрофных флагеллят была максимальной на фоновом участке защищенного мелководья (табл. 1), в июне и июле — в период сильной орнито-генной нагрузки — она была наибольшей около поселения чаек. В открытой литорали количество планктонных жгутиконосцев в период гнездования цапель с конца мая до середины июля также ежегодно было выше около колонии, чем на фоновом участке. Вероятно, в конце периода исследования на заселенных птицами участках количество бесцветных жгутиконосцев активно сокращали циклопы. Как было показано ранее, основу зоопланктона вблизи поселения чаек в начале периода гнездования составляли Cladocera, в конце — Copepoda, а на фоновом участке в начале — также Cladocera, в конце — Rotifera (Крылов и др., 2009; Кулаков и др., 2010). В открытой литорали около поселения цапель, в отличие от фонового биотопа, тоже увеличивалась доля циклопов в общей численности и биомассе зоопланктона.

Высокий уровень количественного развития гетеротрофных нанофлагеллят и зоопланктона в литорали водохранилища указывает на то, что они могли активно регулировать численность бактерий. По-видимому, значительная часть бактериопланктона выедалась консументами. О напряженных трофических взаимоотношениях по типу «хищник–жертва» свидетельствуют отрицательные корреляционные связи, выявленные вблизи поселений птиц. В течение всех трех лет исследования на участке, заселенном чайками, выявлялись отрицательные связи между численностью бактериопланктона и уровнем количественного развития гетеротрофных флагеллят ($r = -0.07, -0.11, -0.44$). На соответствующем фоновом участке отрицательные корреляции между этими параметрами были установлены лишь в последний год наблюдений ($r = -0.50$), а в 2009 и 2010 гг., напротив, между ними отмечались положительные взаимосвязи ($r = 0.09, 0.21$).

Количество планктонных вирусных частиц в зонах влияния птиц было выше такового в фоновых биотопах, особенно в экстремально жарком и маловодном 2010 г., и изменялось в пределах $(37-225) \times 10^6$ част./мл. Для характеристики взаимоотношений между вирусами и их бактериальными хозяевами часто используют отношение их количеств. В среднем на исследованных участках мелководья Рыбинского водохранилища численность вириопланктона превышала численность бактериопланктона в 10–14 раз, что характерно для эвтрофных водоемов (Копылов, 2008). Корреляции между бактерио- и вириопланктоном в течение двух лет были постоянно умеренно положительными как на заселенном $r = 0.48$ и 0.54), так и на незаселенном чайками участке ($r = 0.35$ и 0.33). Такая же связь между численностями вирусов и бактерий в Рыбинском водохранилище была выявлена ранее (Копылов, 2008).

Таким образом, установлено, что литораль водохранилища характеризуется высоким уровнем количественного развития микроорганизмов и вириопланктона, характерным для эвтрофных вод. Максимальные значения этих параметров зарегистрированы в защищенном побережье вблизи участка гнездования чаек. В период интенсивной орнито-генной нагрузки численность микроорганизмов и вирусов была выше на участках, расположенных около птичьих колоний. Однако количественное развитие бактериопланктона на высокотрофных литоральных участках водохранилища в большей степени регулируется консументами и бактериофагами («контроль сверху»), чем концентрацией субстратов и биогенных элементов («контроль снизу»), поступающих в водоем в процессе жизнедеятельности птиц.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, гранты № 09-04-00080 и 10-04-01009.

Список литературы

- Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во СГУ. 2008. 377 с.
- Крылов А.В., Кулаков Д.В., Касьянов Н.А. и др. Зоопланктон защищенного зарастающего мелководья Рыбинского водохранилища в условиях влияния колониального поселения птиц // Биол. внутр. вод. 2009. № 2. С. 56–61.
- Кулаков Д.В., Косолапов Д.Б., Крылов А.В. и др. Планктон высокотрофного озера в условиях влияния продуктов жизнедеятельности колонии серой цапли (*Ardea cinerea* L.) // Поволж. экол. журн. 2010. № 3. С. 274–282.
- Benner R., Strom M. A critical evaluation of the analytical blank associated with DOC measurements by high-temperature catalytic oxidation // Mar. Chem. 1993. V. 41. P. 153–160.
- Caron D.A. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy and comparison with other procedures // Appl. Environ. Microbiol. 1983. V. 46. № 2. P. 491–498.
- Fleming R., Fraser H. The Impact of Waterfowl on Water Quality – Literature Review. Ridgetown: Ridgetown College – University of Guelph. 2001. 14 с.
- Noble R.T., Fuhrman J.A. Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria // Aquat. Microb. Ecol. 1998. V. 14. № 2. P. 113–118.
- Porter K.G., Feig Y.S. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. 1980. V. 25. № 5. P. 943–948.

ПОДХОДЫ К МОДЕЛИРОВАНИЮ ЭКОДИНАМИКИ ВНУТРЕННИХ И ВНЕШНИХ ВОДОЕМОВ НА ОСНОВЕ ДАННЫХ СПУТНИКОВОГО МОНИТОРИНГА

В.Б. Сапунов, А.В. Дикинис

*Российский Государственный Гидрометеорологический университет
195196, Санкт-Петербург, Малоохтинский, 98, sapunov@rshu.ru*

Методы спутникового мониторинга дают возможность оценить основные характеристики поверхности океанских и морских вод — цветность, альбедо, термоперенос, уровень волнения и др. Вместе с тем принципиальной задачей остается анализ основных процессов, происходящих в водной толще — динамика биомассы, биоразнообразия, миграция водных животных и растений и т.д. Эти задачи в равной степени актуальны для внутренних водоемов, внешних и промежуточных (как например заливы Балтийского моря). В отношении Волжских водоемов приоритетными следует считать методы, позволяющие прогнозировать процессы эвтрофирования. Современный уровень развития спутниковых наблюдений, техники их обработки и фундаментальной экологии могут позволить создать алгоритм расчета процессов в глубинах на основе данных по поверхности. Это в свою очередь может снизить расходы на полевые гидробиологические исследования. Прогресс в данном направлении возможен на основе развития теоретической экологии гидросферы. Входными параметрами модели могут стать: цвет поверхности и расчет характера биоразнообразия планктона и водорослей, термодинамика и термоперенос, характер волнения. Основой для составления модели должен стать теоретический расчет характера водной трофической пирамиды и трофических цепей и анализ основных климатических и экологических процессов в глобальном масштабе. На основе модели возможен ответ на следующие вопросы:

Каковы рыбные запасы данного региона океана, и какие породы рыб преобладают?

Эвтрофирование или деэвтрофирование преобладают в данном районе?

Каков локальный уровень антропогенной нагрузки?

Сейчас, когда спутниковый мониторинг выходит на передний план всех мероприятий мониторинга водоемов, теоретическое обеспечение обработки полученных со спутников данных становится приоритетным направлением экологического прогноза состояния Волжского бассейна и других водных систем.

В ходе решения экологических задач спутниковый мониторинг дает огромные, но, все же, ограниченные возможности. Его достоинство — охват огромных территорий и постоянность наблюдений. Недостаток состоит в том, что он фиксирует лишь ситуацию на поверхности суши или мирового океана. Чтобы адекватно оценить то, что происходит под поверхностью (в частности, в океанских глубинах) необходимы дополнительные методы наблюдений и получения информации.

Во-первых, это перманентные наблюдения, измерения и оценки непосредственно в глубинах. Во-вторых, это всесторонняя обработка данных спутникового мониторинга на основе достижений фундаментальных наук с целью определения экологической ситуации в глубинах косвенными методами. Сложность в данном случае заключается в том, что экология водных экосистем разработана в меньшей мере, чем экология наземных биотопов. Существенный задел в изучении водных экосистем сформировали классики отечественной гидробиологии — Г.Г. Винберг (1981), Ф.Д. Мордухай-Болтовской (1959, 1975) и его ученики (Мордухай-Болтовской, Ривьер, 1987).

Аэрокосмические наблюдения позволяют оценить отражательную способность (альбедо) и цветность водной поверхности. Так же — с помощью термовидения — распределение температур. Эти параметры часто бывают скоррелированы с концентрацией микроорганизмов в поверхностном слое. В первую очередь — водорослей, которые сосредоточены в фотной зоне (в зависимости от мутности воды и освещенности фотная зона варьирует от 1 до 150 м по глубине).

Задача пересчета данных спутникового мониторинга на экологические характеристики глубин осложняется тем обстоятельством, что экология водных систем изучена хуже, чем экологические особенности и процессы в наземных биотопозах. В частности, до сих пор не установлен вид водной трофической пирамиды. Поэтому некоторые обстоятельства приходится принимать как аксиомы и составлять алгоритм, минимизирующий возможные погрешности неточных аксиом. Некоторые зависимости приходится рассматривать в нескольких возможных вариантах. Вместе с тем, фундаментальные законы экологии позволяют с высокой точностью выявлять некоторые корреляционные зависимости между параметрами поверхности и глубин.

Спутниковые данные позволяют определить концентрацию хлорофиллов А, В, С и D и бактериопурпурина. Хлорофилл А свойственен зеленым и эвгленовым водорослям. Хлорофилл В — харовым, а так же зеленым и жгутиковым. Хлорофилл С присущ золотистым, диатомовым, криптофитовым, бурым и желто-зеленым водорослям. Бактериопурпурин (сине-зеленый пигмент) характерен для цианобактерий. В среднем в мировом океане содержится 1–2 т водорослей (в сухом веществе) на гектар поверхности. Бывают и отклонения от этих значений. Уменьшение — при снижении трофности, похолодании, загрязнении и т.д. Рост этого значения происходит при повышении общей биомассы (Charpon et. al., 2012, Sapunov, Dikinis, 2012).

Изменение цветности водоема может быть зафиксировано даже без специальной аппаратуры. Так, Красное море получило название из-за периодических вспышек размножения цианобактерии *Trichodesmium*, имеющей красный цвет (пигмент ксантофил и др).

Работа, начатая авторами настоящего сообщения, ставит следующие задачи:

1. Разработать методику оценки концентрации основных растительных пигментов в воде на основании данных спутникового мониторинга;

2. Пересчитать данные по концентрации пигмента на величину фитомассы;

3. Связать фитомассу поверхностного слоя с основными экологическими характеристиками поверхности и глубин до нескольких сотен метров.

В качестве аксиомы рассмотрим форму экологической пирамиды в воде как ромбовидную. В этом случае зависимость между биомассой организмов разных трофических уровней становится линейной. Приводим основные уравнения:

М травоядных рыб = $K_1 A$, где A — масса хлорофилла A , причем $K_1 \geq 1$.

М хищных рыб = $K_2 M$ травоядных рыб, где $0 \leq K_2 \leq 1$.

Так же можно показать, что:

М травоядных рыб = $K_3 B$, где B — количество хлорофилла B , $10 \geq K_3 \geq 1$.

Из линейной зависимости биомассы и биопродукции водных организмов разных трофических уровней следует, что:

М травоядных рыб = $K_4 C$, где C — концентрация бактериопурпурина и $K_4 < 0$.

В случае экстремального зарастания водной поверхности зависимость между массой водорослей и позвоночных становится соответствующей гиперболическому тангенсу (Сапунов, 2010). Тогда мы имеем:

М травоядных рыб = $K_5(e^X - e^{-X} / e^X + e^{-X})$. X — суммарная концентрация всех пигментов в воде.

В случае нефтяных разливов, которые легко фиксируются посредством спутниковых наблюдений, биомасса на ранней стадии разлива:

$M_b = K_5 / \text{площадь разлива}$, где $K_5 > 0$.

Приведенные уравнения не могут претендовать на высокую точность. Но они являются отправными положениями для создания логико-математической модели динамики водных экосистем, обладающей прогностической ценностью при наличии перманентной базы данных дистанционного мониторинга.

Список литературы

- Винберг Г.Г. Многообразие и единство жизненных явлений, и количественные методы в биологии // Журнал общей биологии. 1981. Т. 13. № 1. С. 5–19.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д. Некоторые данные о темпах видообразования водной фауны // Бюлл. МОИП, отд. Биол. 1959. Т. 64, вып. 4. С. 141–144.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д. Тепловые электростанции и жизнь водоемов // Природа. 1975. № 1. С. 57–66.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д., Ривьер И.К. Хищные ветвистоусые фауны мира. Л.: Наука, 1987. 182 с.
- Сапунов В.Б. Динамика биогенов, биомассы и биоразнообразия в ходе процесса эвтрофикации // Межд. Научн. Конф. Посв. 100-летию со дня рождения Ф.Д.Мордохая-Болтовского. ИБВВ, 2010. С. 277–288.
- Chapron B., Dikinis A., Karlin L., Sapunov V. Toward modeling of ecological dynamics of deep levels of Baltic sea basing on satellite monitoring data // XIII Intern Environ forum “Baltic sea day”, 2012. P. 364–365.
- Sapunov V.B., Dikinis A.V. Approaches toward ecological quality essay for the Baltic region // XII Intern Environ forum “Baltic sea day”, 2011. P. 362.

ПОКАЗАТЕЛИ ФИТОПЛАНКТОНА, ЧУВСТВИТЕЛЬНЫЕ К ВЛИЯНИЮ ПРОДУКТОВ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ КОЛОНИЙ ГИДРОФИЛЬНЫХ ПТИЦ НА МЕЛКОВОДЬЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

*Е.Г. Сахарова, **Л.Г. Корнева

*Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова,
150057 Ярославль, проезд Матросова, 9, katty.sah@mail.ru

**Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, п. Борок, Ярославская область, Некоузский район, korneva@ibiw.yaroslavl.ru

Эвтрофирование водных экосистем — одна из важнейших проблем в современной гидроэкологии. Наряду с антропогенными и абиотическими факторами (биогенные вещества, свет, температура и т.д.), способствующими росту трофии вод, существенное значение имеют и биотические (деятельность фотосинтетических организмов, азотфиксаторов, бактерий, трофические взаимодействия, конкуренция). К одной из разновидностей биотического воздействия на уровень трофии вод можно отнести деятельность водных и околотовных животных, в частности, гидрофильных птиц, гнездящихся на мелководьях или на прибрежных участках водоемов. Поступление в водоем продуктов жизнедеятельности птиц, обогащенных органическими и минеральными веществами, приводит к изменению абиотических и биотических условий существования организмов, к изменению продуктивности и видового состава гидробионтов (Галкина, 1977; Longcore et al., 2006 и др.). Фитопланктон, как основной продуцент органического вещества в водных экосистемах и первичное звено в трофической цепи, способен наиболее чутко реагировать на изменения условий обитания в водных экосистемах (Трифонов, 1990). Поэтому его показатели чаще всего используют в качестве индикаторов.

Цель исследования — выявить закономерности изменения различных флористических и ценологических показателей фитопланктона в зоне влияния продуктов жизнедеятельности птиц на мелководных участках Рыбинского водохранилища.

Исследования проводились с мая по сентябрь 2009 г. в литоральной зоне Волжского плеса Рыбинского водохранилища на заселенных и не заселенных птицами (фоновых) участках. Выбирались биотопы, максимально сходные по морфометрическим и гидрологическим характеристикам.



Рис. 1. Схема расположения станций на участке Волжского плеса Рыбинского водохранилища. 1 — фоновый участок открытого мелководья; 2 — участок открытого мелководья, находящийся под влиянием продуктов жизнедеятельности серой цапли; 3 — фоновый участок защищенного мелководья; 4 — участок защищенного мелководья, находящийся под влиянием продуктов жизнедеятельности озерной чайки.

1992). Сапробность вод оценивали с помощью индекса Пантле-Букка (Pantle, Buck, 1955) в модификации В. Сладечека (Sládeček, 1973), рассчитанного по биомассе фитопланктона. Соотнесение видов к отдельным зонам сапробности проводили согласно спискам индикаторных организмов Р. Вегла (Wegł, 1983).

Колония серой цапли находилась в центральной части острова Радовский и насчитывала ~ 100 гнезд (~ 200 взрослых птиц). Гнездовья чаек находились в зарослях макрофитов на расстоянии 40–120 м от берега в затопленной водами водохранилища протоке. Колония включала ~ 300 птиц, количество жилых гнезд ~ 150 (Кулаков, 2011).

Как на защищенном, так и на открытом мелководьях в местах поселения птиц наблюдалось снижение общего богатства фитопланктона: с 186 до 172 и 145 до 139 соответственно. На всех исследованных участках флористически наиболее богаты были отделы Chlorophyta и Bacillariophyta. Однако в альгофлоре защищенного мелководья второе место по видовому богатству принадлежало отделу Euglenophyta.

Наибольшая степень флористического сходства (71 и 78%) наблюдалась между участками, принадлежащими к одному типу мелководий. Это свидетельствует о том, что флористическое различие планктона обусловлено, прежде всего, типологией местообитания, а не влиянием поселений птиц.

Для сравнения и изучения пропорций альгофлор часто используют родовой коэффициент, как соотношение числа видов к числу родов. Анализ соотношения родовой коэффициент альгофлор фоновых и заселенных птицами участках показал, что наибольшая разница по величине этого показателя прослеживалась в отделе Euglenophyta. На обоих участках, подверженных влиянию жизнедеятельности птиц, он увеличивался. Увеличение родовой коэффициент по мере роста трофии прослеживалось во флоре эвгленовых водорослей некоторых других водоемов России (Ярушина и др., 2004, Еремкина, 2010).

Средняя за вегетационный сезон численность фитопланктона на фоновых и подверженных влиянию птиц станциях на обоих типах мелководий слабо различалась.

В целом суммарная биомасса фитопланктона формировалась диатомовыми и криптофитовыми водорослями при значительном участии эвгленовых на защищенном мелководье (рис. 2, 3). Сезонная динамика биомассы сравниваемых участков защищенного и открытого мелководий была достаточно сходной. Увеличение хаотичности — частоты смены спадов и подъемов биомассы фитопланктона характерно для мелководий более изолированных от открытой части водохранилища (Корнева, 1983).

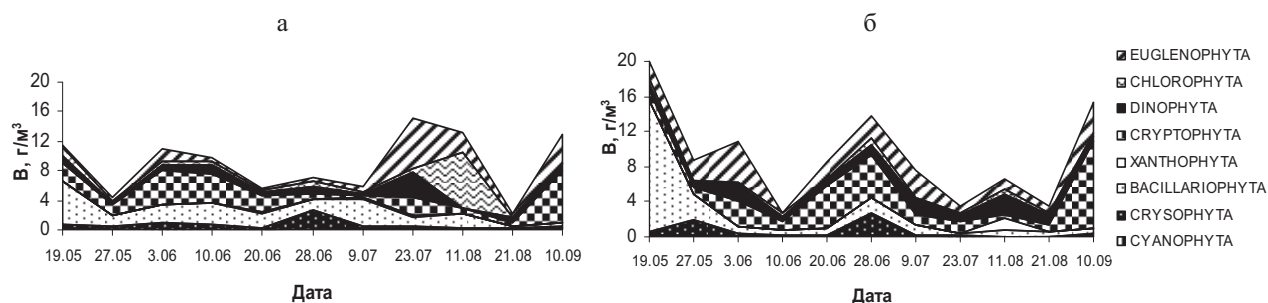


Рис. 2. Сезонная динамика биомассы (B) фитопланктона на фоновом (а) и подверженном влиянию чаек (б) участках.

Пробы отбирались на участках защищенного мелководья в местах гнездовой озерной чайки и открытого мелководья, находящегося под влиянием продуктов жизнедеятельности серой цапли (рис. 1). Фитопланктон концентрировали путем прямой фильтрации под слабым давлением поочередно через мембранные фильтры с диаметром пор 5 и 1.2 мкм. Фиксацию фитопланктона осуществляли с помощью раствора Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты (Методика ..., 1975). Подсчет и идентификация водорослей производилась в камере «Учинская-2» объемом 0.01 мл (Корнева, 1993). Биомассу фитопланктона определяли счетно-объемным методом (Методика ..., 1975). Для оценки цено-тической структуры альгоценозов использовали индекс разнообразия Шеннона, выравненности (Пиелу) и доминирования (Симпсона) (Мэгарран, 1992).

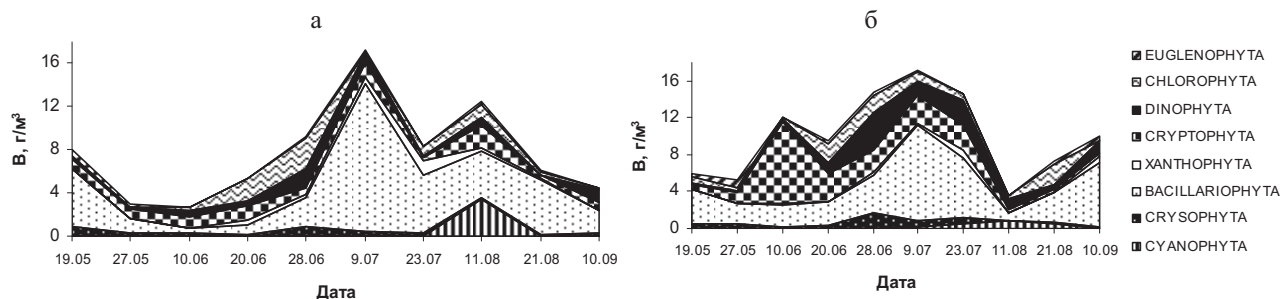


Рис. 3. Сезонная динамика биомассы (В) фитопланктона на фоновом (а) и подверженном влиянию цапель (б) участках.

Средняя за вегетационный сезон суммарная биомасса фитопланктона в местах гнездовых птиц была выше, чем на фоновых участках. На всех исследованных участках она соответствовала значениям, характерным для водоемов эвтрофного типа. На станциях, подверженных влиянию жизнедеятельности птиц, увеличивалась абсолютная средневегетационная биомасса эвгленовых, криптофитовых, динофитовых водорослей (табл. 1).

Таблица 1. Средневегетационная биомасса (г/м³) различных групп фитопланктона мелководий Волжского плеса Рыбинского водохранилища, в разной степени подверженных влиянию жизнедеятельности птиц

Отдел водорослей	Чайки		Цапли	
	Фон	Колония	Фон	Колония
Cyanophyta	0.090	0.059	0.331	0.204
Chrysophyta	0.602	0.592	0.355	0.487
Bacillariophyta	2.206	2.239	4.126	4.280
Xanthophyta	0.144	0.222	0.433	0.254
Cryptophyta	2.364	2.746	1.257	2.301
Dinophyta	1.011	1.073	0.564	1.346
Chlorophyta	1.047	0.308	0.758	0.935
Euglenophyta	1.721	2.069	0.192	0.293
Общая	8.916	9.200	4.529	9.995

Однако достоверных различий между величинами биомассы на фоновых и подверженных влиянию птиц станциях не обнаружено. Поэтому сравнение биомассы фитопланктона исследованных участков проводили отдельно за период активного гнездования птиц. В течение этого отрезка времени достоверно различалась биомасса эвгленовых водорослей на фоновом участке и в местах гнездования чаек (критерий Манна — Уитни = 8, при $p=0.035$), а также биомасса криптофитовых на фоновой станции и в прибрежье, подверженном влиянию цапель (критерий Манна — Уитни = 7, при $p=0.025$) (рис. 4, 5.). Таким образом, влияние на фитопланктон поселений птиц, как фактор зоогенного эвтрофирования, проявлялось в увеличении

биомассы эвгленовых и криптофитовых водорослей, которые обычно развиваются в водах с высоким содержанием органических веществ (Корнева, 1999, 2009).

Значения индексов Шеннона, выравненности и доминирования не отличались на фоновом и заселенном птицами мелководье.

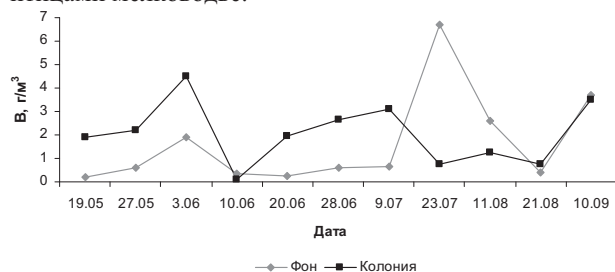


Рис. 4. Сезонная динамика биомассы (В) эвгленовых водорослей на фоновом и находящемся под влиянием продуктов жизнедеятельности чаек участках.

На участках, заселенных колониями птиц, независимо от типа мелководья, наблюдалось небольшое снижение величин среднеценотического объема клеток фитопланктона по сравнению с фоновыми участками. Однако это снижение было статистически не достоверным. Степень сезонной вариабельности объемных размеров водорослей (доверительный интервал) снижалась на мелководьях в местах поселения птиц. Подобное наблюдалось в пелагиали Рыбинского водохранилища по мере многолетнего снижения размерности фитопланктона (Корнева, 1999).

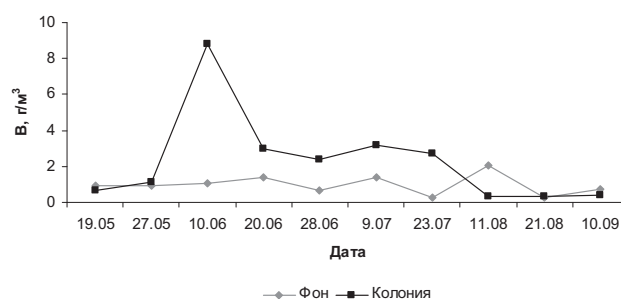


Рис. 5. Сезонная динамика биомассы (В) криптофитовых водорослей на фоновом и находящемся под влиянием продуктов жизнедеятельности цапель участках.

Таблица 2. Изменение числа видов – индикаторов сапробности воды на исследованных участках мелководий Рыбинского водохранилища

Индикаторная группа	Чайки		Цапли	
	Фон	Колония	Фон	Колония
олигосапробы	10	8	5	5
β – мезосапробы	57	46	45	42
β-α – мезосапробы	16	14	12	10
α – мезосапробы	4	4	2	2
Всего	101	85	73	66

Среди водорослей — показателей сапробности на всех исследуемых участках преобладали β -мезосапробы, причем на фоновых участках их количество увеличивалось по сравнению с таковыми, находящимися под влиянием продуктов жизнедеятельности птиц (табл. 2). Число водорослей индикаторов сапробности было выше на фоновых участках исследованных мелководий. Причем в защищенном мелководье их число было максимальным. Независимо от типа мелководья, индекс сапробности имел максимальные значения характерные для β -мезосапробных вод, весной, в период весеннего пика развитая фитопланктона. Далее на обоих участках сапробность снижалась и изменялась в пределах значений, характерных для β -мезосапробной зоны, что свидетельствовало о постепенном процессе самоочищения вод от весны к осени. Несмотря на некоторое увеличение сапробности в зоне влияния поселений чашек, различия в отношении показателя органического загрязнения между фоновыми и находящимися под влиянием птиц участками были статистически не достоверны.

Таким образом, в зоне влияния гидрофильных птиц увеличилось видовое богатство эвгленовых водорослей, родовой коэффициент в отделе Euglenophyta, биомасса эвгленовых и криптофитовых водорослей, снижение среднеценотического объема клеток фитопланктона и их сезонной вариабельности, а также числа β -мезосапробов.

Список литературы

- Галкина В.Н. Воздействие растворимых органических соединений экскрементов морских колониальных птиц на фотосинтез фитопланктона // Экология. 1977. № 5. С. 77–82.
- Еремкина Т.В. Структура и функционирование фитопланктона озер северной части Увильдинской зоны (Челябинская область) в условиях антропогенного эвтрофирования: Автореферат ... канд. дисс. Борок, 2010. 22 с.
- Корнева Л.Г. Планктонные альгоценозы побережья Рыбинского водохранилища // Пресноводные гидробионты и их биология. Л.: Наука, 1983. С. 38–51.
- Корнева Л.Г. Сукцессия фитопланктона // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. центр, 1999. С. 89–148.
- Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометиздат, 1993. С. 50–114.
- Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: Автореферат ... докт. дисс. СПб, 2009. 47 с.
- Кулаков Д.В. Зоопланктон пресных водоемов в районах колониальных поселений гидрофильных птиц: Дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук. Борок, 2011. 226 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 161 с.
- Трифонов И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 180 с.
- Ярушина М.И., Танаева Г.В., Еремкина Т.В. Флора водорослей водоемов Челябинской области. Екатеринбург: УрО РАН, 2004. С. 45.
- Longcore J.R., McAuley D.G., Pendelton G.W., Bennatti C.R., Terry M. Mingo T.M., Stromborg K.L. Macroinvertebrate abundance, water chemistry, and wetland characteristics affect use of wetlands by avian species in Maine / Limnology and Aquatic Birds Proceedings of the Fourth Conference Working Group on Aquatic Birds of Societas, Internationalis Limnologiae (SIL), Sackville, New Brunswick, Canada, August 3-7, 2003 // Hydrobiologia, 2006. Vol. 567. P. 143–167.
- Pantle F., Buck H. Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. Bd. 96. H. 18. 604 s.
- Sládeček V. System of Water Quality from the Biological Point of View // Arch. Hydrobiol. 1973. Beih. 7. Ergebnisse der Limnologie. H. 7. 218 s.
- Wegl R. Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. 1983. Bd. 26. 75 p.

МИГРАЦИИ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НЕРЕСТОВОГО СТАДА СИНЦА *ABRAMIS BALLERUS* (L.) В КУЙБЫШЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Ю.А. Северов

Татарское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», objekt_sveta@mail.ru

Миграции, как и другие видовые свойства, имеют приспособительное значение, обеспечивая благоприятные условия существования и воспроизводства популяции вида (Никольский, 1961). Достаточно распространенным методом изучения миграций рыб является мечение. Как показал Г.В. Никольский (1974) роль этого способа в изучении динамики популяции в большей степени сводится к определению смертности и выживания рыб. Путем мечения также можно устанавливать пути «нерестовых», «нагульных» и «зимовальных» миграций различных видов рыб (Никольский, 1974).

Ранее в Куйбышевском водохранилище исследования миграций синца не проводились, в свое время изучались лишь миграции леща (Шаронов, 1966; Цыплаков, 1972) и стерляди (Цыплаков, 1978). А результаты изучения миграционных циклов синца Рыбинского водохранилища имеются в работе А.Г. Поддубного (1971), в Камском водохранилище за перемещением меченых синцов наблюдали Г.Ф. Костарева и Т.А. Попова (1975). Жизнеспособность меченого синца и сохранность на его теле меток исследовали А.Г. Поддубный и Л.К. Ильина (1966).

Для изучения миграционных особенностей синца нами в нерестовый и после нерестовый период (май–июнь) в Мешинском заливе Волжско-Камского плеса Куйбышевского водохранилища было помечено в 2010 г. — 350 взрослых особей синца, в 2011 г. — 300 экз. длиной от 22.0 до 31.0 см. Рыба для мечения бралась из уловов разноячейных ставных сетей, с экспозицией 1 сутки. Отбиралась наиболее жизнеспособные особи. Рыба промерялась, и по половому диморфизму определялся пол. Для мечения предпочтительно отбирались самки на 4 стадии зрелости. Мечение производилось метками собственной конструкции, представляющие собой металлические булавки и крючки, с прикрепленной пластиковой биркой. Крепились метки под передней частью спинного плавника в мышечную ткань. В 2010 г. возврат меченых синцов составил 5% (15 экз.), в 2011 г. — 14.3% (43 экз.).

Уже по результатам двух лет исследований мы приходим к выводу, что основная часть нерестовых стад синца в различных плесах водохранилища совершает нерестовые миграции к местам размножения еще во время ледохода или непосредственно после него, ориентируясь, по всей видимости, на течение. Основными нерестилищами становятся мелководные заливы (Свияжский, Мешинский, Березовский, Старомайинский, Черемшанский и др.). После завершения размножения нерестовая группировка синца может или оставаться в заливе на непродолжительный нагул (до середины – конца июля) или же непосредственно после размножения начинает массово покидать заливы, уходя в открытую часть плесов. Основной причиной такого распределения синца в разные годы мы видим в характере уровневого режима водохранилища в посленерестовый период.

Рассмотрим условия размножения и результаты мечения синца в весенний период 2010 г. К началу размножения синца 2–3 мая абсолютные отметки уровня воды в водохранилище составили 53.5 м. Во время размножения уровень воды упал более чем на 1 м. После размножения уровень воды продолжал быстро падать. В период мечения последний партии синца уровень воды находился на отметке 51.89 м.

После массового размножения (4–10 мая) близи мест нереста уловы синца резко снизились, и отнерестившиеся производители синца стали покидать залив и выходить в открытую часть Волжско-Камского плеса, что подтверждается результатами мечения. Помеченные рыбы стали отлавливаться ниже по заливу, на расстоянии 4-х км от мест выпуска. В месте вторичной поймки расположен широкий пролив между двумя островами, который соединяет русловые части рек Мешы и Камы и, по всей видимости, используется синцом для выхода (а возможно и захода) из залива после нереста. Часть синца при скате из залива использует русло р. Мешы, о чем свидетельствуют поймки 2 помеченных синцов (отметавшие икру самки) в русловой части залива на расстоянии 4.5 км и 5.5 км от мест выпуска. Последняя поймка помеченной рыбы в 2010 г. состоялась 14 июля уже в открытой части Волжско-Камского плеса, на месте, где проходит старое русло р. Кама, на расстоянии 10–12 км от мест выпуска (рис.).

В 2011 г. применялись метки другой конструкции, которые показали себя с более лучшей стороны. Первая партия синца была помечена 29 апреля, последняя — 22 мая.

Размножение синца в 2011 г. в Мешинском заливе проходило с 18 мая по 10 июня, при этом наблюдался постоянный подъем уровня воды. После размножения синца уровень воды продолжал подниматься, вплоть до середины июля.

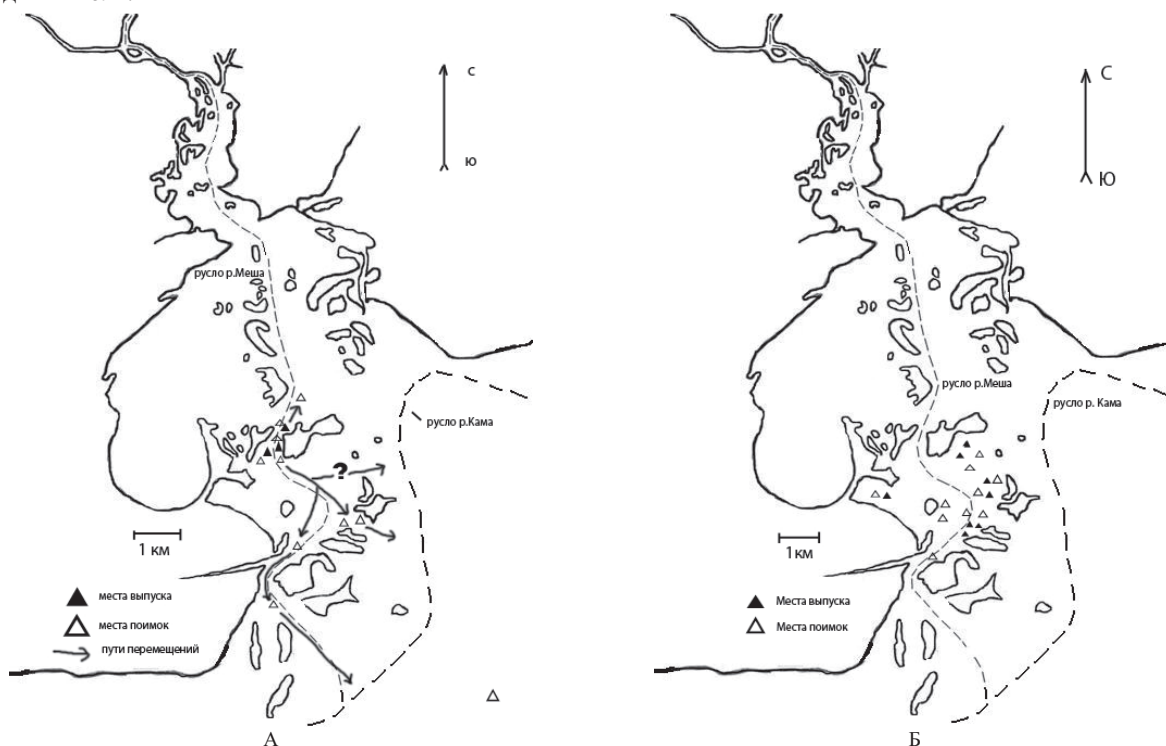


Рис. Места выпуска и поймки меченых синцов в Мешинском заливе Куйбышевского водохранилища весной–летом 2010 (А) и 2011 (Б) гг.

До размножения синец, как и в 2010 г., концентрировался у основных нерестилищ. В это время помеченные рыбы отлавливались на удалении не более 200–300 м от мест выпуска. Исключение составляет самец, помеченный 2 мая, выловленный 4 мая на удалении 1.5 км ниже по заливу. После массового размножения (19–20 мая) уловы синца в заливе на местах преднерестовых концентраций не упали и здесь же происходили поимки помеченных синцов. После массового размножения в акватории залива произошла повторная поимка 18 синцов или 42% от общего числа вторичных поимок. Последняя поимка в Мешинском заливе произошла 20 июля. Это может свидетельствовать о том, что после размножения основная часть нерестовой популяции синца продолжала нагул в акватории залива и не покидала его, по крайней мере, до середины лета. Все это время — с начала мая по середину июля наблюдался стабильный подъем уровня воды — с 7 мая от отметки 51.26 м до отметки 52.44 м.

Аналогичное распределение стада синца наблюдается и в более южных плесах водохранилища (Ульяновском). По некоторым данным (Михеев и др., 2011) доля синца по численности в сетных уловах в нерестовый период в Старомайском заливе достигает 30%, снижаясь до 3.4% в вегетационный период.

Как отмечают Г.Ф. Костарев и Т.А. Попова (1975) синец в Камском водохранилище одним из первых реагирует на начало падения уровня воды в водохранилище и начинает активно передвигаться в более глубокие участки. Это утверждение вполне приемлемо и для популяции синца Куйбышевского водохранилища. В 2010 г. подъем уровня воды продолжался до 29 апреля, после чего стал опускаться на 5–10 см/сут. Массовый нерест стада синца прошел 4–8 мая, а численность синца в уловах вблизи нерестилищ стала падать, и отнерестившаяся часть стада синца стала покидать залив. В некоторые годы, например, в 2007 г. после нереста синца уровень воды оставался довольно высоким и не испытывал колебаний, и большая часть стада синца залива не покинула, продолжая нагуливаться в русловых участках Мешинского залива. В 2009 г. синец, из-за низкого уровня в мае и отсутствия подходящих нерестилищ не мог отнереститься до начала июня и вследствие этого продолжал находиться в заливе. После повторного подъема уровня последовал массовый нерест синца (12–16 июня) и отнерестившиеся рыбы стали покидать залив.

Анализируя результаты мечения, можно констатировать, что до времени массового нереста синец остается вблизи своих нерестилищ, практически не перемещаясь, находясь в русловой части залива. После размножения синец практически сразу начинает покидать Мешинский залив и перемещаться в акваторию Волжско-Камского плеса, где и нагуливается в вегетационный период. Скорость ухода синца из залива обуславливается гидрологическим режимом водохранилища в определенном году. Особи синца, не успевшие отнереститься по определенным причинам (отсутствие нерестилищ, низкая температура воды и т.п.), залив не покидают. Такие рыбы продолжают оставаться вблизи потенциальных нерестилищ до создания благоприятных условий для размножения и после нереста покидают залив (пример 2009 г.) или же покидают залив с икрой подвергаясь резорбции.

Отмечено, что некоторые вторично вылавливаемые нами синцы были подвержены заражению сапролегнией, на что указывали А.Г. Подубный и Л.К. Ильина (1966). У некоторых особей на теле имелись отдельные пятна сапролегнии, но визуально они были достаточно жизнеспособными. У отдельных экземпляров практически все тело и часть головы было покрыто пятнами этих грибов. Такие рыбы были малоподвижными и, вероятно, скоро бы погибли. Возможно, что сильному заражению способствовало сильное травмирование рыбы при ее первой поимке в сеть и операций при мечении.

В вегетационный период особенности распределения синца в акватории Волжско-Камского плеса проводились по промысловому усилию (экз./сеть), что в определенной мере позволяет судить о перемещениях и концентрациях рыб (Никольский, 1974), т.к. после середины июня меченых синцов в уловах не отмечалось, что связано и с небольшим обловом акватории плеса.

Результаты исследований показывают, что в летний период 2010 г. основная часть синца приурочена к прирусловым участкам Волжско-Камского плеса. Значительные концентрации его наблюдаются и над затопленными водохранилищем пойменными озерами Нижней Камы, воложками, в русле Старой Камы. Здесь, на глубинах 7–9 м в течение вегетационного периода наблюдались наибольшие уловы синца в сети ячеей 36 мм, достигающие 36–112 экз./сеть, с экспозицией орудий лова 12 часов. Отмечено, что уловы синца повышаются при использовании высокостенных сетей (Северов, 2011). Существенно уловы синца понижаются после штормов и длительных ненастий (6–18 экз./сеть). В Мешинском заливе, т.е. вблизи мест нереста летом 2010 г. в уловах синец практически не встречался, что можно связать с аномально низким уровнем воды в акватории залива в этом году. В 2009 г. при довольно благоприятных гидрологических условиях в акватории Волжско-Камского плеса характер распределения синца был сходен с таковым 2010 г., но некоторая часть популяции синца, возможно, та, что нерестилась позднее, при повторном подъеме воды до середины летнего сезона продолжала нагуливаться в Мешинском заливе, поднимаясь до средней его части. Здесь в промысловых уловах сетей ячеей 36 мм его численность составляла 15–42 экз./сеть.

Осенью, в сентябре–октябре уловы синца возрастают в прирусловых и русловых участках Волжско-Камского плеса, куда, по всей видимости, происходит его скат с пойменной части. В зимний период синец распределяется по русловой части акватории плеса. Причем наблюдается его скат в течение ледового периода в нижние участки плеса. Так в ноябре–декабре численность синца в уловах в верховьях плеса составляла 21–34 экз./сеть, в феврале 0–3 экз./сеть. В средней части плеса в декабре — 6–50 экз./сеть, в феврале 0–12 экз./сеть. Наибольшая численность синца в феврале–марте отмечается в прирусловых участках Волжско-Камского плеса в нижнем его участке, в месте слияния Волги и Камы (15–25 экз./сеть).

Список литературы

- Костарев Г.Ф., Попова Т.А. О перемещениях рыб в Камском водохранилище по данным мечения // Мат. Всесоюз. науч. конф. Проблема комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна Волги. Пермь: Типография № 2, 1975. Вып. 3. С. 119–121.
- Никольский Г.В. Экология рыб. М.: Высшая школа, 1961. 336 с.
- Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб. М.: Наука, 1974. 448 с.
- Михеев В.А., Назаренко В.А., Саблин С.Г. Динамика ихтиофауны старомайнского залива Куйбышевского водохранилища // Мат. Всерос. конф. с междунар. участием, посвященная 80-летию Татарского отделения ГосНИОРХ. Спб.: «Типография Феникс», 2011. С. 238–241.
- Поддубный А.Г., Ильина Л.К. К вопросу о жизнеспособности меченых рыб и о сохранности меток // Тр. ИБВВ. 1966. Вып. 10 (13). С. 267–271.
- Поддубный А.Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 309 с.
- Северов Ю.А. Промысел и распределение синца Куйбышевского водохранилища // Рыбное хозяйство. 2011. № 1. С. 70–72.
- Цыплаков Э.П. Лещ // Тр. Татарского отд. ГосНИОРХ. 1972. Вып. 12. С. 68–114.
- Цыплаков Э.П. Миграции и распределение стерляди *Acipenser ruthenus* L. в Куйбышевском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 1978. Т. 18. Вып. 6 (113). С. 1020–1028.
- Шаронов И.В. Формирование ихтиофауны Волжских водохранилищ // Экология водных организмов. М.: Изд. АН СССР, 1966. С. 178–180.

БИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕЛОГО ТОЛСТОЛОБИКА *HYPOPHthalmichthys MOLITRIX* (VALENCIENNES, 1844) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Д.Ю. Семенов

Ульяновский государственный университет, 432017, г. Ульяновск, ул. Л. Толстого, 42, perchsdj@list.ru

Белый толстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) — пелагический вид, питающийся в течение всей жизни фитопланктоном, по этой причине в период массового «цветения воды» он выступает в качестве биомелиоратора, занимая возникшую свободную экологическую нишу (Соколов, 2003; Кузнецов, 2005). В России нативный ареал белого толстолобика — среднее и нижнее течение р. Амур. Начиная с середины XX в., белый толстолобик активно вселялся в водоемы европейской и азиатской части СССР (Соколов, 2003; Биологические ..., 2004).

В Куйбышевское водохранилище белый толстолобик был интродуцирован в 1958 г. (Лукин, 1964) и стал одним из первых акклиматизантов для этого водоема. Начиная с 1970 г. Ульяновское нерестово-выростное хозяйство осуществляло выпуск молоди белого толстолобика в водохранилище (Назаренко, Гайниев, 1986; Назаренко, 1992), кроме того, он проникал в водохранилище из рыбхоза «Сускан» (Евланов и др., 1998). Плановая акклиматизация белого толстолобика была свернута в начале 90-х гг. прошлого века (Семенов, 2011). Последнее вселение белого толстолобика в Куйбышевское водохранилище проводилось по инициативе Министерства лесного хозяйства, природопользования и экологии Ульяновской области 17–19 ноября 2010 г. в Черемшанском заливе у г. Димитровград. Всего было выпущено 6 т двухлеток (1+) весом 150 г/шт., т.е. около 40 тыс. особей, полученных из ОАО «Саратовский рыбопитомник растительоядных рыб». В момент выпуска уровень водохранилища составлял 48.95 (м БС), а температура воды колебалась от 4.7 до 5.1 °С. Массовой гибели выпущенных особей не отмечено.

Цель настоящего исследования заключается в установлении основных биоэкологических параметров белого толстолобика в условиях Куйбышевского водохранилища.

Материал и методы. Материал для данной работы собран в Куйбышевском водохранилище (Ульяновский и Новодевиченский плесы, Черемшанский залив) в 2011–2012 гг. Вылов рыбы производился пассивными орудиями (ставные сети с ячейей от 14 до 100 мм) и активными (мальковая волокуша, сачок, крючковые снасти). Наиболее уловистыми в отношении белого толстолобика были ставные сети с ячейей 55 мм. Исследование возраста (по чешуе с контролем по телам позвонков) и питания проводилось по общепринятым методикам (Правдин, 1966; Методическое ..., 1974). Кроме результатов собственных сетепостановок, использованы данные рыболовов-промысловиков и рыболовов-любителей. Всего исследовано 14 неполовозрелых особей белого толстолобика.

Результаты и их обсуждение. Все исследованные особи белого толстолобика, очевидно, принадлежат к партии, выпущенной в 2010 г., в первую очередь на это указывает возраст исследованных особей — трехлетки (2+).

Летом белый толстолобик обитает преимущественно на мелководных участках левобережья водохранилища, а зимой — на песчаных косах (глубина 6–7 м) в непосредственной близости от коренного волжского русла (глубина до 30 м). Стайных скоплений белый толстолобик не образует, в сети попадают одиночные особи, летом чаще всего вместе с чехонью *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758) и синцом *Abramis ballerus* (Linnaeus, 1758), а зимой — с лещом *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), обыкновенным судаком *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) и речным окунем *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758.

Линейно-весовые характеристики исследованных особей варьируют в следующих пределах: *SL* — 31.9–34.7 см; *m* — 573–651 г. Особь белого толстолобика, представленная на фото, по своим линейно-весовым и мор-

фологическим параметрам является наиболее типичной для Куйбышевского водохранилища: SL — 33.2 см, m — 604 г. В середине 70-х гг. прошлого века средний вес одновозрастных особей белого толстолобика в исследуемом водоеме составлял 700 г (Назаренко, Гайниев, 1986), что значительно выше современных показателей.



Фото. Белый толстолобик, выловленный в Ульяновском плесе Куйбышевского водохранилища.

За весь период акклиматизации белого толстолобика в Куйбышевском водохранилище случаев естественного воспроизводства не зафиксировано. Все исследованные особи были неполовозрелыми.

В Куйбышевском водохранилище белый толстолобик считается промысловым видом, причем лов ведется в основном в пределах Ульяновской области (Кузнецов, 2005). Наибольшие уловы приходились на начало 90-х гг. XX в., так в 1992 г. в границах Ульяновской области (по данным Ульяновского филиала ФГУ «Средне-волжрыбвод») было выловлено 26.0 т, затем идет плавный спад (1993 г. — 22.5 т; 1994 г. — 14.3 т), в 1995 г. улов составил уже 0.3 т, а далее до 2004 г. улов или отсутствовал, или колебался от 0.1 до 0.2 т. После 2004 г. белый толстолобик в промысловых уловах не регистрируется, что вызвано прекращением его интродукции и достижением предельного возраста ранее выпущенных особей.

Список литературы

- Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Тов-во научных изданий КМК, 2004. С. 87.
Евланов И.А., Козловский С.В., Антонов П.И. Кадастр рыб Самарской области. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1998. С. 97–100.
Кузнецов В.А. Рыбы Волжско-Камского края. Казань: Kazan–Казань, 2005. С. 134–135.
Лукин А.В. Основные закономерности формирования рыбных запасов Куйбышевского водохранилища и пути их рационального использования // Тр. Татарского отделения ГосНИОРХ. 1964. Вып. 10. С. 3–26.
Методическое пособие по изучению питания и пищевых взаимоотношений рыб в естественных условиях. М.: Наука, 1974. 244 с.
Назаренко В.А., Гайниев С.С. Черемшанский плес. Саратов: Приволжское книжное изд-во, 1986. С. 56–58.
Назаренко В.А. Центральный плес. Ульяновск: Симбирская книга, 1992. С. 65–66.
Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая промышленность, 1966. 320 с.
Семенов Д.Ю. Антропогенная трансформация ихтиофауны Средней Волги в Куйбышевском водохранилище. Ульяновск: УлГПУ, 2011. С. 31.
Соколов Л.И. *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) — белый толстолобик // Атлас пресноводных рыб России: В 2 т. Т. 1. / Под ред. Ю.С. Решетникова. М.: Наука, 2003. С. 262–264.

ТРОФИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДОННОЙ ПОДСИСТЕМЫ В ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ (ОЦЕНКА ПО ХЛОРОФИЛЛУ)

Л.Е. Сигарева, Н.А. Тимофеева, В.В. Законнов

Институт биологии внутренних вод РАН,

152742, Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., sigareva@ibiw.yaroslavl.ru

Изучение трофического состояния дна водоемов является самостоятельной задачей продукционной гидробиологии, но результаты исследований имеют значение также для решения задач многих естественных наук и, прежде всего, палеолимнологии, палеоклиматологии, палеоэкологии (Swain, 1985; Leavitt, 1993; Edlund et al., 2009). Представления о трофии водоемов формируются обычно на основе данных о продуктивности фитопланктона. Однако продукционные возможности донной и водной подсистем далеко не всегда связаны между собой напрямую, о чем свидетельствует отсутствие четкой связи между синхронно определяемыми продукционными характеристиками. В поисках закономерностей связей между водным и донным ярусами особое значение имеет выявление причин пространственно-временной динамики показателей продуктивности. Водохранилища волжского каскада являются удобными объектами для изучения взаимосвязи компонентов экосистемы как водоемы сравнительно неглубокие и подвергающиеся действию чрезвычайно изменчивых абиотических факторов. Настоящая работа выполнена для сравнительной оценки трофического состояния дна волжских водохранилищ. В исследованиях применялись традиционные методы анализа данных, полученных в полевых наблюдениях.

Среди показателей трофии водоема особое место принадлежит хлорофиллу, но большинство трофических шкал составлено для фитопланктона. Аналогичной общепринятой шкалы для донных отложений пока нет. Доступная для использования шкала предложена в работе (Möller, Scharf, 1986): отложения с концентрациями хлорофилла в сумме с феопигментами в расчете на сухой грунт < 13 относятся к олиготрофным, в пределах 13–60 — мезотрофным, 60–120 — эвтрофным, > 120 мкг/г сухого осадка — высокоэвтрофным. На волжских водоемах показано, что уровень концентраций, сгруппированных по типу грунта, возрастает в следующем порядке: песок, илистый песок, песчанистый ил, глинистый ил, черный ил и сапропель. В итоге, трофический тип дна водного объекта в целом будет возрастать соответственно увеличению доли наиболее обогащенных растительными пигментами донных отложений в общей площади. Связь концентраций пигментов с типом грунта и содержанием биогенных элементов в донных отложениях отражает экологическую зональность водоема (Тимофеева, Сигарева, 2004; Сигарева и др., 2010).

Интегральный показатель абиотических процессов — толщина донных отложений в водохранилищах ежегодно возрастает в среднем на 2.1–5.4 мм (табл. 1). При этом отмечается тенденция увеличения средних значений толщины и скорости аккумуляции углерода, азота и фосфора в осадках от верхней к нижней Волге (табл. 1). Такая же тенденция была выявлена для первичной продукции фитопланктона (в расчете на единицу площади), хотя для концентрации взвеси и хлорофилла *a* в единице объема воды была показана тенденция уменьшения от верхней Волги к нижней (Минеева, 2009). Эффект возрастания валовых показателей в нижней части каскада обусловлен более высокими глубинами фотосинтезирующей зоны и водоема в целом.

Таблица 1. Некоторые характеристики донных отложений водохранилищ Волги

Водохранилище	Средняя глубина водоема, м	Средняя толщина слоя, см	Скорость аккумуляции, мм/год	Скорость аккумуляции, г/(м ² год)		
				С	N	P
Иваньковское	3.4	11.2	2.1	32	3.4	1.2
Угличское	5.0	12.7	2.5	19	2.3	1.0
Рыбинское	5.6	14.8	2.9	47	3.6	0.7
Горьковское	5.5	12.4	2.8	31	3.2	1.4
Чебоксарское	4.7	4.5	2.3	37	3.9	1.8
Куйбышевское	9.3	20.8	4.4	63	6.5	2.6
Саратовское	7.0	14.5	3.7	10	1.0	0.5
Волгоградское	10.0	14.5	5.4	38	4.3	1.8

Соотношение площадей грунтов разного типа изменяется в каскаде незакономерно (табл. 2). Во всех водохранилищах преобладают, как правило, крупнозернистые наносы (44–70%), в которых откладывается гораздо меньше органического вещества с растительными пигментами, чем в тонкодисперсных. Со временем в структуре грунтового комплекса в водохранилищах увеличивается вклад тонкодисперсных отложений (Законнов, 2007). Однако, оценка изменений в структуре грунтового комплекса по всему каскаду — задача многолетнего мониторинга. Получение данных одновременно для всех водохранилищ каскада практически невозможно, что ограничивает их использование в изучении динамики продуктивности донной подсистемы.

Таблица 2. Распределение площадей разнотипных грунтов (% площади водохранилища) в волжских водохранилищах (по: Законнов, 2007)

Водохранилище	Трансформированные грунты		Крупнозернистые наносы		Тонкодисперсные наносы		Год наблюдения
	1	2	1	2	1	2	
Иваньковское	11	10	48	50	41	40	1990
Угличское	21	20	56	55	23	25	1991
Рыбинское	20	15	56	55	24	30	1992
Горьковское	20	20	46	45	34	35	1999
Чебоксарское	18	15	52	55	30	30	2001
Куйбышевское	12	10	44	45	44	45	2002
Саратовское	15	15	70	70	15	15	2006
Волгоградское	7	5	49	50	44	45	1985

Примечание: 1 — в год наблюдения, 2 — прогноз на 2010 г.

Более доступным и полезным для изучения продуктивности дна представляется сравнение средних для водоема концентраций осадочного хлорофилла в расчете на сухой грунт. В табл. 3 приведены концентрации хлорофилла (в сумме с дериватами), рассчитанные двумя способами — простым осреднением и с учетом площадей грунтов разного типа, если для такого расчета были материалы. Результаты обоих способов расчета показали, что концентрация пигментов в целом уменьшается от верхней Волги к нижней (табл. 3).

Определенный интерес представляют многолетние данные о концентрации пигментов в донных отложениях водоема (Сигарева, Тимофеева, 2011а). Например, на Рыбинском водохранилище средние для года (1993, 2009–2011) концентрации хлорофилла с дериватами изменяются от 90 до 153 мкг/г сухого осадка, т.е. различия между минимальным и максимальным содержанием пигментов в 1.7 раза. По уровню этих величин участки дна эвтрофные и высокоэвтрофные согласно градации (Müller, Scharf, 1986). За 18-летний период высокоэвтрофное состояние отмечалось дважды — в 1993 и 2011 гг.

Согласно средневзвешенным (с учетом площадей грунтов разного типа) концентрациям хлорофилла с феопигментами, Ивановское и Чебоксарское водохранилища — эвтрофные, остальные водохранилища — мезотрофные и только участки Нижней Волги — олиготрофные (табл. 3).

Таблица 3. Концентрация хлорофилла с феопигментами в донных отложениях водохранилищ Волги

Водохранилище	Годы	Хл+Ф, мкг/г сухого грунта	Источник
Ивановское	1996–1998	126±18*	Сигарева, Тимофеева, 2001
То же	То же	65.3±6.9**	Сигарева, Тимофеева, 2003
Угличское	То же	79.3±10*	Сигарева, Тимофеева, 2001
То же	То же	32.0±5.5**	Сигарева, Тимофеева, 2005
Рыбинское	1993	133±16*	Сигарева, Шарапова, 1999
То же	1996–1998	95.9±16.5*	Сигарева, Тимофеева, 2001
То же	То же	37.0±8.5**	Sigareva, Timofeeva, 2011
То же	2009–2010	28.1±7.5**	То же
То же	2009	90±9.2*	Неопубликованные данные авторов
То же	2010	93.8±10.8*	То же
То же	2011	153.0±17.0*	То же
Горьковское	1996–1998	37.6±9.1*	Сигарева, Тимофеева, 2001
То же	То же	59.1**	То же
Чебоксарское	2001	68.3±23.4**	Сигарева и др., 2004
Куйбышевское	1989	50.3±4.5**	Номоконова, Паутова, 2009
То же	То же	93.2*	Паутова, Номоконова, 2009
То же	1990	61.6*	То же
То же	1991	52*	То же
Саратовское	1990	37*	Сигарева и др., 2009
То же	То же	17.5**	Номоконова, Паутова, 2009
Волгоградское	1990	12*	Сигарева и др., 2009
Низовье Волги	1990	6*	То же

Примечание: * — среднее арифметическое, ** — среднее с учетом площадей грунтов разного типа.

Донные отложения в экосистемах водохранилищ, характеризуются более сильно выраженной неоднородностью распределения растительных пигментов по сравнению с водной толщей. Так, различия между минимальной и максимальной концентрациями хлорофилла (в расчете на сухой грунт) на станциях существенно превышали соответствующие различия воды по этому показателю (Пырина и др., 2006; Сигарева, 2010).

Роль фитопланктона в формировании продукционных свойств дна в значительной мере зависит от условий, влияющих на седиментацию взвеси и осадконакопление. В местах отложения песчаных наносов вклад планктонных водорослей минимален, на участках с илонакоплением, напротив, достигает максимальных величин (Сигарева, 2010; Сигарева, Тимофеева, 2011б; Сигарева и др., 2011). Соотношение между концентрацией хлорофилла в донных отложениях, пересчитанное на углерод, не превышает 1% первичной продукции фитопланктона, что свидетельствует о достаточно эффективном функционировании первичного звена трофической цепи.

Таким образом, трофическое состояние дна в глубоководных зонах волжских водохранилищ, оцениваемое по содержанию хлорофилла с продуктами его деградации, изменяется в пределах всей трофической шкалы — от олиготрофного до гипертрофного. Одним из показателей трофии дна является тип грунта. С увеличением трофии водоема возрастает доля илов в общей площади. Особенности распределения осадочных пигментов зависят от типологических характеристик донных отложений и экологической зональности водоема. Концентрация хлорофилла в грунтах связана с продуктивностью фитопланктона и скоростью осадкообразования.

Единственным критерием оценки направленности продукционно-деструкционных процессов остаются многолетние наблюдения в природе, охватывающие, как водный, так и донный ярусы водных экосистем. Применение осадочных пигментов как показателей трофии донных биотопов не заменяет соответствующих исследований в пелагиали, но дополняет продукционные работы изучением донной подсистемы и ее связей с биотическими и абиотическими факторами функционирования разнотипных экосистем.

Список литературы

- Законнов В.В. Осадкообразование в водохранилищах волжского каскада: Дисс. ... докт. геогр. наук. Борок, 2007. 379 с.
- Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.
- Номоконова В.И., Паутова В.Н. Содержание фотосинтетических пигментов в донных отложениях нижеволжских водохранилищ // Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов Поволжья: Матер. конф. Казань: Казанский гос. ун-т, 2009. С. 50–53.
- Паутова В.Н., Номоконова В.И. Гидрометеорологические условия и динамика содержания хлорофилла «а» в Куйбышевском водохранилище // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. 2: Тр. Междунар. конф. Пермь: Перм. гос. ун-т, 2009. С. 340–345.
- Пырина И.Л., Литвинов А.С., Кучай Л.А., Рошупко В.Ф., Соколова Е.Н. Многолетние изменения первичной продукции фитопланктона Рыбинского водохранилища в связи с действием климатических факторов // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии. М.: КМК, 2006. С. 36–46.

- Сигарева Л.Е. Содержание хлорофилла в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2010. № 3. С. 38–46.
- Сигарева Л.Е., Законнов В.В., Гершевский П. Содержание и распределение растительных пигментов в донных отложениях евтрофного Влоцлавского водохранилища // Гидробиол. журн. 2011. Т. 47. № 1. С. 64–73.
- Сигарева Л.Е., Номоконова В.И., Паутова В.Н., Минеева Н.М., Тимофеева Н.А., Макарова О.С. Формирование продуктивности донных отложений в водохранилищах Волги // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. 2: Тр. Междунар. конф. Пермь: Перм. гос. ун-т, 2009. С. 385–390.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Растительные пигменты в донных отложениях как показатели трофического состояния водохранилищ Верхней Волги // Проблемы региональной экологии. 2001. № 2. С. 23–35.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Растительные пигменты в илах Иваньковского водохранилища как показатели деструкционных процессов // Вод. ресурсы. 2003. Т. 30. № 3. С. 346–356.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Содержание растительных пигментов в донных отложениях мезотрофного Угличского водохранилища // Биология внутр. вод. 2005. № 2. С. 47–55.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Межгодовая динамика содержания хлорофилла *a* в донных отложениях Рыбинского водохранилища (Россия) // Альгология. 2011а. Т. 21. № 2. С. 190–201.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Оценка роли фитопланктона в формировании продуктивности донных отложений в Горьковском водохранилище по растительным пигментам // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург: УрО РАН, 2011б. С. 207–212.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В. Особенности распределения растительных пигментов в донных отложениях Чебоксарского водохранилища // Гидробиол. журн. 2004. Т. 40. № 5. С. 27–35.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В. Сравнительный анализ содержания растительных пигментов в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ // Поволжский экологический журн. 2010. № 3. С. 313–322.
- Сигарева Л.Е., Шаранова Н.А. Фотосинтетические пигменты в донных отложениях // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1999. С. 190–207.
- Тимофеева Н.А., Сигарева Л.Е. Взаимосвязи концентраций растительных пигментов с азотом и фосфором в донных отложениях водохранилищ // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 3. С. 332–336.
- Edlund M.B., Engstrom D.R., Triplett L., Lafrancois B.M., Leavitt P.R. Twentieth-century eutrophication of the St. Croix River (Minnesota-Wisconsin, USA) reconstructed from the sediments of its natural impoundment // J. Paleolimnol. 2009. V. 42. P. 641–657.
- Leavitt P.R. A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance // J. Paleolimnol. 1993. № 9. P. 109–127.
- Möller W.A.A., Scharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // Hydrobiologia. 1986. V. 143. P. 327–329.
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A. Sedimentary chlorophyll and pheopigments for monitoring of reservoir characterized by exclusively high dynamism of abiotic conditions. Chapter V // H. Le and E. Salcedo (Ed.). Chlorophyll: Structure, Production and Medicinal Uses. 2011. New York: Nova Science Publisher, Inc. P.151–176.
- Swain E.B. Measurement and interpretation of sedimentary pigments // Freshwater Biol. 1985. V. 15. P. 53–75.

ТЕРАТОГЕНЕЗ У МЕЖВИДОВЫХ ГИБРИДОВ ЛЕЩА И ПЛОТВЫ НА РАННИХ СТАДИЯХ РАЗВИТИЯ

Е.Е. Слынько

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, Россия, elena@ibiw.yaroslavl.ru

Эволюционное становление видов плотва и лещ происходило в поле перманентной естественной гибридизации с большим количеством разных видов, что могло отразиться на ряде свойств структурного характера, защищающего целостность генома плотвы от повреждающих воздействий. Одним из наиболее известных признаков из этого семейства является гибридизация между плотвой (*Rutilus rutilus* L.) и лещем (*Abramis brama* L.), относящихся соответственно к трибам Leuciscini и Abramidini. Известны естественные гибриды плотвы с 12 видами, из которых только один внутриродовой и лещ с 5 видами. Ядерные и митохондриальные молекулярно-филогенетические данные подтверждают, что плотва и лещ не принадлежат даже к сестринским таксонам (Briolay et al., 1998).

В данной работе мы рассматриваем гибридов в качестве живой модели для изучения проблемы согласования работы разных геномов в онтогенезе, особенно в таком его критическом периоде, как раннее развитие (Корочкин, 1983; Нейфах, Тимофеева, 1977). Соответственно основными задачами исследования стали: 1 — выявление и сравнительный анализ аббераций у гибридов первого поколения и чистых видов плотвы и леща в эмбриональный и личиночный периоды; 2 — изучение онтогенетических и молекулярно-генетических механизмов согласования работы чужеродных геномов.

В контролируемых по основным абиотическим параметрам экспериментальных условиях получен материал по чистому лещу (Л×Л), плотве (П×П) и их реципрокным гибридам первого поколения плотва × лещ (П×Л), лещ × плотва (Л×П) в эмбриональный и личиночный периоды.

В раннем развитии, как в группах чистых видов, так и гибридов F1, выявлены зародыши и личинки, которые характеризовались наличием морфологических аббераций. Обнаруженные нами отклонения в организмах затрагивали в первую очередь туловищный и хвостовой отделы позвоночника (сращения, искривления), желточный мешок (дистрофия, гипертрофия, искажение формы), сердечно-сосудистую систему (гипертрофия, ре-

дукция околосердечной сумки; смещение, недоразвитие сердца). После выхода из яйцевых оболочек, эти патологии сказывались на размерах, двигательной активности и жизнеспособности самой личинки.

Проведя сравнительный анализ имеющихся данных, установлено, что по числу aberrаций гибридная группа П×Л превышала все остальные опытные варианты и в сумме составила 8 типов нарушений. В группе чистой плотвы П×П и в гибридной группе Л×П отмечено по 7 типов aberrаций. Самыми немногочисленными по типам отклонений в развитии оказались варианты скрещиваний «чистого» леща — выявлено 6 типов aberrаций. Это согласуется с ранее полученными данными по сеголеткам (Слынько и др., 1991).

С одной стороны, типы aberrаций в гибридных группах мало отличаются от типов aberrаций в группах чистых видов. Это является дополнительным доказательством в пользу жизнеспособности гибридов, поскольку в природных популяциях анализируемых видов неоднократно выявлялись случаи обнаружения половозрелых экземпляров гибридов (Николюкин, 1972; Schwartz, 1981).

С другой стороны, более высокая частота встречаемости аномалий в раннем развитии гибридов объясняется дискоординацией работы контаминированных геномов скрещиваемых видов. Необходимо отметить, что родительские виды плотвы и леща по морфологическим и генетическим характеристикам значительно дистанцированы друг от друга, — у плотвы размер генома составляет 2.0 пг/2С, а у леща 2.6 пг/2С (Гинатулин, 1984). Предполагается, что эволюционное становление видов плотва и лещ происходило в поле перманентной естественной гибридизации с большим количеством разных видов, что могло отразиться на ряде свойств структурного характера, защищающего целостность генома плотвы от повреждающих воздействий (Слынько, 2000).

Полученные данные по частоте встречаемости нарушений в раннем развитии гибридов F1 в значительной степени объясняются с позиций Б.Ф. Чадова (1981) о существовании генетической программы системной реакции в ответ на структурные преобразования генома.

Поскольку морфологические нарушения на ранних этапах развития у позвоночных могут быть наследственно обусловлены, в связи с этим обсуждаются вопросы связанные со взаимодействием ядерных геномов, в частности hox-генов и ядерно-цитоплазматические взаимодействия. На примере реципрокных вариантов гибридов анализируются взаимодействия материнского и отцовского геномов на уровне изоферментов.

Установлено, что появление aberrаций тесно связано с прохождением критических этапов раннего развития — гастрюляция и первые сутки после выклева. Ранее развитие гибридов характеризуется более низкой жизнеспособностью при прохождении критических этапов развития. Эффектов гетерозиса у гибридов в этот период не выявлено. Основным критическим этапом по критерию выживаемости является стадия бластуляции-гастрюляции. Выживаемость на втором критическом этапе — вылуплении не имеет значимых отличий от чистых видов, однако характеризуется крайне высокими долями уродств, потенциально также нежизнеспособными. Как до, так и после выклева гибриды характеризуются более высокими уровнями появления aberrаций, что является прямым следствием нарушения скоадаптированности геномов скрещиваемых видов. Преодоление дискоординации геномов достигается в процессе согласования работы рибосомных кластеров. На генетико-биохимическом уровне согласование достигается путем первоочередной активацией изоформ материнских по происхождению внутриклеточных ферментов, запуск отцовских генов осуществляется только после полной экспрессии материнских генов. К моменту перехода личинок гибридов на внешнее питание aberrации более не появляются, что отражает достижение геномной коадаптации, достижение метаболического гомеостаза и согласование программ развития.

Список литературы

- Гинатулин А.А. Структура, организация и эволюция генома позвоночных. М.: Наука, 1984. 294 с.
- Корочкин Л.И. Некоторые молекулярные аспекты регуляции экспрессии генов у рыб и других эукариот // Биологические основы рыбоводства: генетика и селекция. Л.: Наука, 1983. С. 34–51.
- Нейфах А.А., Тимофеева М.Я. Молекулярная биология процессов развития. М.: Наука, 1977. 310 с.
- Николюкин Н.И. Отдаленная гибридизация осетровых и костистых рыб. М.: Пищ. промышленность, 1972. 335 с.
- Слынько Ю.В., Герасимов Ю.В., Гречанов И.Г. Морфологическое описание и частота встречаемости aberrантных особей среди различных по генотипам локуса пероксидазы сердечной мышцы групп сеголеток леща, *Abramis brama* // Вopr. ихтиологии. 1991. Т. 31. № 6. С. 1010–1014.
- Слынько Ю.В. Система размножения межродовых гибридов (*Rutilus rutilus* L.), леща (*Abramis brama* L.) и синца (*Abramis ballerus* L.) (Leuciscinae: Cyprinidae): Дисс. на соиск. уч. ст. к. б. н. СПб., 2000. 138 с.
- Чадов Б.Ф. Поведение хромосом в митозе и мейозе и хромоцентральная организация ядра у *Drosophila melanogaster* // Молекулярные основы генетических процессов. М.: Наука, 1981. С. 463–474.
- Briolay J., Galtier N., Brito R.M., Bouvey Y. Molecular phylogeny of Cyprinidae inferred from cytochrome b DNA sequences // Molecular Phylogenetics and Evolution. 1998. V. 9. P. 100–1408.
- Schwartz F.J. World literature to fish hybrids, with an analysis by family, species and hybrid // Supplement 1. NOAA Tech.Rep. NMFS SSRF-750, U.S. Department of Commerce. 1981. P. 507.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 10-04-00753, Программы Президиума РАН № 30 «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», подпрограмма «Динамика и сохранение генофондов» и Программы ОБН РАН № 2 «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

ЦИКЛЫ РАССЕЛЕНИЯ РЫБ В БАССЕЙНЕ Р. ВОЛГА

Ю.В. Слынько

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, Россия, syv@ibiw.yaroslavl.ru

В плиоцене в результате активных тектонических перестроек и последовавшего затем глобального похолодания, продлившегося вплоть до конца плейстоцена богатая миоценовая фауна рыб пресноводных водоемов Евразии, в том числе Европейского субконтинента оказалась почти полностью уничтоженной. Немногие уцелевшие древние верхнетретичные и бореально-равнинные виды (караси, сазан, горчак, пескари, плотва, щука, ельцовые, голяньковые, щиповки, вьюн, сом, окуневые, осетровые) были оттеснены к югу, где сохранялись в немногочисленных приморских рефугиях. Современная ихтиофауна рек Понто-Каспийского бассейна формируется на протяжении неогена. В начале данного периода происходит геологическое обособление речных бассейнов понто-каспийского стока и образование близких к современному русел основных рек. В четвертичное время по завершению Валдайского оледенения Верхняя Волга присоединяется к бассейну основного русла Волги, впадающего в Каспийское море, и в результате общего подъема Русской платформы и эрозии аллювиальных наносов ачкагыльской и хвалынской трансгрессий Каспия завершается формирование современной гидрографической структуры Волги (Обидиентова, 1977). В качестве основных факторов, определивших современное таксономическое разнообразие и пространственное распределение видов, можно выделить колебания уровня морей и глобальные климатические изменения. Наступившее в начале неогена фаза глобального потепления вызвала таяние ледников, что в свою очередь обусловило образование крупных приледниковых озер, что способствовало активному расселению по всему бассейну Волги рыб прежде всего северных фаунистических комплексов — бореально-предгорного (ручьевая минога, хариус, голец, подкаменщик, голяны) и арктического (сиговые, лососевые, снеток, налим). Затем, в результате трансгрессий Каспийского моря на фоне продолжающегося потепления, акваторию Волги стали осваивать сохранившиеся верхне-третичные и бореально-равнинные реликты и нагорно-азиатские по происхождению виды понто-каспийского пресноводного комплекса (рр. *Abramis*, *Chondrostoma*, густера, красноперка, чехонь, жерех, линь, укляя, быстрянка, верховка) (Лебедев, 1960). На протяжении всего голоцена климатические колебания, хотя и не достигали катастрофических масштабов предшествующих эпох, тем не менее характеризовались значимостью влияния на биоту, поскольку происходили вблизи температурного оптимума. Особенно значительную роль сыграли потепления периодов палеолита и античности и похолодания периодов неолита и средневековья. В 20-м веке отмечено два периода потепления — с 1918 по 1940 гг. и с 1983 г. по настоящее время, с похолоданием в период 1940–1970-х гг. (Берг, 1935; Hansen et al., 2010). Эти климатические колебания непосредственным образом определяли фаунистическую динамику рыб в реках Понто-Каспийского бассейна. При потеплении климата холодноводные виды вымирали в южных областях и их ареал сокращался, ареалы же тепловодных форм расширялись и продвигались к северу. Во время похолоданий наблюдалась обратная картина. Предпоследние по времени циклы потепления-похолодания (палеолит-неолит, античность-средневековье), как правило, не сопровождались значительными гидрографическими изменениями (трансгрессии-регрессии), отмечены только изменения стоковых балансов, увлажненности и пойменных площадей (Цинзерлинг, 1952; Тишков, 2008;). Особенностью для рассматриваемого бассейна в нынешний период глобального потепления стало то, что оно стало развиваться на фоне предпринятого в 40–70-х гг. прошлого века масштабного зарегулирования основных понто-каспийских рек, превративших их в цепочки озеровидных водоемов связанных межбассейновыми каналами. Фактически, в Понто-Каспийском континентальном бассейне была воспроизведена постледниковая ситуация конца плейстоцена (Слынько, 2001). Однако современный период охарактеризовался еще одним фактором, обусловившим принципиальное отличие от всех предшествующих циклов. Интенсификация в 20-м веке межконтинентальных транспортных потоков и крупномасштабные программы по акклиматизации чужеродных видов рыб привели к значительным изменениям фаунистического состава Волги и всего региона Понто-Каспия за счет видов из других регионов планеты, откуда естественным образом они никак не могли попасть. В целом, лимнизация пресноводных речных систем, повышения уровней теплоемкости и минерализации в условиях глобального потепления обусловили сокращения численности популяций и ареалов холодолюбивых видов и создание благоприятных условий не только для роста численности и расширения ареалов аборигенных тепловодных видов в бассейне, но и для успешной натурализации и экспансии дельтово-эстуарных солоноватоводных видов и искусственно интродуцированных.

Список литературы

- Берг Л.С. Недавние климатические колебания и их влияние на миграцию рыб // Проблемы физ. географии. 1935. № 2. С. 73–84.
- Кудерский Л.А. Лимногенез в эпохи глобальных покровных оледенений.
- Обидиентова Г.В. Формирование речных систем Русской равнины. М.: Изд-во Недра, 1975. 184 с.
- Лебедев В.Д. Пресноводная четвертичная ихтиофауна Европейской части СССР. М.: Изд-во МГУ, 1960. 404 с.
- Слынько Ю.В. Биологические инвазии в бассейне Верхней Волги. 1. Проблемы, природа и последствия биологических инвазий в Волге // Экологические проблемы Верхней Волги / Ред. Копылов А.И. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 77–79.
- Тишков А.А. Дискуссия о внутреннем влагообороте: дополнительные штрихи к истории отечественной географии XX века // Изв. РАН. Сер. Геогр. 2008. № 5.

Цинзерлинг В.В. Климаты Северного полушария в четвертичный период. 1952. 23 с. (рукопись; поступила в редакцию Изв. АН СССР. Сер. геогр. в мае 1952 г.)

Hansen J.R., Sato R.M., Lo K. Global surface temperature change // Reviews of Geophysics. 2010. V. 48, RG 4004. P. 1–29.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 10-04-00753, Программы Президиума РАН № 30 «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», подпрограмма «Динамика и сохранение генофондов» и Программы ОБН РАН № 2 «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

РОЛЬ ГЛОБАЛЬНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ В ФОРМИРОВАНИИ СТРУКТУРЫ И ДИНАМИКИ ПОПУЛЯЦИЙ РЫБ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ

Ю.В. Слынько, В.И. Кияшко, В.Н. Яковлев

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, Россия, syv@ibiw.yaroslavl.ru

После зарегулирования Волги в 1940–1980-х гг. отмечены два периода климатических изменений. В 1940–1970-х гг. — похолодание. И с 1970-х по настоящее время наблюдается устойчивый тренд повышения температур (Hansen et al., 2010). Первый период, совпавший с начальным этапом зарегулирования сопровождался активным вселением, натурализацией и распространением по бассейну Волги видов рыб из Беломоро-Балтийского бассейна — озерной формы корюшки (снеток), ряпушки, девятиглазой колюшки. Так же, в этот период наблюдалось увеличение численности популяций аборигенных видов рыб, представителей арктического и бореально-предгорного фаунистических комплексов — ручьевая минога, хариус, голец, подкаменщик и сокращение численности популяций видов прежде всего древневерхнетретичного и ряда видов бореально-равнинного комплексов — караси, сазан, горчак, русская быстрянка, красноперка, чехонь, жерех, линь, уклей, верховка, пескари, плотва, щука, ельцовые, шиповки, вьюн, сом, окуневые, осетровые.

По мере развития процесса потепления стала формироваться обратная картина. Северные вселенцы и северные по происхождению аборигенные виды стали сокращать свои численности и ареалы в Волге, а южные по происхождению аборигены и вселенцы стали наращивать численности и расширять ареалы. Активно стали внедряться и распространяться в бассейне Волги представители эстуарно-лиманного комплекса Понто-Каспийского бассейна — черноморско-каспийская тюлька, бычки (песочник, головач, кругляк, цуцик, звездчатая пуголовка), пухлощекая рыба-игла, а также искусственно интродуцированные виды из более южных широт — головешка ротан, амурский чебачок, белый и пестрый толстолобики, черный амур, рыбец. Несмотря на интенсивный промысел стала возрастать численность таких аборигенных видов, как жерех, сом, сазан, караси, судак, берш.

Для более подробного анализа взаимосвязи динамик численности рыб и границ их ареалов с климатическими изменениями нами были использованы наиболее массовые вселенцы, представители северного потока — снеток и южного — тюлька и аборигенные виды — налим и сом.

Расселение снетка происходило преимущественно вниз по Волге непосредственно сразу после создания Рыбинского водохранилища в 1943 г. (Васильев, 1951). Источником для формирования волжских популяций послужил снеток, который проник из оз. Белое по р. Шексне. За сравнительно короткий срок (5 лет) он освоил весь водоем, распределяясь по его акватории крайне неравномерно. Затем снеток проникает в ранее созданные верхневолжские водохранилища — Угличское, Ивановское и одновременно развивается его пассивно-активное продвижение вниз по Волге. Уже в 1953 г. снеток обнаружен ниже плотины Рыбинской ГРЭС на участке Волги на месте будущего Горьковского водохранилища, а к началу 1970-х гг. белозерский снеток уже встречался во всех водохранилищах каскада (Яковлева, 1975; Кожевников, 1978). Общее время продвижения его по водохранилищам составило чуть меньше 30 лет, а средняя скорость расселения — $V = 115$ км/г. Самую многочисленную популяцию он сформировал в Рыбинском водохранилище и в озеровидном расширении Горьковского водохранилища. В этих водоемах снеток стал доминирующим по численности видом среди рыб пелагиали. Во всех остальных водохранилищах численность снетка оставалась невысокой. Следует подчеркнуть, что только в Рыбинском водохранилище у вселившегося снетка наблюдалось увеличение (по сравнению с материнской популяцией) продолжительности жизни, количества возрастных и размерных групп, то есть развитие популяции пошло по так называемому «корюшковому типу» (Иванова, 1982). Во второй половине 1980-х гг., после завершения формирования устойчивого тренда роста температур, относительно малочисленные популяции снетка в водохранилищах средней и нижней Волги практически полностью исчезли из этих водоемов и только в Рыбинском его численность оставалась высокой. С середины 90-х гг. прошлого столетия численность снетка в Рыбинском водохранилище постепенно сокращалась и уже к концу 90-х гг. и по настоящее время статус снетка в водохранилище может быть определен, как редкий вид.

Экспансия тюльки началась позже снетка, в конце 1960-х гг., после образования водохранилищ Нижней Волги (Шаронов, 1969, 1971). Основным источником тюльки в волжских водохранилищах стали реликтовые пресноводные популяции тюльки пойменных озер в районе г. Саратов (Slynko et al., 2010). К 1974 г. тюлька освоила Саратовское, Волгоградское и Куйбышевское водохранилища, однако дальнейшее продвижение ее на север приостановилось. С начала 1980-х гг. продолжилось расселение тюльки вверх по Волге. К 1984 г. тюлька достигает Горьковского, а затем, к 1994 г. — Рыбинского водохранилищ. В 2000–2002 гг. она обнаружена в

Угличском, Ивановском и Шекснинском водохранилищах. Таким образом, к 2002 г. тюлька встречается во всех водохранилищах р. Волги. В целом, тюлька, в противоположность снетку, в завоевании каскада продемонстрировала более низкие темпы. Общее время, потребовавшееся тюльке на расселение по водохранилищам волжского каскада, составило около 35 лет, а средняя скорость расселения — $V = 60$ км/г. В отличие от снетка расселение тюльки по каскаду носило ярко выраженный ступенчатый характер. Хотя скорость продвижения тюльки по каскаду оказалась значительно ниже, чем у снетка, однако почти во всех водохранилищах численность ее популяций была выше, чем у снетка. Наиболее многочисленные популяции тюлька сформировала в двух самых крупных по площади водохранилищах каскада — Куйбышевском и Рыбинском, где она стала доминантой по численности в сообществе рыб пелагиали (Козловский, 1984; Слынько и др., 2001). В остальных водохранилищах тюлька достигла статуса субдоминанты сообщества и ее популяции были приурочены к крупным озеровидным расширениям или глубоководным заливам. Самоподдерживающаяся популяция в Рыбинском водохранилище стала самой северной на всем современном ареале черноморско-каспийской тюльки. Тюлька, которая обнаруживается в более северном Шекснинском водохранилище, до сих пор не натурализовалась в нем (Slynko et al., 2011).

В период похолодания 1940–70-х гг. численность налима существенно росла, а численность популяций сома, в особенности в водохранилищах от Горьковского и выше неуклонно сокращалась. С середины 1980-х гг., как свидетельствуют данные промысловых уловов и результаты собственных наблюдений стала наблюдаться обратная динамика — падение численности налима и рост численности сома.

Таким образом, глобальные изменения климата непосредственным образом определяют пульсации ареалов, направленность вселений и динамику численности популяций рыб в условиях такой меридионально расположенной реки, как Волга.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 10-04-00753, Программы Президиума РАН № 30 «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», подпрограмма «Динамика и сохранение генофондов» и Программы ОБН РАН № 2 «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

- Васильев Л.И. О снетке Рыбинского водохранилища // Зоологический журнал. 1951. Т. XXX. Вып. 6. С. 590–593.
- Иванова М.Н. Популяционная изменчивость пресноводных корюшек. Рыбинск, 1982. 143 с.
- Кожесвинов Г.П. Промысловые рыбы волжско-камских водохранилищ // Водохранилища Волжско-Камского каскада и их рыбохозяйственное значение. Л.: Изв. ГосНИОРХ, 1978. Т. 138. С. 30–45.
- Козловский С.В. О размножении тюльки в Рыбинском водохранилище // Биология внутр. вод. Информ. бюл. Л.: Наука, 1984. № 62. С. 37–41.
- Слынько Ю.В., Кияшко В.И., Яковлев В.Н. Рыбы-вселенцы в бассейне Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 84–87.
- Шаронов И.В. Расширение северных границ ареала тюльки // Биология внутр. вод. Информ. бюл. Л.: Наука, 1969. № 4. С. 15–18.
- Шаронов И.В. Расширение ареала некоторых рыб в связи с зарегулированием Волги // Мат. I конф. по изучению водоемов бассейна Волги. Куйбышев, 1971. С. 226–232.
- Яковлева А.Н. 1975. Саратовское водохранилище. Л.: Изв. ГосНИОРХ, 1975. Т. 102. С. 118–129.
- Hansen J.R., Sato R.M., Lo K. Global surface temperature change // Reviews of Geophysics. 2010. V. 48, RG 4004. P. 1–29.
- Slynko Yu.V., Karabanov D.P., Stolbunova V.V. Genetic Analysis of the Intraspecific Structure of Kilka *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Actinopterygii: Clupeidae) // Doklady Biological Sciences. 2010. V. 433. P. 261–263.
- Slynko Yu.V., Dgebuadze Yu.Yu., Novitskiy R.A., Khrstov O.A. Invasions of Alien Fishes in the Basins of the Largest Rivers of the Ponto-Caspian Basin: Composition, Vectors, Invasion Routes, and Rates // Russian Journal of Biological Invasions. 2011. V. 2. № 1. P. 49–59.

ЕСТЕСТВЕННАЯ ОТДАЛЕННАЯ ГИБРИДИЗАЦИЯ РЫБ В БАССЕЙНЕ ВОЛГИ

Ю.В. Слынько, В.Н. Яковлев, В.В. Столбунова, Е.Е. Слынько

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок, Россия, syv@ibiw.yaroslavl.ru

Межвидовая отдаленная гибридизация рыб в бассейне Волги в естественных условиях представлена в виде двух категорий — гиногенетических диплоидно-триплоидных комплексов и гибридов от случая к случаю. Серебряный карась и обыкновенная щиповка представляют собой примеры гиногенетических комплексов, а гибриды от случая к случаю наиболее обнаруживаются среди видов семейства Cyprinidae. Из представителей других семейств известны случаи гибридизации между видами сиговых, а именно пелядь и ряпушкой. Среди карповых чаще всего по всей Волге наблюдаются гибриды видов из родов *Rutilus*, *Abramis*, *Leuciscus*, *Alburnus*, *Scardinius*, *Cyprinus*, *Carassius*. Из имеющихся на сегодняшний день сведений о естественных гибридах отчетливо видно, что семейство Cyprinidae не только наибольшее по числу видов (более 2000) семейство, как рыб, так и всех позвоночных, но и наиболее объемное по числу отдаленных гибридов (Schwartz, 1981). Они характеризуются не только весьма значительной представленностью всевозможных гибридных сочетаний в природных условиях, зачастую сопоставимой в региональных фаунах с числом составляющих эти фауны видов и широким

таксономическим охватом (гибридизация на уровне триб, подклассов и филогенетических ветвей), но и практически неограниченной гибридизацией в условиях эксперимента. Всего в семействе карповых насчитывается порядка 162 случаев естественной гибридизации (без учета подвидов и реципрокных вариантов), что составляет более половины всех известных у пресноводных, проходных и морских рыб (Schwartz, 1981; Васильев, Воробьева, 1981). Из них 133 случая приходится на долю одного подсемейства — Leuciscinae (ельцовые). В фаунистическом отношении наибольшей представленностью гибридов характеризуются фауны Европы и Северной Америки, что вполне объяснимо ввиду наибольшей степени их изученности. В обеих фаунах, в особенности в европейской, количество гибридов ельцовых сопоставимо с числом номинативных видов в этом подсемействе: 57 гибрида в Европе, при этом большинство из них обнаруживается в бассейне Волги, и 68 — в Северной Америке. Существенным обстоятельством является и тот факт, что гибриды ельцовых обеих фаун характеризуются значительной представленностью межродовых гибридов. В североамериканской фауне доли меж- и внутриродовых гибридов приблизительно равны (31 и 37). В европейской же фауне отмечается значительное преобладание доли межродовых гибридов над внутриродовыми (50 против 6), причем виды, вступающие в гибридизацию отнюдь не являются видами *in statu nascendi*, а принадлежат к нескольким древним филогенетическим линиям, к разным родам и трибам, исходно симпатричным (например: Leuciscini, Abramidini, Chondrostomini, Aspinini). Естественная гибридизация у ельцовых рыб Европейской фауны дополнительно характеризуется еще несколькими интересными особенностями. Гибридизируются преимущественно палеосимпатрические виды, предки которых совместно обитали в пределах одной территории на протяжении десятков миллионов лет (Яковлев, 1961, 1964). Учитывая, что североамериканская фауна карповых значительно моложе европейской, то значительная систематическая гетерогенность европейских гибридов слабо вписывается в представления о затухании гибридизации во времени, вернее будет квалифицировать ее, как усиливающуюся. Межвидовые скрещивания не приурочены к каким-либо определенным районам, а происходят на всем протяжении перекрывающихся ареалов с высокой частотой. Зачастую отмечаются вспышки массовой гибридизации, при которой численность межродовых гибридов сопоставима или даже превосходит численность родительских видов в скрещивающихся популяциях (Берг, 1949; Пушкина, 1964; Пушкин, 1971; Николукин, 1972; Башунова, 1974; Козлов, 1993; Wheeler, 1976; Economidis, Simis, 1986; Crivelli, Dupont, 1987). Как правило, эти межродовые гибриды, в том числе между родами разных триб, не стерильны и в экспериментах дают жизнеспособное потомство (Николукин, 1972). Несомненными рекордсменами гибридизации среди европейских ельцовых являются два наиболее массовых промысловых вида — плотва и лещ, относящиеся соответственно к трибам Leuciscini и Abramidini. Известны гибриды плотвы с 12 видами других видов, из которых только один внутриродовой и лещ с 5 другими видами. Согласно основным теоретическим предположениям мы должны обнаруживать в тех природных популяциях, где гибридизация приобретала массовый характер один из возможных эффектов: либо интрогрессию со всеми ее последствиями, либо формирование агамного комплекса и появление однополых форм, переходящих к апомиктическому размножению. Как мы уже неоднократно подчеркивали, ничего подобного в отношении рассматриваемой пары гибридирующих видов не наблюдалось. Аналогична ситуация и в отношении всех других видов, с которыми гибридизируют плотва и лещ. Более того, как плотва, так и лещ, по всем морфологическим и генетическим характеристикам значительно дистанцированы друг от друга и каждый из этих видов характеризуется высокими уровнями приспособленности, как по количественным характеристикам их популяций и размерам ареалов, так и по степени освоения градиента условий среды. При анализе распределений частоты встречаемости естественных гибридов по Волге было установлено, что наибольшее количество гибридов от случая к случаю отмечено в Волго-Ахтубинской пойме, где их доля в среднем составляет 3–5%, а в отдельные годы может достигать 30% (Козлов, 1993), и в двух крупнейших водохранилищах каскада, имеющих отчетливо выраженный озеровидный вид — Рыбинское водохранилище, или обширные озеровидные плесы — Куйбышевское водохранилище. В этих водохранилищах средняя доля гибридов колеблется в пределах 1.5–3%. Помимо гибридов карповых в Рыбинском водохранилище регулярно встречаются гибриды пеляди и ряпушки. Гиногенетическая щиповка достаточно равномерно распределена по всей Волге, а стада гиногенетического серебряного карася приурочены в основном к южной части бассейна, преимущественно к Нижней Волге.

Естественные межвидовые гибриды регистрируются в Рыбинском водохранилище достаточно регулярно, не достигая впрочем высоких частот встречаемости. В Рыбинском водохранилище видами карповых, вовлеченными в гибридизацию оказались в основном: лещ, плотва, густера и язь. Наичаще обнаруживаются практически на всей акватории водохранилища гибриды лещ x плотва и лещ x густера в возрастах от 0+ до 12+. Взрослые особи данных гибридов представлены, как самками, так и самцами с нормально развитыми гонадами. Более того, половозрелые гибриды выловленные в период нереста характеризовались наличием текучих половых продуктов. Данное обстоятельство вполне определенно указывает, на возможность существования в популяциях гибридов второго поколения и бэккроссов, а следовательно и на протекание процессов по обогащению генетической изменчивости гибридирующих видов. В Шекснинском плесе частота гибридов может достигать 7–12% на улов (стандартный трал на 30 мин. траления, или суточные сетные уловы). Плотва, как и следовало ожидать, оказалась наиболее гибридирующим видом, являясь своего рода ядром гибридного сингамениона в Рыбинском водохранилище. Следовательно вполне допустима версия, что популяции плотвы получают некоторую долю генетической изменчивости за счет возрастания уровня рекомбинационной изменчивости при межвидовых скрещиваниях.

В результате экспериментальной проверки этого предположения было не только подтверждено, что происходит генетическое обогащение на уровне отдельных генов, но и на уровне интрогрессии митохондриального

и ядерного геномов, что существенно расширяет адаптивный потенциал скрещивающихся видов в плане охвата большего числа разнообразных экологических ниш (Формозов и др., 2007). Вторым существенным достижением в экспериментальном анализе гибридов стало выявление молекулярно-генетических и генетико-биохимических механизмов, обеспечивающих коадаптацию геномов скрещивающихся видов — элиминация в первом поколении одного из родительских рибосомных кластеров и последовательность активации генов в раннем развитии гибридов. В результате многолетнего исследования процессов отдаленной гибридизации у рыб была построена гипотеза бисексуального апомиксиса предусматривающая активное участие гибрида в воспроизводстве обоих родительских видов. При этом, обеспечивается надежная изоляция генофондов скрещивающихся видов. Вместе с тем создаются возможности позволяющие значительно и быстро повысить приспособленность взаимодействующих популяций родительских видов (Hayden et al., 2010). Вспышки массовой гибридизации, как правило наблюдаются при резком изменении экологических условий местобитаний. Гибриды, обладающие повышенной приспособленностью в нарушенных местообитаниях, способствуют тем самым сохранению конкретных геномов обоих родительских видов. Тиражирование родительских геномов при размножении гибрида создает возможность группового отбора не по отдельным группам сцепления или генным ассоциациям, что резко повышает приспособленность видов, пребывающих в экстремальных условиях. Явление гаметической интеграции широко распространено в популяциях бисексуальных видов и явно выступает в качестве одного из наиболее значимых факторов формирования и поддержания высоких уровней приспособленности (Левонтин, 1978; Животовский, 1984). Более того, согласно предположению Р. Левонтина (1978), наиболее эффективно адаптационное и возможно эволюционное значение гаметическая интеграция будет приобретать в том случае, если в состав генной ассоциации вовлекался бы весь гаплоидный геном. Поскольку при бисексуальном апомиксисе гаплотипы клонируются и возвращаются родительским видам, то вполне вероятным будет допущение, что естественная отдаленная гибридизация является одним из основных механизмов процесса гаметической интеграции. Возможно, что способность к отдаленной гибридизации может поддерживаться неограниченно длительное время именно, как эволюционно важный фактор гаметической интеграции.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 10-04-00753, Программы Президиума РАН № 30 «Живая природа: современное состояние и проблемы развития», подпрограмма «Динамика и сохранение генофондов» и Программы ОБН РАН № 2 «Биологические ресурсы России: динамика в условиях глобальных климатических и антропогенных воздействий».

Список литературы

- Башунова Н.И. Биология и рыбохозяйственное значение жереха, акклиматизированного в озере Балхаш: Автореф. канд. дисс. биол. наук. Л., 1974. 17 с.
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Ч.2. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1949. С. 467–925.
- Васильев В.П., Воробьева Э.И. Эволюционные аспекты естественной гибридизации рыб. Separat iz "Godisnjaka Bioloskog Instituta Univerziteta u Sarajevu", 1981. 34. С. 171–194.
- Животовский Л.А. Интеграция полигенных систем в популяциях. М.: Наука, 1984. 183 с.
- Козлов В.И. Экологическое прогнозирование ихтиофауны пресных вод. М.: Изд-во ВНИРО, 1993. 252 с.
- Левонтин Р. Генетические основы эволюции. М.: Мир, 1978. 352 с.
- Николюкин Н.И. Отдаленная гибридизация осетровых и костистых рыб. М.: Пищ. промышленность, 1972. 335 с.
- Пушкин Ю.А. О естественных гибридах густеры с другими видами рыб семейства Cyprinidae // Тр. УрО СибНИИРХ, 1971. 13. С. 103–109.
- Пушкина Р.Г. Об экологии гибрида леща *Abramis brama* L. и сибирской плотвы *Rutilus rutilus lacustris* (Pallas) из оз.Убинского // Вopr.ихтиологии. 1964. 4, 3. С. 463–465.
- Формозов Н.А., Ермаков О.А., Титов С.В., Сурин В.Л. Гипотеза «передового края» Годфрея Хьюитта, как возможное объяснение фиксации чужеродных митотипов в результате древней гибридизации // Мат. междунар. совещ. «Териофауна России и сопредельных территорий» (VIII съезд Териол. общ-ва). М.: Тов-во научн. изданий КМК, 2007. С. 523.
- Яковлев В.Н. Распространение пресноводных рыб неогена Голарктики и зоогеографическое районирование // Вopr.ихтиологии. 1961. I, 2. С. 209–220.
- Яковлев В.Н. История формирования фаунистических комплексов пресноводных рыб // Вopr. ихтиологии. 1964. 4, 1. С. 10–22.
- Crivelli A.J., Dupont F. Biometrical and biological features of *Alburnus alburnus* x *Rutilus rubilio* natural hybrids from lake Mikri-Prespa, Northern Greece // J. Fish Biol. 1987. 31, 6. P. 721–733.
- Economidis P.S., Simis A.I. A natural hybrid of *Leuciscus cephalus macedonicus* x *Chalcalburnus chalcoides macedonicus* (Pisces, Cyprinidae) from the lake Volvi (Macedonia, Greece) // Biol. Gallo-Hellon. 1986 (1987). 12. P. 311–312.
- Hayden B., Pulcini D., Kelly-Quinn M., O'Grady M. et al. Hybridisation between two cyprinid fishes in a novel habitat: genetics, morphology and life-history traits // Evolutionary Biology. 2010. V. 10. P. 169–180.
- Schwarthz F.J. World literature to fish hybrids, with an analysis by family, species and hybrid // Supplement 1. NOAA Tech.Rep. NMFS SSRF-750, U.S. Department of Commerce, 1981. 507 p.
- Wheeler A. On the populations of roach (*Rutilus rutilus*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) and their hybrid in Esthwaite water, with notes on the distinctions between them // Fish. Biol. 1976. 9, 5. P. 391–400.

ИЗМЕНЕНИЕ ГОДОВОГО И СЕЗОННОГО СТОКА ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ИВАНЬКОВСКОМ, УЧИНСКОМ И МОЖАЙСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ

Д.И. Соколов

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Краснови́довская УНБ
143221, Московская обл., Можайский район, пос. Краснови́дово, ул. Зелёная, д. 5, Dmitry.Sokolov@yandex.ru

Содержание органических веществ (ОВ) в воде природных водоемов — один из наиболее важных показателей качества воды. Количественные характеристики содержания ОВ, такие, как цветность (ЦВ) и перманганатная окисляемость (ПО) воды, строго нормируются для источников питьевого водоснабжения. Удаление из воды ОВ до нормы сопряжено с большими трудностями и затратами.

Высокая цветность и окисляемость воды — одна из главных проблем Волжского источника водоснабжения г. Москвы, известная ещё на стадии проектирования и создания системы водоснабжения столицы волжской водой. Превышение нормативов по ПО характерно и для Москворецкой гидротехнической системы водоснабжения столичного региона.

Известно, что в водохранилищах, благодаря их самоочищающей способности, происходит изменение состава речных водных масс и содержание в них ОВ, как правило, снижается (Даценко, 2007; Комплексные исследования ..., 1979; Францев, 1963). Сравнение содержания ОВ в водных массах, поступающих в водохранилище и сбрасываемых из него, и оценка роли водохранилищ в перехвате стока ОВ имеют важное практическое значение.

В фундаментальной работе Б.А. Скопинцева (1950) приводятся следующие факторы убыли ОВ в природных водах: физические (седimentация под влиянием силы тяжести и др.), химические, физико-химические (адсорбция на почвенных взвесах и др.), биохимические и биологические (окисление при участии микроорганизмов и др.). Этот перечень факторов относится к органическому веществу в целом. Различные по составу и происхождению ОВ подвержены внутриводоёмной трансформации в разной степени. Величины ПО и ЦВ характеризуют в первую очередь содержание биохимически стойких аллохтонных гумусовых веществ, в значительно меньшей степени подверженных воздействию биотических факторов по сравнению с лабильными, биохимически нестойкими автохтонными ОВ планктонного происхождения (Скопинцев, 1950).

В общем случае влияние совокупности внутриводоёмных процессов на изменение запаса и состава веществ в водохранилище зависит в первую очередь от его проточности: при уменьшении коэффициента водообмена характеристики самоочищающей способности водохранилища усиливаются (чем больше период водообмена, тем полнее происходит окисление ОВ, больше интенсивность седimentации взвесей и соосаждения загрязняющих веществ).

В настоящей работе оценивается самоочищающая способность в отношении аллохтонных ОВ для трёх водохранилищ с различной проточностью — Иваньковского, Учинского (относящихся к Волжской системе водоснабжения г. Москвы) и Можайского (относящегося к Москворецкому водоисточнику).

Наиболее интенсивным водообменом (годовой коэффициент водообмена K_B достигает 13 и более) отличается Иваньковское водохранилище в верховьях р. Волги, служащее основным источником водоснабжения г. Москвы: 14% общего расхода водохранилища перекачивается в канал им. Москвы, формируя 93% его стока (Иваньковское водохранилище ..., 1978).

Учинское водохранилище, относящееся к системе канала им. Москвы, расположено между Пестовской, Пяловской и Акуловской плотинами и является отстойным водоёмом, используемым только для целей водоснабжения г. Москвы: из него осуществляется водозабор Восточной водопроводной станции и с водозабора Северной водопроводной станции (Бочаров, 1987). Его годовой водообмен — наименьший из всех водоемов канала и после ввода в эксплуатацию Северной водопроводной станции изменяется в диапазоне $K_B = 5-9$.

Наименьшей проточностью из трёх рассматриваемых водохранилищ характеризуется крупнейшее водохранилище Московской области — Можайское ($K_B = 1.2-2.4$) в верховьях р. Москвы, верхнее в Москворецкой системе (Комплексные исследования ..., 1979).

В методологии гидрохимических исследований для оценки влияния водохранилищ на сток веществ и формирование качества воды часто применяется принцип вещественных балансов, заключающийся в сопоставлении приходных и расходных статей баланса веществ.

При отсутствии данных об изменениях запасов ОВ в самих водохранилищах достаточно информативными являются так называемые внешние балансы, которые состоят в сопоставлении балансовых составляющих на «входе» в водохранилище и на «выходе» из него: $\pm \Delta OV = OV_{\Pi} - OV_p$, где $\pm \Delta OV$ — искомое изменение запаса ОВ в воде водохранилища, OV_{Π} и OV_p — количество ОВ, соответственно поступающее в водоём с притоком и удаляющееся из него со стоком воды за тот или иной расчётный период. Отнеся ΔOV к OV_{Π} , получим величину, называемую в гидроэкологии коэффициентом удержания вещества в водоеме K_R : $K_R = (OV_{\Pi} - OV_p) / OV_{\Pi}$.

Внешние балансы позволяют оценить суммарное влияние водохранилища на сток веществ. В этом случае все внутриводоёмные процессы оцениваются по интегральной результирующей за расчётный период. Очевидно, что корректная оценка роли этих процессов при помощи внешнего баланса возможна лишь за длительный период (сезон, год), когда приток и сток (как водный, так и вещественный) генетически сопоставимы. Внешние балансы, составленные для меньших временных интервалов (месяц, декада), непоказательны, т.к. не учитывают время добегания водных масс от входного до выходного створа.

Для Иваньковского и Учинского водохранилищ по данным наблюдений лабораториями Мосводоканала за показателями ПО и ЦВ (частотой 2–3 раза в месяц) составлены внешние балансы ОВ. Баланс ОВ Иваньковско-

го водохранилища рассчитан для трёх лет характерной водности: маловодного 1973 г. ($K_B = 6.3$), средневодного 1976 г. ($K_B = 9.8$) и многоводного 1981 г. ($K_B = 11.7$). Для Учинского водохранилища рассчитаны балансы за период с 1957 по 2008 гг. (K_B от 3.9 до 8.7, в среднем 6.8).

Иваньковское водохранилище представлено в системе мониторинга качества воды Волжского водоисточника четырьмя пунктами: два из них находятся на крупнейших притоках водохранилища — р. Волге (57% в приходной части водного баланса) и р. Тверце (25%); пункт у д. Городня расположен в верховьях водохранилища; данные наблюдений у 1-й паромной переправы можно использовать для характеристики параметров воды, поступающей из приплотинного плёса водохранилища в нижний бьеф и канал им. Москвы.

Приток с неизученной части правобережья водохранилища, включающей водосборы рек Шоши и Ламы, составляет 14% приходной части водного баланса Иваньковского водохранилища (Иваньковское ..., 1978). Содержание ОВ в этих водах принято равным 40% содержания ОВ в воде р. Тверцы (такое соотношение между ПО и ЦВ Шоши, Ламы и Тверцы получено по данным о химическом составе вод Шоши и Ламы, представленным в гидрологических ежегодниках). Аналогичное соотношение между содержанием ОВ в воде рек Орши и Сози (их водосборы относятся к левобережной неизученной части водосбора водохранилища, с которой в водоём поступает 4% поверхностного стока) и в воде р. Тверцы получено по данным, приведённым в (Иваньковское ..., 1978) для четырёх сезонов года: ПО бокового притока с левого берега принята равной 180% ПО р. Тверцы, а ЦВ — 210% ЦВ р. Тверцы.

На Учинском водохранилище имеется три пункта регулярных наблюдений: Пестовский гидроузел (перекачка из Пестовского водохранилища составляет 99% приходной части водного баланса Учинского), водозабор Северной водопроводной станции из Учинского водохранилища (40% расходной части) и пункт на Листвянской ГЭС, подходящий для характеристики водозаборов Восточной водопроводной станции (44%), г. Королёва (4%), а также вод, сбрасываемых в нижний бьеф Акуловского гидроузла для обводнения р. Учи (4%).

Для Можайского водохранилища наиболее полный и достоверный материал полевых наблюдений за показателями ПО, ЦВ имеется за средний по водности 1984 год ($K_B = 1.4$). В этом году проводились детальные (в среднем 2 раза в неделю) гидрохимические наблюдения на трёх притоках водоёма (реках Москва, Лусьянка и Колодь, дающих более 83% суммарного притока воды в водохранилище) и в его нижнем бьефе. Содержание ОВ в самом водоёме определяли на 5–7 опорных станциях, равномерно распределённых по длине водоёма, во время ежемесячных гидролого-гидрохимических съёмок (ГГХС); отбор проб воды производили с шагом по глубине 2 м.

Наличие столь детальных данных даёт возможность рассчитать изменения не только объёма притока и стока ОВ, но и запасов ОВ в самом водоёме. Поэтому для расчёта баланса ОВ в Можайском водохранилище использовано следующее уравнение, позволяющее более точно оценить влияние внутриводоёмных процессов на содержание ОВ за меньшие промежутки времени (а именно интервалы между ГГХС): $\pm \Delta OV = OV_{\text{кон}} - OV_{\text{нач}} = OV_{\text{п}} - OV_{\text{р}} \pm OV_{\text{вв}}$, где $OV_{\text{нач}}$ и $OV_{\text{кон}}$ — запасы ОВ в воде водохранилища в начале и конце расчётного периода (по данным двух последовательных ГГХС); $OV_{\text{вв}}$ — изменение запаса ОВ в воде водохранилища за период между съёмками за счёт внутриводоёмных процессов (Соколов, 2011).

Масса аллохтонного биохимически стойкого ОВ (в тоннах), содержащаяся в том или ином объёме воды W (млн. м³), рассчитывалась по формуле $OV = 0.7875 \text{ ПО} \cdot \text{Ч} \cdot W$, где ПО (мг/л) — среднее значение ПО в данном объёме воды, 0.7875 ПО (мг/л) — оценка содержания стойкого ОВ в этом объёме при допущении, основанном на общепринятых представлениях о природе ОВ и преобладании разных групп в его составе: если 1 мг/л биохроматной окисляемости (БО) соответствует 0.7875 мг/л суммарного содержания ОВ (Скопинцев, 1950), то 1 мг/л ПО соответствует 0.7875 мг/л биохимически стойких фракций ОВ. При оценке баланса окрашенных ОВ вместо 0.7875 ПО использованы соответствующие значения ЦВ; очевидно, что размерность полученных балансовых составляющих (град $Pt-Co$ шкалы Ч млн. м³) не имеет физического смысла, тем не менее, анализ соотношения этих условных составляющих позволил оценить роль водохранилища в снижении стока окрашенных ОВ.

Результаты расчёта балансов ОВ свидетельствуют о существенных различиях в режиме содержания ОВ рассматриваемых водохранилищ в зависимости от их проточности и особенностей регулирования. Иваньковское и Можайское водохранилища, при схожих закономерностях внутригодовых изменений притока ОВ, но отличающихся почти на порядок значениями K_B , имеют разный внутригодовой ход сброса ОВ. Главный источник аллохтонного ОВ для обоих водохранилищ — речные воды, для которых характерно максимальное содержание ОВ в периоды повышенного стока, поэтому основное поступление ОВ в оба водоёма происходит в период половодья (30–50%) и паводков. При этом в Иваньковском водохранилище за счёт более интенсивного водообмена водные массы, подвергаясь меньшей трансформации, быстрее достигают нижнего бьефа, вследствие чего колебания стока ОВ из водохранилища повторяют колебания притока (с некоторым отставанием и в более сглаженной форме). В Можайском же водохранилище, отличающемся замедленным водообменом, водные массы находятся дольше, сильнее трансформируются и позже достигают низовьев, поэтому до 70% стока ОВ из водоёма приходится на осенне-зимний период (Соколов, 2011).

Положение Учинского водохранилища в системе канала им. Москвы обуславливает особенности его гидрологического и гидрохимического режима. Во-первых, водность года практически не сказывается на работе водозаборных сооружений этого отстойного водохранилища. Во-вторых, в отличие от Иваньковского и Можайского водохранилищ, питающихся речным стоком, Учинское заполняется водой вышерасположенных водохранилищ водораздельного бьефа канала им. Москвы. Состав водных масс, поступающих в Учинское водохранилище, успевает значительно измениться по мере прохождения водоёмов канала; тем самым, режимом ра-

боты гидротехнических сооружений канала нарушаются сезонные закономерности поступления вод того или иного генезиса и состава. Основное поступление ОВ в Учинское водохранилище тоже происходит в апреле-мае, за счёт интенсивного притока воды в фазу наполнения водохранилищ системы; однако при этом, в отличие от Ивановского и Можайского водохранилищ, относительное содержание ОВ в водных массах, наполняющих водоём, невелико. В течение летней межени высокое поступление ОВ сохраняется за счёт максимальных концентраций ОВ в воде, поступающей из Пестовского водохранилища (в то время как ПО и ЦВ речных вод в летнюю межень невелики).

Судить о влиянии проточности водохранилищ на их самоочищающую способность в отношении аллохтонного ОВ можно по диапазону изменений годовых коэффициентов удержания ОВ, полученных при расчёте балансов ОВ трёх рассматриваемых водохранилищ.

Рассчитанные для трёх лет разной водности коэффициенты удержания ОВ в Ивановском водохранилище изменяются в зависимости от интенсивности водообмена от 4 до 16% для трудноокисляемых ОВ (по значениям ПО) и от 8 до 22% для окрашенных ОВ (по значениям ЦВ). В многоводном 1981 г. эффект убыли ОВ минимален, в маловодном 1973 г. при замедленном водообмене самоочищающая способность водохранилища проявляется в наибольшей степени. Среднегодовое значение ПО в воде сброса из водохранилища незначительно (до 2.2 мгО/л в 1973 г.) ниже, чем средневзвешенное по объёму поверхностного притока значение ПО в воде, поступающей в водоём. ЦВ воды в сбросах водохранилища на 5–15 град $Pt-Co$ шкалы ниже, чем в водах притоков.

В Учинском водохранилище задерживается в среднем за многолетний период 11% биохимически стойких аллохтонных ОВ, среднегодовые значения ПО снижаются на 1.2 мгО/л. Максимально самоочищающая способность водохранилища проявляется в эффекте обесцвечивания воды: сток окрашенных ОВ снижается в среднем на 20%, а величина ЦВ — на 12 град $Pt-Co$ шкалы.

Таблица 1. Коэффициенты водообмена K_B Ивановского, Учинского и Можайского водохранилищ в годы разной водности, коэффициенты удержания биохимически стойкого ОВ – $K_{Rпо}$ (по значениям ПО), окрашенного ОВ – $K_{Rцв}$ (по значениям ЦВ) и параметры уравнений регрессии для связей между K_R и K_B

Водохранилище	Год	K_B	$K_{Rпо}$	$K_{Rцв}$
Ивановское	1973	1.4	20%	40%
Ивановское	1976	6.3	16%	22%
Ивановское	1981	6.8	11%	20%
Учинское	средн.	9.8	5%	11%
Можайское	1984	11.7	4%	8%
Параметры уравнений регрессии:			$K_{Rпо} = f(K_B)$	$K_{Rцв} = f(K_B)$
Коэффициент корреляции R			0.95	0.99
Угловой коэффициент a			–1.71	–3.13
Свободный член b			23.4	42.8

Убыль трудноокисляемых ОВ в Можайском водохранилище в результате внутриводоёмной трансформации составила в 1984 г. 20% годового притока, среднегодовая ПО в нижнем бьефе была ниже ПО притоков на 2.4 мгО/л. Запас окрашенных ОВ снизился под действием внутриводоёмных процессов на 40% от годового притока, что совпадает с данными, приведёнными в монографии (Комплексные исследования..., 1979). Средняя ЦВ в нижнем бьефе была на 20 град $Pt-Co$ шкалы меньше, чем в притоках водохранилища.

По результатам расчёта коэффициентов водообмена и коэффициентов удержания ОВ для слабопроточного Можайского (1984 г.), Учинского (среднегодовые значения) и наиболее проточного Ивановского водохранилища (1973, 1976 и 1981 г.г.) получены значимые обратные зависимости самоочищающей способности водохранилищ (по ПО и ЦВ) от интенсивности их водообмена (табл. 1).

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ (проекты 09-05-00029 и 12-05-00176).

Список литературы

- Бочаров В.В., Быков Л.С., Даценко Ю.С. и др. Канал имени Москвы: 50 лет эксплуатации. М.: Стройиздат, 1987. 240 с.
- Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
- Ивановское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1978. 304 с.
- Комплексные исследования водохранилищ, вып. 3. Можайское водохранилище. М.: Изд-во МГУ, 1979. 467 с.
- Скопинцев Б.А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус). Л.: Гидрометеоздат, 1950. 290 с.
- Соколов Д.И. Внутригодовая изменчивость притока органического вещества в Можайское водохранилище и стока из него в Москва-реку // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. II. Тр. Междунар. научно-практ. конф. Пермь: изд-во ПГУ, 2011. С. 170–175.
- Францев А.В. Окраска верхневолжской воды, ее обесцвечивание и расширение волжского водоснабжения Москвы // Учинское и Можайское водохранилища. М.: Изд-во МГУ, 1963. С. 16–27.

ВЛИЯНИЕ АНОМАЛЬНО ВЫСОКОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ НА ЗООПЛАНКТОН РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.А. Соколова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, sokol@ibiw.yaroslavl.ru

Температура — один из важнейших экологических факторов, оказывающий влияние на все процессы, протекающие в водоеме. Повышение температуры стимулирует развитие фитопланктона и усиление его фотосинтетической деятельности, что в свою очередь ведет к обогащению водоема органическим веществом и косвенно к увеличению числа бактерий. Это оказывает существенное воздействие на развитие зоопланктонного сообщества. Высокие температуры ускоряют процессы роста и размножения организмов, кроме того, увеличение количества бактерио- и фитопланктона улучшает условия питания зоопланктона. Цель работы — оценить влияние аномально высокой температуры на зоопланктон Рыбинского водохранилища.

Материалом для данной работы послужили пробы зоопланктона, собранные на 6 стандартных станциях 2 раза в месяц с мая по октябрь 2010 г. Пробы отбирали с помощью планктобатора Дьяченко–Кожевникова объемом 10 л по горизонтам через каждые 2 м от поверхности до дна с последующим процеживанием через газ № 76. На одной станции пробы со всех горизонтов объединяли. Камеральную обработку проводили по стандартной методике (Методика ..., 1975).

2010 г. характеризовался аномально высокой температурой воды в июле (27.2 ± 0.2 °C) и в августе (26.0 ± 0.1 °C), тогда как обычно в эти месяцы вода не прогревалась выше 19–22 °C. Электропроводность (187.7 ± 5.5 мкСм/см) и цветность (55.2 ± 1.3) существенно не изменились, а прозрачность снизилась в среднем за год до 118.7 ± 4.7 см. В предыдущие 5 лет она варьировала от 133.0 ± 4.1 до 156.7 ± 4.5 см.

В зоопланктоне Рыбинского водохранилища в 2010 г. выявлено 95 видов планктонных беспозвоночных. Из них коловраток — 48 видов (51%), ветвистоусых рачков — 32 (33%), веслоногих — 15 (16%). По сравнению с 2009 г. отмечено увеличение видового богатства в среднем по водохранилищу на 6 видов, на станции Коприно — на 10 видов, на станции Молога — на 5 видов. Зарегистрировано повышение разнообразия и численности α - β сапробных коловраток р. *Trichocerca* и особенно теплолюбивых *Brachionus* (*B. calyciflorus anuraeiformis* Brehm., *B. calyciflorus spinosus* Wierz., *B. calyciflorus dorcasi* Gosse, *B. diversicornis* (Daday), *B. diversicornis homoceros* (Weirz), *B. angularis* Gosse). В составе зоопланктона обнаружены редкие виды *Moina micrura* Kurz, *Holopedium gibberum* Zaddach, *Alona costata* Sars, *Macrocyclus albidus* (Jurine).

Таблица 1. Встречаемость (%) наиболее распространенных видов зоопланктона на стандартных станциях Рыбинского водохранилища в 2005–2010 гг.

Вид, род	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Rotifera						
<i>Conochilus</i> sp.	67	71	64	79	85	79
<i>Polyarthra major</i>	87	83	64	81	85	87
<i>Kellicottia longispina</i>	83	83	68	90	70	55
<i>Synchaeta</i> sp.	100	100	92	100	98	89
<i>Euchlanis</i> sp.	63	48	51	55	62	62
<i>Keratella quadrata</i>	97	100	98	95	94	74
<i>K. cochlearis</i>	90	83	80	95	83	87
<i>Asplanchna priodonta</i>	60	71	56	79	74	57
<i>Trichocerca</i> sp.	63	38	36	43	55	74
Cladocera						
<i>Bosmina longispina</i>	100	88	95	81	89	100
<i>B. longirostris</i>	53	60	44	57	59	59
<i>B. crassicornis</i>	80	79	75	69	74	79
<i>B. coregoni</i>	57	57	39	43	47	70
<i>Chydorus sphaericus</i>	73	71	59	64	55	70
<i>Daphnia galeata</i>	87	81	73	76	89	89
<i>Limnospira frontosa</i>	63	21	32	17	36	62
<i>Leptodora kindtii</i>	53	52	41	31	34	64
Copepoda						
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	100	100	98	100	98	98
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	97	90	98	98	100	100
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	90	90	76	74	76	93
<i>E. graciloides</i>	73	60	44	24	25	32
<i>Cyclops vicinus</i>	67	50	25	31	42	38
<i>Megacyclops viridis</i>	57	52	41	60	45	40

sus (Fisch.), *Eudiaptomus gracilis*+*E. graciloides* Lill, а особенно на 2–3 порядка возросла численность вида-индикатора эвтрофии *Chydorus sphaericus* (табл. 2), который в августе–октябре вошел в состав доминантов

В 2010 г. увеличилась встречаемость *Bosmina* (*E.*) *coregoni* Baird, *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller), *Limnospira frontosa* Sars, *Leptodora kindtii* (Focke) и *Eudiaptomus gracilis* (G. Sars). В то же время реже стали попадаться *Kellicottia longispina* (Kellicott) и *Keratella quadrata* (O.F. Müller) (табл. 1). По обилию и встречаемости в Рыбинском водохранилище преобладает *Asplanchna priodonta* Gosse. В 2–3 раза повысилась встречаемость *A. herricki* Guerne (до 47%) и в 2–4 раза *A. henrietta* Langhans (до 21%). В конце июня зарегистрирована максимальная численность *A. henrietta* (29.6 тыс. экз./м³ — 31% общей численности и 35% общей биомассы зоопланктона). Наибольшая численность *A. herricki* (1.9 тыс. экз./м³) отмечена в августе. Кроме того, в небольших количествах попадалась *A. girodi* Guerne.

Существенно увеличилась средняя за вегетационный сезон численность *Conochilus hippocrepis* (Schr.) + *C. unicornis* Rousselet, *Asplanchna henrietta*, *Bosmina* (*E.*) *crassicornis* (P.E. Müller), *Daphnia cristata* Sars+*D. cucullata* Sars+*D. longiremis* Sars, *Mesocyclops leuckarti* (Claus), *Thermocyclops oithonoides* Sars+*T. cras-*

(средняя численность — 12.7 ± 4.4 , максимальная — 163.5 тыс. экз./м³ — до 43% от общей численности зоопланктона).

Таблица 2. Средняя численность (тыс. экз./м³) видов зоопланктона в 2005–2010 гг.

Вид, род	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Conochilus</i> sp.	39.0 ± 20.9	36.7 ± 16.0	24.6 ± 6.6	30.5 ± 11.3	50.4 ± 13.7	74.9 ± 17.5
<i>Asplanchna priodonta</i>	1.4 ± 0.8	0.9 ± 0.3	0.9 ± 0.4	0.9 ± 0.3	1.7 ± 0.4	0.7 ± 0.3
<i>A. henrietta</i>	0.14 ± 0.08	0.08 ± 0.07	0.04 ± 0.03	0.001 ± 0.001	0.01 ± 0.007	0.6 ± 0.6
<i>A. herricki</i>	0.2 ± 0.1	0.003 ± 0.001	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.1 ± 0.05
<i>Keratella quadrata</i>	2.9 ± 0.7	2.8 ± 0.7	3.8 ± 1.1	4.1 ± 1.0	2.4 ± 0.6	1.1 ± 0.5
<i>K. cochlearis</i>	1.3 ± 0.3	0.1 ± 0.02	0.15 ± 0.04	0.4 ± 0.08	0.9 ± 0.2	0.5 ± 0.1
<i>Kellicottia longispina</i>	3.6 ± 1.3	3.8 ± 1.1	1.2 ± 0.3	1.5 ± 0.5	4.6 ± 1.2	2.1 ± 0.7
<i>Euchlanis dilatata</i>	5.3 ± 2.1	0.8 ± 0.4	2.8 ± 0.9	1.3 ± 0.5	3.5 ± 1.3	2.2 ± 0.8
<i>Bosmina longispina</i>	5.8 ± 1.8	5.3 ± 1.1	5.0 ± 1.5	4.3 ± 1.2	8.9 ± 2.6	6.7 ± 1.6
<i>B. crassicornis</i>	0.5 ± 0.2	0.4 ± 0.2	0.5 ± 0.1	0.3 ± 0.08	0.6 ± 0.2	1.8 ± 0.5
<i>B. coregoni</i>	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.3	0.06 ± 0.03	0.03 ± 0.01	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.1
<i>B. longirostris</i>	0.2 ± 0.07	0.7 ± 0.2	0.4 ± 0.2	0.7 ± 0.3	1.2 ± 0.5	0.2 ± 0.1
<i>Daphnia galeata</i>	3.0 ± 0.8	4.3 ± 1.2	1.4 ± 0.3	1.3 ± 0.3	1.6 ± 0.3	2.5 ± 0.4
<i>D. cristata</i> + <i>D. cucullata</i> + <i>D. longiremis</i>	1.0 ± 0.5	0.4 ± 0.2	0.4 ± 0.1	0.06 ± 0.03	0.4 ± 0.1	1.1 ± 0.5
<i>Bythotrephes</i> sp.	0.02 ± 0.01	0.07 ± 0.02	0.03 ± 0.01	0.06 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.06 ± 0.01
<i>Leptodora kindtii</i>	0.1 ± 0.04	0.07 ± 0.03	0.07 ± 0.02	0.03 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.08 ± 0.02
<i>Chydorus sphaericus</i>	0.98 ± 0.36	0.4 ± 0.1	0.1 ± 0.03	0.06 ± 0.01	1.8 ± 1.0	12.7 ± 4.4
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	20.4 ± 4.4	11.0 ± 2.0	12.4 ± 1.8	13.1 ± 1.8	17.5 ± 3.0	26.0 ± 4.3
<i>Thermocyclops oithonoides</i> + <i>T. crassus</i>	6.0 ± 1.3	5.8 ± 1.0	5.0 ± 0.7	7.5 ± 1.5	9.5 ± 1.6	12.3 ± 2.2
<i>Cyclops vicinus</i> + <i>C. kolensis</i>	2.6 ± 0.9	7.3 ± 2.2	7.6 ± 2.4	3.1 ± 1.0	2.3 ± 0.7	2.2 ± 1.0
<i>Eudiaptomus gracilis</i> + <i>E. graciloides</i>	5.7 ± 1.3	2.0 ± 0.4	2.5 ± 0.4	1.6 ± 0.3	1.9 ± 0.3	5.5 ± 0.9

Известно, что *Ch. sphaericus* использует колонии *Microcystis* в качестве жизненного субстрата, а в 2010 г. наблюдалось длительное цветение в водохранилище. В жаркие 1972–1973 гг. численность *Chydorus sphaericus* была максимальной и в среднем за год равнялась $4.5\text{--}6.9$ тыс. экз./м³ (Ривьер и др., 1982), а жарким летом 1989 г. численность этого вида превышала 50 тыс. экз./м³ при средней величине 9.6 тыс. экз./м³ (Ривьер, 1993). По данным И.К. Ривьер (2000), в относительно жаркие 1971–1974 гг. доминировали *Conochilus* sp., *Keratella quadrata*, *Bosmina coregoni*, *Chydorus sphaericus*, *Mesocyclops leuckarti*. До определенного уровня прогрева воды численность популяций растет, а дальнейшее его увеличение может оказывать угнетающее воздействие (Вербицкий, 2012). В 2010 г. в 1.5–2 раза уменьшилась численность *Asplanchna priodonta*, в 2–4 раза — *Keratella quadrata*, в 8–25 раз — численность велигеров дрейссен, а средняя доля велигеров в общей численности зоопланктона — в 4–40 раз (табл. 3).

Таблица 3. Структурные показатели зоопланктона Рыбинского водохранилища в 2005–2010 гг.

Показатели	2005 (n=30)	2006 (n=42)	2007 (n=60)	2008 (n=42)	2009 (n=53)	2010 (n=53)
N Rotifera	64.1 ± 23.3	50.7 ± 17.1	37.7 ± 7.6	45.9 ± 11.34	79.7 ± 17.7	86.4 ± 18.4
N Cladocera	12.5 ± 2.6	12.9 ± 2.1	8.9 ± 1.8	6.9 ± 1.6	14.3 ± 3.3	26.4 ± 5.1
N Copepoda	35.0 ± 6.5	26.5 ± 3.1	27.6 ± 3.1	25.4 ± 3.2	31.4 ± 4.5	46.2 ± 6.2
Общая N	111.6 ± 27.7	90.1 ± 19.6	74.2 ± 10.5	78.3 ± 14.2	125.4 ± 20.0	159.0 ± 23.5
B Rotifera	0.38 ± 0.17	0.14 ± 0.04	0.10 ± 0.03	0.14 ± 0.04	0.18 ± 0.03	0.23 ± 0.06
B Cladocera	0.43 ± 0.105	0.64 ± 0.13	0.37 ± 0.09	0.32 ± 0.07	0.37 ± 0.07	0.65 ± 0.09
B Copepoda	0.34 ± 0.068	0.23 ± 0.03	0.26 ± 0.03	0.19 ± 0.03	0.26 ± 0.04	0.48 ± 0.06
Общая B	1.15 ± 0.26	1.01 ± 0.16	0.73 ± 0.11	0.65 ± 0.11	0.81 ± 0.10	1.36 ± 0.14
N велигеров дрейссен	10.8 ± 3.5	34.4 ± 13.7	22.3 ± 7.1	11.0 ± 3.5	13.1 ± 5.0	1.4 ± 0.5
Максимальная N велигеров дрейссен	78.6	396.7	310.8	106.5	220.5	21.6
Доля велигеров в общей N, %	11.9 ± 2.6	76.4 ± 31.2	41.4 ± 11.4	30.5 ± 11.8	7.1 ± 1.1	1.9 ± 0.7
$N_{\text{Clad.}}/N_{\text{Copep.}}$	0.36	0.49	0.32	0.27	0.46	0.57
$B_{\text{Crust.}}/B_{\text{Rot.}}$	2.0	6.0	6.4	3.6	3.5	4.9
$w_{\text{cp.}} = B/N$, мкг	10	11	10	8	7	9
$N_{\text{Crust.}}/N_{\text{Rot.}}$	0.74	0.78	0.97	0.71	0.57	0.84

Примечание. Численность (N) — тыс. экз./м³; биомасса (B) — г/м³

Виды зоопланктона на стандартных станциях распространены неравномерно.

Так, на ст. Коприно по численности преобладали *Daphnia cristata*, *D. cucullata*, *Bosmina coregoni*, *Chydorus sphaericus*, *Thermocyclops oithonoides*; на ст. Молога — *Daphnia galeata* G. Sars, *Chydorus sphaericus*; на ст. Наволок — *Daphnia galeata*; на ст. Измайлово — *Conochilus* sp., *Keratella quadrata*, *K. cochlearis* (Gosse), *Kellicottia longispina*, *Asplanchna priodonta*, *Bosmina longirostris* (O.F. Müll.); на ст. Средний Двор — *Polyarthra major* Burckhardt, *Synchaeta* sp., *Bosmina* (*E.*) *longispina* Leydig, *Mesocyclops leuckarti*; на ст. Брейтово — *Bosmina crassicornis*, *Eudiaptomus gracilis*. Подобное распределение видов по станциям не является постоянным, но ус-

тойчиво в последние 6 лет в Волжском плесе доминируют *Daphnia cristata*, *D. cucullata*, *Bosmina longirostris*, *Thermocyclops oithonoides* а в Главном — *Conochilus* sp., *Daphnia galeata*, *Bosmina longispina*, *Mesocyclops leuckarti*.

Средняя за вегетационный сезон численность зоопланктона в водохранилище существенно увеличилась и составляла 159.0 ± 23.5 тыс. экз./м³, биомасса — 1.4 ± 0.1 г/м³, максимальная численность — 829.1 тыс. экз./м³, биомасса — 3.8 г/м³ (табл. 3). В 2010 г. наблюдали 2 максимума численности зоопланктона: в середине июня (240.3 ± 87.3 тыс. экз./м³) в основном за счет развития *Conochilus* sp. (158–406 тыс. экз./м³) и в начале августа (418.6 ± 94.9 тыс. экз./м³) за счет развития *Conochilus* sp. (146–589 тыс. экз./м³) и *Chydorus sphaericus* (136 тыс. экз./м³ на ст. Коприно) и три пика биомассы: в середине июня (1.8 ± 0.6 г/м³), в начале августа (2.2 ± 0.4 г/м³) и в середине октября (1.3 ± 0.6 г/м³). В середине июня наибольшую биомассу формировали *Bosmina longispina* (0.3–2.0 г/м³), *Asplanchna priodonta* (0.1–1.3 г/м³) и

Conochilus sp. (0.1–0.3 г/м³). Второй максимум биомассы образовали в основном *Asplanchna herricki* (0.3–1.1 г/м³), *Conochilus* sp. (0.3–0.5 г/м³), *Daphnia galeata* (0.2–0.9 г/м³), *Chydorus sphaericus* (0.3 г/м³ на ст. Коприно) и *Mesocyclops leuckarti* (0.2–0.4 г/м³). Осенний пик биомассы создавала, прежде всего, *Bosmina longispina* (0.2–3.1 г/м³). Очевидно, из-за значительного прогревания воды наблюдали пролонгированный стимулирующий эффект (Вербицкий, 2012). Так, во второй половине октября зоопланктон был разнообразным (16–30 видов в пробе) и обильным (биомасса до 3.4 г/м³), тогда как в предыдущие годы в это время в пробе встречалось 6–26 видов, а биомасса не превышала 0.6 г/м³.

С весны до осени происходит последовательная смена доминирующих видов. В начале мая при температуре воды 2.7–9.0 °C в водохранилище в массе развивались *Cyclops kolensis* Lilljeborg (20–80% от общей численности зоопланктона), *Thermocyclops oithonoides* (10–34%), *Mesocyclops leuckarti* (5–23%). В июне в состав доминантного комплекса в Главном плесе вошли *Conochilus* sp. (8–79%) и *Bosmina longispina* (6–12%), а в Волжском: *Synchaeta* sp. (26%), *Asplanchna henrietta* (31%), *Daphnia cucullata* (18%), *Bosmina coregoni* (10–14%). В июле были обильны *Conochilus* sp. (до 73%), *Kellicottia longispina* (7–15%), *Daphnia galeata* (6–10%), *Mesocyclops leuckarti* (10–11%). В начале августа в число руководящих видов входили: *Conochilus* sp. (62–73%) в Главном плесе и *Chydorus sphaericus* (47%) и *Daphnia cucullata* (7.5%) на ст. Коприно. В конце августа доминировали *Conochilus* sp. (9–49%), *Chydorus sphaericus* (8–43%), *Mesocyclops leuckarti* (5–17%). В начале сентября к этим видам присоединился *Euchlanis dilatata* Ehrenberg (6–20%). В октябре в большом количестве встречались *Conochilus* sp. (9–23%), *Chydorus sphaericus* (6–37%), *Bosmina longispina* (23–66%), *Thermocyclops oithonoides* (5–9%). В разные годы подъемы и спады численности отдельных видов могут быть смещены, но в целом состав доминантного комплекса зоопланктона в последнее время изменяется незначительно.

По нашим наблюдениям, в 2010 г., также как и в 2005–2009 гг., численность Rotifera превосходила численность Crustacea (табл. 3). Индекс $N_{Crust.}/N_{Rot.}$ составил 0.84. Подобное отмечали в 1956–1970 гг. (Владимирова, 1978). Однако по биомассе в зоопланктонном сообществе превалировали ракообразные ($B_{Crust.}/B_{Rot.}=4.9$). Среди Crustacea по численности преобладали Copepoda ($N_{Clad.}/N_{Cope.}=0.57$), а по биомассе — Cladocera.

Начиная с 1980-х гг. (Лазарева и др., 2001) и в настоящее время максимальные значения численности и биомассы отмечали в центре водохранилища, тогда как в 1950–1970-е гг. там встречался наиболее бедный зоопланктон (Ривьер, 2000). В 2010 г. на ст. Коприно, расположенной в Волжском плесе, общая численность и биомасса зоопланктона в 2–3 раза были меньше, чем в Главном плесе водохранилища.

Таким образом, в аномально жарком 2010 г. наблюдали увеличение видового богатства и обилия зоопланктона. В составе зоопланктона обнаружены редкие виды: *Moina micrura*, *Holopedium gibberum*, *Alona costata*, *Macrocyclus albidus*. Зарегистрировано повышение разнообразия и численности α-β сапробных коловраток р. *Trichocerca* и р. *Brachionus*. Существенно, на 2–3 порядка, возросла численность *Chydorus sphaericus*, а численность велигеров дрейссен уменьшилась в 8–25 раз. Средняя доля велигеров в общей численности зоопланктона не превышала 2%. Индекс сапробности не изменился по сравнению с предыдущими годами и составил в среднем за год 1.43 ± 0.02 , что соответствует о-β сапробным условиям. Вследствие значительного прогревания воды наблюдали пролонгированный стимулирующий эффект. Во второй половине октября зоопланктон был разнообразным (до 30 видов в пробе) и обильным (биомасса до 3.4 г/м³).

Список литературы

- Вербицкий В.Б. Температурный оптимум, преферендум и термотолерантность пресноводных ракообразных (Cladocera, Isopoda, Amphipoda): Автореф. дис. ... докт. биол. наук, Борок, 2012, 48 с.
- Владимирова Т.М. Коловратки побережья Рыбинского водохранилища // Фауна беспозвоночных и условия воспроизводства рыб в прибрежной зоне Верхне-Волжских водохранилищ. Рыбинск: ИБВВ АН СССР, 1978. С. 5–15.
- Лазарева В.И., Лебедева И.М., Овчинникова Н.К. Изменения в сообществе зоопланктона Рыбинского водохранилища за 40 лет // Биология внутренних вод. 2001. №4. С. 62–73.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Ривьер И.К. Современное состояние зоопланктона Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 205–232.
- Ривьер И.К. Зоопланктон // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыбозаведения. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 175–194.
- Ривьер И.К., Лебедева И.М., Овчинникова Н.К. Многолетняя динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища // Экология водных организмов верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1982. С. 69–87.

РОЛЬ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.Э. Сони́на

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», г. Саратов, ул. Чернышевского, 152, eesonina@rambler.ru

Первичная продукция крупных равнинных водохранилищ в настоящее время оценивается преимущественно по фитопланктону, что было вполне корректно при низкой зарастаемости высшей водной растительностью (ВВР) этих водных объектов в первые годы их существования. В настоящее время для большинства волжских водохранилищ характерен процесс увеличения площадей мелководий, занятых водной растительностью. Водные растения изменяют гидрологические, гидрохимические условия литорали водохранилищ, влияют на состав и структуру фито- и зоопланктона, изменяют трофность мелководий (Burdett, Watts, 2009; Быкова и др., 2010; Семенченко и др., 2010). Тем не менее, вклад ВВР в общий продукционный потенциал водохранилищ изучен недостаточно. Целью нашей работы была оценка роли высшей водной растительности в первичной продукции органического вещества в Волгоградском водохранилище.

Растительность мелководий Волгоградского водохранилища изучали в течение вегетационных сезонов 2007–11 гг. Было сделано более 170 описаний ВВР по методике В.М. Катанской (1956, 1981). Для изучения фитомассы использовали метод пробных площадок, укусы отбирались в двукратной повторности с площади 0.25 м^2 в наиболее типичных местах описываемой растительности. Биомасса подземных органов не учитывалась. Расчет площади зарослей производили по картам космосьемки с привлечением натуральных исследований (Папченков, 2001). Для расчета продукции высшей водной растительности брали максимальные для поясов за вегетационный сезон значения фитомассы и применяли коэффициенты 1.2 — для высокотравных гелофитов и 2.5 — для гидрофитов (Щербаков, 1950; Катанская, 1954; Распопов, 1973; Экзерцев и др., 1974; Белавская, 1977; Корелякова, 1977; Папченков, 2003б). Процентное содержание органики в пробах водных растений определяли сжиганием в муфельной печи измельченных образцов водных растений с абсолютно сухим весом до достижения постоянного веса (Папченков, 2003б). Для расчета энергетической ценности макрофитов использовали формулу Э.Т. Хабибуллина (1977) с поправочными коэффициентами, предложенными С.А. Ключковой и Л.Ф. Гильмановой (1985).

Мелководья Волгоградского водохранилища представлены прибрежными участками коренной Волги, островов и заливов, затопленными поймами боковых притоков. Их площадь по разным оценкам, в зависимости от глубин, причисляемых к мелководной зоне, составляет от 17% (56.2 тыс. га) до 47% (146 тыс. га) от площади водохранилища (Бахтияров, 1969; Небольсина, 1974). Большая часть мелководий сосредоточена на верхнем (речном) и среднем участках водохранилища.

На первых этапах образования и существования Волгоградского водохранилища В.А. Экзерцев (1961, 1963) отмечал, что строение растительного покрова неодинаково на всем протяжении водоема. В его верховьях, с обширными мелководьями в пойменных участках затопленных рек, растительные сообщества сформировались быстрее, чем в средней и нижней частях водохранилища, где большие площади вновь образованных мелководий были расположены в местах, ранее занятых полупустынной растительностью. К 1972 г. площадь зарослей достигала всего 0.9% (3.25 тыс. га) от общей площади водного зеркала водохранилища (Экзерцев, 1978). В течение последующего десятилетия зарастание мелководий происходило достаточно быстро: пойменные участки верхней зоны зарастали на 15–40%, средней — 11–38% (Закора, Сеницина, 1983).

В настоящее время по данным космосьемки только прибрежно-водная высшая водная растительность в Волгоградском водохранилище занимает около 24 тыс. га (Шашуловский, Мосияш, 2010). Граница массового распространения погруженной растительности сдвинулась до глубины 5 м (Малинина и др., 2005), а по нашим наблюдениям в отдельные годы — до 7–8 м. Реальное положение глубоководной границы зарослей определяется сложными взаимодействиями физических факторов и биологических процессов: сезонных изменений прозрачности, освещенности, спектрального состава света, температуры, биологических особенностей отдельных видов, конкурентной борьбы в фитоценозах и т.д. (Биоцино, 1985). Границы распространения погруженных растений связаны с компенсационной глубиной, на которой процессы фотосинтеза и дыхания по интенсивности уравниваются друг друга, и которая прямо пропорциональна прозрачности воды. На наш взгляд, в Волгоградском водохранилище сдвиг границы распространения погруженных растений на значительные глубины (до 8–12 м) связан с повышением прозрачности воды, которое обусловлено массовым развитием двусторчатых моллюсков-фильтраторов р. *Dreissena* (Филинова, 2009, 2010; Filinova, 2010). Таким образом, площади, занятые в Волгоградском водохранилище погруженной растительностью в настоящее время в зависимости от летнего месяца и водности года, составляют от 36.6 тыс. до 85 тыс. га (в среднем 61 тыс. га).

Фитомасса доминирующих видов ВВР представлена в таблице 1.

Согласно проведенным нами исследованиям, в Волгоградском водохранилище на мелководьях с глубинами 60–70 см в среднем за вегетационный сезон прибрежно-водная растительность образует $4250 \pm 426\text{ г/м}^2$ сырого веса ($1120 \pm 126\text{ г/м}^2$ абсолютно-сухого веса), погруженная растительность — $550 \pm 82\text{ г/м}^2$ сырого веса ($60 \pm 11\text{ г/м}^2$ абсолютно сухого веса).

Определение калорийности надземных (подводных) частей высших водных растений показало, что отдельные виды различаются по содержанию органического вещества (табл.2).

В среднем, энергетическая ценность прибрежно-водной растительности составила $3.859 \pm 0.03\text{ ккал/г}$, погруженной — $2.585 \pm 0.09\text{ ккал/г}$.

Таблица 1. Средняя фитомасса некоторых видов ВВР в Волгоградском водохранилище

Вид растения	Сырой вес, г/м ²	Абсолютно-сухой вес, г/м ²
<i>Typha angustifolia</i> L.	5479±531	1494±208
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	3359±504	1172±157
<i>Schoenoplectus lacustris</i> L.	1611±533	340±113
<i>Sparganium erectum</i> L.	5950±3803	446±238
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	1964±331	174±33
<i>P. crispus</i> L.	887±293	78±18
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	517±128	55±13
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	1938±700	233±77
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	3123±778	310±77

В целом по Волгоградскому водохранилищу годовая продукция прибрежноводной растительности достигает 1.22 млн. т, погруженной — около 840 тыс. т сырого органического вещества, что составляет 20% от первичной продукции фитопланктона (Далечина, 2001). В пересчете на сухое органическое вещество это 297 и 67 тыс. т соответственно, что в сумме достигает 35.6% от сухого органического вещества, образуемого фитопланктоном. Распределяется по акватории водохранилища оно неравномерно, что связано с особенностями расположения мелководий: более 60% первичной продукции макрофитов образуется на мелководьях средней зоны, более 30% — в верхней, менее 9% — в нижней зоне.

Таким образом, в настоящее время высшая водная растительность в Волгоградском водохранилище образует значительную часть от первичного органического вещества и должна учитываться при гидробиологических и продукционных исследованиях зарастающих ВВР водных объектах.

Таблица 2. Калорийность некоторых видов водных растений Волгоградского водохранилища

Вид	Калорийность, ккал/г
Рогоз узколистный	3.887±0.012
Ежеголовник прямостоячий	3.632±0.010
Рдест пронзеннолистный	2.847±0.050
Роголистник темно-зеленый	2.667±0.048
Уруть колосистая	2.673±0.050
Элодея канадская	2.548±0.124

Список литературы

- Бахтиаров В.А. Эксплуатационные параметры водохранилищ СССР // Тр. координационных совещаний по гидро-технике. 1969. Вып. 53. С. 17–33.
- Белавская А.П. К методике изучения водной растительности // Первая Всесоюз. конф по высш. водным и прибрежно-водным растениям: Тез. докл. Борок, 1977. С. 42–44.
- Биоцино А.А. Действие подогретых вод ГРЭС на высшую водную растительность // Водные сообщества и биология гидробионтов. Л.: Наука, 1985. С. 3–12.
- Быкова Н.С., Курбатова С.А., Еришов И.Ю. Микроперифитон и зоопланктон в экспериментальных экосистемах с гидрофитами // Современные проблемы гидроэкологии. Тез. докл. 4 Междун. научн. конф., посв. памяти проф. Г.Г. Винберга. 11–15 октября 2010 г. Россия, СПб. С. 32.
- Далечина И.Н. Влияние стоков г. Саратова на структурно-функциональную характеристику фитопланктона Волгоградского водохранилища // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке: Матер. Всеросс. науч. конф. Саратов: Изд-во Сарат. ун-та. 2001 г. С. 46–49.
- Закора Л.П., Синицына Е.М. Морфологическая характеристика и зарастаемость мелководной зоны Волгоградского водохранилища // Характеристика мелководной зоны Волгоградского водохранилища и перспективы её использования в рыбоводных целях: Сб. науч. тр. Л.: Промрыбвод, 1983. Вып. 199. С. 4–15.
- Катанская В.М. Методика исследования высшей водной растительности // Жизнь пресных вод СССР. М., Л., Т. 4, Ч. 1, 1956. С. 160–182.
- Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоёмов СССР: Методы изучения. Л.: Наука, 1981. 187 с.
- Катанская В.М. Биомасса высшей водной растительности в озерах Карельского перешейка // Тр. Лаб. озеро-ведения АН СССР, 1954. Т. 3. С. 102–117.
- Клочкова С.А., Гильманова Л.Ф. К методике определения калорийности растительных кормов диких животных Волжско-Камского края // Тез. докл. конф. Региональные проблемы экологии. Казань, 1985. Ч. 2. С. 8–9.
- Кореякова И.Л. Растительность Кременчугского водохранилища. Киев: Наукова думка, 1977. 200с.
- Малинина Ю.А., Филинова Е.И., Зотова Е.А., Седова О.В., Шашуловский В.А. Сукцессии мелководных участков верхней и средней зон Волгоградского водохранилища // Биоресурсы и разнообразие экосистем Поволжья: прошлое, настоящее, будущее: Матер. междунар. совещ. Саратов: изд-во Сарат. ун-та. С. 229–231.
- Небольсина Т.К. Общая характеристика мелководной зоны Волгоградского водохранилища // Изв. ГосНИОРХ, 1974. Т. 89. С. 151–158.
- Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.
- Папченков В.Г. Продукция макрофитов вод и методы ее изучения // Гидробиотаника: методология, методы: Мат. Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.) Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 137–145.

- Распопов И.М. Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера // Микробиология и первичная продукция Онежского озера. Л.: Наука, 1973. С. 123–143.
- Семенченко В.П., Разлуцкий В.И., Бусева Ж.Ф., Сысова Е.И. Влияние макрофитов на планктонное сообщество в прибрежной зоне озер // Современные проблемы гидроэкологии. Тез. докл. 4 Междун. научн. конф., посв. памяти проф. Г.Г. Винберга. 11–15 октября 2010 г. Россия, СПб. С. 161.
- Филинова Е.И. Закономерности формирования зообентоса Волгоградского водохранилища // X Съезд Гидробиологического общества при РАН. Тез. докл. (г. Владивосток. 28 сентября – 2 октября 2009 г.). Владивосток: Дальнаука, 2009. С. 418–419.
- Филинова Е.И. Инвазионные двусторчатые моллюски в малакофауне Волгоградского водохранилища // Современные проблемы гидроэкологии. Тез. докл. 4 Междун. научн. конф., посв. памяти проф. Г.Г. Винберга. 11–15 октября 2010 г. Россия, СПб. С. 192.
- Хабибуллин Э.Г. Энергетическая ценность макрофитов и содержание в них фосфора и азота // Первая Всесоюз. конф. по высш. водным и прибрежно-водным растениям: Тез. докл. Борок, 1977. С. 148–150.
- Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. 250 с.
- Щербаков А.П. Продуктивность прибрежных зарослей макрофитов Глубокого озера // Тр. Всес. Гидробиол. об-ва, 1950. Т. 2. С. 69–78.
- Экзерцев В.А. Первые стадии зарастания мелководий волжских водохранилищ // Бюл. ин-та биологии водохранилищ. 1961. № 10. С. 11–13.
- Экзерцев В.А. Зарастание литорали волжских водохранилищ // Тр. ин-та биологии внутренних вод АН СССР. 1963. Вып. 6 (9). С. 15–29.
- Экзерцев В.А. Формирование растительности водохранилищ // Волга и ее жизнь. Л.: Наука. 1978. С. 204–221.
- Экзерцев В.А., Лисицина Л.И., Довбня И.В. Флористический состав и продукция водной растительности Угличского водохранилища // Тр. ИБВВ. 1974. №28(31). С. 76–99.
- Burdett Ayesha S., Watts Robin J. Modifying living space: An experimental study of the influences of vegetation on aquatic invertebrate community structure // Hydrobiologia. 2009. 618, №1. P. 161–173.
- Filinova E.I. Of the importance of invasive species of zoobenthos in the ecological system of the Volgograd reservoir // The III International Symposium "Invasion of alien species in Holarctic. Borok-3". Programme and Book of Abstracts. October 5th-9th 2010, Borok-Myshkin, Yaroslavl District Russia. 2010. P. 106.

ЗООПЕРИФИТОН МАКРОФИТОВ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.Э. Сони́на

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», г. Саратов, ул. Чернышевского, 152, eesonina@rambler.ru

Зооперифитон, как экологическая группа гидробионтов, до сих пор остается наиболее сложным объектом исследования. В течение нескольких десятилетий продолжается обсуждение содержания этого термина и методов изучения (Зимбалева, 1972, 1973; Протасов, 1982, 2010; Халаман, 2009). Исследователи морских экосистем, а также обрастаний «мертвых» естественных или искусственных субстратов отмечают его тесную связь с бентосом (Скальская и др., 2005), иногда рассматривая его как частный случай последнего. Попытки сравнить население «мертвых» и «живых» подводных субстратов, определить основные факторы, влияющие на заселение субстратов, проводились неоднократно (Воробьева, 1996; Хайлов и др., 1998, 2000; Скальская и др., 2003; Fisher, Kelso, 2007; Burdett, Watts, 2009).

Изучение зооперифитона водных растений сопряжено с определенными трудностями. Для обрастателей водной растительности специальные перифитонные исследования с расчетом количественных показателей развития на единицу площади поверхности субстрата весьма трудоемки, приблизительны и мало информативны. Представленные таким образом данные малопригодны для общей гидробиологической характеристики водного объекта и сравнения с результатами, полученными при изучении планктона и бентоса. Предложенный Л.Н. Зимбалева (1972) способ расчета численности и биомассы фитофильных гидробионтов на единицу фитомассы высшей водной растительности (ВВР), для сравнения с уровнем развития сообществ толщи воды и дна, требует обязательного проведения подробных гидробиотанических исследований. Тотальное обследование пробы обрастателей ВВР непосредственно с единицы площади дна (например, в пределах геоботанической рамки площадью 0.25 м²) или из определенного объема вода (с использованием различных видов зарослечерпателей) очень трудоемко, в связи с высокой численностью и биомассой фитофильных гидробионтов, а также вызывает определенные трудности при транспортировке и фиксации подобных проб. Кроме того, в данном случае, результаты исследования уровня качественного развития будут сильно зависеть от вида и фенофазы макрофита, плотности зарослей, глубины их расположения и т.д.

Согласно нашим исследованиям, в зарослях водных растений формируются разнообразные как в видовом, так и в количественном отношении сообщества, которые сложно рассматривать как варианты бентоса (Сонина, 2003, 2008, 2010; Сонина, Малинина, 2011). Сообщества гидробионтов, обитающих в зарослях ВВР, состоят не только из организмов дна (моллюсков, олигохет), но и толщи воды (ветвистоусые и веслоногие рачки, колоратки), а также зачастую включают облигатных фитофилов (гусеницы бабочек). Водные растения не являются для обитателей зарослей просто «твердым субстратом», они предоставляют кормовые ресурсы, убежища (например, для минеров), организуют сложное пространство (Распопов, Доценко, 1998; Семенченко, Сушеня,

2006). Более того, многочисленные исследования (Метейко, 1981; Лукина, 1990; Ратушняк и др., 1998; Курбатова и др., 2008; Разлуцкий, Палаш, 2009; Быкова и др., 2010) показывают, что существуют определенные аллелопатические взаимодействия между водными растениями и фитофильными гидробионтами. Выделяемые макрофитами вещества определяют видовой состав и разнообразие, а также количественное развитие обитающих около них беспозвоночных. Все это дает нам основание рассматривать сообщество обростателей макрофитов не как частный случай бентоса, а как отдельную экотонную экологическую группу водных гидробионтов. Для разграничения с вышеприведенным понятием зооперифитона, изучающего в основном прикрепляющиеся к субстрату формы беспозвоночных, для обитателей зарослей водных растений, вероятно, целесообразно было бы применять другое название, например, «зоофитос», хотя этот термин также подвергался критике (Афанасьев, Усов, 2008). В данной работе мы не ставим целью предложить новое понятие или обсуждать тонкости формулировок названий, предложенных другими авторами. Для обозначения сообщества беспозвоночных, обитающих в зарослях макрофитов, мы также используем понятие «зооперифитон», но в него входят не только прикрепляющиеся формы (типичные обростатели), но и подвижные организмы, встреченные нами в пробах. Перечисленные проблемы, связанные с исследованием этой экологической группы, трудоемкость, отсутствие единых подходов к методам сбора проб и обработки полученных результатов затрудняют ее изучение.

В последнее время увеличиваются площади мелководий крупных равнинных водохранилищ, зарастающих ВВР. Это характерно и для Волгоградского водохранилища, в связи с чем возрастает роль и зооперифитона макрофитов в экосистеме водоема. Зооперифитон Волгоградского водохранилища изучался в 1970–1980 гг. (Константинов 1970, 1971; Волгоградское водохранилище ..., 1977; Кондратьев, Потапов, 1981). На данный момент даже приблизительно не определены количественные и продукционные показатели развития обростателей водных растений для водного объекта в целом. Доля зооперифитона никак не учитывается при определении трофического статуса водоема, его самоочищающего потенциала, уровня развития кормовой базы и т.д.

Попытка использования данных исследования зооперифитона макрофитов для гидробиологической характеристики Волгоградского водохранилища, прежде всего, привела к необходимости исследования «субстрата» — водных растений, видового состава, плотности зарослей, проективного покрытия, фитомассы и т.д. Растительность мелководий Волгоградского водохранилища и зооперифитон изучали в течение вегетационных сезонов 2002–2011 гг. Для определения фитомассы использовали метод пробных площадок, укусы отбирались в двукратной повторности с площади 0.25 м² в наиболее типичных местах описываемой растительности. Расчет площади зарослей производили по картам космосьемки с привлечением натурных исследований (Папченков, 2001).

Методика отбора проб зооперифитона описана в предыдущих работах (Сонина, 2011). Материалом для настоящей работы послужил анализ более 300 проб зооперифитона макрофитов. Пробы зооперифитона регулярно отбирались с 9 видов водных растений: *Typha angustifolia* L., *Sparganium erectum* L., *Schoenoplectus lacustris* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Potamogeton perfoliatus* L., *P. crispus* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Elodea canadensis* Michx. Кроме того, единичные обследования проведены на *Typha latifolia* L., *P. pectinatus* L., *P. longifolius* Gray, *P. lucens* L., *Persicaria amphibia* (L.) S.F. Gray, *Vallisneria spiralis* L., *Najas major* All., затопленной в половодье луговой растительности, прошлогодних стеблях рогоза и т.д.

Площадь мелководий Волгоградского водохранилища по разным оценкам, в зависимости от глубин, причисляемых к мелководной зоне, составляет от 17% (56.2 тыс. га) до 47% (146 тыс. га) от площади водохранилища (Бахтиаров, 1969; Небольсина 1974). В настоящее время по данным космосьемки только прибрежно-водная ВВР занимает около 24 тыс. га (Шашуловский, Мосияш, 2010). Согласно проведенным нами исследованиям, площади, занятые в Волгоградском водохранилище погруженной растительностью в настоящее время в зависимости от летнего месяца и водности года, составляют от 36.6 до 85 тыс. га.

На мелководьях с глубинами 60–70 см в среднем за вегетационный сезон прибрежно-водная растительность образует 4250 ± 426 г/м² сырого веса (1120 ± 126 г/м² абсолютно сухого веса), погруженная растительность — 550 ± 82 г/м² сырого веса (60 ± 11 г/м² абсолютно сухого веса).

В зооперифитоне ВВР за период исследования было обнаружено более 230 таксонов различного ранга (без учета видового состава круглых червей, ракушковых рачков, водяных клещей, достаточно часто встречаемых в зарослях). Проведенные гидробиотанические исследования позволили пересчитать полученные показатели количественного развития обростателей не только на килограмм фитомассы, но и на единицу площади дна (табл. 1).

Таблица 1. Показатели развития зооперифитона высших водных растений в Волгоградском водохранилище (в среднем за 2002–2011 гг.)

Показатели	Высшая водная растительность в целом	Прибрежно-водная растительность	Погруженная растительность
Число таксонов	233	152	220
Численность, тыс. экз./кг	753.9	18.9	1074.3
Численность, тыс. экз./м ²	207.0	48.5	155.8
Биомасса, г/кг	57.3	5.0	80.1
Биомасса, г/м ²	15.7	12.7	11.6

Так как водная растительность не является постоянным субстратом в водоеме, а ежегодно возобновляется, то чаще всего в зарослях встречаются организмы с коротким жизненным циклом, а также большинство из них, по нашим наблюдениям, имеют небольшие размеры (раковинные амёбы, гидры, нематоды, коловратки, ветвистоусые, веслоногие и ракушковые рачки). Кроме того, на водную растительность многие гидробионты откла-

Таблица 2. Показатели развития зооперифитона на отдельных видах водных растений

Виды водных растений	Число таксонов	Численность		Биомасса	
		тыс. экз./кг	тыс. экз./м ²	г/кг	г/м ²
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	52	31.6	58.7	4.1	7.7
<i>Typha angustifolia</i> L.	140	11.1	36.0	2.5	8.2
<i>Sparganium erectum</i> L.	61	67.0	148.5	31.0	68.8
<i>Schoenoplectus lacustris</i> L.	64	5.2	4.0	1.9	1.4
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	182	543.3	146.0	56.7	15.2
<i>P. crispus</i> L.	104	1240.2	158.0	92.8	11.8
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	132	2215.1	183.6	128.4	10.6
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	116	2931.3	88.5	153.8	4.6
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	102	318.9	58.0	44.0	8.0

дывают яйца, здесь же проходят их ранние стадии развития (личинки хирономид I–III стадий развития, молодь моллюсков, некоторых видов гаммарид). Согласно нашим исследованиям, на долю этих организмов приходится около 60% численности и 20% биомассы всего зооперифитона, поэтому учитывать только крупные формы (макрозооперифитон) не

совсем корректно, хотя видовая идентификация ювенильных стадий многих гидробионтов практически невозможна.

На разных видах макрофитов формируются различные по видовому разнообразию и количественным показателям развития сообщества зооперифитона.

Кроме степени изученности обрастателей, это может быть связано с плотностью зарослей, глубиной их расположения, особенностями строения побегов водных растений (табл. 2).

Высокие значения биомассы зооперифитона ежеголовника связаны со значительным нахождением в рыхлой паренхиме его стеблей минирующих личинок хирономид pp. *Endochironomus* и *Glyptotendipes*, тогда как большая часть биомассы зооперифитона погруженных растений (рдестов и роголистника) обусловлена присутствием личинок хирономид п/сем Orthoclaadiinae (pp. *Cricotopus*, *Corynoneura*, *Psectrocladius*). Значительную долю в численности обитателей зарослей погруженных растений, в отличие от прибрежноводных, составляют ветвистоусые рачки (преимущественно сем. Chydoridae), олигохеты (*Stylaria lacustris*, р. *Chaetogaster*) молодь моллюсков (сем. Lymnaeidae, р. *Theodoxus*). Наши предыдущие исследования (Сонина, Филинова, 2011) показали, что бокоплав *Dikerogammarus caspius* (Pall) предпочитает побеги роголистника даже в смешанных зарослях, что еще раз подтверждает активную роль водных растений в формировании зооперифитонных сообществ.

Согласно проведенным исследованиям, около 60 видов гидробионтов встречаются только в зооперифитоне макрофитов и не обнаружены в планктонных и бентосных пробах. Продукция зооперифитона в зарослях прибрежной растительности Волгоградского водохранилища, в среднем, составляет 11.3 тыс. т органического вещества за вегетационный период, а в зарослях погруженной — 67.7 тыс. т органического вещества. Это свидетельствует необходимости учитывать зооперифитонные сообщества макрофитов при гидробиологической характеристике зарастающего ВВР водного объекта.

Список литературы

- Афанасьев С.А., Усов А.Е. Понятие «перифитон» применительно к фитофильным группировкам беспозвоночных // Перифитон и обрастание: теория и практика: Матер. Междунар. науч. практ. конф. СПб, 2008. С. 7–9.
- Бахтияров В.А. Эксплуатационные параметры водохранилищ СССР // Тр. координационных совещаний по гидротехнике. 1969. Вып. 53. С. 17–33.
- Быкова С.Н., Курбатова С.А., Ершов И.Ю. Микроперифитон и зоопланктон в экспериментальных экосистемах с гидрофитами // Современные проблемы гидробиологии. Тез. докл. 4 Междун. научн. конф., посв. памяти проф. Г.Г. Винберга. 11–15 октября 2010 г. Россия, СПб. С. 32.
- Волгоградское водохранилище (население, биологическое продуцирование и самоочищение) / Под. ред. проф. Константинова А.С. Изд-во Сарат. ун-та, 1977. 222 с.
- Воробьева Л.В. Динамика заселения мейофауной субстратов искусственного и естественного происхождения в морской среде // Гидробиологический журнал. 1996. Т. 32. № 6. С. 15–20.
- Зимбалева Л.Н. Распределение фитофильных беспозвоночных и методы их количественного учета (Сообщение I) // Гидробиологический журнал. 1972. Т. VIII, № 2. С. 49–55.
- Зимбалева Л.Н. Распределение фитофильных беспозвоночных и методы их количественного учета (Сообщение II) // Гидробиологический журнал. 1973. Т. IX, № 6. С. 51–57.
- Кондратьев Г.П., Потапов В.В. Зооперифитон мелководий Волгоградского водохранилища // IV съезд Всесоюз. гидробиол. об-ва (Киев, 1–4 декабря 1981 г.). Тез. докл. Ч. IV. Киев: Наукова думка, 1981. С. 129–130.
- Константинов А.С. Зооперифитон Волги у Саратова перед образованием Волгоградского водохранилища // Вопросы физиологии и популяционной экологии. Саратов: изд-во Сарат. ун-та, 1970, вып. 1. 177 с.
- Константинов А.С. Зооперифитон Волгоградского водохранилища в районе Саратова // Тр. Сарат. отд. ГосНИОРХ. Т.10. Саратов, 1971. С. 79–92.
- Курбатова С.А., Ершов И.Ю., Борисовская Е.В. Погруженные гидрофиты как фактор формирования зоопланктонного сообщества // Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований. Матер. Всеросс. конф. Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия. 24–28 ноября 2008 г. Вологда, 2008. С. 183–185.
- Лукина Г.А. Выделение аминокислот макрофитами // Флора и продуктивность пелагических и литоральных фитоценозов водоемов бассейна Волги. Л.: Наука, 1990. С. 147–152.

- Метейко Т.Я. Метаболиты высших водных растений и их роль в гидробиоценозах (обзор) // Гидробиологический журнал. 1981. Т. XVIII, № 4. С. 3–14.
- Небольсина Т.К. Общая характеристика мелководной зоны Волгоградского водохранилища // Изв. ГосНИОРХ, 1974. Т. 89. С. 151–158.
- Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.
- Протасов А.А. Перифитон: терминология и основные определения // Гидробиологический журнал. 1982. Т. XVIII. № 1. С. 9–13.
- Протасов А.А. Некоторые замечания относительно экологических группировок гидробионтов // Биология внутренних вод. 2010. № 3. С. 11–13.
- Разлуцкий В.И., Палаиш А.Л. Экспериментальные исследования воздействия различных видов макрофитов на конкурентные отношения Cladocera // X Съезд Гидробиологического общества при РАН. Тез. докл. (г. Владивосток, 28 сентября – 2 октября 2009 г.). Владивосток: Дальнаука, 2009. С. 332.
- Распопов И.М., Доценко О.Н. Высшие водные растения как средообразующий фактор в прибрежно-водных экотонах // Вопросы биоценологии: Сб. науч. тр. Саратов: изд-во Саратов. гос. ун-та. 1998. С. 86–92.
- Рапушняк А.А., Андреева М.Г., Махнин В.Г. Экзометаболическая регуляция процессов жизнедеятельности гидробионтов в условиях загрязнения (или антропогенных нагрузок) // Проблемы охраны и рационального использования природных экосистем и биологических ресурсов. Матер. Всеросс. науч.-практ. конф., посв. 125-летию И.И. Спыгина. 18–20 мая 1998 г. Пенза, 1998. С. 352–353.
- Семенченко В.П., Суцены Л.М. Структурирующая роль макрофитов в литоральной зоне озер // IX Съезд Гидробиологического об-ва РАН (г. Тольятти, Россия, 18–22 сентября 2006 г.) Тез. докл. Т. II. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2006. С. 152.
- Скальская И.А., Баканов А.И., Жгарева Н.Н. Сравнение трофической структуры зооперифитона и зообентоса // Трофические связи в водных сообществах и экосистемах. Матер. Междунар. конф. 28–31 октября 2003 г. Борок, 2003. С. 114–115.
- Скальская И.А., Баканов А.И., Флеров Б.А. Особенности формирования перифитонных и бентосных сообществ в волжских водохранилищах // Биология внутренних вод. 2005. № 1. С. 3–10.
- Сонина Е.Э. Зооперифитон макрофитов двух пойм Волгоградского водохранилища // «Актуальные проблемы биологии и экологии». Материалы докладов десятой молодежной научной конференции 15–17 апреля 2003 г. Сыктывкар, 2003. С. 204–205.
- Сонина Е.Э. Зооперифитон рдеста пронзеннолистного устьевых участков р.Еруслан и Балыклейка (Волгоградское водохранилище) // «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана». Лекции и материалы докладов Всероссийской школы-конференции ИБВВ. 18–21 ноября 2008 г. Изд-во ООО «Принтхаус», 2008. С. 277–279.
- Сонина Е.Э. Особенности формирования зооперифитонных сообществ на естественных и искусственных субстратах // Экология водных беспозвоночных. Сб. матер. Междунар. конф., посв. 100-летию со дня рожд. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. ИБВВ РАН, Борок, 30 октября – 2 ноября 2010 г. Ярославль: Принтхаус, 2010. С. 296–297.
- Сонина Е.Э., Малинина Ю.А. Зоопланктон и зооперифитон зарослей высшей водной растительности крупного равнинного водохранилища // Экологические проблемы пресноводных водоемов России. Всеросс. научн. конф. с междунар. участием, посв. 80-летию Татарского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ». СПб., 2011. С. 339–343.
- Сонина Е.Э., Филинова Е.И. *Dikerogammarus caspius* (Pallas) в Волгоградском водохранилище // Российский журнал биологических инвазий. 2011. № 1. С. 91–104.
- Хайлов К.М., Юрченко Ю.Ю., Смолев Д.М., Празукин А.В. Геометрические условия заполнения гидробионтами пространств и поверхностей искусственных жилищ // Успехи современной биологии. 1998. Т. 118, вып. 5. С. 585–596.
- Хайлов К.М., Юрченко Ю.Ю., Смолев Д.М. Методология исследования биокосной системы «твердый субстрат-организмы-обтекающая их вода» // Гидробиологический журнал, 2000. Т. 36. № 3. С. 79–90.
- Халаман В.В. Обрастания: терминология и определения // Журнал общей биологии, 2009. Т. 70, № 6. С. 495–503.
- Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК. 2010. 250 с.
- Fisher J.C., Kelso W.E.J. Effectiveness of artificial plants in subsurface enclosures as a substrate for hydrilla-dwelling macroinvertebrate communities // Freshwater Ecol. 2007. 22. № 1. P. 33–39.
- Burdett A.S., Watts R.J. Modifying living space: An experimental study of the influences of vegetation on aquatic invertebrate community structure // Hydrobiologia. 2009. 618 № 1. P. 161–173.

СООТНОШЕНИЯ ФОРМ АЗОТА И ФОСФОРА В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

И.Э. Степанова, Э.С. Бикбулатов, Е.М. Бикбулатова

Институт биологии внутренних вод РАН, iris@ibiw.yaroslavl.ru

В водных экосистемах на концентрациях соединений азота и фосфора и, соответственно, на соотношениях их различных форм, определяющим образом сказывается множество факторов различной природы. При устойчивом гидрологическом режиме, небольших суточных вариациях температуры изменение соотношений концентраций соединений азота и фосфора может являться результатом множества одновременно протекающих биохимических процессов. Важную роль среди подобных процессов играют: ферментативный гидролиз белков и полипептидов в растворе и взвешях; дезаминирование растворенного и клеточного органического вещества с выделением аммония; окисление аммония, нитритов и других промежуточных соединений, образующихся при бактериальной деструкции органических форм азота; ассимиляция аммония, нитритов, нитратов как автотрофами, так и гетеротрофными микроорганизмами; редукция нитратов и нитритов денитрифицирующими бактериями; фиксация атмосферного азота водорослями и бактериями.

Ряд соотношений различных форм основных биогенных элементов определяет направленность происходящих в водоеме биохимических процессов, другие указывают на возможность лимитирования первичной продукции тем или иным элементом, третьи позволяют оценить трофический статус водоема.

Ниже приводятся результаты анализов различных соотношений форм биогенных элементов в Рыбинском водохранилище, на основании материалов, полученных авторами в 2001–2011 гг. Надежность исходных материалов гарантирована применением ранее многократно апробированных в стенах гидрохимической лаборатории методов. Нитриты определяли колориметрическим методом после реакции с сульфаниламидом и альфа-нафтиламином, нитраты также колориметрическим методом после их восстановления до нитритов омедненным кадмием, ионы аммония после микродиффузионной отгонки и последующей реакции с реактивом Несслера, фосфаты — колориметрическим методом с молибдатом аммония и оловом, общий азот и общий фосфор после предварительного окисления органических фракций персульфатом калия до нитратов и ортофосфатов.

Полученные данные (табл. 1 и 2) свидетельствуют о сильных внутригодовых и внутримесячных колебаниях всех форм азота и фосфора.

Таблица 1. Среднегодовые, минимальные и максимальные значения содержания (мгN/л или мгP/л) различных форм биогенных элементов и их соотношения за 2001–2011 гг.

	NH ₄	NO ₂	NO ₃	N общ	P мин	P общ	N/P	N мин	Nорг	Nмин/ N орг	Nорг/ N общ	Nмин/ N общ	Pмин/ P общ
среднее	0.062	0.005	0.14	0.93	0.035	0.061	17.8	0.23	0.72	0.42	0.75	0.41	0.50
max	0.41	0.18	1.04	4.83	0.115	0.245	56.8	1.04	3.19	5.03	0.99	26.9	16.06
min	0.007	0	0	0.01	0.002	0.009	3.0	0.03	0.01	0.01	0.17	0.01	0.060

Таблица 2. Среднемесячные, минимальные и максимальные значения содержания (мгN/л или мгP/л) различных форм биогенных элементов и их соотношения за 2001–2011 гг.

	NH ₄	NO ₂	NO ₃	N общ	P мин	P общ	N/P	N мин	N орг	Nмин/ N орг	Nорг/ N общ	Nмин/ N общ	Pмин/ P общ
май													
среднее	0.05	0.005	0.34	0.99	0.021	0.048	21.3	0.45	0.57	0.92	0.57	0.44	0.45
max	0.2	0.046	0.96	3.25	0.055	0.080	50.0	1.04	2.43	3.46	0.88	1.18	0.93
min	0.01	0	0.04	0.34	0.005	0.019	8.5	0.12	0.12	0.13	0.18	0.12	0.13
июнь													
среднее	0.06	0.007	0.23	1.02	0.018	0.048	22.9	0.31	0.71	0.63	0.67	0.33	0.45
max	0.2	0.023	0.88	2.2	0.062	0.092	47.8	1.00	1.80	5.03	0.89	0.83	0.83
min	0.01	0.001	0.06	0.42	0.004	0.009	8.0	0.10	0.07	1.12	0.17	0.11	0.13
июль													
среднее	0.06	0.008	0.109	0.94	0.020	0.063	15.6	0.19	0.72	0.33	0.78	0.22	0.33
max	0.15	0.018	0.43	4.83	0.063	0.243	18.0	0.61	4.22	1.88	0.98	0.65	0.86
min	0.01	0	0	0.3	0.004	0.02	5.0	0.03	0.10	0.02	0.35	0.22	0.04
август													
среднее	0.07	0.004	0.23	0.88	0.022	0.065	14.8	0.19	0.78	0.17	0.088	0.04	0.33
max	0.23	0.018	0.066	2.01	0.005	0.245	54.2	8.06	1.93	1.61	1.00	0.22	0.86
min	0.007	0	0	0.4	0.22	0.024	4.4	0.01	0.26	0.01	0.38	0.01	0.04
сентябрь													
среднее	0.056	0.003	0.086	1.02	0.026	0.067	17.2	0.014	0.89	0.20	0.85	0.15	0.04
max	0.28	0.02	0.004	2.75	0.095	0.012	79.2	0.48	2.70	0.95	0.99	0.49	1.42
min	0.01	0	0.39	0.34	0.005	0.176	4.9	0.01	0.20	0.01	0.51	0.01	0.04
октябрь													
среднее	0.06	0.004	0.14	0.93	0.14	0.065	20.5	0.14	0.88	0.26	0.83	0.17	2.27
max	0.16	0.017	0.87	3.62	1.43	0.197	181	0.090	3.22	1.96	0.99	0.66	16.06
min	0.009	0	0.006	0.36	0.002	0.002	0.2	0.01	0.02	0.01	0.34	0.01	0.04

Отмечаются сезонные закономерности изменения содержания ряда форм биогенов. В частности концентрация нитратов подвержена заметным сезонным колебаниям; минимальная в летний вегетационный период,

она увеличивается к осени и достигает максимума к концу зимы, когда практически завершается разложение лабильных органических азотсодержащих веществ, непременно сопровождающееся нитрификацией и переходом всех неорганических форм азота в наиболее окисленную нитратную форму. Главными процессами, направленными на понижение концентрации нитратов в вегетационный период является потребление их фитопланктоном и бактериями. При интенсивной деструкции органических веществ, которое обычно имеет место при осеннем массовом отмирании планктонных организмов в окружающей среде резко уменьшается содержание свободного молекулярного кислорода и на локальных участках водохранилища создаются микроаэрофильные или анаэробные условия. В такой ситуации бактерии-денитрификаторы используют связанный кислород нитратов на окисление органических веществ, тем самым существенно понижая его содержание.

Амплитуда сезонных колебаний нитратов может служить одним из показателей эвтрофирования водного объекта. В незагрязненных поверхностных водах концентрация нитрат-ионов не превышает величины порядка десятков микрограммов в литре (в пересчете на азот). С нарастанием эвтрофикации абсолютная концентрация нитратного азота и его доля в сумме минерального азота возрастают.

Динамика аммонийного иона (в отсутствие специфического загрязнения) также тесно связана с биохимическими процессами. В вегетационный период в воде Главного плеса аммиак и аммоний-ион практически отсутствуют, поскольку интенсивно потребляются первичными продуцентами. Только осенью с началом массового отмирания водорослей в водной массе начинают появляться ощутимые количества азота в аммонийной форме, которые потом подвергаются дальнейшим преобразованиям.

Неорганические фосфаты, а часто и общий фосфор, используются для оценки трофического статуса водоема. Нами ранее было показано, что корректного отнесения водоема к тому или иному трофическому типу необходимо учитывать регенерационный потенциал водных масс по фосфору. Тем не менее в отсутствие соответствующих потенциалов в первом приближении можно сделать попытку грубой оценки трофического статуса по приведенным в таблицах данным. Средние концентрации как ортофосфатов, так и общего фосфора в целом не выводят Рыбинское водохранилище за пределы мезотрофии.

Из множества приведенных в таблицах соотношений наиболее информативным оказывается отношение концентрации общего азота (TN) к общему фосфору (TP). Величины этих отношений определяют реакцию фитопланктона на биогенные элементы. Считается, что развитие водорослей лимитировано азотом при $TN/TP < 10$, фосфором при $TN/TP > 15-17$, а в диапазоне $TN/TP = 10-15$, близком к соотношению элементов в биологическом клеточном материале, первичная продукция практически не лимитирована ни одним из рассматриваемых элементов. В Рыбинском водохранилище в вегетационный период отношение TN к TP варьировало в широких пределах (от 3.0 до 56.6), составляя в среднем 17.6, что скорее всего свидетельствует об отсутствии лимитирования развития фитопланктона в водоеме в целом обоими элементами. Именно это и является одной из причин слабых корреляционных связей между концентрациями азота и фосфора и хлорофиллом «а». Развитие фитопланктона в водоеме в большой степени зависит не только от обеспеченности клеток минеральными веществами в нормальных соотношениях, но и от световых условий, пресса зоопланктона, динамики водных масс и различия в потребности отдельных групп водорослей в биогенных веществах. В соответствии с аналитическими табличными данными в Рыбинском водохранилище чаще всего отмечалось либо отсутствие лимитирования (42% случаев), либо наличие такового по фосфору (30%).

Работа поддержана грантом РФФИ 10-05-00593.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ПРОМЫСЛА ВОДНЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ В ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ

М.В. Степанов, Е.А. Зуянов

Департамент по охране, контролю и регулированию использования объектов животного мира Вологодской области, Вологда, Россия, merab@nm.ru

Рыбохозяйственный фонд Вологодской области включает 662.3 тыс. га водных объектов, которые относятся к бассейнам трех морей — Белого, Каспийского и Балтийского. Водосборная площадь бассейна Белого моря занимает 70% территории области, бассейн Каспийского моря — 22%, бассейн Балтийского моря — 8%. В области насчитывается 1287 рек (110.1 тыс. га) протяженностью свыше 10 км каждая и 4240 озер (416.6 тыс. га). Наиболее крупные реки — Сухона с притоками Вологда и Двина, верховья Унжи и Шексны, Молога, Суда, озера — Онежское, Белое, Кубенское, Воже. На юго-западе находится Рыбинское водохранилище, в центральной части — Шекснинское водохранилище (Антипов, 1979; Сердитов, 1957).

Ихтиофауна водоемов области состоит из 58 видов рыб. Суммарная биологическая масса всех видов рыб в водных объектах области составляет около 30–40 тыс. т, ежегодный естественный прирост ихтиомассы — 3–4 тыс. т. Максимальный вылов рыбы за 60-летний учетный период составил 4.1 тыс. т, усредненный вылов — 2–3 тыс. т в год (Фондовые материалы ...).

Основные промысловые виды рыб, обитающие в водоёмах области: корюшка, снеток, лещ, щука, судак, налим, жерех, плотва, окунь, ёрш, синец, чехонь, язь, берш, карась, густера, сиг, ряпушка. Встречаются в уловах и особо ценные (охраняемые) виды рыб, такие как стерлядь, нельма, лосось, форель, палия.

Рыбодобывающую деятельность на территории области осуществляют 92 организации различной формы собственности.

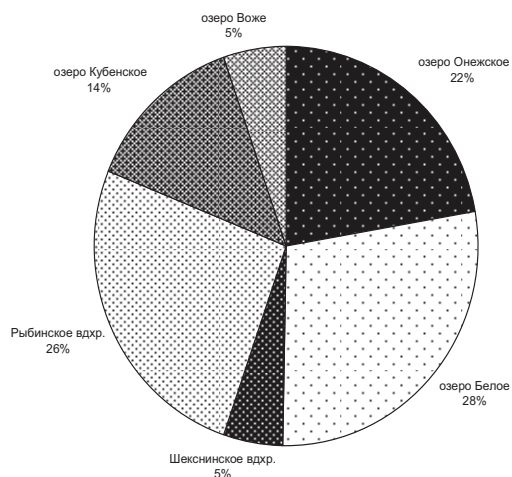


Рис. 1. Рыбопромысловый вклад водоемов Вологодской области.

— это новые экономические отношения в период рыночных преобразований и снижение контроля со стороны государства за промыслом водных биоресурсов.

В период с 1990 по 1996 гг. происходит развал СССР, реструктуризация органов контроля, дробление рыбодобывающих организаций-монополистов на мелкие, формирование свободных рыночных отношений.

Вследствие образования многочисленных мелких рыбодобывающих организаций и индивидуальных предпринимателей происходит распыление водных биологических ресурсов. На фоне снижения величины среднегодовых уловов значительно возросла численность орудий лова и рыбаков, занятых в промысле (в 15 раз). При тех объемах водных биологических ресурсов, которые выделяются для рыбодобывающих организаций, невозможно эффективно и рентабельно осуществлять хозяйственную деятельность, что в свою очередь способствует браконьерству и сокрытию уловов.

Отсутствие данных по величине браконьерского вылова, объёму любительского рыболовства и искажение рыбопромысловой статистики, особенно в период с 1993 по 2000 гг., привело к недостоверным данным по запасам рыб в водоемах.

При той структуре органов рыбоохраны, которая существует в настоящее время на внутренних водоемах, невозможно препятствовать расхищению водных биологических ресурсов и жёстко контролировать деятельность рыбодобывающих организаций. Полностью отсутствуют полномочия субъектов Российской Федерации в направлении контроля и надзора за использованием водных биологических ресурсов и действенное рыбоохранное законодательство.

Изменение политических и социально-экономических условий в стране негативно отразилось на рыбной отрасли. Водные биологические ресурсы Вологодской области являются залогом продовольственной безопасности и жизненно важны для региона. Без коренного изменения в структуре рыбоохраны и в подходе к регулированию добычи водных биологических ресурсов невозможно успешно развивать рыбную отрасль.

Основные рыбопромысловые районы находятся на западе Вологодской области. На востоке региона приоритетом пользуется любительское рыболовство. Наибольший среднегодовой объём (32 года) вылова рыбы приходится на озёра Онежское (481 т), Белое (604 т), Кубенское (293 т), Воже (112 т) и водохранилища Рыбинское (558 т) и Шекснинское (111 т) (рис. 1).

Рыбопромысловая статистика показывает, что пик интенсивности рыбного промысла в Вологодской области приходится на период 1983–1990 гг. Среднегодовой вылов рыбы в этот период составил 3855 т (Фондовые материалы ...).

Начиная с 1990 г. и вплоть до 2003 г., происходит резкое снижение величины уловов рыбы до среднегодового показателя 2029 т. Максимальные значения упадка промысла наблюдаются на озере Белое и Рыбинском водохранилище (рис. 2, 3).

Из всей совокупности причин, повлиявших на значительное снижение уровня рыбодобычи, можно отметить две

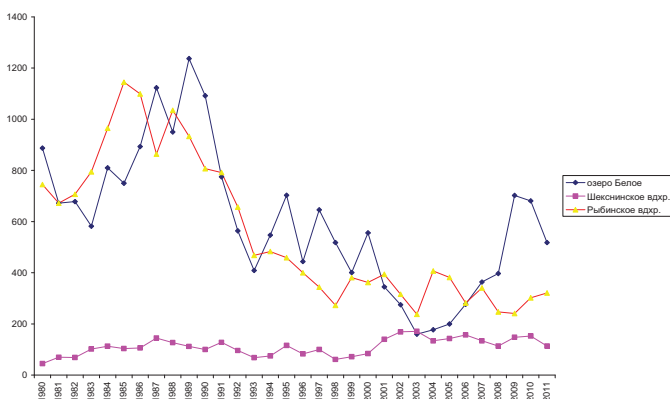


Рис. 2. Динамика вылова рыбы в водоемах Вологодской области.

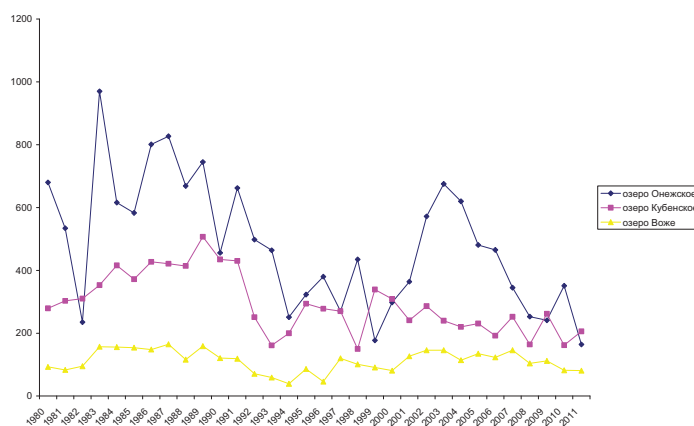


Рис. 3. Динамика вылова рыбы в водоемах Вологодской области.

Список литературы

- Антипов Н.Л. Озерный фонд Вологодской области // Природные условия и ресурсы Севера Европейской части СССР. Вологда, 1979. С. 34–45.
 Сердитов С.Н. Внутренние воды // Природа Вологодской области. Вологда, 1957. С. 136–180.
 Фондовые материалы Управления по охране и развитию ВБР о рыбодобывающей деятельности в Вологодской области в период с 1980 по 2011 гг.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИБРЕЖНЫХ СКОПЛЕНИЙ МОЛОДИ РЫБ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.А. Столбунов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук (ИБВВ РАН),
п. Борок, Ярославская область, sia@ibiw.yaroslavl.ru

Приводятся многолетние данные (1996–2012 гг.) видового состава, плотности скоплений и распределения молоди рыб в различных типах мелководного побережья Рыбинского водохранилища и устьях его притоков. Рассматриваются наиболее ранние сведения (1950–80-е гг.) о формировании рыбного населения в водохранилище в результате адаптации отдельных видов к изменившимся условиям существования.

Рыбинское водохранилище — водоём озёрного типа, расположен в Молого-Шекснинской низине и занимает шестое место в мире по площади водного зеркала (4550 км² при нормальном подпорном уровне). Оно заполнялось с 1941 по 1947 гг. Уровень водохранилища испытывает большие колебания по годам. Растительный покров беден. Большая часть его литоральной зоны подвержена волнобою и лишена водной растительности. Основные сообщества макрофитов сосредоточены в речных участках и в заливах.

Состав рыбного населения водохранилища формировался из видов, которые обитали в водоёмах зоны затопления, а также видов из других водоёмов системы водосбора (Рыбинское водохранилище, 1972). Ранее в зоне залиitia обитало 38 видов рыб. После начала заполнения (1941–1942 гг.) количество видов рыб сократилось до 27, произошло выпадение проходных видов (Васильев, 1950). В 1944–1946 гг. число видов в водохранилище увеличилось до 29, наблюдалось проникновение из оз. Белое по р. Шексне ряпушки *Coregonus albula* (L.) и озерной формы корюшки — снетка *Osmerus eperlanus* (L.) (Васильев, 1950). В 1960–70-е гг. количество видов рыб возросло до 35 за счет акклиматизированных пяти сиговых видов и угря *Anguilla anguilla* L. (Ильина, 1972), которые в дальнейшем не прижились, за исключением пеляди *Coregonus peled* (Gmelin) и угря. В 1994 г. в составе рыбного населения Рыбинского водохранилища появился вид-вселенец — черноморско-каспийская тюлька *Clupeonella cultriventris* (Nordmann). В настоящее время тюлька стала одним из доминирующих по численности в пелагиали водохранилища видом (Слынько, Кияшко, 2012). К концу 1990-х гг. численность популяции снетка в Рыбинском водохранилище резко сократилась, его статус определен как редкий (Слынько, Кияшко, 2012). В 2002 г. состав рыбного населения пополнился новым видом-вселенцем — понто-каспийским бычком-цуциком *Proterhinus marmoratus* (Pall.), в дальнейшем успешно натурализовавшимся (Слынько, 2008). В 2007 г. в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища был обнаружен бычок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pall.) в пищевом комке налима и определён по краниометрическим признакам (Иванова, Касьянов, 2011), а в июне 2010 г. в приплотинном участке этого плёса была встречена половозрелая самка бычка-кругляка (Столбунов и др., в печати). В настоящее время в Рыбинском водохранилище и его притоках (по исследованиям разных авторов) обитает от 34 (Яковлев и др., 2001) до 36 (Терещенко, Стрельников, 1997) видов рыб.

Условия и темпы воспроизводства отдельных видов рыб изменялись в несколько этапов. Первый (1941–1947 гг.) связан с появлением обширных мелководий с залитой растительностью и затопленными лесами, характеризуется изобилием нерестилищ и кормовой базы, а также вспышкой фитофильных видов рыб (Васильев, 1950; Остроумов, 1955). На втором этапе (1948–1959 гг.) в результате размыва литорали нерестилища фитофильных видов сократились. В мелководной зоне водохранилища встречалась молодь 22 видов из 7 семейств рыб (табл. 1). С 1960 г. начался третий этап, характеризующийся дальнейшим сокращением нерестовых площадей в результате разрушения затопленных лесов (Гордеев, 1971). Видовой состав скоплений молоди рыб в прибрежье снизился до 19 видов из 7 семейств (табл. 1).

Период 1970–80-х гг. рассматривается как четвёртый этап формирования ихтиофауны Рыбинского водохранилища, названный «дестабилизацией» (Терещенко, Стрельников, 1997). Видовой состав скоплений молоди рыб в мелководной зоне сократился до 17 видов (табл. 1). В связи с аномально жарким летом 1972–1973 гг. в прибрежных обловах не встречалась молодь ряпушки и налима (табл. 1), отмечена массовая гибель снетка (Терещенко, Стрельников, 1997).

В 1990-е гг. видовой состав прибрежных скоплений молоди рыб увеличился до 19 видов из 6 семейств (табл. 1). В маловодный 1996 г., когда фактически отсутствовал паводок, наблюдался низкий уровень воды в водохранилище. Максимальная отметка в июне составляла 99.7 м, что на 2.3 м ниже нормального подпорного уровня (Литвинов, Рошупко, 2007). Площадь залитого побережья сократилась в 2 раза по сравнению с многоводными годами. Во время весеннего наполнения водохранилища урез воды не достигал пояса воздушно-водной растительности. Часть погруженной растительности оказалась на обсохшем грунте. По данным Г.Ф. Ляшенко (1998) период бурного развития погруженной растительности в Рыбинском водохранилище приходился на первую половину июля. К этому времени основная часть фитофильных видов рыб уже отнерестились. Таким образом, для ранненерестующих видов (щуки, синца и язя) условия маловодного 1996 г. были крайне неблагоприятными и пополнение этих видов было малочисленным. Более успешно отнерестились рыбы с поздним нерестом (лещ, густера и уклейка). Наиболее многоводным был 1997 г. В период массового размножения рыб уровень воды был близок к оптимальной отметке. Сравнивая урожайность поколений молоди рыб в различные по уровню годы, следует отметить, что в многоводный год общая численность молоди рыб возрастала в 2–3 раза, увеличивалась численность молоди отдельных видов и значительно повышалась доля плотвы в составе прибрежных группировок рыб (Столбунов, 2007).

В начале XXI в. (2000–2012 гг.) видовой состав прибрежных скоплений молоди рыб заметно увеличился. В уловах выявлено 27 видов из 10 семейств (табл. 1). Эти виды относятся к 5 фаунистическим комплексам, вы-

деленным Г.В. Никольским (1980): арктический пресноводный, бореально-равнинный, пресноводный амфибореальный, понтический пресноводный и понтический морской. Наиболее распространённой в составе прибрежных группировок рыб в мелководной зоне Рыбинского водохранилища являлась молодь плотвы, окуня, густеры, уклейки, леща, щуки и язя, редко присутствовали молодь ерша, жереха, обыкновенного подкаменщика, ряпушки и черноморско-каспийской тюльки.

Таблица 1. Список видов молоди рыб мелководий Рыбинского водохранилища в разные годы

	Виды	Годы					
		50-е	60-е	70-е	80-е	90-е	2001, 2003-2012
	I. сем. Балиторевые (Balitoridae)						
1	усатый голец <i>Barbatula barbatula</i> (L.)	-	-	-	-	-	+
	II. сем. Сельдевые (Clupeidae)						
2	черноморско-каспийская тюлька <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann)	-	-	-	-	-	+
	III. сем. Вьюновые (Cobitidae)						
3	обыкновенная щиповка <i>Cobitis taenia</i> L.	+	+	+	+	+	+
4	вьюн <i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	-	-	-	+	+	+
	IV. сем. Сиговые (Coregonidae)						
5	европейская ряпушка <i>Coregonus albula</i> (L.)	+	+	-	-	-	+
	V. сем. Керчаковые (Cottidae)						
6	обыкновенный подкаменщик <i>Cottus gobio</i> L.	-	-	-	-	-	+
	VI. сем. Карповые (Cyprinidae)						
7	синец <i>Abramis ballerus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
8	лещ <i>Abramis brama</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
9	белоглазка <i>Abramis sapa</i> (L.)	+	-	-	-	-	-
10	уклейка <i>Alburnus alburnus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
11	быстрянка <i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch)	-	-	-	-	+	-
12	обыкновенный жерех <i>Aspius aspius</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
13	густера <i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
14	серебряный карась <i>Carassius auratus</i> (L.)	-	-	-	-	-	+
15	золотой (обыкновенный) карась <i>Carassius carassius</i> (L.)	-	-	-	-	-	+
16	подуст <i>Chondrostoma nasus</i> (L.)	-	+	-	-	-	-
17	пескарь <i>Gobio gobio</i> (L.)	+	+	+	-	-	+
18	голавль <i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
19	язь <i>Leuciscus idus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
20	обыкновенный елец <i>Leuciscus leuciscus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
21	чехонь <i>Pelecus cultratus</i> (L.)	+	-	+	+	+	+
22	обыкновенный голянь <i>Phoxinus phoxinus</i> (L.)	-	-	-	-	-	+
23	плотва <i>Rutilus rutilus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
24	краснопёрка <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	+	-	-	-	-	-
25	линь <i>Tinca tinca</i> (L.)	+	-	-	-	-	+
	VII. сем. Щуковые (Esocidae)						
26	обыкновенная щука <i>Esox lucius</i> L.	+	+	+	+	+	+
	VIII. сем. Тресковые (Gadidae)						
27	налим <i>Lota lota</i> (L.)	+	+	-	-	+	+
	IX. сем. Бычковые (Gobiidae)						
28	бычок-цуцик <i>Proterhinus marmoratus</i> (Pall.)	-	-	-	-	-	+
	X. сем. Корюшковые						
29	снеток <i>Osmerus eperlanus</i> (L.)	+	+	+	+	+	-
	XI. сем. Окуневые (Percidae)						
30	обыкновенный ерш <i>Gymnocephalus cernuus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
31	речной окунь <i>Perca fluviatilis</i> L.	+	+	+	+	+	+
32	обыкновенный судак <i>Stizostedion lucioperca</i> (L.)	+	+	+	+	+	+
	Всего:	22	19	17	17	19	27

Примечание. «+» — наличие вида в уловах, «-» — отсутствие вида. Здесь и в табл. 2 данные за 1950–80-е гг. приведены по архивным материалам лаборатории экологии рыб ИБВВ РАН.

В проводимых с 2008 г. по настоящее время летне-осенних мальковых съёмках на 30 стандартных станциях в различных биотопах мелководий и устьевых участках рек-притоков Рыбинского водохранилища в уловах встречались гибридные особи плотвы и густеры (> 20%), а также плотвы и леща (до 10%).

В верховьях рек-притоков водохранилища видовое разнообразие молоди рыб низкое (2–3 вида). По мере приближения к зоне выклинивания вод водохранилища количество видов возрастает от 5 до 11. Здесь наблюдаются наибольшая плотность скоплений молоди рыб, в то время как на открытых мелководьях и участках литорали с разрезанными зарослями макрофитов их численность значительно ниже (Столбунов, 2007).

В результате исследования динамики видового разнообразия группировок молоди рыб в мелководьях разного типа выявлено, что на протяжении летне-осеннего периода (июнь–сентябрь) происходит изменение числа видов рыб и перераспределение их долей в составе скоплений. Видовое разнообразие прибрежных скоплений молоди рыб возрастает. В открытых и защищенных мелководьях водохранилища рост индекса видового разно-

образования связан со снижением степени доминирования отдельных видов молоди рыб в скоплениях, в речном прибрежье — с увеличением числа видов в группировках рыб (Столбунов, 2007).

В настоящее время состав доминирующих видов молоди рыб в мелководной зоне Рыбинского водохранилища, по сравнению с предыдущими годами, фактически не изменился. По-прежнему преобладают по численности виды бореально-равнинного (плотва, окунь) и понтического пресноводного (густера, лещ) фаунистических комплексов (табл. 2). В то же время плотность скоплений молоди рыб в мелководной зоне водохранилища по сравнению с данными 1990-х гг. возросла (табл. 3).

Таблица 2. Доминирующие виды молоди рыб мелководий Рыбинского водохранилища их доля в уловах в разные годы

Годы	Виды
50-е	окунь (33), плотва (17)
60-е	плотва (37), густера (16), уклея (13), елец (12)
70-е	плотва (52), окунь (14)
80-е	плотва (35), лещ (18), окунь (15)
90-е	плотва (30), лещ (17), окунь (13)
2011	плотва (36), густера (17), окунь (13), лещ (11)

Примечание. В скобках – средние значения доли вида, %.

Таблица 3. Плотность скоплений молоди рыб (экз./25 м²) в мелководьях Рыбинского водохранилища в разные годы (июль–август)

Годы	Открытые	Защищенные	Средняя плотность скоплений молоди рыб
1997-1999	105	120	113
2009-2011	118	257	188

Таким образом, в начале XXI в. видовой состав прибрежных скоплений молоди рыб по сравнению с годами предыдущего столетия заметно увеличился. Появились виды-вселенцы. Преобладающей экологической группой, как и ранее, является молодь фитофильных видов рыб. От общего улова она составляет в среднем 83%. В настоящее время отмечается увеличение плотности прибрежных группировок молоди рыб. Основную долю общей численности прибрежных скоплений составляют молодь плотвы, густеры, окуня и леща. Наибольшая плотность скоплений молоди рыб наблюдается в защищенных заросших макрофитами мелководьях водохранилища, а также в устьевых участках притоков. Численность молоди рыб здесь в среднем в 2 раза больше, чем в открытом мелководье, подверженном волнобою.

Список литературы

- Васильев Л.И. Формирование ихтиофауны Рыбинского водохранилища // Тр. биол. ст. Борок. 1950. Вып. 1. С. 236–275.
- Гордеев Н.А. Этапы формирования ихтиофауны Рыбинского водохранилища // Волга–1. Тез. докл. Куйбышев: Куйбышев. кн. изд-во, 1971. С. 244–254.
- Иванова М.Н., Касьянов А.Н. О находке бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas) (сем. Gobiidae) в пище налима *Lota lota* (L.) Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2011. № 3. С. 88–91.
- Ильина Л.К. Список видов рыб Рыбинского водохранилища // Рыбинское водохранилище. Л.: Наука. 1972. С. 36–48.
- Литвинов А.С., Рошупко В.Ф. Многолетние и сезонные колебания уровня Рыбинского водохранилища и их роль в функционировании его экосистемы // Водные ресурсы. 2007. Т. 34. № 1. С. 1–8.
- Ляшенко Г.Ф. Влияние аномально низкого уровня Рыбинского водохранилища на прибрежно-водную растительность и условия нереста фитофильных рыб // Тез. докл. Междунар. конф. "Экологические проблемы бассейнов крупных рек - 2". Тольятти, 1998. С. 217–218.
- Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. М.: Пищ. пром-сть. 1980. 182 с.
- Остроумов А.А. О возрастном составе стада и росте леща Рыбинского водохранилища // Тр. биол. ст. Борок. 1955. Вып. 2. С. 166–183.
- Рыбинское водохранилище. Л.: Наука, 1972. 359 с.
- Сальников В.Б., Решетников Ю.С. Формирование рыбного населения искусственных водоемов Туркменистана // Вопр. ихтиологии. 1991. Т. 31. Вып. 4. С. 565–575.
- Слынько Ю.В. Натурализация бычка-цуцка *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) (Pisces: Perciformes: Gobiidae) в Рыбинском водохранилище // Российский журнал биологических инвазий. № 1. 2008. С. 45–49.
- Слынько Ю.В., Кияшко В.И. Анализ эффективности инвазий пелагических видов рыб в водохранилища Волги // Российский журнал биологических инвазий. № 1. 2012. С. 73–86.
- Столбунов И.А. Особенности распределения молоди рыб в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2007. № 4. С. 38–44.
- Столбунов И.А., Малин М.И., Карабанов Д.П. Находка бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) в Рыбинском водохранилище // Поволжский экологический журнал (в печати).
- Тереженко В.Г., Стрельников А.С. Анализ многолетних изменений в рыбной части сообщества Рыбинского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 1997. Т. 37. № 5. С. 625–633.
- Яковлев В.Н., Слынько Ю.В., Кияшко В.И. Аннотированный каталог круглоротых и рыб водоемов бассейна Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль. Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 52–69.

ОЦЕНКА МНОГОЛЕТНИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПЕЛАГИЧЕСКОГО ЗООПЛАНКТОНА ИВАНЬКОВСКОГО, УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ И ВЕРХОВЬЕВ Р. ВОЛГИ

В.Н. Столбунова

ИБВВ РАН, 152742, Ярославская область, Некоузский р-н, пос. Борок, stolbunova@ibiw.yaroslavl.ru

Зоопланктон является важнейшим компонентом в трофической цепи и жизнедеятельности водных экосистем. До образования рассматриваемых водохранилищ пелагический зоопланктон поступал в русло р. Волги в основном из водоемов верхней части ее водосбора. С 30-х гг. XX-го века произошло преобразование р. Волги в каскад равнинных водохранилищ.

Река Волга берет начало у д. Волговерховье на западе Тверской области. Участок до бейшлота представляет систему озер, из которых Стерж, Вселуг, Пено и Волго образуют Верхневолжское водохранилище. Ниже Верхневолжского бейшлота в р. Волгу впадает р. Селижаровка, вытекающая из оз. Селигер. Течение реки до г. Ржева порожило, самый значительный Бенский порог находится выше д. Ельцы.

Озера Волговерховья населены типичными лимнофильными ракообразными из родов *Daphnia*, *Bosmina*, *Lepidodora*, *Mesocyclops*, *Eudiaptomus*. Здесь присутствуют северные *Holopedium gibberum* Zaddach и *Heteroscope appendiculata* Sars. Среди коловраток преобладают роды *Kellicottia*, *Keratella*, *Conochilus*, *Synchaeta*, *Asplanchna*. Общие количественные показатели в летний период колеблются в пределах 307–596 тыс. экз./м³ и 3.99–7.59 г/м³ (Столбунова, 2000а). От бейшлота вниз по реке резко выражена гибель озерного планктона. Видовое разнообразие и количественные характеристики зоопланктона значительно снижаются. Механизм нарушения сообществ в потоке в значительной степени определяется гидродинамикой водной среды. Особенно страдают ветвистоусые, нарушается их ориентация и жизненные отправления. Массовая гибель ракообразных наблюдается на порожистых участках реки. Ниже Бенского порога ветвистоусых нет, встречаются только малочисленные мелкие коловратки *Keratella*, *Kellicottia*, *Polyarthra*, биомасса которых чрезвычайно мала — 0.001–0.003 г/м³ (Столбунова, 2000б). Вплоть до Иваньковского водохранилища, верхней ступени зарегулированной Волги, зоопланктон обеднен на всем речном участке. После образования водохранилищ и резкого снижения скоростей течения создались благоприятные условия для развития лимнических ракообразных.

Регулярные исследования зоопланктонных сообществ Иваньковского и Угличского водохранилищ проводились автором с 1973 по 1995 гг. К сожалению, с 1996 г. зоопланктон перестал быть объектом систематических наблюдений и носит в настоящее время фрагментарный характер.

Методика сбора и обработки материала, а также ранние сведения о зоопланктоне рассматриваемых водоемов представлены в предыдущих публикациях (Методика изучения ..., 1975; Столбунова, 1999, 2000б).

Зоопланктонные сообщества разных участков Иваньковского и Угличского водохранилищ в одно и то же время различны. Так, верховье Волжского плеса Иваньковского водохранилища вследствие значительной проточности в течение вегетационного периода населено исключительно коловратками. Вниз по течению (после д. Городня) в зоопланктоне появляются ракообразные. Наиболее разнообразный видовой состав планктона наблюдается в районе оз. Видогощь. В верховье Шошинского плеса, образованного затоплением пойм рек Шоши и Ламы, доминируют коловратки, в нижнем участке плеса — ракообразные. Глубоководный озеровидный Иваньковский плес характеризуется преобладанием лимнических ракообразных.

В видовом составе зоопланктона верхнего участка Угличского водохранилища преобладают коловратки, науплиальные и копеподитные стадии Cyclopoidea. Наибольшая плотность ракообразных отмечается в нижних глубоководных участках, где доминируют Copepoda.

В целом по составу, доминантному комплексу и сезонным изменениям зоопланктона, оба водохранилища сходны. Весной преобладают коловратки родов *Synchaeta*, *Brachionus*, *Keratella*, *Asplanchna*, *Conochilus*, из ракообразных — *Bosmina longirostris* (O.F. Müller). Летом формируется комплекс *Daphnia cucullata* Sars, *Bosmina*

Таблица 1. Многолетние изменения общей численности (N, тыс. экз./м³), биомассы (B, г/м³) зоопланктона и среднего веса (W_{ср.}, мг) зоопланктона в летний период в Шошинском и Иваньковском плесах Иваньковского водохранилища

Год	N	B	W _{ср.}
1973	221.6–763.5 492.7±221.6	3.77–5.18 4.50±0.41	0.0091
1974	49.5–957.4 287.3±84.0	0.37–5.77 2.72±0.45	0.0095
1975	105.3–730.6 349.7±193.0	2.12–2.83 2.39±0.22	0.0068
1976	45.4–172.4 99.3±28.1	0.27–1.13 0.83±0.20	0.0084
1977	304.0–408.2 347.6±23.3	1.28–7.09 4.82±1.38	0.0139
1978	134.3–594.4 314.5±141.9	1.91–6.32 3.48±1.42	0.0111
В среднем за 1970-е гг.:	99.3–492.7 315.2±52.0	0.83–4.82 3.12±0.60	0.0098
1982	268.0–373.0 322.2±26.7	3.66–4.50 4.10±0.23	0.0127
1984	154.8–874.3 412.6±159.7	1.80–9.42 5.41±1.89	0.0131
1986	82–354.1 245.1±51.2	0.70–6.64 4.03±0.96	0.0276
1987	64.4–351.2 152.3±66.9	0.56–7.60 2.76±1.64	0.0181
1988	61.3–458.0 243.1±91.5	2.12–7.49 4.00±1.22	0.0164
1989	134.6–669.8 293.4±126.4	1.38–3.88 2.48±0.55	0.0084
1990	93.2–907.7 557.0±174.7	1.81–9.56 6.01±1.70	0.0108
1991	241.1–804.5 488.8±117.7	2.08–9.60 6.06±1.95	0.0124
1992	353.6–962.5 620.6±126.7	5.97–10.75 7.20±1.18	0.0116
1994	110.2–1759.1 730.1±285.7	0.74–11.35 6.31±2.17	0.0086
1995	293.3–3686.9 750.6±270.5	3.27–8.25 5.07±0.49	0.0067
В среднем за 1990-е гг.:	488.8–750.6 629.4±50.0	5.07–7.20 6.13±0.34	0.0100

coregoni Baird, *Mesocyclops leuckarti* (Claus) и их копеподитные стадии. В Угличском водохранилище роль *Copepoda*, среди которых доминируют представители родов *Mesocyclops*, *Thermocyclops*, *Acanthocyclops* и *Eudiaptomus*, значительней, чем в Ивановском водохранилище. Осенью в водохранилищах развивается смешанный копеподно-кладоцерно-ротаторный комплекс.

Несмотря на большую стабильность видового состава, за последние два десятилетия в доминантных комплексах возросла роль α - β -мезосапробов. Весной в массе размножается α -сапроб *Brachionus calyciflorus* Pallas, стал обычным веслоногий рачок *Acanthocyclops americanus* (Marsh), типичный для водоемов повышенной сапробности, в большом числе летом регистрируется β -сапроб *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller). В летнем зоопланктоне, наряду с постоянным доминированием *Daphnia cucullata*, наблюдается ежегодное массовое развитие свободно плавающих личиночных стадий дрейссены. Этому, видно, способствовало прогрессирующее зарастание и увеличение субстратов для моллюска в Ивановском водохранилище.

Многолетние изменения численности и биомассы зоопланктона рассматриваемых водохранилищ с 1973 по 1995 гг. XX в. позволили проследить с 90-х гг. возрастание количественных показателей в Ивановском и Угличском водохранилищах и снижение среднего веса зоопланктона по сравнению с 1980-ми гг. (табл. 1 и 2).

В дальнейшем зоопланктон исследовали в начале XXI в., в июне–июле 2003–2004 гг. Развитие зоопланктона в июне определялось низкими температурами воды (15.0–16.5 °C). В верхнем речном участке Волжского плеса Ивановского водохранилища численность и биомассу формировали мелкие коловратки родов *Synchaeta*, *Polyarthra*, *Keratella* (90% от общей плотности зоопланктона). Средние количественные показатели для плеса были невелики (16.0 тыс. экз./м³ и 0.03 г/м³). В Шошинском и Ивановском плесах зоопланктон количественно обогащался: средняя численность составляла соответственно 89.6 и 137.0 тыс. экз./м³, биомасса — 0.69 и 1.06 г/м³. Возрастала роль ракообразных, особенно ветвистоусых родов *Daphnia*, *Bosmina*, *Chydorus*.

В Угличском водохранилище в верхнем речном и узком участке в зоопланктоне преобладали мелкие коловратки *Synchaeta oblonga* Ehrenberg и *Polyarthra vulgaris* Carlin, в нижнем глубоководном — ракообразные (*Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni*, *Mesocyclops leuckarti*).

Средние величины численности и биомассы зоопланктона (62.6 тыс. экз./м³ и 0.65 г/м³) были ниже, чем в Ивановском плесе соответственно в 2.2 и 1.6 раза.

Таблица 3. Средние численность (N, тыс. экз./м³) и биомасса (B, г/м³) зоопланктона в пелагиали Ивановского водохранилища в июле 2004 г.

Группа	Плес					
	Волжский		Шошинский		Иваньковский	
	N	B	N	B	N	B
Rotifera	93.2±10.3	0.41±0.10	187.5	0.70	104.0±16.2	0.08±0.02
Copepoda	24.5±4.8	0.44±0.15	55.0	0.27	78.8±17.3	0.86±0.22
Cladocera	5.10±0.90	0.18±0.02	24.5	0.72	37.4±4.4	4.95±1.62
Veliger	53.5±5.8	0.22±0.01	692.5	4.85	379.2±231.4	1.31±0.73
Dreissena	176.3±10.2	1.25±0.29	959.5	6.53	599.4±241.1	7.20±2.06
Общая						

ловраток — 187.5 тыс. экз./м³ и 0.70 г/м³. Среди них преобладали *Conochilus unicornis* Rousselet (97.5 тыс. экз./м³) и *Keratella quadata* (O.F. Müller) (21.0 тыс. экз./м³), из ракообразных — *Daphnia cucullata*, *Leptodora kindtii* (Focke), *Bosmina coregoni*, *Mesocyclops leuckarti* и *Thermocyclops oithonoides* (Sars). Массового развития достигали Veliger *Dreissena* (табл. 3). Высокая плотность личинок дрейссены регистрировалась и у водозабора г. Конаково — 1069 тыс. экз./м³ и 3.53 г/м³. Наибольшее разнообразие ракообразных отмечалось в Ивановском плесе: *Daphnia cucullata*, *D. longispina* O.F. Müller, *D. galeata* Sars, *D. cristata* Sars, *Bosmina coregoni*, *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Limnospina frontosa* Sars, веслоногие родов *Mesocyclops*, *Thermocyclops*, а также *Eurytemora velox* (Lilljeborg) и *Eudiaptomus gracilis* (Sars). Ракообразные составляли основу биомассы зоопланктона (табл. 3).

В Угличском водохранилище в верхнем участке преобладали по численности коловратки и личинки дрейссены, составляющие в среднем 74% от общей плотности зоопланктона (табл. 4). В устьях рек Медведицы и Нерли (средний участок водохранилища) количественные величины Veliger *Dreissena* были максимальными и

Таблица 2. Многолетняя динамика среднелетней численности (N, тыс. экз./м³), биомассы (B, г/м³) зоопланктона и среднего веса зоопланктона (W_{ср.}, мг) в Угличском водохранилище

Год	N	B	W _{ср.}
1974	87.2±13.6	0.86±0.15	0.0099
1975	224.8±55.2	1.42±0.47	0.0063
1977	168.9±17.8	2.28±0.90	0.0135
1978	173.8±55.4	1.36±0.56	0.0078
В среднем за 1970-е гг.:	163.7±28.4	1.48±0.29	0.0094
1982	30.5±0.4	0.70±0.04	0.0229
1984	78.5±6.2	1.04±0.19	0.0132
1986	263.2±140.0	4.46±2.44	0.0169
1987	128.7±4.3	0.85±0.33	0.0066
1988	151.8±118.5	2.15±1.66	0.0142
1989	185.7±56.1	2.46±0.03	0.0132
В среднем за 1980-е гг.:	139.7±33.3	1.94±0.58	0.0145
1990	265.1±2.9	5.38±3.09	0.0203
1991	235.0±57.1	3.92±0.43	0.0167
1992	847.7±508.4	4.01±2.23	0.0047
1994	738.5	2.47	0.0033
1995	201.9±128.4	2.53±1.42	0.0125
В среднем за 1990-е гг.:	457.6±138.4	3.66±0.54	0.0115

В июле температура воды была высокой (до 22 °C). В Волжском плесе продолжали доминировать коловратки, главным образом, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg (до 95 тыс. экз./м³ и 0.51 г/м³). В устье р. Шоши зоопланктон был разнообразным и обильным. Оставалась значительной роль ко-

изменялись соответственно в пределах 633.8–731.3 тыс. экз./м³ и 2.22–2.93 г/м³. Из ракообразных здесь преобладали науплиальные и копеподитные стадии *Mesocyclops leuckarti* и *Thermocyclops oithonoides*, а также ветвистоусые *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina coregoni*. В глубоководном приплотинном участке водохранилища регистрировалась наибольшая биомасса зоопланктона (до 11.22 г/м³) за счет развития *Daphnia cucullata* и *Leptodora kindtii*.

В Иваньковском и Угличском водохранилищах встречались крупные хищные ракообразные *Heteroscope appendiculata* и *Bythotrephes longimanus* Leydig, относительно немногочисленные, но избирательно потребляемые планктофагами, в частности вселившейся каспийской тюлькой (Кияшко, Слынько, 2003).

Несмотря на морфологические и гидрологические особенности Иваньковского и Угличского водохранилищ, в обоих водоемах прослеживаются относительно сходные величины летнего обилия зоопланктона, наблюдается высокое доминирование мелкой личинки дрейссены. Общий уровень развития зоопланктона в водохранилищах по-прежнему остается высоким. Основу биомассы формируют ракообразные и личинки дрейссены (табл. 3 и 4). Veliger *Dreissena* выступает конкурентом для многочисленных ветвистоусых-фильтраторов и коловраток, являясь одновременно кормом для рыб. С другой стороны, при таком массовом развитии личинки дрейссены вносят большой вклад в очистку воды водохранилищ. Однако, водохранилища интенсивно эвтрофируются, особенно Иваньковское. Находясь под влиянием промышленных и коммунально-бытовых сточных вод, водоемы загрязняются. Ниже городов индексы сапробности значительно ниже фоновых: 2.1–2.4 против 1.4–1.6. На жизнедеятельность организмов зоопланктона отрицательное влияние оказывает тепловое загрязнение, дноуглубительные работы и добыча песчано-гравийных смесей (Ривьер, 1975; Столбунова, 1985). Негативные изменения носят локальный характер, а способность водохранилищ к самоочищению высока. Тем не менее, главной экологической проблемой остается постоянный гидробиологический мониторинг водохранилищ, отражающий антропогенное воздействие на водные экосистемы.

Список литературы

- Кияшко В.И., Слынько Ю.В. Структура пелагических скоплений рыб и современная трофологическая ситуация в открытых плесах Рыбинского водохранилища после вселения черноморско-каспийской тюльки // Инвазии чужеродных видов в Голарктике. Борок, 2003. С. 259–271.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Отв. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Ривьер И.К. Зоопланктон Иваньковского водохранилища в зоне влияния подогретых вод Конаковской ГРЭС // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 220–244.
- Столбунова В.Н. Многолетняя динамика зоопланктона Иваньковского водохранилища // Водные сообщества и биология гидробионтов. Л.: Наука, 1985. С. 50–59.
- Столбунова В.Н. Многолетние изменения зоопланктонного комплекса в Иваньковском и Угличском водохранилищах // Биол. внутр. вод. 1999. № 1–3. С. 90–98.
- Столбунова В.Н. Современное состояние зоопланктона озер Волговерховья // Водные экосистемы и организмы – 2. Матер. науч. конф. Москва. Макс Пресс, 2000а. С. 80.
- Столбунова В.Н. Зоопланктон верховьев р. Волги // Биология внутр. вод. 2000б. № 1. С. 62–67.

БАКТЕРИОПЛАНКТОН В ВОДОХРАНИЛИЩАХ СРЕДНЕЙ ВОЛГИ В ПЕРИОД АНОМАЛЬНО ВЫСОКОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ (ЛЕТО 2010 ГОДА)

Я.В. Стройнов, А.И. Копылов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, e-mail: styarr@mail.ru

В последние годы, появилось значительное количество публикаций, посвященных анализу влияния глобального потепления на биологические процессы в пресных водоемах (Mooij et al., 2005; Sipkay et al., 2009). В июле 2010 г. температура воды в водохранилищах Средней Волги достигала 27–33 °С. Изучение реакции планктонных сообществ водохранилищ на аномально высокие, для этого региона, температуры воды представлялось очень важным поскольку, данный «природный эксперимент», в определенной степени, может характеризовать состояние экосистем водохранилищ в условиях постоянно высоких температур воды и существующей антропогенной нагрузке. Цель настоящей работы — оценка изменений структурно-функциональных характе-

ристик гетеротрофного бактериопланктона под влиянием аномально высокой температуры воды и «цветения» водоема цианобактериями в Горьковском и Чебоксарском водохранилищах.

Материал для исследования был собран в ходе работ комплексной экспедиции ИБВВ РАН во время рейса НЭС «Академик Топчиев» 25–28 июля 2010 г. на 17 станциях в Чебоксарском водохранилище а также на 12 станциях в Горьковском водохранилище 21–24 июля 2010 г. Определение количества бактерий осуществляли в интегрированных образцах воды, которые получали смешиванием проб, отобранных через каждый метр от поверхности до дна. Общую численность бактериопланктона учитывали методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием красителей DAPI на черных ядерных фильтрах с диаметром пор 0.2 мкм (Porter, Feig, 1980). Препараты просматривали при увеличении 1000 раз под эпифлуоресцентным микроскопом Olympus BX51 (Япония) с системой анализа изображений. Удельную скорость роста бактерий определяли методом разбавления (Landry, Hassett, 1982). Продукцию бактериопланктона определяли как произведение удельной скорости роста и биомассы. Первичную продукцию фитопланктона измеряли радиоуглеродным методом (Романенко, Кузнецов, 1974).

Горьковское водохранилище. По содержанию хлорофилла Горьковское водохранилище характеризуется как эвтрофное (Минеева и др., 2008). В годы с обычным термическим режимом среднемесячная температура воды на поверхности Горьковского водохранилища в июле колебалась в пределах 18.4–23.0 °C (в среднем 20.0 °C) (Литвинов, Рощупко, 2001), а в июле 2010 г. составила в среднем 27.6 °C. В конце июля 2010 г. температура поверхностной воды, в среднем для исследованных станций, превышала таковую в начале августа 2001 г. в речной части на 6.3 °C, а в озерной — на 9.4 °C (табл. 1).

Таблица 1. Гидрологическая характеристика и первичная продукция фитопланктона (P_{PH}) в Горьковском водохранилище

Параметры	2001 г.	2010 г.
Русловая часть		
Глубина, м	9.2 ± 1 (5–15)*	7.6 ± 1.5 (4.5–15)
Температура, °C	20.6 ± 0.2 (19.7–21.6)	26.8 ± 0.4 (25.5–29.0)
Прозрачность, м	135 ± 7 (100–170)	106 ± 5 (80–120)
P_{PH} , мг C/(м ³ × сут)	341 ± 56 (140–564)	571 ± 143 (152–1153)
Озерная часть		
Глубина, м	11.1 ± 1.6 (6.8–15)	11.8 ± 1.6 (8–16)
Температура, °C	20.8 ± 0.4 (19.7–21.9)	29.2 ± 1.4 (27–33)
Прозрачность, м	134 ± 12 (100–160)	82 ± 13 (60–120)
P_{PH} , мг C/(м ³ × сут)	567 ± 57 (519–721)	1694 ± 338 (850–2295)

* среднее \pm ошибка (минимальная-максимальная величины).

В период более высокой, по сравнению с нормой, температурой воды скорость фотосинтеза на этих участках водохранилища были выше таковых в год с обычным температурным режимом (табл. 1). Таким образом, в июле 2010 г. в Горьковском водохранилище в условиях необычно высокой для данного региона температуры воды зарегистрированы более высокие, особенно в озерной части, по сравнению с годами с обычным температурным режимом величины первичной продукции фитопланктона. По-видимому, в период исследования более благоприятные условия для развития планктонных цианобактерий сложились в озерной части водохранилища. В итоге, водные массы на значительной акватории озерной части водохранилища в июле 2010 г. по величинам первичной продукции фитопланктона соответствовали уровню гипертрофных вод (Бульон, 1994).

Высокая температура воды, резкое увеличение концентрации и продукции фитопланктона послужили причиной интенсивного развития в 2010 г. в водохранилище гетеротрофных бактерий. Причем в озерной части, где изменения этих параметров были более существенны, численность, биомасса и продукция бактериопланктона превысили таковые в годы с обычной температурой воды, соответственно, в 2.9, 2.9 и 3.4 раза, тогда как в речной части, соответственно, в 1.8, 1.3 и 1.6 раз (табл. 2). В 2010 г. были зарегистрированы значительно более высокие величины численности и биомассы бактериопланктона, чем в 2001 г., что, по-видимому, было связано, как с более высокой первичной продукцией фитопланктона, так и с более высокой температурой воды (табл. 2). Причем более существенные изменения происходили в озерной части водохранилища. В 2001 г. не было обнаружено существенных различий в структурно-функциональных характеристиках бактериопланктона в речной и озерных частях водохранилища, тогда как в год с аномально высокой температурой воды они были значительны. В 2010 г. численность и продукция бактериопланктона в озерной части превышали таковые в речном участке в 1.8 раза (табл. 2).

Чебоксарское водохранилище. Трофический статус Чебоксарского водохранилища, по содержанию в воде биогенных элементов и концентрации хлорофилла, оценивается как эвтрофный, из всех волжских водохранилищ оно испытывает наибольшую антропогенную нагрузку (Минеева и др., 2008). Как правило, во второй половине лета температура воды на поверхности водохранилища колеблется около 22 °C, а скорость фотосинтеза фитопланктона в единице объема воды достигала 6.28–7.15 мг O₂ /(л × сут) или 1.88–2.14 г C /(м³ × сут) (Минеева, 2009). В аномально жаркое лето 2010 г. температура воды в Чебоксарском водохранилище в июле достигала 27–29 °C. Необычно высокая для Чебоксарского водохранилища температура воды в летний период 2010 г. вызвала мощное «цветение» воды цианобактериями. Первичная продукция фитопланктона, в среднем для водохранилища,

значительно превышала таковую в год с обычно наблюдаемым температурным режимом (табл. 3) и водные массы на значительной акватории водохранилища приблизились к уровню гипертрофных вод.

Таблица 2. Структурно-функциональные характеристики бактериопланктона Горьковского водохранилища

Параметры	2001 г.	2010 г.
Русловая часть		
Численность, 10^6 кл/мл	5.02 ± 0.22 (4.18-6.78)	8.94 ± 0.64 (6.34-11.27)
Средн. объем клетки, $\mu\text{м}^3$	0.103 ± 0.010 (0.060-0.153)	0.079 ± 0.010 (0.060-0.137)
Биомасса, мг/м ³	506 ± 33 (336-695)	681 ± 43 (574-868)
Биомасса, мг С/м ³	115 ± 5 (85-146)	167 ± 8 (145-198)
Уд. скорость роста, час ⁻¹	0.028 ± 0.001 (0.022-0.035)	0.033 ± 0.008 (0.017-0.064)
Продукция, мг С/(м ³ ×сут)	79 ± 5 (63-112)	130 ± 29 (70-257)
Озерная часть		
Численность, 10^3 кл/мл	5.53 ± 0.77 (3.48-8.05)	16.21 ± 1.29 (12.56-18.54)
Средний объем клетки, $\mu\text{м}^3$	0.078 ± 0.015 (0.052-0.116)	0.077 ± 0.004 (0.067-0.086)
Биомасса, мг/м ³	433 ± 119 (261-901)	1245 ± 102 (989-1489)
Биомасса, мг С/м ³	105 ± 24 (70-200)	306 ± 24 (242-355)
Уд. скорость роста, час ⁻¹	0.029 ± 0.004 (0.018-0.036)	0.032 ± 0.007 (0.017-0.047)
Продукция, мг С/(м ³ ×сут)	69 ± 13 (38-115)	237 ± 63 (97-349)
Водохранилище		
Численность, 10^3 кл/мл	5.18 ± 0.28 (3.48-8.05)	11.58 ± 1.25 (6.34-18.54)
Средний объем клетки, $\mu\text{м}^3$	0.094 ± 0.008 (0.052-0.153)	0.078 ± 0.006 (0.060-0.137)
Биомасса, мг/м ³	477 ± 45 (261-901)	886 ± 96 (574-1489)
Биомасса, мг С/м ³	110 ± 9 (70-200)	218 ± 23 (145-355)
Уд. скорость роста, час ⁻¹	0.028 ± 0.002 (0.018-0.036)	0.033 ± 0.005 (0.017-0.064)
Продукция, мг С/(м ³ ×сут)	74 ± 6 (38-115)	169 ± 32 (70-349)

Таблица 3. Гидрологическая характеристика и первичная продукция фитопланктона (P_{PH}) в Чебоксарском водохранилище

Параметры	2001 г.	2010 г.
Глубина, м	7.3 ± 1.3 (3 – 21)	7.7 ± 0.9 (3 – 16)
Температура, °С	22.1 ± 0.2 (19.9 – 22.8)	27.5 ± 0.2 (25 – 29)
Прозрачность, м	113 ± 8 (65 – 170)	97 ± 8 (40 – 190)
P_{PH} , мг С/(м ³ × сут)	597 ± 111 (138 – 1506)	1466 ± 283 (196 – 4736)

Высокая температура воды, резкое увеличение биомассы и продукции фитопланктона послужили причиной интенсивного развития в водохранилище гетеротрофных бактерий. Величины численности бактериопланктона, на большинстве станций в Чебоксарском водохранилище превышали 10 млн. кл/мл, а биомассы — 1 г/м³ (табл. 4). Минимальный и максимальный средний объем бактериальной клетки отличались 1.3 раза. Численность и биомасса бактериопланктона значительно превысили таковые в предыдущие годы (табл. 4). Величины удельной скорости роста и продукции бактериопланктона оказались выше в 2010 г., чем в 2001 г., соответственно, в 1.4 и 2.6 раз. В Чебоксарском водохранилище между интегральной первичной продукцией фитопланктона и продукцией бактериопланктона под м² наблюдалась умеренная положительная связь ($r = 0.55$).

Таблица 4. Структурно-функциональные характеристики бактериопланктона Чебоксарское водохранилища

Параметры	2001 г.	2010 г.
Численность, 10^6 кл/мл	5.14 ± 0.31 (3.67–8.05)	15.35 ± 0.86 (7.59–20.92)
Средн. объем клетки, $\mu\text{м}^3$	0.129 ± 0.016 (0.040-0.261)	0.098 ± 0.005 (0.065–0.142)
Биомасса, мг/м ³	680 ± 106 (214–1683)	1420 ± 88 (709–2128)
Биомасса, мг С/м ³	144 ± 18 (63–294)	348 ± 16 (265–475)
Уд. скорость роста, час ⁻¹	0.024 ± 0.003 (0.010–0.063)	0.033 ± 0.003 (0.012–0.052)
Продукция, мг С/(м ³ ×сут)	83.7 ± 6.6 (53.6–136.4)	258.2 ± 27.3 (118.6–574.3)

Таким образом, летом 2010 г. рекордно высокая температура воды, значительное увеличение биомассы и продукции фитопланктона послужили причиной интенсивного развития в водохранилищах Средней Волги планктонных гетеротрофных бактерий. Полученные результаты свидетельствовали о резком ухудшении качества воды в водохранилищах в период аномально высокой температуры воды. Согласно «Комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши» (Оксиюк и др., 1993), по величинам общей численности бактериопланктона качество воды на значительной акватории водохранилищ оценивалось как «весьма грязная». Экспериментальные исследования Христоферсена с соавторами (Christoffersen et al., 2006) показали, что повышение температуры воды, выше обычной, на 2.5–4.4 °С будет иметь существенное влияние на развитие природных микробных сообществ при условии высокой обеспеченности питательными веществами. Исследования, проведенные летом 2010 г., показали, что повышение температуры воды в Чебоксарском и Горьковском водохранилищах примерно на 5 °С, при существующих гидрологическом, гидрохимическом режимах и антропогенной нагрузке, может привести к существенному развитию гетеротрофных микроорганизмов, увеличению трофического статуса и значительному ухудшению качества воды водохранилищ.

Список литературы

- Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука, 1994. 222 с.
- Литвинов А.С., Роцупко В.Ф. Особенности термического режима // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ. 2001. С. 18–22.
- Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус. 2009. 279 с.
- Минеева Н.М., Литвинов А.С., Степанова И.Э., Кочеткова М.Ю. Содержание хлорофилла и факторы его пространственного распределения в водохранилищах Средней Волги // Биология внутр. вод. 2008. № 1. С. 68–77.
- Оксиук О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–76.
- Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. Лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.
- Caron D.A. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy and comparison with other procedures // Appl. Environ. Microbiol. 1983. V. 46. N. 2. P. 491–498.
- Christoffersen K., Andersen N., Sondergaard M. et al. Implications of climate-enforced temperature increases on freshwater pico- and nanoplankton populations studied in artificial ponds during 16 months // Hydrobiologia. 2006. V. 560. P. 259–266.
- Landry M.R., Hassett R.P. Estimating the grazing impact of marine micro-zooplankton // Marine Biology. 1982. V. 67. P. 283–288.
- Mooij W.M., Hülsmann S., De Senerpont L.N. et al. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review // Aquatic Ecol. 2005. V. 39. P. 381–400.
- Porter K.G., Feig Y.S. The use DAPI for identifying and counting of aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. 1980. V. 25. N. 5. P. 943–948.
- Sipkay Cs., Kiss K.T., Vadadi-Fülöp Cs., Hufnagel L. Trends in research on the possible effects of climate change concerning aquatic ecosystems with special emphasis on the modeling approach // Appl. Ecol. Environment. Res. 2009. V. 7. № 2. P. 171–198.

СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В СОСТАВЕ ФИТОПЛАНКТОНА КУЙБЫШЕВСКОГО, САРАТОВСКОГО И ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

¹Н.Г. Тарасова, ¹Т.Н. Буркова, ¹Е.С. Кривина, ²Е.Н. Унковская

¹Институт экологии Волжского бассейна РАН,

²Волжско-Камский государственный природный биосферный заповедник, tnatag@mail.ru

Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское водохранилища — шестая, седьмая и восьмая ступени Волжского каскада. Время их создания относится ко 2-ой половине XX в. В октябре 1955 г. было закончено строительство плотины у г. Жигулевска, и началось заполнение Куйбышевского водохранилища, которое закончилось в июне 1957 г. В октябре 1958 г. русло Волги было перекрыто плотинной у г. Волгограда и в 1960 г. закончилось наполнение Волгоградского водохранилища. В 1967 г. между этими двумя водоемами было начато создание Саратовского водохранилища, путем перекрытия русла Волги у г. Балаково, которое закончилось в 1969 г. Основные морфометрические и гидрологические характеристики водохранилищ представлены в табл. 1.

Исследования фитопланктона незарегулированной Волги, в районе будущих водохранилищ, было начато более 100 лет назад (Zykoff, 1902; Болохонцев, 1902, 1903; Шутов, 1922 и др.). Огромный вклад в изучение этого вопроса в XX в. внесли сотрудники ИЭВБ РАН, Саратовского отделения Гос. НИИОРХ, Тольяттинской ГМО. В конце 1990-х – начале 2000-х гг. выходит ряд обобщающих работ по этому вопросу (Герасимова, 1996; Паутова, Номоконова, 1994; Попченко, 2001; Экология фитопланктона ..., 1989; Фитопланктон Нижней Волги ..., 2003).

Таблица 1. Некоторые морфометрические и гидрологические характеристики водохранилищ (по: Государственный водный кадастр ..., 1985)

Характеристика	Водохранилище		
	Куйбышевское	Саратовское	Волгоградское
НПУ (м)	53	28	15
Длина (км)	430	340	524
Максимальная ширина (км)	26	11	17
Глубина (м)			
средняя	9.3	7	10
максимальная	41	28	41
Площадь водосбора (тыс. км ²)			
общая	1180	1270	1340
боковой приточности	102	80	70
Площадь (км ²)			
водного зеркала	6150	1830	3120
мелководной зоны	1035	329	565
Объем воды (км ³)			
полный	53.3	12.7	31.4
полезный	33.9	1.75	8.25
Показатель водообмена (число раз в год)	4.1	17.97	7.57
Вид регулирования	сезонный	недельный	сезонный

В данной работе приведены материалы наших исследований, полученные в результате наблюдений за фитопланктоном Куйбышевского водохранилища в летний период 2006–10-х гг., Саратовского — 2006–2007 гг., Волгоградского — в 1994 г.

Пробы фитопланктона отбирали и обрабатывали по общепринятым гидробиологическим методикам (Методика ..., 1975). Для идентификации планктонных водорослей использовали определители серий: «Определители пресноводных водорослей СССР»; «Визначник прісноводних водоростей Української РСР», «Suswasserfloravon Mitteleuropa».

Структурные изменения в составе фитопланктона указанных водохранилищ начали происходить с 60-х гг. XX в., т.е. сразу, после их зарегулирования. В начале 1960-х гг. в состав фитопланктона вошла солоноватоводная водоросль *Skeletonemasu bsalsum* (Cl.-Euler) Bethge. Этот вид отмечался в 1964 г. как наиболее характерный для Волгоградского водохранилища и дельты реки, как по численности, так и продолжительности вегетации (Волошко, 1969). В наших исследованиях он продолжает активную вегетацию во всех трех водохранилищах и входит в ранг доминирующих и по численности и по биомассе водорослей.

Следующие значительные изменения в фитопланктоне происходили в конце 80-х гг. XX в. В это время в его составе в Саратовском и Куйбышевском водохранилищах был зарегистрирован *Actinocyclus variabilis* (Makar.) Makar. — солоноватоводный вид (Зеленевская, 1998; Генкал и др., 1992), позднее устойчиво вошедший в состав доминирующего по биомассе комплекса видов водорослей всех указанных водохранилищ в позднелетний период. В настоящий период *A. variabilis* регистрируется во всех водохранилищах Волги.

С 1985 г. в составе доминирующего комплекса в раннелетний период Куйбышевского (Экология фитопланктона ..., 1989) начинает входить представитель криптофитовых водорослей — *Chroomona sacuta* Uterm. Как показали наши исследования, в настоящий период он входит в состав доминирующего комплекса видов водорослей в раннелетний период во всех трех рассматриваемых водохранилищах.

Проводимые совместно с ИБВВ работы по идентификации мелкоклоточных диатомовых планктонных водорослей под электронным микроскопом помогли выявить в составе Куйбышевского водохранилища балтийского вселенца — *Cyclotella striata* var. *Ambigua* Grun. (Генкал и др., 2005). Под световым микроскопом этот вид идентифицировать трудно, поэтому установить его наличие или отсутствие в других водохранилищах на настоящий момент невозможно.

В 2009 г. в Приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища было отмечено массовое развитие еще одного галофильного вида диатомовых водорослей — *Amphora coffeaformis* C. Agardh., который доминировал здесь и по численности и по биомассе на фоне массового развития в водоеме цианопрокариот. Этот вид отмечался для Саратовского и Волгоградского водохранилища ранее (Волга и ее жизнь, 1978), однако в ранге доминант не значился. В Куйбышевском водохранилище эта водоросль ранее не встречалась. Кроме того, в Приплотинном плесе единично впервые для водохранилища был встречен еще один вид-галофил *Chaetoceros muelleri* Lemmerman.

Начиная с 2006 г. на мелководьях Волго-Камского плеса Куйбышевского водохранилища нами отмечается массовое развитие *Planktothrix gardii* Gomont. Здесь этот представитель цианопрокариот устойчиво входит в ранг доминирующих видов. В 2010 г. этот вид входил также в состав доминирующих на отдельных участках Куйбышевского водохранилища: в районе устья р. Свияги его численность достигала 5.35 млн. кл./л. Специальные исследования в июне 2011 г. в месте впадения ливневки ВАЗа в водохранилища позволили установить, что *Planktothrix gardii* активно развивается во всей прибрежной зоне водохранилища. Численность вида изменялась от 0.032 до 0.75 млн. кл./л, а частота встречаемости составила — 86%. При этом в 28% проб он входил в ранг доминирующего по численности комплекса видов водорослей. В Саратовском водохранилище в 2006–2007 гг. вносил существенный вклад в формирование количественных показателей развития фитопланктона. Однако в состав доминирующего комплекса вид входил лишь при абсолютном максимуме развития, наблюдавшимся в конце июня: 144 тыс. кл./л в 2006 г. и 186 тыс. кл./л в 2007 г.

В июне 2007 г. в Саратовском водохранилище было зарегистрировано развитие *Cylindrospermum minutissimum* Collins — широко распространенный в загрязненных водах вид, активно развивающийся при нефтяном загрязнении. Максимальная численность вида (436 тыс. кл./л) отмечалась в сообществе одного из видов тонколистных рдестов. Ранее этот вид в Саратовском водохранилище не встречался.

Массовое развитие в водохранилищах двух последних видов свидетельствует о начавшемся переходе к развитию в водоемах безгетероцистных нитчатых синезеленых водорослей планктотрихетового типа.

Таким образом, структурные изменения, начавшиеся в фитопланктоне волжских водохранилищ в середине XX в., продолжают. Особенно значительны они среди диатомовых и синезеленых водорослей. В состав альгофлоры водохранилищ продолжается вселение новых солоноватоводных представителей отдела Bacillariophyta, обитающих как в южных (Каспийском), так и северных (Балтийском) морях. Эти виды активно развиваются во всех трех рассматриваемых водоемах, устойчиво входя в ранг доминант. Нитчатые безгетероцистные цианопрокариоты начинают играть значительную роль в фитопланктоне Саратовского и Куйбышевского водохранилищ, входя в летний период в доминирующий комплекс видов водорослей.

Список литературы

- Болохонцев Е.Н. Матеріалы для изучения фитопланктона Волги по наблюдениямъ съ 15 іюля по 4-е сентября 1901 года // Отчетъ Волж. біол. ст. Сарат. об-ва Естествоиспытат. и Любителей Естествозн. за лѣто 1901 г. Саратов, 1902. С. 93–101.
- Болохонцев Е.Н. Наблюдения надъ фитопланктономъ Волги за лѣто 1902 г. // Ежегодникъ Волж. біол. ст. и Сарат. об-ва Естествоиспытат. и Любителей Естествозн. 1903. Вып. 1. С. 65–155.

Волга и ее жизнь. Л., 1978. 350 с.

Волошко Л.Н. Фитопланктон Нижней Волги и некоторых основных рукавов ее дельты // Гидробиологический журнал. 1969. Т. V, № 2. С. 32–37.

Генкал С.И., Королева Н.Г., Попченко И.И., Буркова Т.Н. Первая находка *Actinocyclus variabilis* (Makar.) Makar. в Волге.

Генкал С.И., Паутова В.Н., Номоконова В.И., Тарасова Н.Г. Новая находка диатомовой водоросли *Cyclotella striata* var. *Ambigua* Grun. в Куйбышевском водохранилище // IX школа диатомологов России и стран СНГ. Морфология, систематика, онтогенез, экология и биогеография. Борок, 2005. С. 9.

Герасимова Н.А. Фитопланктон Саратовского и Волгоградского водохранилищ. Тольятти, 1996. 200 с.

Государственный водный кадастр. Разд.1. Поверхностные воды. Сер. 3. Многолетние данные. Многолетние данные о режиме и ресурсам поверхностных вод суши. Ч. 2. Озера и водохранилища. Т. 1. РСФСР. Вып. 24. Бассейны рек Волги (среднее и нижнее течение) и Урала. Л., 1985. 517 с.

Зеленевская Н.А. Мониторинг фитопланктона и оценка экологического состояния Саратовского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. Наук. Тольятти, 1998. 20 с.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. Л.: Наука, 1975. 240 с.

Паутова В.Н., Номоконова В.И. Продуктивность фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Тольятти, 1994. 188 с.

Попченко И.И. Видовой состав и динамика фитопланктона Саратовского водохранилища. Тольятти, 2001. 148 с. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовые реки. СПб.: Наука, 2003. 232 с.

Шутов Д.А. Материалы к флоре зеленых водорослей планктона р. Волги // Работы Волж. биол. ст. 1922. Т. VI, № 4. С. 215–232.

Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л., 1989. 304 с.

Zykoff W.P. Das pflanzliche Plankton der Wolga bei Saratow // Biol. Central bl. 1902. Bd. XXII.

ЗООПЛАНКТОН МАЛЫХ И СРЕДНИХ РЕК БАСЕЙНА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

М.Л. Тарбеев

Нижегородская лаборатория ФГБНУ Гос НИОРХ

603116, Нижний Новгород, Московское шоссе, 31, tarbeevm@mail.ru

Территория водосбора Чебоксарского водохранилища составляет 1360000 км² (по данным Государственного водного реестра) и относится к различным геоморфологическим, климатическим и почвенно-растительным зонам Русской равнины.

В средней и нижней частях водохранилища (от устья Оки до Чебоксарской ГЭС в пределах Нижегородской области, республики Марий Эл и Чувашии) наблюдается значительная асимметрия в строении берегов. Правый берег — высокий и крутой, левый — низкий, пологий.

Различия и особенности водосбора лево- и правобережных притоков водохранилища в значительной степени определяют различия их гидрологического, гидрохимического режимов и т.д., что в итоге сказывается на неоднородности водных масс Чебоксарского водохранилища.

Сеть малых и средних рек, входящих в состав территории его водосбора являются резервом хранения и воспроизводства биоресурсов. По геостоку (суммарному речному стоку) гидробионты проникают в водохранилище, участвуя в пополнении биологических запасов последнего.

В составе гидробионтов наиболее характерным индикатором гидрологической картины речной системы бассейна Чебоксарского водохранилища являются сообщества зоопланктона. Они чутко реагируют на антропогенные и природные изменения в руслах рек.

По левобережью был исследован зоопланктон рек Узола, Линда, Песчаная, Везлома, Керженец, Козленец, Ухтышь, Ветлуга, Уста, Малая Какша, Вол, Шаранга, Черная, Вая., Рутка, Арда, Парат, Астраханка.

По правобережью бассейна Чебоксарского водохранилища изучен зоопланктон рек Лух, Теза, Ухтохма, Клязьма, Сейма, Сарма, Кудьма, Великая, Озерка, Сундовик, Пужава, Палец, Сура, Медяна, Большая Медяна, Медянка, Киша, Кишма, Сарга, Ежать, Пекшадь, Вадок, Анда, Теша, Сережа, Алатырь, Ельтма, Пандус, Рудня, Сатис, Сухой Сатис, Лапша, Пуза, Сарма, Мокша, Велетьма, Большая Юнга, Сундырь, Малая Юнга, Сумка.

Зоопланктон включал 175 видов, что незначительно больше, чем было отмечено А. Крыловым (2005) для бассейна Верхней Волги — 157 видов. Однако процентное соотношение коловраток, ветвистоусых и веслоногих в бассейне Средней Волги имело сходный характер. Основу фауны составляли коловратки — 80 видов (46%) и ветвистоусые ракообразные — 68 видов (39%). Веслоногих ракообразных было отмечено 27 видов (15%). Из общего количества видов 22% принадлежало к группе истинно планктонных, 61% — зарослевых и прибрежных, 17% — придонных.

В Чебоксарском водохранилище между тем было отмечено 170 видов зоопланктона (Шурганова и др., 2003). Таким образом, число видов Чебоксарского водохранилища и рек его бассейна находится примерно на одном уровне.

Подробный обзор видового состава зоопланктона малых и средних рек был представлен в работах (Тарбеев, Баянов, 2007, 2008; Тарбеев, Шурганова, 2011).

Большинство обнаруженных видов являются эврибионтными с высокой экологической пластичностью.

Большинство идентифицированных видов зоопланктона (62% от общего числа видов) являлись показателями β -мезосапробной зоны, 27% — показателями олигосапробной, 1% — полиморфной зоны. Значения индексов сапробности по зоопланктону колебались от 1.30 (р. Козленец) — II класс качества до 2.85 (р. Теша) IV класс качества, Качество воды большинства рек соответствовало III классу (вода «умеренно-загрязненная»).

Сезонная динамика численности зоопланктона малых рек бассейна Чебоксарского водохранилища имела одновершинную кривую (иногда двойную), которая у рек с разной степенью антропогенной нагрузки приходится на разные месяцы. Так, в городской р. Левинке с максимальной степенью антропогенной нагрузки всплеск численности и биомассы приходился на май, в менее подверженной антропогенной нагрузке р. Кудьма на июнь, в р. Линда с небольшой степенью антропогенной нагрузки на июнь и июль месяцы.

Попытка оценить трофность водотоков по структурным показателям зоопланктона, рассчитанным Андрониковой для озер в 1996 г. показала, что малоинформативным для малых рек является показатель соотношения биомасс *Cyclopoida* и *Calanoida* (B_{Cycl}/B_{Cal}) вследствие либо полного отсутствия наличия калянид в реках, либо ничтожно малого их присутствия. Между тем в водохранилищах этот показатель работает. Соотношение эвтрофных и олиготрофных индикаторных видов зоопланктона (Э/О) также малоприменяемо для рек. В основном это связано с наличием течения и более случайным распределением планктонных видов-индикаторов по продольному и поперечному профилям течения, а также с тем, что большинство из видов являются β -мезосапробами. Реки требуют разработки собственных видов-индикаторов зоопланктона, причем учитывая достаточно широкую экологическую пластичность последних, это должно быть соотношение не числа видов, а их количественных характеристик. Соотношение хищных форм к мирным мало информативно для малых рек в плане определения трофности водоема, оно характеризует собой скорее стадию развития экосистемы. В малых реках к хищным формам относятся коловратки рода *Asplanchna*, ветвистоусые ракообразные *Polyphemus pediculus* и *Leptodora kindtii*, зрелые стадии веслоногих рачков. Первые три представителя зоопланктона в малых реках являются непостоянным компонентом ценозов, имеют специфику сезонного развития или случайно-го проникновения из крупных рек, пойменных озер.

Наиболее информативными остаются такие характеристики, как средняя биомасса гипотетического зоопланктона (B/N), отношение биомассы ракообразных к биомассе коловраток (B_{crust}/B_{rot}), отношение численности ветвистоусых ракообразных к численности веслоногих (N_{clad}/N_{cop}).

Учитывая, что в первую очередь трофность водотока определяется накоплением азота и фосфора, то по классификации (Романенко и др., 1990) большинство рек попадают в класс эвтрофный и выше (с вкраплениями мезотрофных и олиготрофных участков, как правило, там, где высокая скорость течения).

Это подтверждает, что при общем высоком уровне биогенов, поступающих в речной поток, распределение их и влияние на сообщества живых организмов неравномерно по продольному и поперечному профилю водотоков, а зависит от скорости течения, особенностей рельефа русловой части, водосбора и извилистости реки.

Значимой корреляции между накоплением нитратов с фосфором и исследованными показателями структуры зоопланктона рек выявлено не было (таблица). Однако можно было установить очень слабые отрицательные и положительные зависимости.

Таблица. Корреляционная зависимость между NO_3 , PO_4 и показателями структуры зоопланктона рек

Показатели	B/N	Bcrust/Brot	Nclad/Ncop	B3/B2	по Мезаметс
Нитраты	-0.05	-0.05	-0.02	-0.05	0.07
Фосфор	0.005	0.03	0.08	-0.06	-0.02

Так средняя индивидуальная биомасса зоопланктона, отношение биомасс ракообразных и коловраток, а также отношение численностей ветвистоусых к веслоногим в исследованных реках при увеличении числа нитратов

уменьшалась, но при увеличении фосфора увеличивалась. Индекс трофии по Мязметс, наоборот, увеличивался при увеличении нитратов и уменьшался при увеличении фосфора.

Слабые корреляционные зависимости говорят о неоднозначном поведении каждого из показателей структуры зоопланктона в реках.

Список литературы

- Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.
- Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. М.: Наука, 2005. 263 с.
- Романенко В.Д., Оксик О.П., Жукин В.Н. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные экосистемы. Киев: Наук. думка, 1990. 256 с.
- Тарбеев М.Л., Баянов Н.Г. Cladocera малых рек Правобережья р. Волги в Нижегородской области // Матер. Всерос. школы-конференции «Ветвистоусые ракообразные: систематика и биология». Нижний Новгород, 2007. С. 343–347.
- Тарбеев М.Л., Баянов Н.Г. Видовой состав зоопланктона средних и малых рек Нижегородской области в 2004–2007 гг. // Тр. Всерос. школы-конф. «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана», Борок, 2008. Ярославль, 2008. С. 285–292.
- Тарбеев М.Л., Шурганова Г.В. Видовой состав зоопланктона малых и средних рек Нижегородского Поволжья и некоторых сопредельных территорий // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. № 2, часть 2. Нижний Новгород, 2011. С. 133–137.
- Шурганова Г. В., Черепенников В. В., Артельный Е. В. Динамика пространственного распределения основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища // Поволжский экологический журнал. 2003. № 3. С. 297–304.

ОЦЕНКА ИНЕРЦИИ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ

В.Г. Терещенко

Институт биологии внутренних вод РАН,

152742 Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, tervlad@ibiw.yaroslavl.ru

В настоящее время в экологии накоплен обширный материал, который позволяет описать структуру сообщества и экологических ниш, выявить типы структур и экологические факторы, которые влияют на видовую структуру, анализировать связь структуры с устойчивостью сообщества (Песенко, 1982; Решетников и др., 1982; Жаков, 1984; Свирежев, Логофет, 1982; Джиллер, 1988; Бигон и др. 1989 и др.). Последующий анализ должен способствовать выявлению движущих сил структурных перестроек и соотношению внутренних и внешних причин, лежащих в его основе. Вместе с тем, механизмы функционирования сообщества изучены еще недостаточно. В частности, практически отсутствуют исследования его динамических свойств.

Известно, что различные воздействия приводят к перестройкам в видовой структуре сообщества. Важно, что они проходят за определенное время путем последовательных преобразований. Следовательно, реакция сообщества на внешние воздействия в значительной мере обусловлена его инерционностью (Романовский и др., 1975), т.е. сообщество относится к сложным динамическим системам (Антомонов, 1977; Биологическая кибернетика, 1977). Живые системы проявляют приспособительные реакции в ответ на ухудшение условий обитания, однако, в какой степени выражена эта способность, какие механизмы адаптации присутствуют в живом мире и как они соотносятся друг с другом — эти вопросы до сих пор остаются без ответа (Ликявичус, 1986). Это можно сказать и об адаптивной функции саморегулирования сообщества. В ответ на ухудшение условий среды, прежде всего, изменяется обилие различных видов животных, происходят перестройки в сторону доминирования наиболее приспособленных. Время реагирования зависит как от скорости изменения условий среды, так и динамических свойств, присущих самим сообществам, от его инерции. Чем динамические свойства сообщества лучше (инерция меньше), тем меньше времени оно находится под прессом неблагоприятных условий. Таким образом, инерция может быть одним из показателей кинетического совершенства и способности к адаптации.

В механике «инерция — свойство материи, состоящее в стремлении каждой точки материального тела сохранять без изменения величины и направление своей скорости. Существование этого свойства в материи принимаем как одно из основных начал механики» (Брокгауз, Ефронь, 1894). И еще, «инерция — самонедетельность, неспособность тела без содействия внешних сил изменить свое состояние покоя или движения» (там же).

В биологии введено понятие биологической инерционности микроорганизмов, которое состоит в конечном времени адаптации клеток к новым условиям питания. Это означает, что при изменении концентрации субстрата скорость роста клеток изменяется не сразу, а лишь спустя некоторое время. Такая инерция, по видимому, связана с существенной перестройкой всего внутреннего аппарата клетки (Романовский и др., 1975).

Таким образом, инерцию сообщества можно определить, как его внутреннее свойство оставлять неизменной свою структуру и функционирование при отсутствии воздействия и продолжать начатое изменение при наличии воздействия. Биологический смысл инерции связан с тратой времени на реагирование, взаимодействие между особями и со структурной перестройкой. Это свойство отражает динамическое совершенство сообщества. Уменьшение инерции увеличивает адаптацию сообщества к нарушающим воздействиям, поскольку оно может скорее адаптироваться к изменению условий среды. По сути, это — аналог отбора на кинетическое совершенство С.Э. Шноля (1979).

Цель данной работы состоит в описании метода оценки инерции сообщества на примере рыбного населения внутренних водоемов

Материалом для анализа послужили материалы статистики уловов рыб крупных промысловых водохранилищ, на которых хорошо был налажен промысел, учет и контроль выловленной рыб, с первых лет их создания до этапа стабилизации ихтиофауны (Лузанская, Савинова, 1960; Лузанская, 1965, 1970; Ковалева, 1972; Шимановская и др., 1977; Исаев, Карпова, 1980). В анализируемый период (до конца 1970-х гг.) в водоемах вылавливались и учитывались до половины обитающих в них видов, т.е. данные по уловам рыб были репрезентативны (Кудерский, Печников, 2002). Взяв суммарный вылов за год, что нивелирует колебания видового состава уловов, т.к. они получены в разные сезоны, на различных биотопах и с применением разных орудий лова (Терещенко, Терещенко, 1987). Поскольку доля «мелочи III группы» в исследованных водоемах невелика, то информация по этой группе в расчетах не учитывалась. Проверка показала, что ее разноска по видам рыб приводит к незначительным изменениям величины структурных показателей. Важно, что изучение структурных перестроек в рыбной части сообщества внутренних водоемов основано на анализе *динамики* индекса разнообразия, который слабо зависит от присутствия или отсутствия редких видов, играющих небольшую роль в функционировании данных надорганизменных систем.

Поскольку инерция проявляется в возникновении или прекращении движения, то и метод ее оценки должен исходить из анализа динамики перестроек при внешних воздействиях. Анализ таких процессов хорошо разработан в теории автоматического регулирования и управления. Ее своеобразие и ценность заключается в том, что в ней применяется общий подход к исследованию любой системы независимо от вида описывающих ее уравнений (Гродинз, 1966). Говоря языком теории регулирования, метод оценки инерции сообщества заключается в анализе переходных процессов. В работе любой системы различают переходные и установившиеся режимы. Если на входе системы происходит какое-либо резкое изменение (с одной постоянной величины на другую), то выход системы перестраивается не сразу, а в течение некоторого времени (так называемого переходного периода); лишь по окончании этого периода система переходит в новое установившееся состояние.

Новое установившееся состояние зависит от внешнего воздействия, а протекание переходного определяется внутренними свойствами исследуемого объекта и, прежде всего, его инерцией. Каждый тип динамических систем, различающийся по своим инерционным свойствам, по-разному реагирует на внешнее воздействие, и его реакция на стандартное воздействие описывается разными уравнениями. Из параметров этих уравнений и можно определить инерцию системы. В качестве стандартного воздействия часто используют ступенчатое. Пример такого воздействия — зарегулирование стока реки при создании водохранилищ. При этом резко изменяются и условия существования рыб. Если ранее они были оптимальными для рыб, живущих на течении (реофильных видов), то после строительства плотины создаются благоприятные условия для жизни рыб озер (лимнофильных видов).

Нарушающие воздействия на водоем могут вызвать изменения в видовом богатстве, составе доминирующего комплекса, соотношении видов различных экологических групп и т.д., что отражается на интегральных индексах структуры сообществ, в частности индексе биологического разнообразия, основанного на формуле Шеннона: $H = - \sum_{i=1}^N p_i \times \log_2 p_i$, где p_i — доля i -го вида по массе; N — число видов в улове.

Сосредоточив основное внимание на анализе динамики разнообразия рыбного населения, т.е. на двух важных структурных показателях, а именно числе видов и их относительном обилии (по биомассе), мы идеализируем свойства изучаемой системы. Однако для решения ряда задач (выявление нормы, оценка величины структурных изменений и скорости реагирования рыбного населения) такая идеализация на наш взгляд не только допустима, но и необходима. Получаемая же при этом информация о равновесной структуре рыбного населения, величине и скорости изменений при воздействии различных факторов позволит подойти к изучению общих принципов устройства и функционирования рыбной части сообществ, а также к определению типов их структур и основных управляющих ими закономерностей.

По нашим данным качественно динамика разнообразия рыбного населения ряда водохранилищ Волги, Днепра и Дона (Каневского, Куйбышевского, Рыбинского, Цимлянского) в процессе формирования ихтиофауны соответствует реакции инерционного звена второго порядка на ступенчатое воздействие (Терещенко, 2005). Механическая модель такого процесса — пружина жесткостью K с прикрепленным грузом массы M , колеблющаяся в среде с трением R . Колебание такой системы описывается уравнением:

$Y'' + (R/M) \cdot Y' + (K/M) \times Y = F/M$, где Y — отклонение системы, т.е. разность между состоянием в данный год и равновесным разнообразием рыбного населения после строительства плотины; Y' , Y'' — соответственно первая и вторая производные по времени отклонения системы, а M — инерция рыбного населения; R — коэффициент, аналогичный трению или вязкости; K — коэффициент, аналогичный жесткости пружины. В данном случае он определяет степень стремления системы к оптимальной зоне; F — воздействие на систему.

Биологическую модель данного процесса можно сформулировать следующим образом. Рыбная часть сообщества рассматривается как единое целое, т.е. она обладает эмерджентными свойствами, не сводимыми к свойствам входящих в нее популяций. Рыбное население относится к саморегулирующим надорганизменным системам, что проявляется в колебательном ответе его на внешнее нарушающее воздействие.

Данное уравнение при условии отсутствия воздействия иных сильных нарушающих факторов описывает динамику разнообразия рыбной части сообщества водохранилища от его создания до стабилизации состава и структуры рыбного населения, включая и этап стабилизации ихтиофауны. Однако антропогенное воздействие и не устойчивый режим уровня водохранилища приводят к ограничениям применения данного уравнения для описания формирования ихтиофауны водохранилища, что снижает объем пригодной информации для оценки параметров уравнения структурных перестроек рыбного населения при ступенчатом воздействии. Для оценки параметров переходного процесса применен метод, обеспечивающий интерполяцию и аппроксимацию данных моделью суммы экспонент (Марпл, 1990), которые описывают квазипостоянный уровень разнообразия, переходной процесс и квазистационарное колебание (табл.).

Кроме того, анализ графика переходного процесса позволяет также простыми методами оценить некоторые параметры, характеризующие динамические свойства рыбного населения и называемые показателями качества системы. К ним относятся время установления, перерегулирование и частота колебаний (Зайцев, 1975).

Таблица. Параметры модели переходного процесса динамики разнообразия рыбного населения при формировании ихтиофауны водохранилищ, оцененные методом Прони, и показатели качества регулирования

Водохранилище	Разнообразие, бит		K/2M	M/R	Параметры переходного процесса		
	Начальное	Стабильное			$t_{уст}$, годы*	ΔY_{max} , %*	T, годы*
Каневское	2.2	2.9	0.05	<u>2.0</u>	3	<u>50</u>	7
Кременчугское	2.3	2.8	0.03	6.2	3	30	7
Куйбышевское	1.6	2.4	0.15	7.8	4	25	3
Цимлянское	1.6	2.3	0.25	<u>2.0</u>	3	<u>40</u>	4

* $t_{уст}$ — время установления; ΔY_{max} — перерегулирование; T — период колебаний.

Время установления $t_{уст}$ — промежуток времени, по истечении которого управляемая величина в первый раз достигает своего установившегося значения; $t_{уст}$ характеризует скорость процесса управления.

Перерегулирование ΔY_{max} — отношение максимального отклонения управляемой величины (Н) относительно своего установившегося значения в направлении, противоположном начальному отклонению.

Период колебаний T — время между ближайшими максимумами или минимумами колебания.

Параметры переходного процесса для рыбного населения исследованных водохранилищ согласуются с выполненной оценкой их инерции (табл.). Так, наибольшая инерция характерна для рыбной части сообщества Куйбышевского водохранилища, для которого отмечено и минимальное перерегулирование, а наименьшая инерция и максимальное перерегулирование — для Каневского и Цимлянского водохранилищ.

Таким образом, предложен метод и на примере рыбного населения водохранилищ оценена инерция и другие его динамические параметры. Метод состоит в анализе динамики структуры при действии ступенчатого нарушающего воздействия. Для рыбной части сообщества — это формирование ихтиофауны водохранилищ при условии, что в данный период нет других существенных воздействий на водоем. Кроме того, эти данные позволяют оценить и другие его динамические параметры — время регулирования, величину перерегулирования и т.д.

Изучение инерции — это необходимое условие для прогнозирования динамики сообщества в изменчивых условиях среды. Более того, инерция отражает способность к адаптации и кинетическое совершенство сообщества. Поэтому, изучение инерции позволит глубже понять механизмы его функционирования и регулирования.

Работа выявила необходимость усложнения биологической модели для описания динамических свойств рыбного населения равнинных водохранилищ умеренной зоны. Исходя из анализа динамики соотношения в уловах рыб различных фаунистических комплексов в процессе формирования ихтиофауны, усложнение модели состоит в представлении о рыбной части сообщества как о двух связанных группах видов, которые близки по динамическим свойствам.

Известно, что основное значение в водоемах Волги, Днепра и в верховьях Дона имели виды бореально-равнинного и понтического пресноводного комплексов. В начале формирования водохранилищ наибольшей численности достигали виды, принадлежащие к бореально-равнинному комплексу — щука, окунь, плотва, язь, карась, ерш и др. Виды этой группы раньше становятся половозрелыми, что позволяет им наиболее полно использовать благоприятные условия размножения и нагула первые годы заполнения водохранилищ. Они быстро наращивать численность и ихтиомассу и тем самым первыми вступать в промысел (Гордеев, Ильина, 1978). Данные популяции и целом группа этих видов обладают меньшей инерцией. Постепенно эта группа видов уступает место более инерционным видам понтического пресноводного комплекса — лещ, синец, густера, уклейка и др.

Механический аналог данной модели — система двух различных по инерции (массе) грузов на пружинах, связанных между собою третьей пружиной.

Автор выражает благодарность с.н.с. Днепропетровского национального университета им. О. Гончара к.ф.-м.н В.Ф. Боркулько за проведенные расчеты параметров уравнения модели динамики разнообразия рыбного населения.

Работа выполнена при частичной поддержке гранта ОБН РАН по программе «Биологические ресурсы России».

Список литературы

- Антомонов Ю.Г. Моделирование биологических систем. Киев: Наукова думка, 1977. 248 с.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. В 2-х томах. М.: Мир, 1989. Т. I. 667 с. Т. II. 477 с.
- Биологическая кибернетика / Под ред. А.Б. Когана. М.: Высшая школа, 1977. 403 с.
- Брокгауз Ф.А., Ефронь И.А. Энциклопедический словарь. Т. XIII, Кн. 26. 1894. С. 183.
- Гордеев Н.А., Ильина Л.К. Особенности естественного воспроизводства популяций рыб в водохранилищах Волжско-Камского каскада // Теоретические аспекты рыбохозяйственных исследований водохранилищ. Л.: Наука, 1978. С.8–21.
- Гродинз Ф. Теория регулирования и биологические системы. М: Мир, 1966. 168 с.
- Джиллер П. Структура сообществ и экологическая ниша. М.: Мир, 1988. 188 с.
- Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. М.: Наука, 1984. 144 с.
- Зайцев Г.Ф. Теория автоматического управления и регулирования. Киев: Вища школа, 1975. 424 с.
- Исаев А.И., Карпова Е.И. Рыбное хозяйство водохранилищ. М.: Агропромиздат, 1980. 304 с.
- Ковалева М.П. Уловы и рыбопродуктивность водохранилищ СССР // Рыбохоз. изучение внутр. водоемов. Вып. 11. Л: ГосНИОРХ, 1972. С. 38–68.
- Кудерский Л.А., Печников А.С. Динамика рыбного населения озера // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. С. 224–237.
- Лежачий Э. Элементы общей теории адаптации. Вильнюс: Мокслас, 1986. 273 с.
- Лузанская Д.И. Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов СССР (справочник). М.: Пищев. пром., 1965. 600 с.
- Лузанская Д.И. Промышленное рыболовство в озерах, реках и водохранилищах СССР // Вопросы экономики государственного и колхозного рыболовства. Л.: ГосНИОРХ, 1970. С. 3–137.
- Лузанская Д.И., Савина Н.О. Рыбохозяйственный водный фонд и уловы рыбы во внутренних водоемах СССР (справочник). М.-Л.: ВНИОРХ, 1956. 514с.
- Марпл С.Л. Цифровой спектральный анализ и его приложения. М.: Мир, 1990. 584 с.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 288 с.

- Решетников Ю.С., Попова О.А., Стерлигова О.П. и др. Изменение рыбного населения эвтрофируемого водоема. М.: Наука, 1982. 248 с.
- Романовский Ю.М., Степанова Н.В., Чернавский Д.С. Математическое моделирование в биофизике. М.: Наука, 1975. 344 с.
- Свирижев Ю.М., Логофет Д.О. Устойчивость биологических сообществ. М.: Наука, 1978. 352 с.
- Терещенко Л.И., Терещенко В.Г. О точности информационных характеристик видовой структуры ихтиоценоза // Вопр. ихтиологии. 1987. Т. 27, вып.6. С. 919–923.
- Терещенко В.Г. Динамика разнообразия рыбного населения озер и водохранилищ России и сопредельных стран: Автореф. дис... докт. биол. наук. 2005. СПб. 49 с.
- Шимановская Л.Н., Чистобаева Р.Я., Танасийчук Л.Н., Новикова Г.А. Рыбохозяйственное освоение внутренних водоемов СССР в 1971–1975 гг. // Состояние рыбного хозяйства внутренних водоемов и методы прогнозирования рыбных запасов. Л.: ГосНИОРХ, 1977. С. 3–62.
- Шноль С.Э. Факторы, определяющие направление и скорость биологической эволюции // Математическое моделирование биологических процессов. М.: Наука, 1979. С. 5–26.

МАКСИМАЛЬНАЯ УДЕЛЬНАЯ СКОРОСТЬ РОСТА ПОПУЛЯЦИЙ ТЮЛЬКИ *CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS* (NORDMANN, 1840) В УСЛОВИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Л.И. Терещенко, В.Г. Терещенко

Институт биологии внутренних вод РАН,

152742 Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, tervlad@ibiw.yaroslavl.ru

Экспансия тюльки (*Clupeonella cultriventris* Nordmann, 1840) в реки Азовско-Черноморского и Каспийского бассейнов началась после сооружения водохранилищ в низовьях рек Днепра, Дона и Волги. Вновь образованные популяции отличаются от материнских и между собой по линейно-весовому росту, продолжительности жизни, морфологическим и биохимическим показателям (Шаронов, 1971; Куйбышевское водохранилище, 1983; Шевченко, 1991; Карабанов, 2009; Касьянов, 2009; Слынько и др., 2010). К одному из фундаментальных популяционных показателей относится удельная скорость роста. Он важен как для анализа изменений в популяции вселенца в процессе освоения им водохранилищ, так и для оценки благоприятности среды обитания. При отсутствии ограничивающего влияния среды наблюдается экспоненциальный рост численности популяции, а удельная скорость роста численности постоянна, максимальна и характеризует наследственную способность вида к росту численности в данной среде (Пианка, 1981; Солбриг, Солбриг, 1982). В природе такую ситуацию можно встретить при расширении ареала вида первые годы формирования популяции в новом месте.

Цель работы — сравнительная оценка максимальной удельной скорости естественного роста численности и биомассы популяции тюльки в различных водохранилищах.

Проанализированы сведения о заселении тюлькой двух водохранилищ р. Волги (Куйбышевского и Рыбинского) и трех — р. Днепр (Каховского, Запорожского и Кременчугского). Для расчетов использована информация по уловам рыб первых лет появления и роста численности популяции тюльки в водохранилищах (Вашенко, 1973; Волков, 1973; Герасимов, 1985; Кияшко и др., 2006; Козловский, 1984; Сальников, Сухойван, 1959; Цыплаков, 1972; Шаронов, 1971). Анализ динамики биомассы популяции тюльки основан на ее промысловых уловах в водохранилищах Днепровского каскада (Булахов, Мельников, 1965; Лузанская, 1965; Сигиневич, 1968; Пробатов, 1973; Танасийчук, 1977; Исаев, Карпова, 1980). В водохранилищах р. Волги она промыслом не используется.

Удельная скорость изменения численности популяции равна (Воронов, 2005): $r_N = \frac{N_{t_2} - N_{t_1}}{t_2 - t_1}$, где N_{t_1} и N_{t_2} — улов на усилие в штуках в годы t_1 и t_2 .

Аналогичный подход нами применен для определения удельной скорости изменения биомассы популяции: $r_P = (\ln P_{t_2} - \ln P_{t_1}) / (t_2 - t_1)$, где P_{t_1} и P_{t_2} — улов в тоннах в годы t_1 и t_2 .

Если по оси ординат откладывать логарифм улова, а по оси абсцисс — годы, то в таких полулогарифмических координатах участок экспоненциального роста численности (биомассы) популяции будет прямой линией. Для оценки удельной максимальной скорости роста численности (биомассы) популяции рассматривали период монотонного (два и более года) увеличения популяции, и брали максимальный коэффициент удельной скорости роста.

Удельная скорость роста численности популяции тюльки. В Куйбышевском водохранилище численность тюльки увеличивалась первые годы после ее появления в водоеме при максимуме ее уловов на 4-ый год (Цыплаков, 1972) после вселения (рис. 1а). Для этого периода удельная скорость роста численности популяции по данным уловов пелагического трала и мальковой волокуши равна соответственно $r_N = 1.6 \text{ год}^{-1}$ и $r_N = 3.6 \text{ год}^{-1}$. При этом информация по динамике обилия тюльки, основанная на уловах волокуши, более полная, чем по уловам трала; в ней нет пропусков годов. Видно, что с 3-го на 4-й год угол наклона линии (2) больше, чем со второго на третий и со второго на четвертый год. Поэтому принимаем максимальную удельную скорость роста численности популяции тюльки Куйбышевского водохранилища равной $r_{N_{\max}} = 3.6 \text{ год}^{-1}$.

В Рыбинском водохранилище численность тюльки росла с 4-го по 8-й гг. (рис. 1б). При этом на 5-й год удельная скорость роста численности популяции была выше, как рассчитанная по данным Ю.В. Герасимова (2005), так и по объединенному массиву данных (Герасимов, 2005; Кияшко и др., 2006). Поскольку объединенные данные получены на основе большего по объему материала на одном и том же судне и одним и тем же тра-

лом, они более объективно отражают динамику. Тогда максимальная удельная скорость роста численности популяции в Рыбинском водохранилище равна $r_{N\max} = 2.1 \text{ год}^{-1}$.

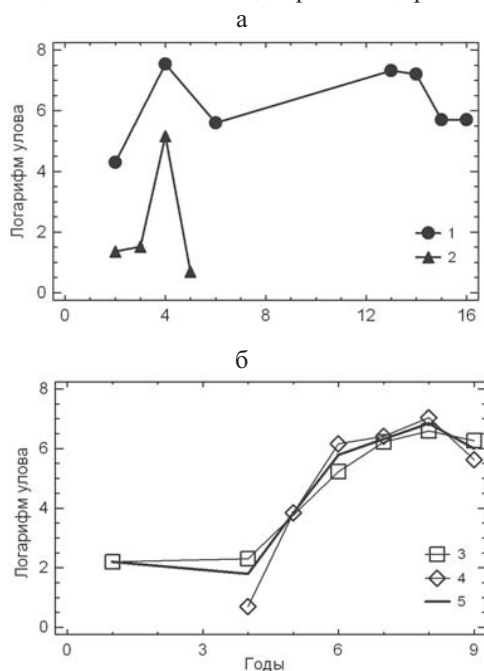


Рис. 1. Динамика численности тюльки (N) в уловах пелагического трала и мальковой волокуши в Куйбышевском (а) и пелагическим трала в Рыбинском (б) водохранилищах. По оси абсцисс — годы после появления вселенца; по оси ординат — натуральный логарифм величины улова (шт. за 15 мин. лова). 1 — трал, по: Козловский, 1984; 2 — мальковая волокуша, по: Шаронов, 1971; 3 — трал, по: Кияшко и др., 2006; 4 — трал, по: Герасимов, 2005; 5 — трал, по: Герасимов, 2005; Кияшко и др., 2006.

Скорость роста биомассы популяции была выше, равная $r_p = 1.3 \text{ год}^{-1}$, а с 15-го на 16-й год $r_{p\max} = 1.7 \text{ год}^{-1}$. Скорее всего, эта величина соответствует максимальной удельной скорости роста биомассы популяции тюльки Запорожского водохранилища.

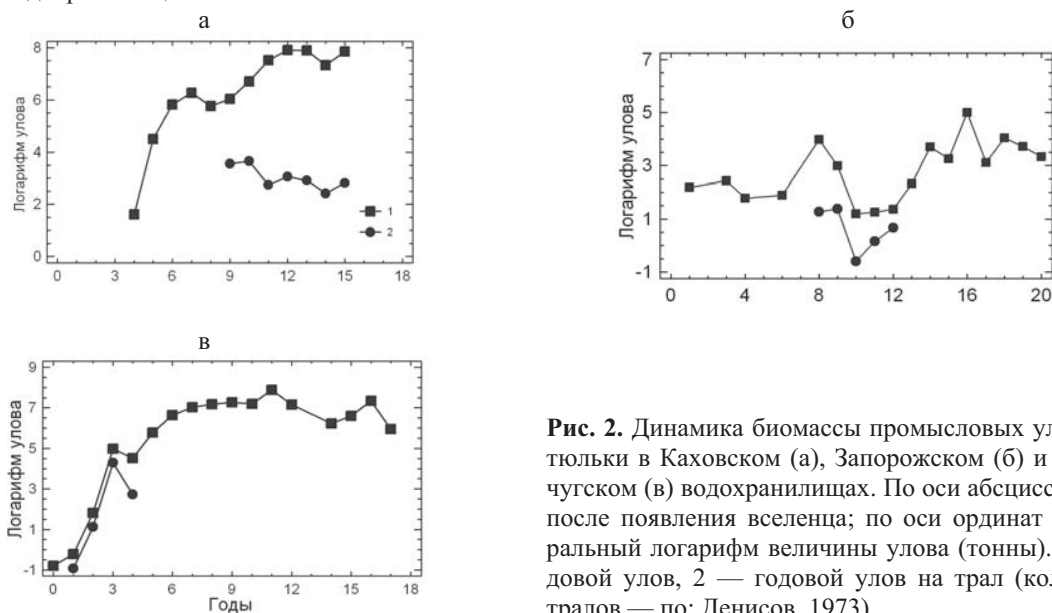


Рис. 2. Динамика биомассы промысловых уловов (P) тюльки в Каховском (а), Запорожском (б) и Кременчугском (в) водохранилищах. По оси абсцисс — годы после появления вселенца; по оси ординат — натуральный логарифм величины улова (тонны). 1 — годовой улов, 2 — годовой улов на трал (количество тралов — по: Денисов, 1973).

В Кременчугском водохранилище тенденция роста промысловых уловов прослеживается до 1970 г. (5-й год существования популяции). При этом с 1-го (1966 г.) по 3-й год он был экспоненциальным (рис. 2в). Затем скорость нарастания уловов и, соответственно, биомассы популяции снизилась, а в 1972 г. и темп линейного

роста особей был ниже, чем в 1966 г. (Танасийчук, 1977). Это косвенно свидетельствует о насыщении экосистемы водоема этим видом. Как по данным общего вылова, так и по улову на усилие, максимальная удельная скорость роста биомассы популяции тюльки на третий год (1969 г.) после ее проникновения в водоем оказалась равной $r_{P\max} = 3.2 \text{ год}^{-1}$.

Таким образом, получены пределы изменения величины максимальной удельной скорости роста численности популяции тюльки в условиях водохранилищ, равные $2 < r_{N\max} < 7 \text{ год}^{-1}$. Максимальная удельная скорость роста биомассы популяции тюльки в водохранилищах Днепровского каскада лежит в пределах $1.7 < r_{P\max} < 3.2 \text{ год}^{-1}$. По классу точности полученные значения удельной скорости роста можно отнести к ориентировочным. При сравнении популяций тюльки водохранилищ как отдельно по каскадам, так и в объединенной выборке исследованных водоемов отмечена тенденция снижения максимальной удельной скорости роста численности и биомассы популяции при продвижении тюльки на север. Это может быть связано как с влиянием температурных условий обитания водоемов, так и их продуктивности.

Работа выполнена при поддержке Подпрограммы «Биологическое разнообразие» Программы Президиума РАН «Генофонды и генетическое разнообразие» и программы «Биологические ресурсы России» ОБН РАН.

Список литературы:

- Булахов В.П., Мельников Г.Б. Об условиях развития тюльки [*Clupeonella delicatula* (Nordmann)] в Ленинском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 1965. Т. 5. № 3. С. 560–563.
- Ващенко Д.М. Видовой состав, распределение и численность молоди рыб в Каховском водохранилище // Рыбное хозяйство (Киев). 1973. Вып. 16. С. 97–100.
- Волков А.Н. Значение районов Кременчугского водохранилища в общем урожае молоди рыб. // Рыбное хозяйство (Киев). 1973. Вып. 16. С. 47–53.
- Воронов Д.А. Расчет удельной скорости роста популяции: сопоставление определения и модели // Журн. общ. биологии. 2005. Т. 66. № 5. С. 425–430.
- Герасимов Ю.В. Динамика распределения рыб в Рыбинском водохранилище // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск, 2005. С. 46–58.
- Денисов Л.И. Организация рыболовства на водохранилищах Днепра // Рыбное хозяйство (Киев). 1973. Вып. 16. С. 132–138.
- Исаев А.И., Карпова Е.И. Рыбное хозяйство водохранилищ. М.: Пищев. пром., 1980. 304 с.
- Карабанов Д.П. Генетико-биохимические адаптации черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) при расширении ареала. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Москва: ИПЭЭ РАН, 2009. 24 с.
- Касьянов А.Н. Изучение некоторых меристических признаков у черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Clupeidae), вселившейся в Волжские водохранилища // Вопр. ихтиологии. 2009. Т. 49. № 5. С. 661–668.
- Кияшко В.И., Осипов В.В., Слынько Ю.В. Размерно-возрастные характеристики и структура популяции тюльки *Clupeonella cultriventris* при её натурализации в Рыбинском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 2006. Т. 46. № 1. С. 68–76.
- Козловский С.В. О размножении тюльки в Куйбышевском водохранилище // Инф. бюлл. «Биол. внутр. вод». 1984. № 62. С. 37–40.
- Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. 214 с.
- Лузанская Д.И. Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов СССР. Справочник. М.: Пищев. пром., 1965. 599 с.
- Танасийчук Л.Н. Тюлька Кременчугского водохранилища и возможность прогнозирования ее запасов // Изв. ГосНИОРХ. 1977. Т. 126. С. 134–137.
- Пианка Э. Эволюционная экология. М.: Мир, 1981. 400 с.
- Пробатов С.Н. Каховское водохранилище как рыбохозяйственный водоем // Рыбное хозяйство (Киев). 1973. Вып. 16. С. 92–97.
- Сальников Н.Е., Сухойван П.Г. Тюлька в Каховском водохранилище // Зоол. ж. 1959. Т. 38. № 9. С. 1375–1382.
- Сигиневич Г.П. Оценка запасов тюльки и степени использования ею зоопланктона Каховского водохранилища // Гидробиол. ж. 1968. № 5. С. 46–54.
- Слынько Ю.В., Карабанов Д.П., Столбунова В.В. Генетический анализ внутривидовой структуры черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Actinopterygii: Clupeidae) // Доклады академии наук РАН. 2010. Вып. 433, № 2. С. 283–285.
- Солбриг О., Солбриг Д. Популяционная экология и эволюция. М.: Мир, 1982. 488 с.
- Танасийчук Л.Н. Тюлька Кременчугского водохранилища и возможность прогнозирования её запасов // Изв. ГосНИОРХ. 1977. Т. 126. С. 134–137.
- Цыплаков Э.П. Тюлька // Распределение и численность промысловых рыб Куйбышевского водохранилища и обуславливающие их факторы. Казань: Тат. книж. изд-во, 1972. С. 175–177.
- Шаронов И.В. 1971. Расширение ареала некоторых рыб в связи с зарегулированием Волги // Волга – 1. Проблемы изучен. и рацион. использ. биол. ресурсов водоемов. Куйбышев, 1971. С. 226–232.
- Шевченко П.Г. Эколого-морфологическая характеристика тюльки *Clupeonella cultriventris cultriventris* (Nordmann) и ее роль в экосистеме днепровских водохранилищ: Автореф. ... канд. ... Киев: Ин-т гидробиологии АН Украины, 1991. 18 с.

ВЛИЯНИЕ АНОМАЛЬНОЙ ЖАРЫ НА СОДЕРЖАНИЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПИГМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н.А. Тимофеева, Л.Е. Сигарева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН

Россия, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, timof@ibiw.yaroslavl.ru

Изучение влияния температуры на продуктивность водных экосистем — одна из задач гидробиологии, которая приобретает особое значение в условиях глобального потепления. Среди трофических характеристик донной подсистемы особое место занимают растительные пигменты, накапливаемые в донных отложениях, поскольку они отражают продуктивность планктонных альгоценозов (Guilizzoni et al., 1983; Hilton et al., 1991; Leavitt, Findlay, 1994; Gunten et al., 2009). Последнее обстоятельство дает основание использовать их в палео-лимнологических исследованиях на озерных и морских водоемах для реконструкции изменений окружающей среды (Brock et al., 2007; Reuss et al., 2010). Применение пигментов для мониторинга донной подсистемы водохранилищ затруднено из-за необычно сложного рельефа и гетерогенности дна. Изучению закономерностей пространственно-временного распределения осадочных пигментов в волжских водохранилищах посвящен ряд работ авторов (Сигарева, Тимофеева, 2011; Сигарева и др., 2010 и др.). Особый интерес представляет оценка состояния фонда растительных пигментов в условиях рекордно высокого повышения температуры, поскольку ответственные за первичную продукцию водоема сообщества — альгоценозы обуславливают функционирование экосистемы. Последствия аномально жаркого лета 2010 г. для планктонного сообщества Горьковского и Чебоксарского водохранилищ раскрыты в работе (Копылов и др., 2012). Однако, данные наблюдений, положенные в основу цитируемой работы, не дают основания распространить полученные выводы и предположения авторов на все другие водохранилища Волги. Настоящая работа выполнена с целью выявления влияния экстремально высокой температуры на пигментные характеристики донных отложений (как интегральных показателей продукционных свойств экосистемы) Рыбинского водохранилища — крупного неглубокого водоема, в котором четко выражено взаимодействие пелагиальной и донной подсистем.

Рыбинское водохранилище расположено на Верхней Волге (объем — 25.4 км³, площадь — 4550 км², средняя глубина — 5.6 м), относится к сложным котловинно-долинным водохранилищам по классификации (Edelstein, 1995). Для водоема выявлена тенденция увеличения средней за май–октябрь температуры поверхностного слоя воды в период 1947–2008 гг., и температурная стратификация в водохранилище, как правило, отсутствует (Законнова, Литвинов, 2010). Трофические характеристики водоема по концентрации биогенных элементов, биомассе, содержанию хлорофилла *a* и первичной продукции фитопланктона различаются от мезотрофных до эвтрофных.

Материалами для обобщения послужили результаты комплексного многолетнего мониторинга, включающего наблюдения за состоянием фонда растительных пигментов, начатые в 1993 г. и продолженные регулярно в 2009–2011 гг. в стандартных рейсах ИБВВ РАН. Сравнительный анализ данных был выполнен за три последовательных года, различающихся температурным режимом: 2009 — близкий к средним, 2010 — с рекордно высокими температурами и 2011 — с температурами выше средних. Пробы донных отложений отбирали стратометром в экспедициях на постоянных станциях в речном Волжском (ст. 1 — Коприно, ст. 2 — Молога) и озеровидном Главном (станции 3–6 — соответственно, Наволок, Измайлово, Средний Двор, Брейтово) плесах Рыбинского водохранилища в июне–октябре 2009 г. и 2010 г., мае–сентябре 2011 г. Эпизодически во всех плесах (Волжском, Моложском, Шексинском, Главном) выполняли расширенные съемки, которые дополнительно включали от 15 до 22 станций.

Глубины на станциях превышали толщину фотосинтезирующей зоны. Средние глубины на постоянных станциях 1–6 составляли соответственно 11.5, 12.8, 7.0, 6.3, 11.6 и 12.2 м. Анализировали верхние слои донных отложений — 0–2.5 и 2.5–5 см. Растительные пигменты, влажность, воздушно-сухую объемную массу донных отложений определяли как в работе (Сигарева, Тимофеева, 2011). Площади донных отложений водохранилища, использованные в расчетах, взяты по (Законнов, 1995): песок и илистый песок — 55%, песчанистый и серый глинистый илы — 17%, торфогенный ил — 2%, торфянистый ил — 6%.

В годы наблюдений тенденции пространственных и сезонных изменений температуры верхнего слоя воды были типичными для Рыбинского водохранилища. Максимальная температура воды в июле 2009–2011 гг. достигала соответственно 21.6, 27.9 и 24.4 °С, в августе — 22.8, 26.4 и 23.2 °С. Максимумы температуры в июле–августе 2010 г. были значительно выше (на 3–4 °С), чем в 1947–2008 гг. (Законнова, Литвинов, 2010). Прозрачность воды была характерной для водохранилища, ее минимальные величины получены в 2010 г. Средняя прозрачность для всех станций (постоянных и дополнительных) уменьшалась в ряду лет: 2009 (1.3 ± 0.03 м), 2010 (1.1 ± 0.03 м), 2011 (1.0 ± 0.03 м).

Во все годы последних наблюдений растительные пигменты крайне неравномерно распределялись по площади дна водохранилища. Содержание хлорофилла в сумме с феопигментами (Хл+Ф) в верхнем слое донных отложений (0–2.5 см) Рыбинского водохранилища изменялось от величин, характерных для олиготрофных водоемов (< 13 мкг/г сухого грунта) до высокотрофных (> 120 мкг/г), согласно градации (Möller, Scharf, 1986). В то же время отмечались различия пигментных характеристик в сравниваемые годы. Максимальное содержание Хл+Ф составило 296.7, 297.5 и 431.1 мкг/г сухого грунта в 2009, 2010 и 2011 гг., соответственно. Наиболее часто встречаемые концентрации пигментов в 2010 и 2011 гг. несколько выше, чем в 2009 г., и смещены в область эвтрофных и высокотрофных значений. Коэффициент вариации концентрации Хл+Ф на постоянных станциях в 2009 г. (74%) меньше, чем в экстремальные 2010 (84%) и 2011 (81%) годы. Возможная причина по-

вышения такой вариабельности — возрастание различий в распределении планктонных водорослей по акватории из-за уменьшения перемешивания в штилевую погоду, длительное время отмечавшуюся в аномально теплые годы.

Средние концентрации Хл+Ф в слое 0–2.5 см на станциях постоянных наблюдений в 2009 г. варьировали от 13.7 до 161.1 мкг/г сухого грунта. Они достоверно не увеличились в 2010 г. (18.9–172.4 мкг/г), несмотря на рекордно жаркое лето. В 2011 г. концентрации пигментов изменялись неодинаково на разных участках: оставались низкими на неглубоких станциях в центральной части Главного плеса (12.4–15.9 мкг/г), где дно подвержено размывающему действию волнения, и увеличивались в 1.5–2 раза (161.0–268.4 мкг/г) на глубоководных станциях — зонах аккумуляции тонкодисперсной взвеси. В этих местах концентрации пигментов приблизились и в отдельных случаях превышали максимальные значения за период 1993–2009 гг., зафиксированные в 1993 г. (92.0–283.9 мкг/г). Осреднение всех данных для постоянных станций показало, что среднее (арифметическое) содержание Хл+Ф в отложениях в 2009 и 2010 гг. не различается статистически, но в 2011 г. оно существенно выше, чем в предыдущие годы (табл. 1).

Таблица 1. Средние величины пигментных характеристик верхнего слоя (0–2.5 см) донных отложений на постоянных станциях в разные годы

Показатель	2009	2010	2011
Хл+Ф мкг/г сухого грунта	90.0±9.3	93.8±10.9	152.0±16.8
мг/(м ² мм)	22.0±1.9	20.2±2.0	30.6±3.1
Феопигменты, %	83.5±1.3	82.9±1.9	77.2±1.6
E ₄₈₀ /E ₆₆₅	3.25±0.27	2.86±0.30	2.34±0.16
E ₄₈₀ /(1.7E _{665к})	2.15±0.19	1.88±0.19	1.58±0.11

времени — то уменьшаются, то увеличиваются. Минимальные концентрации в илах отмечены в 2009 г., в 2010 г. они возросли, а в 2011 г. превысили все величины, полученные ранее.

Средняя для водохранилища концентрация Хл+Ф в слое 0–2.5 см, рассчитанная с учетом площадей разнотипных отложений, позволяет более корректно характеризовать продукционные свойства дна в водоемах со сложным грунтовым комплексом: в 2009 г. — 26.6 ± 7.6 , в 2010 — 29.8 ± 8.3 , в 2011 — 50.4 ± 12.3 мкг/г сухого грунта или 10.8 ± 2.7 , 10.4 ± 3.8 , 14.6 ± 2.8 мг/(м²мм) сырого осадка, соответственно. Как видно, среднее содержание осадочных пигментов было максимальным не в год с рекордно жарким летом, а в следующий за ним год. При использовании одинаковых площадей в разные годы, увеличение средней концентрации в значительной мере обусловлено увеличением содержания пигментов в илах. В расчете на сырой слой грунта в 2011 г. среднее содержание пигментов стало сопоставимым, а на сухой грунт — больше, чем в 1996–1998 гг. (37.0 мкг/г сухого осадка и 15.3 мг/(м²мм) сырого осадка) (Sigareva, Sharapova, 2000). Несмотря на изменения, Рыбинское водохранилище по содержанию Хл+Ф в донных отложениях во все годы наблюдений остается мезотрофным водоемом.

Фонд осадочных зеленых пигментов состоит, как правило, преимущественно из продуктов деградации хлорофилла — феопигментов (табл. 1). Степень деградации хлорофилла в разные по температурным условиям годы изменялась незначительно. Однако соотношение желтых и зеленых пигментов, оцениваемое индексами E₄₈₀/E₆₆₅ и E₄₈₀/(1.7E_{665к}), в 2010 и 2011 гг. стало меньше, чем в 2009 г. (табл. 1), и ближе к значениям, типичным для фитопланктона (около 1.0). Можно полагать, что в жаркие годы в верхних слоях донных отложений сложились более благоприятные условия для сохранения органического вещества и пигментов из-за обеднения придонных слоев воды кислородом вследствие продолжительной штилевой погоды и стратификации.

Между содержанием осадочного хлорофилла в метаболически активных слоях (0–2.5 и 2.5–5 см), существует положительная зависимость, характеризующаяся высокими коэффициентами корреляции (в 2009–2011 гг. $r = 0.73–0.89$). В большинстве случаев концентрация растительных пигментов в нижнем слое меньше, чем в верхнем. Величины отношения между концентрациями пигментов в сравниваемых слоях на постоянных станциях в 2010 (1.69 ± 0.19) и 2011 гг. (2.18 ± 0.47) в целом выше, чем в 2009 г. (1.37 ± 0.12), что тоже отражает более высокий уровень концентраций пигментов в верхнем слое в жаркие годы, причем при более высоких темпах накопления органической взвеси в 2011 г.

Условия аномальных лет практически не повлияли на характер связей концентрации осадочного хлорофилла с абиотическими факторами. Прямой связи содержания Хл+Ф с температурой воды не выявлено, но с глубиной водного столба связь несколько усилилась. Коэффициент корреляции между содержанием пигментов и глубиной увеличился в 2010 (0.56) и 2011 гг. (0.51) по сравнению с 2009 и 1996–1998 (0.45) (Sigareva,

Анализ данных, сгруппированных по типу грунта, показал, что во все годы прослеживается одна и та же тенденция, характеризующаяся увеличением концентрации Хл+Ф в расчете на сухой грунт в ряду: песок, илистый песок, торфянистый ил, песчаный ил, серый глинистый ил, торфогенный ил (табл. 2). Самыми низкими величинами всегда характеризуются песчаные отложения. Концентрации пигментов в илах существенно изменяются во

Таблица 2. Содержание растительных пигментов в донных отложениях разного типа в Рыбинском водохранилище в разные годы наблюдений. Слой 0–2.5 см

Тип грунта	Хлорофилл+феопигменты, мкг/г сухого грунта			
	1996–1998	2009	2010	2011
Песок	3.9±2.4	3.7±3.5	1.3±0.3	1.7±0.4
Илистый песок	7.8±1.7	9.3±1.3	8.6±1.0	7.0±2.2
Торфянистый ил	37.8±15.3	20.5±0.0	24.3±0.0	78.3±35.6
Песчаный ил	100.1±11.4	60.5±6.9	75.7±6.8	125.3±32.9
Глинистый ил	151.9±19.4	105.8±12.3	123.8±18.3	198.5±17.1
Торфогенный ил	136.2±17.2	115.3±14.3	136.7±15.8	285.1±18.6

Sharapova, 2000). Причиной может быть ослабление влияния гидродинамической активности на распределение планктона в штилевых условиях.

Таким образом, полученные данные дополняют представления о влиянии аномальной жары 2010 г. на функционирование экосистем разнотипных водохранилищ. Сравнение пигментного фонда донных отложений в аномальные и обычные по температурному режиму годы показало, что тенденции его межгодовых изменений зависят от типа биотопа. В местах дна, подверженных размыву, на которых залегают пески и илистые пески, содержание Хл+Ф остается на низком уровне во все годы. В глубоководных участках, где обычно отмечается седиментация основной части органического вещества и формируются илы, происходит увеличение содержания осадочных пигментов в аномально жаркие годы. Более высокое содержание пигментов в следующий за аномально жарким годом дает основание говорить об эффекте послепейзажа высокой температуры на состояние донной подсистемы и, безусловно, экосистемы в целом. Увеличение концентрации пигментов в донных отложениях в сочетании с более низкой прозрачностью воды дает основание полагать, что потепление стимулирует первичную продукцию органического вещества в водоеме.

Список литературы

- Законнов В.В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ // Водные ресурсы. 1995. Т. 22. № 3. С. 362–371.
- Законнова А.В., Литвинов А.С. Многолетние изменения температуры воды Рыбинского водохранилища // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-та. Сер. Биол. 2010. № 2 (43). С. 194–197.
- Копылов А.И., Лазарева В.И., Минеева Н.М., Масленникова Т.С., Стройнов Я.В. Влияние аномально высокой температуры воды на развитие планктонного сообщества водохранилищ Средней Волги летом 2010 г. // Доклады Академии наук. 2012. Т. 442. № 1. С. 133–135.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Межгодовая динамика содержания хлорофилла а в донных отложениях Рыбинского водохранилища (Россия) // Альгология. 2011. Т. 21. № 2. С. 190–201.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В. Сравнительный анализ содержания растительных пигментов в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ // Поволжский экологический журнал. 2010. № 3. С. 313–322.
- Brock C.S., Leavitt P.R., Schindler D.E., Quay P.D. Regulation of algal production in salmon nursery lakes by marine-derived nutrients and climate during the past 300 years. *Limnol. Oceanogr.* 2007. Vol. 52. P. 1588–1598.
- Edelstein K.K. Hydrology peculiarities of valley reservoirs // *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 1995. Vol. 80. N. 1. P. 27–48.
- Guilizzoni P., Bonomi G., Galanti G., Ruggiu D. Relationship between sedimentary pigments and primary production; evidence from core analyses of twelve Italian lakes // *Hydrobiologia.* 1983. Vol. 103. N. 1. P. 103–106.
- Gunten L., Grosjean M., Rein B., Urrutia R., Appleby P. A quantitative high-resolution summer temperature reconstruction based on sedimentary pigments from Laguna Aculeo, Central Chile, back to AD 850 // High-resolution, quantitative climate reconstruction over the past 1000 years and pollution history derived from lake sediments in Central Chile. Chapter 7. Bern, 2009. P. 83–95.
- Hilton J., Lishman J.P., Carrick T.R., Allen P.V. An assessment of the sources of error in estimations of bulk sedimentary pigment concentrations and its implications for trophic status assessment // *Hydrobiologia.* 1991. Vol. 218. N. 3. P. 247–254.
- Leavitt P.R., Findlay D.L. Comparison of fossil pigments with 20 years of phytoplankton data from eutrophic Lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1994. Vol. 51. P. 2286–2299.
- Möller W.A.A., Scharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // *Hydrobiologia.* 1986. Vol. 143. P. 327–329.
- Reuss N., Leavitt P.R., Hall R.I., Bigler C., Hammarlund D. Development and application of sedimentary pigments for assessing effects of climatic and environmental changes on subarctic lakes in northern Sweden. *J. Paleolimnol.* 2010. Vol. 43. N. 1. P. 149–169.
- Sigareva L.E., Sharapova N.A. Estimation of bulk sedimentary pigment concentrations in Rybinsk reservoir, Upper Volga, Russia // Озера холодных регионов. Ч. III. Гидрогеохимические вопросы: Матер. междунар. конф. Якутск, 2000. С. 5–15.

ОСОБЕННОСТИ ВЛИЯНИЯ СИСТЕМЫ ВОДОСБОР–ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Г.Ю. Толкачёв

Институт водных проблем РАН, г. Москва, 119333, ул. Губкина, д.3, k-26@yandex.ru

Бассейны водоёмов представляют собой ландшафтно-геохимическую систему, состоящую из совокупности связанных между собой потоками вещества и энергии автономных и подчинённых элементарных ландшафтов, в которых водные объекты являются конечным звеном аккумуляции большей части подвижных токсичных веществ. Миграция загрязняющих веществ и поступление их в водные объекты приводит к загрязнению водоёмов различными химическими элементами и их соединениями.

Гидрографическая сеть является поставщиком твёрдого стока, средние и большие реки осуществляют транспортировку, сопровождающуюся размывом и аккумуляцией осадков. Сток наносов представляет интегральную характеристику, суммирующую наносы, поступающие в речную сеть с поверхностным стоком за счёт

размыва почвенного покрова и образующиеся при донном и боковом размывах русла. Наносы этих двух групп находятся в различных соотношениях для притоков разных порядков и могут быть отличимы друг от друга с большим трудом.

В процессе гипергенеза глинистые минералы почв и коры выветривания адсорбируют на своей поверхности металлы, окислы металлов, органические вещества. Поступая в речную сеть и откладываясь в донных отложениях, эти соединения начинают играть весьма активную роль в процессах биогеохимической миграции, могут в определённых условиях переходить в поровые растворы и далее в придонные воды.

Одним из важнейших показателей качества воды является содержание тяжёлых металлов (ТМ). Распространение тяжелых металлов в донных осадках (ДО), почвах или водоносных породах обусловлено гидродинамическими особенностями потока, физико-химическими процессами трансформации ТМ, а также взаимодействием последних с неподвижной сорбирующей фазой. Попадая в водную среду в виде растворённых соединений и в составе взвешенного вещества, ТМ начинают мигрировать под контролем процессов сорбции, комплексообразования, гидролиза, десорбции. При этом значительная часть ТМ мигрирует в виде взвеси и частично депонируется в ДО в виде потоков рассеяния.

На примере Ивановского водохранилища и Верхней Волги рассмотрим формирование качества воды под влиянием выноса ТМ с водосборной территории и из ДО. Как видно из таблицы 1, основной вынос с водосборной площади Ивановского водохранилища идёт с твёрдым стоком, для Fe данный вид выноса является практически единственным.

Таблица 1. Вынос элементов с водосборной площади Ивановского водохранилища в течение года с жидким и твёрдым речным стоком (мг/м²)

Элементы	Вынос в мг/м ²		Сумма
	С жидким стоком	С твёрдым стоком	
Cu	1.1	2.6	3.7
Pb	0.1	0.6	0.7
Cr	0.1	8.4	8.5
Cd	0.02	0.03	0.05
Co	1.1	2.7	3.8
Mn	8.1	64.9	73
Fe	2.4	1008	1010.4
Ni	0.9	3.9	4.8
Zn	1.9	34.1	36

ТМ в Верхней Волге и Ивановском водохранилище показали значительные различия на этих участках. На речном участке Cr, Ni, Pb, Co, Cd, Zn и Mn мигрируют преимущественно в виде взвеси, а Cu и Fe преимущественно в растворённой форме. В Ивановском водохранилище в результате процессов седиментации взвеси равновесие резко сдвигается в сторону растворённых форм ТМ. Это характерно для таких элементов как Pb, Cr, Cd, Ni. При этом в створах, расположенных ниже выпусков городских сточных вод, наблюдается возрастание роли растворённых форм. Доля взвешенных форм в водохранилище в весенний период уменьшается по сравнению с летним (табл. 3).

Таблица 2. Процентная доля обменных и легкорастворимых форм ТМ от их валового содержания в твёрдой фазе гумусовых горизонтов почв, взвешенного вещества и донных отложений бассейна Ивановского водохранилища (%)

	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Co
Пахотная почва	18.0	21.2	16.8	24.7	17.1	13.0	13.8
Дерново-подзолистая почва	10.0	16.1	16.3	21.0	11.0	16.6	10.1
Взвеси речного участка Волги, половодье	12.2	17.2	15.4	12.1	9.0	12.1	11.8
Взвеси водохранилища, половодье	8.3	12.3	14.1	6.0	2.2	4.6	7.1
ДО водохранилища в июне на ст. Плоски	10.8	16.5	23.1	6.1	3.0	8.0	10.3

При определённых гидрологических и гидрохимических условиях донные отложения могут являться как средой, очищающей водную массу, так и источником вторичного загрязнения водного объекта, ускорять его эвтрофирование. Накопление минеральных и органических веществ в отложениях водоёма и их удаление из отложений — один из важных механизмов регулирования содержания этих веществ в водной толще, влияющий на качество воды. Состав и свойства донных отложений являются отражением всей совокупности биологических, химических и физических процессов, происходящих в водоёме и на его водосборе.

Таблица 3. Соотношение взвешенной и растворённой форм тяжёлых металлов в водах незарегулированной части Верхней Волги выше и ниже городов (лето)

ТМ	Тверь		Ржев		Торжок	
	Выше	Ниже	Выше	Ниже	Выше	Ниже
Cu	0.4	0.14	0.5	0.4	0.14	0.17
Pb	2.9	0.89	2.4	2.1	2.7	1.8
Cr	12.7	9.3	11.0	9.0	1.2	1.0
Cd	7.0	1.7	3.4	1.0	1.0	0.54
Co	0.4	0.4	2.1	0.25	1.0	0.5
Mn	6.6	2.0	1.3	3.0	4.3	9.0
Fe	0.4	0.37	0.26	0.29	0.26	0.26
Ni	12.8	1.8	35.0	12.0	1.6	0.5
Zn	0.4	0.6	1.25	0.2	1.12	0.25
Ti	9.2	0.81	9.7	1.1	1.6	0.8

Необходимо отметить высокий процент суммы подвижных соединений в твёрдой фазе ДО практически для всех изучаемых элементов (табл. 4). Почти вся подвижная форма Cu находится в формах, связанных с органическим веществом ДО. Для Cr, Co, Ni, Cd эта форма играет значительную роль. Для Pb, As, Fe наиболее типична форма нахождения, связанная с гидроксидами Fe и Mn, для Co, Ni, Cu, Cd, Mn эта форма практически нетипична. Для Zn все три формы нахождения имеют практически одинаковое распределение. Подвижные формы отличаются наибольшей изменчивостью, и на основании проведённых исследований можно сделать вывод, что именно они определяют валовое содержание ТМ в ДО и определяют направление процессов накопления и выноса.

Таблица 4. Процентная доля подвижных форм ТМ от их валовой концентрации в твёрдой фазе ДО на станциях Плоски (числитель) и Шошинский плёс (знаменатель) в 2001–2002 гг. (%)

ТМ	Июнь	Август	Октябрь	Январь	Май
Cr	58.1/10.88	51.35/13.02	50.7/15.31	50.78/11.16	54.08/15.6
Co	17.3/19.12	20.64/21.5	19.11/24.23	20.01/6.42	24.27/17.48
Ni	23.14/23.0	24.36/27.08	22.46/22.19	23.24/4.93	21.49/17.78
Cu	75.56/18.11	75.27/21.58	78.03/22.35	87.74/13.59	70.08/17.09
Zn	52.9/59.1	58.55/64.47	37.46/70.25	43.13/41.02	41.12/58.59
As	14.4/11.68	10.42/13.27	9.2/15.21	12.14/5.96	13.04/15.7
Cd	60.16/58.16	68.69/66.91	61.1/61.09	59.74/26.95	60.44/49.86
Pb	11.05/8.48	12.49/11.75	15.16/16.43	15.13/4.17	15.1/11.0
Mn	19.1/23.3	31.4/59.6	19.1/25.5	20.9/15.7	20.7/17.6
Fe	39.2/30.1	56.8/42.1	56.7/56.8	54.4/22.1	67.8/38.7

Имеющиеся данные по фазовому составу Fe, Cu и Zn во взвешенном материале позволяют сделать выводы о том, что большая часть металлов мигрирует в твёрдом стоке в виде силикатных форм и сорбированных на гидроксидах Fe и Mn. Откладываясь в русле реки, взвешенный материал, содержащий тяжёлые металлы, превращается в аллювиальные отложения. В аллювии образуются обогащённые металлами потоки рассеивания сложного генезиса, которые могут быть потенциальным источником вторичного загрязнения.

Сложность кинематической структуры потока в реках и каналах не позволяет выполнить моделирование процессов выхода загрязняющих веществ из донных отложений в воду. Поэтому целью экспериментальных исследований является не моделирование многофакторных процессов выхода загрязняющих веществ из донных отложений, а постановка опытов, позволяющих непосредственно определить параметры, определяющие поток элементов из донных отложений. Для определения этих параметров проводился статический эксперимент: в аквариум погружались донные отложения, сверху заливалась вода, и в течение продолжительного времени определялась концентрации загрязняющих веществ в воде.

Образцы донных отложений закладывались в плексигласовые цилиндры высотой 40 см, диаметром 20 см. Слой образцов составлял около 5 см. Они заливались дистиллированной водой объёмом 8 л, цилиндры и их крышки плотно закрывались тёмной бумагой. Отборы проб для последующих анализов проводились через 7, 14, 30 суток со дня начала эксперимента. Объём пробы составлял 3 л, после чего в цилиндры доливалось 3 л дистиллированной воды. Перед началом пробоотбора в цилиндрах определялась температура. Отобранная проба фильтровалась через мембранные фильтры.

В осадках водоемов железо представлено как нерастворимыми, малоподвижными соединениями, так и формами, доступными для геохимических преобразований на стадии раннего диагенеза. Последнее подвержено диагенетическими изменениями в толще осадка, легко растворимо в разбавленных кислотах и включает в себя гидроксиды двух- и трёхвалентного железа, фосфаты, силикаты и другие соединения. Установлено, что концентрация Fe значительно возрастает при переходе от кислородных к бескислородным условиям. В пробах величина БПК₅ на 7 день была низкой, т.е. благоприятной для высокого выделения железа, после чего БПК₅ возросло (низкое выделение железа).

При рассмотрении влияния pH на выделение Fe следует учесть, что процесс зависит от Eh, кислородного насыщения, концентрации железа и фосфора в воде. При низких значениях pH происходит более интенсивное выделение Fe при высоких. При значении pH 9 процесс поступления железа в водную толщу практически прекращается. В исследуемых пробах на 7 сутки эксперимента значение pH 7.7, т.е. было достаточно высоким, но надо полагать, что на процесс выделения действовали другие факторы.

При исследовании марганца следует учитывать, что с одной стороны, Mn⁴⁺ в виде оксидов составляет основу структуры донных осадков, с другой — в виде Mn²⁺ может быть сорбирован этими же оксидами, равно как и другими компонентами осадков. Поэтому возможно выделение из донных отложений только сорбированного Mn²⁺ при следующих процессах: биологическое поглощение растениями; замещение на ионы H⁺ при уменьшении величины pH в деструкционных процессах; взаимодействие с органическими комплексобразователями; трансформация труднорастворимых солей марганца (карбонаты) и легкорастворимые (гидрокарбонаты) при участии микроорганизмов.

Кроме pH на выделение Mn влияет содержание кислорода. На 7 сутки БПК₅ было 6.0 мг/л, но на 14 сутки возросло до 9.3, при снижении выделения марганца. Исследованиями показано, что снижение содержания кислорода ещё недостаточно для выделения марганца из донных отложений. Непременным условием является снижение величины pH.

Известно, что при поглощении Cu происходит её аккумуляция на донных отложениях. В отсутствии сильного воздействия на структуру, а также ряда агентов, способных перевести труднорастворимые формы в легко-растворимые, выделения в воду поглощённой меди не наблюдается в течение длительного времени. Даже в условиях интенсивного ресуспензирования и реокисления осадков, при варьировании температуры от 0 до 20, содержания растворённого кислорода от 0 до 100% насыщения и величины pH 7.8–8.8 выделения меди не происходит. Рассматривая изменения концентрации Zn , следует отметить, что влияющие на десорбцию цинка факторы идентичны факторам, влияющим на десорбцию Cu . Влияние pH на десорбцию незначительно.

Полученные натурные данные указывают на то, что содержание ТМ в поровом растворе ДО очень невелико. Это позволяет утверждать, что влияние порового раствора на массообмен между водой и ДО незначительно, он выполняет роль транзитной среды.

ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС КАМСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ В ИЮЛЕ 2009 Г.

М.В. Уманская, Е.С. Краснова, М.Ю. Горбунов

Институт экологии Волжского бассейна Российской академии наук (ИЭВБ РАН)

445003, Самарская обл., г. Тольятти, ул. Комзина, 10, yugor@pochta.ru

Кама является крупнейшим притоком Волги, причем значительная часть ее в настоящее время зарегулирована. На всем протяжении реки расположен каскад из трех водохранилищ, которые занимают значительную площадь и оказывают большое влияние на окружающую территорию. Хотя они различаются по своим морфометрическим показателям, но везде прибрежные и мелководные участки составляют существенную часть общей площади водохранилищ (Матарзин и др., 1984; БСЭ, 1989; Вода России, 2001; Куйбышевское водохранилище, 2008). Поэтому, оценка состояния литоральных участков имеет важное значение для получения полной информации об экологическом состоянии и качестве воды в водохранилищах в целом.

Цель данной работы — охарактеризовать и проанализировать физико-химические условия, химический состав и уровень продуктивности в прибрежной части каскада Камских водохранилищ, включая Камскую ветвь Куйбышевского водохранилища, в июле 2009 г.

Отбор проб проводили на 24 станциях на литоральных участках водохранилищ с 14 по 25 июля 2009 г. Глубина станций отбора изменялась от 0.7 до 10 м, в среднем составляя 3.0 м (табл. 1). Пробы воды отбирали батометром Рутнера, как правило из поверхностного и придонного горизонтов. В момент отбора измеряли температуру, прозрачность, pH и Eh. Определение содержания основных ионов, биогенных элементов, хлорофилла "а" и цветности проводили стандартными методами (Новиков и др., 1990; Руководство по ..., 1977; Унифицированные методы ..., 1973; Jeffrey, Humfrey, 1975).

Физико-химические условия (табл. 1). В прибрежной части всех водохранилищ каскада наблюдалась практически полная гомотермия, градиент температуры между поверхностным и придонным слоями воды был везде меньше 1 °C/м, (0.0–0.87 °C/м). На всех станциях зарегистрированы аэробные условия с содержанием кислорода 6.4–10.8 мг/л. Активная реакция (pH) воды на всех станциях Куйбышевского, Нижнекамского и Воткинского водохранилищ была слабощелочной и щелочной; на большинстве станций Камского водохранилища — близкой к нейтральной. В соответствии с классификацией С.П. Китаева (1984) по степени гумозности прибрежные участки камской ветви Куйбышевского водохранилища относятся в основном к мезогумозным; нижние станции Нижнекамского водохранилища — к границе мезоолигогумозных и мезогумозных; большая часть Нижнекамского и все Воткинское водохранилище — к мезополигумозным водам.

Таблица 1. Физико-химическая характеристика прибрежий водохранилищ Камского каскада

	Куйбышевское		Нижнекамское		Воткинское	Камское	
	0 м	дно	0 м	дно	0 м	0 м	дно
Число станций	4		8		6	5	
Глубина, м	6.3±3.0		2.8±2.0		1.3±0.7	2.9±0.8	
Прозрачность, м	1.8±0.9		1.1±0.3		0.83±0.2	0.98±0.5	
Цветность, (°Pt)	80±22		103±53		124±13	173±103	
T, °C	22.9±2.5	22.1±1.6	22.1±2.9	21.1±1.5	23.0±2.3	20.3±1.2	19.9±1.0
pH	8.2±0.3	8.2±0.3	8.3±0.3	8.3±0.4	8.8±0.2	7.4±1.2	7.4±1.0
Eh	318±5	320±8	324±34	326±48	337±20	348±73	352±70
O ₂ , мг/л	7.8±1.7	7.7±1.8	8.5±1.7	8.5±1.7	10.3±0.3	9.0±1.2	8.6±1.4

Примечание. Здесь и далее во всех таблицах представлены средние значения показателя для водохранилища ± стандартное отклонение.

каскада Камских водохранилищ относится к преимущественно к средне- и умереннопресным водам по классификации С.П. Китаева (2007).

В Камской ветви Куйбышевского и на большей части станций Нижнекамского и Воткинского водохранилищ вода относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу минерализации. Различия в уровне минерализации и соотношении главных ионов по станциям минимальны. Однако, на 2 станциях, расположенных в Икском зали-

В Камском водохранилище наблюдалась значительная гетерогенность по величине цветности, на разных станциях она изменялась от мезогумозного до ультраполигумозного уровня. Подобные изменения связаны, скорее всего, с влиянием притоков и механизмами смешения различных речных водных масс.

Химический состав воды (табл. 2). По уровню минерализации вода в кас-

ве отмечен сульфатный тип минерализации, причем в Мензелинске основным катионом является магний, а не кальций, как во всем остальном каскаде. Кроме того, в районе нижнего бьефа Камской ГЭС выявлен хлоридно-кальциевый тип минерализации. Возможной причиной этих отклонений являются локальные изменения, вызванные влиянием притоков и точечных сбросов промышленных сточных вод.

В Камском водохранилище на исследованных станциях зарегистрированы все три типа минерализации по преобладающему аниону, при этом везде основным катионом в водохранилище является кальций. Хлоридно-кальциевый тип минерализации с повышенным содержанием натрия и калия обнаружен в районах п. Висим и г. Березники, что, по-видимому, связано с влиянием Верхнекамского месторождения калийных солей. В некоторых притоках, протекающих по этому району, выявлен хлоридно-кальциевый тип минерализации (например, в р. Черная у г. Соликамск 97,6% анионов приходится на ион хлора, а 69,6% катионов — на ионы калия и натрия). Ниже по течению воды водохранилища разбавляются р. Иньвой. В районе п. Полазна в узкой прибрежной части происходит интенсивное растворение береговых обнажений гипса (Китаев, Рочев, 2008), что и объясняет резкое возрастание уровня (до солонатоводного) и сульфатный тип минерализации на этой станции. На станциях у пп. Чепец и Тюлькино отмечен обычный для камского каскада гидрокарбонатно-кальциевый тип минерализации. Низкий уровень минерализации в районе п. Чепец (ультрапресные воды) обусловлен влиянием мягких маломинерализованных болотных вод (с минерализацией менее 30 мг/л).

Таблица 2. Химический состав воды прибрежий водохранилищ Камского каскада (0 м)

Водохранилище		Куйбышевское	Нижнекамское	Воткинское	Камское
Σ ионов, мг/л		262±16	206±152	114±18	319±435
мг*экв %	Cl	15.6±7.3	26.9±1.4	28.2±5.6	32.7±22.1
	HCO ₃	49.2±4.4	42.5±8.1	44.1±6.2	41.6±24.7
	SO ₄	35.2±3.0	30.5±8.7	27.7±3.2	25.6±31.2
	Ca	51.1±12.5	59.3±8.0	62.8±11.0	60.7±7.4
	Mg	41.7±8.7	22.1±15.6	19.6±12.0	16.7±16.6
	Na+K	7.3±6.1	18.6±7.2	17.6±9.3	22.6±5.0

Таблица 3. Концентрация биогенных элементов и микроэлементов прибрежий Камского каскада (0 м)

Водохранилище		Куйбышевское	Нижнекамское	Воткинское	Камское
Концентрация, мг/м ³	Р _{общ}	73±15	65±42	58±17	58±25
	Fe _{общ}	443±304	353±259	225±181	716±720
	N-NO ₃	213±88	103±58	78±43	204±134
	N-NO ₂	6±4,5	2,5±2,7	2,2±3,4	0,2±0,4
	N-NH ₃	68±24	40±5	44±6	39±8
	Si	728±188	718±118	648±75	662±350
	Mn	68±29	61±34	45±10	60±25

ральных форм азота на большинстве станций преобладал нитратный, однако на некоторых станциях существенно возросла доля аммонийного азота (например, Мензелинск, Пермь, Полазна), что очевидно связано с антропогенным воздействием. Концентрация нитритного азота очень мала и в некоторых случаях была меньше порога определения. Не выявлено достоверных корреляций между концентрациями железа и марганца и цветностью. Это свидетельствует, что в водохранилищах Камского каскада основная доля цветности воды обусловлена окрашенными органическими соединениями (гуминовыми кислотами).

Трофический статус (табл. 4). Традиционно классификацию озер на трофические уровни проводят по содержанию биогенных элементов (в первую очередь, общего фосфора), прозрачности воды и содержанию хлорофилла "а". При этом выделяют три основных уровня продуктивности – олиго-, мезо- и эвтрофный, с несколькими более мелкими градациями. Однако, неоднократно предпринимались попытки более точно количественно определить величину трофического статуса, вводя различные индексы трофического состояния, например, индекс Карлсона (Carlson, 1977). Средние величины индекса Карлсона (TSI), рассчитанные по данным о прозрачности воды (TSI_S), содержании общего фосфора (TSI_P) и хлорофилла "а" (TSI_{chl}) на различных станциях камских водохранилищ представлены в табл. 4.

Таблица 4. Величины индекса трофического состояния в прибрежных участках каскада Камских водохранилищ

Водохранилище	Куйбышевское	Нижнекамское	Воткинское	Камское
TSI _S	53.4±7.7	58.5±3.1	62.8±2.6	61.7±6.8
TSI _P	65.9±3.9	62.2±8.7	63.1±3.8	61.7±6.0
TSI _{chl}	40.8±9.1	43.6±6.2	56.7±5.2	45.8±3.1
среднее	53±4	55±3	61±2	56±5
Трофический статус*	По среднему Э	Э	В-Э	Э
	По хлорофиллу М-Э	М-Э	Э	М-Э

Примечание. * М-Э — мезоэвтрофный, Э — эвтрофный, В-Э — высокоэвтрофный.

средним значениям TSI во многих случаях выше, чем определенный только по содержанию хлорофилла. Если

Биогенные элементы (табл. 3). Концентрация общего растворенного фосфора в исследованных водохранилищах изменяется в пределах от 30 до 140 мг/м³. По среднему для водохранилищ содержанию фосфора прослеживается слабо выраженный тренд к увеличению его концентрации сверху вниз по течению. Среди мине-

На всех станциях в Куйбышевском, Нижнекамском и Камском водохранилищах, и на 4-х станциях Воткинского водохранилища, индекс Карлсона, рассчитанный по содержанию хлорофилла "а" (TSI_{chl}), меньше, чем по двум другим показателям. Поэтому и трофический статус, оцениваемый по

по средним значениям большинство станций характеризуется как эвтрофные, то по содержанию хлорофилла преобладает мезоэвтрофный статус, а эвтрофны и высокоэвтрофны только станции Воткинского водохранилища и две станции ниже него.

Величины отклонений значений TSI, рассчитанных по содержанию общего фосфора (TSI_P) и прозрачности (TSI_S) от TSI_{chl} дают информацию об условиях и факторах, ограничивающих развитие фототрофных планктонных сообществ в водоемах (Carlson, Simpson, 1996; Carlson, Havens, 2005). На всех станциях, кроме двух, TSI_P значительно превышает TSI_{chl}, что указывает на неполное использование фосфора фитопланктоном. На большинстве исследованных станций соотношение индексов следующее: TSI_S ≈ TSI_P > TSI_{chl}, т.е. световые условия определяются присутствием большого количества неорганических веществ и/или детрита. Это приводит к дефициту света для фитопланктона и, следовательно, неполному использованию имеющегося фосфора. Однако на станциях Саралы и Мензелинск, где TSI_P > TSI_S ≈ TSI_{chl}, а также Алабач и Нечкино неполное использование фосфора, очевидно, связано с иными причинами, например, с лимитированием другими химическими или абиотическими факторами или с токсическим влиянием.

Заключение. Полученные данные позволяют проследить процесс формирования химического состава воды Камы от ее верхнего течения до впадения в Куйбышевское водохранилище. В верховьях, под влиянием болотных вод водосборной территории, Кама несет низкоминерализованную гидрокарбонатно-кальциевую воду. В пределах Камского водохранилища впадение притоков с различным уровнем и типом минерализации и выщелачивание прибрежных линз гипса создают пятнистое распределение минерализации и типа воды. В нижележащих водохранилищах состав и уровень минерализации стабилизируются, однако на участке Икское устье – Биюрган вновь наблюдается локальное возрастание минерализации и изменение типа воды, обусловленное впадением нескольких лево- и правобережных притоков.

Судя по общему содержанию фосфора, потенциальный трофический статус водохранилищ — эвтрофный и высокоэвтрофный. Однако из-за большого количества мертвого взвешенного вещества в составе sestona, на большинстве исследованных станций этот потенциальный трофический уровень не реализуется, и содержание хлорофилла соответствует мезоэвтрофному уровню продуктивности. Наибольшей продуктивностью, как потенциальной, так и реализованной, характеризуются станции Воткинского водохранилища.

Список литературы

- Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л., 1970. 444 с.
- Большая советская энциклопедия (в 30 томах). 3 изд. М.: Советская Энциклопедия, 1970–1978.
- Китаев А.Б., Рочев А.В. Гидрохимический режим приплотинной части Камского водохранилища / Научный журнал Пермского университета Географический вестник. 2008, №2(8).
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.
- Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) / Отв. ред. Г.С. Розенберг, Л.А. Выхристюк. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
- Матарзин Ю.М., Сорокина Н.Б., Пушкина Н.П., Губанова И.Ф., Родионова Л.А., Картунова Т.А., Китаев А.Б. Современные экологические условия Камы и Камских водохранилищ // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 26–37.
- Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Методы исследования качества воды водоемов. М.: Медицина, 1990. 400 с.
- Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 541 с.
- Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю.Ю. Лурье. М.: Химия, 1973. 376 с.
- Carlson R.E. A trophic state index for lakes // Limnol. Oceanogr., 1977. V. 22, No.2. P. 361–369.
- Carlson R.E., Havens K.E. Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables // Lake and Reservoir Management, 2005. V. 21, No.1. P. 107–118.
- Carlson R.E., Simpson J. Trophic state. A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society, 1996. 96 p.
- Jeffrey S.W., Humphrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c* in higher plants algae and natural phytoplankton // Bio-chem. Physiol. Pflanz. 1975. Bd.167 P. 161–194.

ОСОБЕННОСТИ РАССЕЛЕНИЯ ИНВАЗИОННЫХ ВИДОВ ЗООБЕНТОСА И ИХ РОЛЬ В ЭКОСИСТЕМАХ ВОДОХРАНИЛИЩ НИЖНЕЙ ВОЛГИ.

Е.И. Филинова

Саратовское отделение ФГБНУ Гос-НИОРХ

410002, г. Саратов, ул. Чернышевского, 152, e.filinowa@yandex.ru

Исследования процессов расселения новых видов донной фауны в водохранилищах Волжско-Камского каскада широко освещены в литературе (Мордухай-Болтовской и др., 1974; Антонов, 1993; Яковлев и др., 2001; Щербина, 2002; Биологические инвазии ..., 2004; Зинченко, Антонов, 2005 и мн. др.). Исторические пути и причины распространения понто-каспийской фауны в р. Волге изучались еще до зарегулирования ее стока (Зыков, 1903; Державин, 1912; Бенинг, 1924; Ляхов, 1958). Антропогенная деятельность в бассейне р. Волги привела к ускорению инвазионных процессов и перестройкам структуры и функционирования донных сообществ.

Мониторинговые исследования, проведенные на нижеволжских водохранилищах — Волгоградском в 1980–2010 гг. и Саратовском в 1998–2010 гг. позволили изучить структуру, пространственное распределение зообентоса и роль видов-вселенцев в донной фауне.

Исследуемые водоемы — крупные долинные водохранилища руслового типа, в них выделяют по гидрологическим характеристикам участки: верхний — наиболее проточный, средний — переходный и нижний — с режимом близким к озерному. Волгоградское водохранилище замыкает каскад волжских водохранилищ, по географическому расположению самое южное из них, коэффициент водообмена равен 7.5. Саратовское водохранилище транзитное, расположено выше по течению, территориально более удалено от резервуаров — донов понто-каспийской фауны, коэффициент водообмена в 2.5 раза больше по сравнению с Волгоградским.

С первых лет становления водохранилищных экосистем общим для донной фауны двух водохранилищ было увеличение биомассы в результате бурного развития *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) и некоторое увеличение количественных показателей развития мягкого зообентоса. Снижение проточности на зарегулированном участке Нижней Волги привело к заилению грунтов, сначала в нижних участках водохранилищ, а со временем средних и частично верхних (Законнов, 2007; Филинова и др., 2005). Изменение грунтовых комплексов привело к переформированию качественного состава донной фауны, неоднородности пространственного распределения зообентоса в водохранилищах (Вьюшкова, Белявская, 1965; Нечваленко, 1980 и др.). Донная фауна Волгоградского водохранилища по сравнению с Саратовским на протяжении всего периода существования отличалась высоким видовым обилием. Нами в период исследований в Волгоградском водохранилище зарегистрировано 205 видов и групп видов, в Саратовском — 180. Виды-вселенцы составляли в каждом из них около 16%. Среди них можно выделить 3 группы: плановые интродуценты, сопутствующие им случайные интродуценты и самопроизвольные вселенцы. Наибольшим видовым обилием, в основном за счет разнообразия личинок гетеротопных видов, характеризовались мелководные затопленные поймы левобережных притоков с зарослями высшей водной растительности (ВВР). Минимальное количество видов зарегистрировано на глубоководных (более 10 м) станциях. Характерно, что доля видов-вселенцев максимальна в фауне на глубоководных биотопах (около 20%) и минимальна на мелководных затопленных пойменных участках (около 8%).

Особенность формирования донной фауны Волгоградского водохранилища заключалась в том, что сразу же после заполнения ложа были проведены масштабные акклиматизационные мероприятия по вселению кормовых беспозвоночных. Формирование заиленных донных биотопов в среднем и нижнем участках совпало с плановой интродукцией беспозвоночных понто-каспийского комплекса (Филинова и др., 2008). Выпуск интродуцентов производили партиями большой плотности на трех пунктах среднего и нижнего участков (Июффе, 1968). Замещение псаммофильной фауны псаммопелофильной и пелофильной на зарегулированном участке реки происходило в результате расселения аборигенных и адвентивных видов.

Вселенные мизиды *Paramysis* (*Metamysis*) *ullskyi* Czerniavsky, 1882, *P. (Mesomysis) lacustris* (Czerniavsky, 1882), *P. (Mesomysis) intermedia* (Czerniavsky, 1882) и *P. baeri* Czerniavsky, 1882 натурализовались в водохранилище и к 1970 г. широко распространились в среднем и нижнем участках, наиболее часто встречались 3 вида: *P. (M.) lacustris*, *P. (M.) intermedia*, *P. ullskyi* (Белявская и др., 1969). Численность мизид на отдельных участках достигала 300 экз./м². После непродолжительной вспышки численности и биомассы (в конце 1960-х — начале 1970-х гг.) эти показатели стабилизировались на низком уровне (Филинова, 2003).

В Саратовское водохранилище столь масштабная интродукция кормовых беспозвоночных не проводилась. Имеются сведения о выпуске мизид в 1972–1973 гг. в районе Сызрани и распространении их по акватории водохранилища (Бородич, 1976). С 1980 г. включительно эта группа составляла до 9% от биомассы всех ракообразных, в дальнейшем стала редко встречаемой (Филинова, 2011).

Таким образом, плановая интродукция мизид в нижеволжские водохранилища не дала ожидаемого долгосрочного эффекта, и в настоящее время все виды интродуцированных мизид встречаются редко, и в совокупности составляют около 1% общей биомассы высших ракообразных.

Из двух видов интродуцированных полихет, в Волгоградском водохранилище успешно натурализовалась *Hypania invalida* (Grube, 1860), отличающаяся широкой экологической пластичностью (Нечваленко, 1977). В Волгоградском водохранилище полихеты обнаруживались в пищевом комке бентофагов с 1974 г. Начиная с 1981 г. полихеты становятся постоянным компонентом донной фауны по всему водохранилищу.

В Саратовское водохранилище преднамеренная интродукция полихет не проводилась, тем не менее вид *H. invalida* с 1983 г. регистрировался как постоянный, а с 1998 г. занял доминирующее положение в донной фауне. Возможно, полихеты *H. invalida* проникли в Саратовское водохранилище из Волгоградского (Дзюбан, Слободчиков, 1980). Есть также вероятность занесения полихеты как случайного интродуцента в ходе работ, проведенных по вселению мизид. В настоящее время вид *H. invalida* является постоянным в донной фауне водохранилищ Нижней Волги, и доминирует в группе мягкого зообентоса на открытых участках, за исключением осушаемых мелководий. Максимальных показателей развития полихеты достигают на заиленных типах грунта. В среднем за сезон этот вид составлял до 37% биомассы донных беспозвоночных без учета моллюсков.

По нашему мнению акклиматизационные работы по вселению кормовых беспозвоночных активизировали вторжение в водоемы-реципиенты сопутствующих преднамеренным интродуцентам видов. К таковым можно отнести 2 вида: пиявки *Archaeobdella esmonti* Grimm, 1876 и моллюски *Adacna colorata* (Eichwald, 1829).

Мы полагаем, что процветание планового интродуцента — *H. invalida* сопровождалось сопряженной инвазией хищных хоботных пиявок — *A. esmonti*, пищей которым в резервуарном местообитании служат полихеты и олигохеты. Впервые в Волгоградском водохранилище они были зарегистрированы в 1990 г. А.И. Бакановым (1993). В настоящее время встречаемость этих пиявок на отдельных биотопах, заселенных олигохетами, дости-

гает 30%, численность и биомасса составляют до 15 экз./м² и 0.18 г/м². Эти хищники — пищевые конкуренты бентосоядных рыб.

A. colorata — обитает в русловой части и открытых мелководьях. В период исследований в Волгоградском водохранилище максимальная встречаемость этого моллюска (50%) по всему водохранилищу зарегистрирована в 1984 г., средневзвешенная биомасса достигала 60 г/м². В последующее десятилетие встречаемость снизилась до 1–5%. Начиная с 1999 г. этот вид встречался на различных биотопах единично, биомасса в среднем не превышала 6 г/м², что составляло менее 1% от всех моллюсков.

В Саратовском водохранилище на разных участках в 1991–1996 гг. биомасса *A. colorata* изменялась от 0.6 до 45 г/м², в последующий период и до настоящего времени снизилась до 0.1–10 г/м². Моллюски предпочтительно заселяли плотные заиленные грунты, реже встречались на илах, не встречены на затопленных поймах.

Всего в Волгоградском водохранилище насчитывается 48 видов выходцев из Понто-Каспийского региона, в том числе 43 вида высших ракообразных из которых 9 обитали на данном участке до зарегулирования стока р. Волги.

К 2004 г. в донной фауне Волгоградского водохранилища насчитывалось 16 инвазионных видов, из них 8 были известны до 1980 г., 8 видов идентифицированы нами (Филинова и др., 2008). В дальнейшем процесс вселения понто-каспийской фауны в водохранилище активизировался (Филинова, 2011), и с 2005 по 2010 гг. нами выявлены еще 8 видов — вселенцев, натурализовавшихся в водохранилище: *Dikergammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *D. bispinosus* Martynov, 1925, *Turkogammarus aralensis* (Uljanin, 1874), *Pontogammarus aestuarius* Derzhavin, 1924, *Chaetogammarus sowinskyi* (Beckning, 1914), кумовые раки — *Shizorhynchus eudorelloides* (G.O. Sars, 1894), *S. scabrisculus* (G.O. Sars, 1894), *Pterocuma pectinata* (Sowinsky, 1893). Для всех из указанных видов отмечены половозрелые самки с выводковыми сумками, заполненными половыми продуктами. Зарегистрированы также встреченные редко и единично не указывавшиеся ранее два вида гаммарид *Akerogammarus subnudus* (Sars, 1896), *Iphigenella acanthopoda* G.O. Sars, 1896, три вида корофиид — *Chelicorophium sowinskyi* Martynov, 1924, *C. monodon* (Sars, 1899), *C. spinulosum* Sars, 1896 и один вид байкальских гаммарид — *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899).

За период исследований в Саратовском водохранилище идентифицировано 34 вида выходцев из понто-каспийского региона, из них высших ракообразных — 30. В том числе зарегистрированы все виды высших ракообразных из опубликованного Т.Д. Зинченко и Е.М. Куриной (2011) списка видов, обитающих в открытых мелководьях, а также неизвестные прежде для глубоководных участков водохранилища: *Dikergammarus villosus*, *D. bispinosus*, *D. fluviatilis* Martynov, 1924, *P. crassus* (Sars, 1894), *P. sarsi* (Sowinsky, 1898) и *Paramysis (M) intermedia* (Czerniavsky, 1882).

Несмотря на то, что список фауны высших ракообразных в исследуемых водохранилищах значительно пополнился видами-вселенцами, количественные показатели развития этой группы беспозвоночных не увеличились.

Самопроизвольные вселенцы в нижеволжские водохранилища — моллюски *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1847) были впервые обнаружены в Саратовском водохранилище, первые находки относились к началу девяностых, возможный маршрут проникновения — с обрастаниями на судах (Антонов, 1993). В Волгоградском водохранилище впервые зарегистрированы в верхнем участке в 1999 г. и идентифицированы в 2000 г. (Филинова, 2008). В настоящее время часто встречаются во всех зонах водохранилищ, за исключением глубоко вдающихся в сушу сильно зарастающих ВВР устьев притоков и затопленных пойм.

В русле нижеволжских водохранилищ эти моллюски доминируют повсеместно, развиваясь на дне водоема на любых типах грунта, в отличие от аборигенных для водохранилища моллюсков *D. polymorpha*, которым на илистых типах грунта необходим дополнительный субстрат, приподнимающий их над толщей иловых отложений. Например, в Волгоградском водохранилище средняя многолетняя численность дрейссены бугской составляла 2620 экз./м², биомасса — 1390 г/м². При таких показателях биомассы дрейссена способна отфильтровывать огромные объемы воды, осаждая сесстон. Поскольку в состав пищи *D. bugensis* входят одноклеточные водоросли и детрит она, несомненно, создает пищевую конкуренцию доминирующим видам зоопланктона, а потребление мелких форм зоопланктона позволяет характеризовать ее и как конкурента планктофагов, в том числе и крупных зоопланктеров. Более того, по данным Е.Э. Сониной (см. наст. сборник) начало 2000 гг. характеризовалось распространением ВВР на большие глубины по сравнению с предшествующим периодом. Возможно, причиной данных изменений и явилось увеличение прозрачности воды не только как прямое следствие фильтрационной активности дрейссены, но и как опосредованное влияние через трофические конкурентные взаимоотношения ВВР и фитопланктона. Таким образом, этот вид является биоценообразующим в водохранилище.

Экспансия *D. bugensis* в нижеволжские водохранилища, начавшаяся в 1990-е гг. прошлого века, привела к увеличению общих среднесезонных количественных показателей зообентоса в конце текущего десятилетия на 2 порядка (Филинова, 2010, 2011), и снижению биомассы мягкого зообентоса.

Ретроспективный анализ динамики расселения наиболее массовых видов в нижеволжских водохранилищах показал, что популяции псаммо-пелофильных видов мизид и моллюсков *Adacna colorata*, натурализовавшихся в водохранилищах в период формирования илистых донных биоценозов, в современных условиях продолжающегося накопления ила в донных грунтах, существуют в водохранилище в угнетенном состоянии. Эврибионтные моллюски — *Dreissena bugensis* и пелофильные полихеты *H. invalida* (Grabe, 1860) оказались в более выгодных условиях. В исследованных водохранилищах на подавляющем большинстве донных грунтов в

настоящее время сформировалось монодоминантное сообщество дрейссены бугской, в мягком зообентосе доминирует *H. invalida*.

Инвазионные виды в нижеволжских водохранилищах формируют более 90% численности и 99% биомассы всего зообентоса.

Список литературы

- Антонов П.И. О проникновении двустворчатого моллюска *Dreissena bugensis* в Волжские водохранилища // Экологические проблемы в бассейнах крупных рек: Тез. междунар. конф. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1993. С. 52–53.
- Баканов А.И. О появлении пиявки *Archaeobdella esmonti* (*Archaeobdella*, *Herpobdellidae*) в волжских водохранилищах // Зоологический журн. 1993. Т. 72, вып. 6. С. 135–136.
- Белявская Л.И., Вьюшкова В.П. Донная фауна Волгоградского водохранилища // Тр. Саратов отд. ГосНИОРХ. Т. 10. Саратов, 1971. С. 93–106.
- Белявская Л.И., Гудкова Н.С., Загора Л.П. Мизиды Волгоградского водохранилища // Видовой состав, экология и продуктивность гидробионтов Волгоградского водохранилища. Саратов: Изд-во СГУ, 1969. С. 20–25.
- Бенинг А.Л. К изучению придонной жизни реки Волги / Монографии Волж. Биол. Станции Саратов. Общ. Естествоисп. № 1. Саратов, 1924. 398 с.
- Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.-СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 436 с.
- Бородич Н.Д. Представители понтокаспийской фауны в водохранилищах Средней и Нижней Волги // Информ. бюл. ИБВВ. №. 29. Л., 1976. С. 35–37.
- Державин А. Каспийские элементы в фауне бассейна Волги // Тр. Ихтиологич. лаборатории. Астрахань, 1912. С. 19–32.
- Дзюбан Н.А., Слободчиков Н.Б. *Hypania invalida* (Grube, 1860) в Волжских водохранилищах и гидробиологический мониторинг // Гидробиол. журн. 1980. Т. 16, № 5. С. 56–59.
- Законнов В.В. Осадкообразование в водохранилищах волжского каскада: Автоферат дисс. ... д. геогр. н. Москва, 2007. 50 с.
- Зинченко Т.Д., Антонов П.И. Биоинвазивные виды макрозообентоса в поверхностных водах бассейна Средней и Нижней Волги и возможные пути их проникновения // Тез. Докл. Второго междунар. Симпоз. по изучению инвазийных видов "Чужеродные виды в Голарктике" (Борок-2). 2005. С. 78–79.
- Зинченко Т.Д., Курина Е.М. Распределение видов вселенцев в открытых мелководьях Саратовского водохранилища // Российский журнал биологических инвазий. 2011. № 2. С. 74–84.
- Зыков В.И. Материалы по фауне Волги и гидрофауне Саратовской губернии // Bull. d.1 Soc. Inh. d. Natur. de Moscou. № 1. 1903. 148 с.
- Иоффе И.И. Обоснование и результаты акклиматизации беспозвоночных в крупных водохранилищах Волги и Дона // Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР. М.: Наука, 1968. С. 148–155.
- Ляхов С.М. О границах распространения каспийских бокоплавов в Волге к началу ее гидротехнической реконструкции // Научные доклады высшей школы. Биологические науки. 1958. № 3. С. 16–20.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д., Дзюбан Н.А., Иоффе Ц.И. Изменения в фауне Волги под влиянием антропогенных факторов // Вторая конференция по изуч. Водоемов бассейна Волги. Волга – 2. Борок, 1974. С. 7–11.
- Нечваленко С.П. Донная фауна в первые четыре года после заполнения водохранилища // Саратовское водохранилище. Тр. Саратовского отд. ГосНИОРХ. Т. XII. 1973. С. 94–103.
- Нечваленко С.П. Донная фауна // Рыбохозяйственное освоение и биопродукционные возможности Волгоградского водохранилища. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 1980. С. 93–105.
- Филинова Е.И. Структурно-фаунистическая характеристика и динамика зообентоса Волгоградского водохранилища: Дисс. на соиск. уч. степени канд. биол. наук. 2003. 192 с.
- Филинова Е.И., Малинина Ю.А., Шляхтин Г.В. Биоинвазии в макрозообентосе Волгоградского водохранилища // Экология. 2008. № 3. С. 206–210.
- Филинова Е.И. Пространственное распределение и структура зообентоса Саратовского водохранилища // Экологические проблемы пресноводных рыбохозяйственных водоемов России. Всеросс. научн. конф. с междунар. участием, посв. 80-летию Татарского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ» СПб., 2011. С. 361–365.
- Филинова Е.И., Малинина Ю.А., Мосияш С.С., Медведева А.А. Процессы становления грунтов в зоне воздействия паводковых вод и их влияние на бентофауну // Актуальные проблемы водохранилищ: Всерос. конф.: Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 306–307.
- Щербина Г.Х. Роль массовых видов-вселенцев в повышении продуктивности верхневолжских водохранилищ // Актуальные проблемы водохранилищ: Тез. докл. Всерос. конф. Ярославль, 2002. С. 305–306.
- Яковлев В.А. и др. Расселение гидробионтов и современный ценогенез в бассейне Волги // Тез. докл. 8 съезда Гидробиологического общества РАН. Т. II. Калининград, 2001. С. 96–97.

ОЦЕНКА ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА МЕТОДАМИ ГЕОИНФОРМАЦИОННОГО АНАЛИЗА

И.В. Филоненко, К.Н. Ивичева

Вологодская лаборатория ФГБНУ «Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства», 160012, г. Вологда, Левичева, 5, igor_filonenko@mail.ru

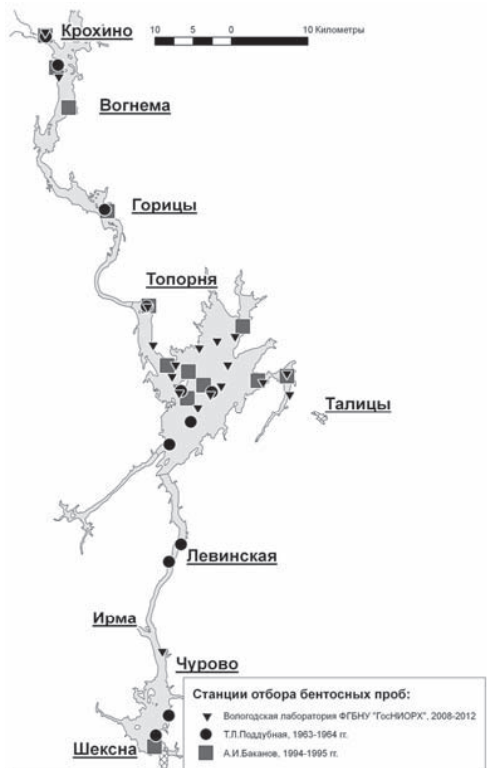


Рис. 1. Станции отбора проб бентоса в речной части Шекснинского водохранилища в разный период его существования

Исследование бентосных сообществ является важной частью исследований кормовой базы крупных водоемов Вологодской области. В этом отношении исследование Шекснинского водохранилища проводится на протяжении всего периода его существования с 1964 г., что делает набор данных за многолетний период ценным материалом для анализа. Использование новых методов обработки данных, таких как географические информационные системы (ГИС), позволяет получить дополнительную информацию о пространственных особенностях распределения организмов на основе ранее полученной информации и сравнить ее с результатами современных исследований.

Непосредственно по бентосу водных объектов вошедших в состав Шекснинского водохранилища и самого водохранилища имеется довольно обширная информация. Эти водные объекты исследовали, в свое время: Б.С. Грезе в 1931 г. (1932), М.Б. Стругач в 1962 г. (1968), Ф.Д. Мордухай-Болтовской в 1955, 1956, 1973, 1974 и 1975 гг. (1959, 1978), Т.Л. Поддубная в 1963 и 1964 гг. (1966), Г.А. Стальмакова в 1973 и 1974 гг. (1977), О.В. Выголова с 1974 по 1977 гг. (1979), А.И. Баканов в 1994 и 1995 гг. (2002) и др. Многие из вышеперечисленных авторов в своих работах приводят схематические карты сбора материала. Несмотря на то, что в целом технология отбора проб бентоса у разных исследователей, в общем, сходна, ввиду различия поставленных задач сравнивать полученные результаты становится затруднительно. На эти же факты обращали внимание и другие исследователи (Баканов, 2002).

Наиболее подробные данные о бентосе Шекснинского водохранилища имеются по его озерной части. Поскольку, ряд исследований проводился по гидробиологической сетке предложенной Ф.Д. Мордухай-Болтовским, полученные данные вполне могут быть подвергнуты пространственному анализу в ГИС. С 1970-х гг. регулярные гидробиологические исследования по аналогичной схеме проводит Вологодская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ».

В то же время, анализ речной части Шекснинского водохранилища с помощью ГИС, по причине значительного различия в расположении станций отбора проб, пока носит, скорее, демонстрационный характер. Имеющиеся в литературе сведения и наши исследования недостаточно равномерно охватывают различные участки этой части водохранилища, для возможности проведения геоанализа (рис. 1).

По этой причине основным материалом для анализа стали количественные показатели бентоса по станциям на Белом озере. В качестве дополнительной информации при анализе распределения бентосных организмов в ГИС у нас была возможность использования батиметрической карты, построенной на основе атласа единой глубоководной системы Европейской части РФ, а так же косвенный учет антропогенного воздействия от расположения крупных населенных пунктов, транспортных путей и прочих результатов хозяйственной деятельности человека.

Методы сбора бентоса, сроки и обработка материала водных объектов Шекснинского водохранилища в период с 1955 по 1995 гг. изложены в соответствующих работах. Подробные исследования, проведенные Ф.Д. Мордухай-Болтовским, были выполнены с применением газа № 17. По этой причине, для возможности сравнения результатов анализа после обработки в ГИС, были использованы материалы авторов с наиболее близкой по технологии методикой (рис. 2: А; Б; В).

Собственный материал, использованный для геоанализа, был собран стандартными мето-

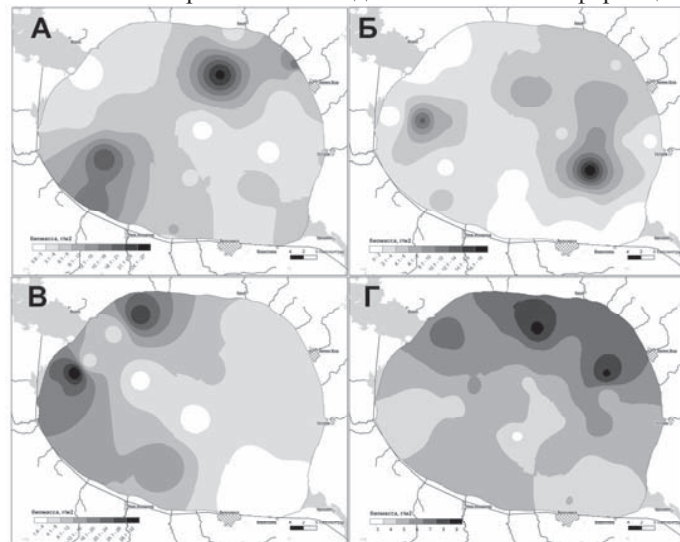


Рис. 2. Пространственное распределение биомассы бентоса на Белом озере по данным разных авторов: А - Ф.Д. Мордухай-Болтовской, октябрь 1956 г.; Б - М.Б. Стругач, август 1962 г.; В - О.В. Выголова, среднесезонный показатель за период 1974-1977 гг.; Г - Вологодская лаборатория ФГБНУ «ГосНИОРХ», среднесезонный показатель за период 2002-2011 гг.

дами (Методические указания ..., 1983) дночерпателем Петерсона во время ежегодного осеннего научного тралового лова в период с 2002 по 2011 гг. с применением газа № 17. Позиция гидробиологических станций до 2005 г. привязывалась к сетке рыбопромысловых участков, а позднее фиксировались по GPS. На основе количественных показателей бентосных организмов каждой станции были построены тематические карты, которые отражают распределение организмов макрозообентоса. В целях возможности обработки в ГИС были оцифрованы количественные показатели бентоса, представленные в литературных источниках (Мордухай-Болтовской, 1958; Стальмакова, 1977; Выголова, 1979; Антропогенное влияние ..., 1981).

Для работы с пространственными данными был использован программный пакет ArcGIS 10. В качестве векторной основы акватории Белого озера использованы контуры водоема оцифрованные на основе снимка ETM + спутника Landsat7. Пространственный анализ распределения бентосных организмов выполнен интерполяцией с использованием модуля Spatial Analyst методом обратно-взвешенных расстояний.

Непосредственно обработку имеющихся данных по количественным показателям бентоса Белого озера, с нашей точки зрения, можно проводить по нескольким направлениям. В первую очередь, это анализ пространственного распределения на основе многолетних регулярных наблюдений по сетке станций выполненных в определенное время года. Реализацией этого типа анализа могут быть тематические карты, полученные на основе материалов Вологодской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ». В этом случае характер распределения показателей зообентоса отражает карта, построенная путем усреднения нескольких тематических карт за сезоны 2002–2011 гг. (рис. 2: Г). Как вариант такого анализа возможно построение тематической карты на основе данных обобщающих исследования за несколько лет, где интерполированы данные по среднемноголетним показателям за 1974–77 гг. (рис. 2: В).

Другим способом оценки распределения бентосных организмов по акватории озера могут быть наблюдения, выполненные в конкретный сезон года (рис. 2: А; Б). В этом случае распределение организмов в значительной степени будет зависеть от погодных условий года наблюдений, и носить более частный характер.

Вероятно, еще одним способом анализа может быть использование данных полученных разными методами и разными авторами в различные годы. Поскольку в тематической карте распределения организмов не столь важна фактическая численность, а особый упор делается на градиент величины, существует возможность анализа относительно разнотипных показателей. Так после нормализации данных, благодаря возможности использования в ГИС алгоритма алгебры карт, такой вариант так же вполне применим, но в нашем исследовании не приводится.

Для анализа распределения бентосных организмов были построены тематические карты на основе данных опубликованных разными авторами по материалам собранным в октябре 1956 г. (Мордухай-Болтовской, 1959), в августе 1962 г. (Стругач, 1968), среднемноголетним данным за период 1974–1977 гг. (Выголова, 1979) и исследований Вологодской лаборатории ФГБНУ «ГосНИОРХ» за период 2002–2011 гг. Характер распределения биомассы макрозообентоса в Белом озере представлен на рисунке 2.

Тематические карты, построенные на основе осенних показателей, демонстрируют до момента заполнения водохранилища максимальную биомассу бентосных организмов на севере и юго-западе озера, а в конце лета 1962 г. отмечена высокая биомасса в районе судового хода, ближе к истоку р. Шексны (рис. 2: А; Б). Далее, среднемноголетние показатели периода 1974–1977 гг. показывают высокую биомассу бентоса на севере и юго-западе, а наши данные за последнее десятилетие — наибольшую биомассу организмов в северной части Белого озера.

Таким образом, до заполнения водохранилища в Белом озере отмечаются два участка высокой биомассы — по обе стороны от судового хода. Возможно, вследствие изменения комплекса биотических и абиотических факторов на текущий момент наиболее высокие показатели биомассы формируются по северному берегу Белого озера — наиболее удаленной части как от судового хода, так и от крупных источников антропогенного загрязнения (г. Белозерск и п. Нижняя Мондома.)

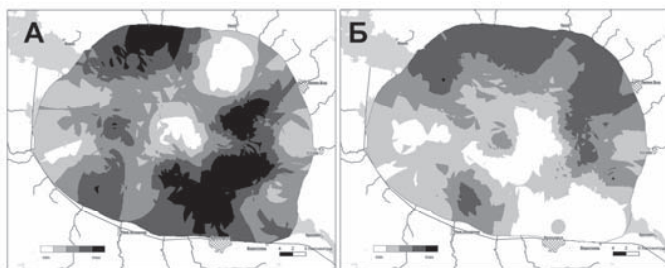


Рис. 3. Пространственное распределение численности (А) и биомассы (Б) бентоса на Белом озере осенью в период с 2002 по 2011 гг.

догового хода (рис. 3). Концентрация организмов в первом случае, возможно, объясняется наименьшим влиянием на этот участок водного транспорта. Здесь в составе бентоса доля хирономид, как правило, высока, а в отдельные годы они, безусловно, доминируют. Во втором случае, высокая численность организмов обусловлена антропогенным влиянием г. Белозерска и судового хода, что косвенно подтверждается высокой численностью в пробах олигохет.

Высокая биомасса на тематических картах отмечается по северному берегу, который, возможно, в меньшей степени страдает от транспортных путей Волго-Балтийского канала. Значительная биомасса здесь обусловлена, в первую очередь, личинками хирономид. Минимальные показатели биомассы бентосных организмов

Вероятно, при сборе гидробиологического материала, в той или иной степени, применяемые методы будут всегда отличаться у разных исследователей. Возможно поэтому, при обработке в ГИС наиболее показательными являются тематические карты, на которых суммируются нормализованные показатели за ряд лет. Для Белого озера карты, построенные таким образом, за период с 2002 по 2011 гг. показывают высокую численность организмов макрозообентоса в северной части Белого озера и в районе г. Белозерска со сдвигом в сторону су-

отмечены в центральной части озера на фарватере и на участке от г. Белозерска до истока р. Шексны, что мы связываем с негативным влиянием антропогенных факторов.

Анализ распределения макрозообентоса по данным гидробиологических станций с применением ГИС позволяет предположить, что с момента создания Шексинского водохранилища пространственное распределение бентоса в Белом озере по биомассе и численности изменилось. Максимальные показатели бентосных организмов на данный момент наблюдаются в северной и северо-восточной частях озера. Возможно, наблюдаемые процессы являются следствием гидродинамических изменений в системе Шексинского водохранилища и влиянием антропогенного эвтрофирования водоема. После накопления в базе геоданных более обширной фактической информации станет возможен анализ с помощью ГИС более сложных моделей.

Список литературы

- Антропогенное влияние на крупные озера Северо-Запада СССР. Ч. II. Гидробиология и донные отложения озера Белого. Л., 1981. 254 с.
- Баканов А.И. Зообентос // Современное состояние Шексинского водохранилища. Ярославль: изд-во ЯГТУ, 2002. С. 165–180.
- Выголова О.В. Макробентос Череповецкого водохранилища, его продукция и потребление рыбами: Дис. ... канд. биол. наук. Вологда, 1979. 235с.
- Грезе Б.С. Материалы по гидрологии и гидробиологии Белоозера по 1931 год. Дело № 2. 1932. 56 с. [Фонд. материалы ГосНИОРХ. инв. № 16]
- Мордохай-Болтовской Ф.Д., Митропольский В.И. Бентос Белого озера // Труды института биологии водохранилищ АН СССР. 1959. Вып. 2(5). С. 85–101.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д. О бентосе Белого озера в 1973 – 1975 гг. // Биология внутренних вод: Информ.бюл. Л.: Наука, 1978. № 38. С. 44–48.
- Поддубная Т.Л. О донной фауне Череповецкого водохранилища в первые два года его существования // Планктон и бентос внутренних водоемов. М.-Л.: Наука, 1966. С. 21–33.
- Слепухина Т.Д., Выголова О.В. Зообентос // Гидробиология и донные отложения озера Белого. Л.: Наука, 1981. С. 215–232.
- Стальмакова Г.А. Бентос Белого озера Вологодской области (по наблюдениям 1973–1974 гг.) // Изв. ГосНИОРХ. 1977. Т. 116. С. 128–137.
- Стругач М.Б. Бентос Белого озера (по материалам 1962 г.) // Изв. ГосНИОРХ. 1968. Т. 67. С. 261–269.

ПСАММОН ОБСОХШЕЙ РИПАЛИ Р.УЛЕЙМА

Е.М. Фомичёва

Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова,
150057, Ярославль, проезд Матросова, д. 9, fomalyona@bk.ru

Введение. Сообщества организмов пересыхающих участков рипали подвержены резким изменениям гидрологических, температурных условий среды обитания. Наиболее вероятно, что именно прибрежная зона реки является местом обитания относительно толерантных к частичной дегидратации организмов. Известна способность многих беспозвоночных продолжать жизнедеятельность в течение длительного периода в обсыхающих грунтах (Семерной, 1974; Митропольский, 1978). Благодаря естественному отбору сохраняется генетическая информация наиболее адаптированных к смене условий особей, что позволяет следующим поколениям наиболее широко осваивать окружающую среду. Изучение стратегии выживания обитателей псаммона представляет интерес в направлении поведенческих, морфологических и физиологических адаптаций организма к частичному или полному ангидробиозу.

Целью данной работы являлось изучение видового разнообразия псаммона рипали р. Улейма в зависимости от удаленности от уреза воды и глубины залегания горизонта отбираемых проб.

В соответствии с поставленной целью были определены следующие задачи: 1. Исследовать видовой состав псаммона обсыхающей части прибрежной зоны р. Улейма; 2. Изучить экологические особенности вертикального распределения беспозвоночных обсыхающего псаммона.

Материалы и методы. Для написания данной работы использованы результаты обработки проб, собранные в октябре 2011 г. на правом берегу р. Улейма в районе биологической станции демидовского университета. Пробы грунта отбирали по двум направлениям исследования: 1) по удаленности грунта от уреза воды; 2) по глубине залегания горизонта исследуемой пробы. По удаленности от уреза воды отобраны пробы на расстоянии 4, 3, 2,5, и 1,5 м. В зависимости от глубины залегания, отобраны пробы с глубины 0–5, 5–10 и 10–15 см. Пробы отбирали с площадки 10×10 см пробоотборником, и помещались в двойные полиэтиленовые пакеты для транспортировки в лабораторию.

Описание проб: проба 1 — правый берег, 4 м от уреза, грунт — песок, 0–10 см; 2 — правый берег, залив, 3 м от уреза, заросли, грунт — немного растительных остатков, корней растений (примерно 1 см верхнего слоя), песок, 0–10 см; 3 — правый берег, залив, 3 м от уреза, грунт — детрита практически нет, песок, глина, 0–10 см; 4 — правый берег, залив, 2,5 м от уреза, грунт — детрита практически нет, песок, глина, 0–10 см; 5 — правый берег, 1,5 м от уреза, грунт — малое содержание детрита, песок, 0–10; 6 — правый берег, 1,5 м от уреза, грунт — детрита практически отсутствует, песок, 0–10 см; 7 — правый берег, залив, глива, со стороны реки, грунт — плотная дерновина, глина, 0–5 см; 8 — правый берег, залив, глива, со стороны реки, грунт — песок,

детрит практически отсутствует, 5–10 см; 9 — правый берег, залив, грива, со стороны реки, грунт — песок, детрит практически отсутствует, 10–15 см; 10 — правый берег, залив, грива, со стороны берега, грунт — большое количество растительных остатков, 0–5 см; 11 — правый берег, залив, грива, со стороны берега, грунт — большое количество растительных остатков, песок, глина, 5–10 см; 12 — правый берег, залив, грива со стороны берега, грунт — растительные остатки, песок, глина, 10–15 см; 13 — правый берег, у лодочного причала, песок, по урезу; 0–10 см; 14 — правый берег, у лодочного причала, песок, по урезу; 10–15 см.

В лаборатории грунт переносили в стеклянные эксикаторы объемом 5 л, заливали биологизированной водой и оставляли на созревание. Просмотр проб проводили через месяц. Грунт тщательно перемешивали и промывали проточной водой через сито № 23. Получившийся остаток, разделяя на порции, просматривали в чашках Петри под бинокулярным МБС-9 и фиксировали 4% формалином для дальнейшего определения.

Результаты и обсуждение. В результате проведенных исследований установлен видовой состав исследуемых проб, его распределение по удаленности от уреза воды (табл. 1) и глубине грунта (табл. 2). Полученные данные свидетельствуют о достаточно высоком разнообразии псаммона. Состояние обитателей псаммона напрямую зависит от содержания влаги в грунте. Вода находится в пространстве между песчинками грунта и оказывает влияние на морфологические и физиологические адаптации организма. Состав грунта, размер его частиц и пространства между ними играют важную роль в наличии и распределении органического осадка, влаги, растворенного кислорода (Семерной, 2010).

Таблица 1. Состав и распределение видов фауны псаммона рипали р. Улейма

Таксоны	Номера проб					
	1	2	3	4	5	6
	Число экз. в пробе					
Oligochaeta						
<i>Dero dorsalis</i>				3		
<i>Nais variabilis</i>					5	
<i>Pristinella rosea</i>	4				3	
<i>Fridericia callosa</i>						1
<i>Lumbricillus</i> sp.	9		1	7	7	
<i>Bothrioneurum veidovskyanum</i>			2	13		
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>				5		13
<i>L. hoffmeisteri</i>						2
<i>Lumbriculus variegatus</i>	3	2	8			
<i>Spirosperma ferox</i>		1		3	1	
<i>Tubifex tubifex</i>				1		
Nematoda						
<i>Dorylaimus stagnalis</i>	4					2
<i>Ironus tenuicaudatus</i>	1					1
<i>Monochus aquaticus</i>						1
Mollusca						
<i>Neopisidium tenuilineatum</i>		2				4
<i>Bythynia tentaculata</i>			1			
<i>Lymnaea truncatula</i>			1	1		
<i>Planorbarius purpura</i>		4				
Crustacea						
<i>Microcyclops varicans</i>		3		1		
<i>Acanthocyclops</i> sp.			2		3	
<i>Potamocypis variegata</i>			2	1		
<i>Cypridopsis hartwigi</i>					2	
Insecta						
<i>Cricotopus</i> sp.						1
<i>Polypedilum</i> gp. <i>scalaenum</i> (larvae)						1
<i>Psectrocladius</i> rp. <i>psilopterus</i> (larvae)	2					
<i>Procladius</i> sp. (larvae)					1	
<i>Palpomyia tibialis</i> (larvae)			2			
<i>Probezzia seminigra</i> (larvae)	1					2
<i>Symplecta hybrida</i> (larvae)				2		
<i>Neolymnomia</i> sp. (larvae)				1		

Таблица 2. Видовой состав и вертикальное распределение фауны псаммона р. Улейма

Таксоны	Номера проб													
	7	8	9	10	11	12	13	14						
	Число экз. в пробе													
Oligochaeta														
<i>Specaria josinae</i>				2										
<i>Lumbricillus</i> sp.		1			1									
<i>Bothrianeurum veidovskyanum</i>	12	8	5			12						5	4	
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>														
<i>L. hoffmeisteri</i>					3									
<i>L. udekemeanus</i>		4												
<i>Lumbriculus variegatus</i>	6			4										
<i>Spirosperma ferox</i>	2		1											
<i>Tubifex newaensis</i>								1						
Nematoda														
<i>Mesodorylaimus bastiani</i>								1						
Mollusca														
<i>Neopisidium tenuilineatum</i>											4			
<i>Lymnaea truncatula</i>	1		1	2			1							
Crustacea														
<i>Acanthocyclops</i> sp.	7													
Insecta														
<i>Polypedilum</i> gp. <i>scalaenum</i> (larvae)								3						
<i>Palpomyia lineata</i> (larvae)											2			
<i>P. rufipes</i> (larvae)											2			
<i>Palpomyia tibialis</i> (larvae)													1	
<i>Tabanus autumnalis autumnalis</i> (larvae)											1			
<i>Spilogona</i> sp. (nynnapuii)					1									
<i>Parydra coarctata</i> (nynnapuii)					1									

Согласно полученным результатам (табл. 1), в среднем, видовой состав и количество особей наиболее широко представлен в зоне до 2–2.5 м от уреза воды. На большем удалении от уреза воды (3–4 м в нашем случае), видовое разнообразие и численность обитателей псаммона несколько снижается. Возможно, это связано с тем, что на данном участке грунт пересыхал более длительный промежуток времени, и часть организмов погибла либо в жизнедеятельном состоянии, либо в состоянии ангидробиоза. На выживаемость взрослой особи и новых поколений влияют условия среды обитания, их состояние и изменчивость в течение жизненного цикла. Так, условия жизни материнского организма накладывают отпечаток на развитие новых поколений у Cladocera и образование у них покоящихся яиц (Алексеев, Казанцева, 2007). От того, в каком физиологическом состоянии организм переходит в состояние ангидробиоза, зависит его дальнейшее существование. Возникновение в разные периоды жизни экстремальных условий для обитания заставляет гидробионтов использовать адаптации, способствующие выживанию.

Одной из таких наиболее важных адаптаций можно назвать способность организма к ангидробиозу (Голдовский, 1977; Харчук, 2005). Вероятно, обитатели псаммона способны использовать ангидробиоз как стратегию выживания в ответ на неблагоприятные условия среды обитания. Явление ангидробиоза встречается среди довольно широкого множества беспозвоночных, включая коловраток, тихоходок, нематод, моллюсков. Пересыхание грунта гидробионты могут переносить на стадии взрослого организма и на стадии латентного яйца (Макрушин, 1981; Харчук, 2005; Алексеев, 2007). При обсыхании грунта организм попадает в условия гипоксии, изменении солевого состава капиллярной воды, снижения возможности передвижения. Одновременно с общим снижением метаболической активности происходит выработка специфических биохимических протекторов, таких как трегалоза, LEA-белки. Вероятно образование плотных оболочек, капсулирование.

При изучении видового состава псаммона в зависимости от глубины грунта (табл. 2) отбирались пробы от 0–5, 5–10, 10–15 см в 1.5 м от уреза воды и пробы 13 и 14 по урезу. В результате обнаружено, что наибольшая численность и видовое разнообразие достигается в верхнем горизонте грунта до 10 см.

Однако и на глубине более 10 см нами обнаружены олигохеты (*Lumbriculus variegatus*, *Bothrioneurum veidovskyanum*, *Limnodrilus udekemianus*), моллюски, личинки мокрецов. Возможно, большая численность и разнообразие беспозвоночных связано с меньшей плотностью грунта и соответственно, большим содержанием кислорода, а также большей увлажненностью верхних горизонтов за счет атмосферных осадков. В дальнейшем мы планируем продолжить изучение этого вопроса более подробно для статистического подтверждения полученных данных.

Выводы. 1. В исследуемых пробах псаммона обсыхающих участков р. Улейма обнаружено 38 видов беспозвоночных. Из них в пробах преобладают представители малощетинковых червей и личинки двукрылых. 2. Видовое разнообразие и численность беспозвоночных снижается по мере удаления от уреза воды. Наиболее полным видовой состав представлен в верхнем горизонте взятия проб, на глубине грунта до 10 см.

Список литературы.

- Алексеев В.Р., Казанцева Т.И. Использование индивидуально-ориентированной модели для изучения роли материнского эффекта в смене типов размножения у Cladocera // Журнал общей биологии. 2007. Т. 68, № 3. С. 231–240.
- Голдовский А.М. Основы учения о состояниях организмов. Л.: Наука, 1977. 116с.
- Макрушин А.В. Устойчивость к высушиванию латентных яиц *Sida cristallina* и *Moina macropora* (Crustacea, Cladocera) // Зоологический журнал. 1981. Т. LX, вып. 6. С. 933–934.
- Митропольский В.И. Наблюдения над способностью моллюсков к перенесению высухания и промерзания в прибрежье Рыбинского водохранилища // Фауна беспозвоночных и условия воспроизводства рыб в прибрежной зоне Верхне-Волжских водохранилищ: Тр. Ин-та биол. внутр. вод. 1978. Вып. 39 (42). С. 46–58.
- Семерной В.П. Динамика олигохетного населения в зоне временного затопления Рыбинского водохранилища в зависимости от уровня воды // Информ. бюлл. Инст. Биол. внутр. вод АН СССР, 1974. № 21. С. 36–40.
- Семерной В.П. Учение о гидросфере: учебное пособие. Ярослав. гос. ун-т им. П.Г. Демидова. Ярославль: ЯрГУ, 2010. 252с.
- Харчук А.И. Анабиоз: основные понятия и сопровождающие его процессы (обзор) // Экология моря. 2005. Вып. 70. С. 62–78.

ОЦЕНКА КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАЗВИТИЯ КОРМОВЫХ ОРГАНИЗМОВ МАКРОЗООБЕНТОСА В ЧЕБОКСАРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Е.А. Фролова, Н.Г. Баянов

Нижегородская лаборатория ФГБНУ ГосНИОРХ,
Нижний Новгород, Московское шоссе, 31, bayanovng@mail.ru

Как указывала один из первых исследователей зообентоса Чебоксарского водохранилища Г.Н. Мягкова (1987) изучение рыбопродуктивности того или иного водоема невозможно без исследования донной фауны, тем более, если основу промысла составляют бентосоядные рыбы.

В данной работе нами дана краткая характеристика многолетних изменений уровня развития донной фауны за время существования водохранилища (1981–2008 гг.) и приведены средние многолетние показатели количественного развития кормовых организмов макрозообентоса на различных участках Чебоксарского водохранилища в период с 2005 по 2008 гг.

Отбор проб донных беспозвоночных производился с помощью дночерпателя Экмана-Берджа площадью захвата 1/40 кв.м. Материал фиксировался 4-х% формалином. Обработка материала осуществлялась согласно Методическим рекомендациям ... (1984). Трофность водохранилища и его участков оценивалась согласно С.П. Китаева (2007).

Основные группы донных животных, составляющие зообентос Чебоксарского водохранилища — личинки хирономид, олигохеты, высшие ракообразные и моллюски. На протяжении многолетней истории существования Чебоксарского водохранилища биомасса кормовых организмов среди донной фауны на всем его протяжении оставалась на достаточно высоком уровне.

До начала зарегулирования в 1981 г. участка р. Волги Чебоксарской ГЭС преобладающими типами грунтов являлись песок с различной степенью заиления, серый ил и местами — каменистый. Глубины редко превышали 7 м. В составе донных биоценозов по численности и особенно по биомассе преобладали олигохеты,

среди которых доминировал *Tubifex newaensis*. Средние значения численности и биомассы общего бентоса в 1979–1980 гг. составляли 709–793 экз./м² и 7.22–2.58 г/м² (Шахматова, Разгулов, 1985). В последующем, с увеличением глубин и заилением, наблюдалось постепенное повышение уровня развития донных беспозвоночных. Эти изменения в значительной степени затронули средний речной и озерный участки водохранилища (табл. 1).

В донных сообществах, кроме олигохет, возросла роль моллюсков и ракообразных. Среди крупных моллюсков широко распространилась *Dreissena polymorpha*, которая местами образовывала сплошные пояса скоплений. Во второй половине 1980-х гг. в озерной части усилилось доминирование олигохет, что являлось следствием накопления иловых отложений (Тарасова и др., 1989). Доминирование олигохет прослеживалось и в последующие годы. В период с 2005 по 2008 гг. основную долю биомассы кормового бентоса составляли ракообразные и моллюски. Роль олигохет значительно снизилась. Среди моллюсков в массе распространился другой вид дрейссенид — *D. bugensis*, практически вытеснивший *D. polymorpha*. Отмечено интенсивное расселение некоторых видов каспийских ракообразных (*Dikerogammarus villosus*, *D. bispinosus* и др.).

Среди бентосных организмов на различных участках водохранилища наблюдается неравномерное распределение их численности и биомассы, что очень зависит от характера грунта и содержания в воде кислорода. Эти факторы в свою очередь в значительной степени зависят от скорости течения, которая падает от верхнего участка к плотине.

Верхний речной участок Чебоксарского водохранилища (от Горьковской ГЭС до устья р. Оки) характеризуется высокими скоростями течения. Грунты представлены преимущественно песками. Бентос здесь всегда оставался беднее, чем на других участках водохранилища, как в качественном, так и в количественном отношении, поскольку развитие его в значительной мере тормозится недостаточным осаждением органики. За данный период исследований в этом районе нами было найдено всего 23 вида донных беспозвоночных. Средняя биомасса бентоса колеблется от 1.09 до 2.20 г/м².

Таблица 1. Многолетний уровень развития кормового макрозообентоса на различных участках Чебоксарского водохранилища

1981 г.	1983 г.	1985–1989 гг.	1995–2001 гг.	2005–2008 гг.
Верхний речной участок				
<u>1275</u> 7.39	<u>235</u> 1.00	<u>384</u> 1.89	<u>1000</u> 3.63	<u>607</u> 1.66
Средний речной участок				
<u>654</u> 5.67	<u>1075</u> 19.2	<u>1377</u> 26.6	<u>1725</u> 25.20	<u>1283</u> 27.29
Озерный участок				
<u>1001</u> 7.27	<u>1805</u> 13.3	<u>1530</u> 11.2	<u>2462</u> 28.84	<u>5424</u> 37.40
Приплотинный участок				
<u>1069</u> 4.14	<u>1633</u> 9.45	<u>1131</u> 7.51	<u>1631</u> 8.08	<u>613</u> 3.69
В среднем по водохранилищу				
<u>1000</u> 6.12	<u>1187</u> 10.7	<u>1106</u> 11.8	<u>1705</u> 16.44	<u>1982</u> 17.51

Примечание: в числителе указана численность (экз./м²), в знаменателе — биомасса (г/м²); для периода 1981–2001 гг. использованы архивные данные Нижегородской лаборатории ФГБНУ ГосНИОРХ.

На песке, среди детрита, многочисленны личинки хирономид *Limnochironomus*, *Cryptochironomus*, *Chironomus* и особенно *Cricotopus*.

В целом, по уровню развития бентосных организмов (табл. 1), согласно классификации С.П. Китаева (2007), верхний речной участок водохранилища является олиготрофным, низкокормным для бентосоядных рыб.

На среднем речном участке (от устья р. Оки до устья р. Суры) сохраняется речной режим, тем не менее, скорости течения здесь медленнее, что приводит к частичному отложению органики. Этот участок водохранилища более подвержен загрязнению. Сюда поступают сточные воды г. Нижнего Новгорода и его пригородов, а также богатые питательными солями и органикой воды р. Оки. Поэтому грунты здесь имеют различную степень заиления. Бентосные сообщества, развивающиеся в различных биотопах среднего речного участка, значительно разнообразнее (отмечено более 90 видов), чем на других участках водохранилища. С увеличением площади заиленных грунтов происходит увеличение численности и биомассы донных беспозвоночных. Из крупных моллюсков высокое развитие получает *Dreissena bugensis*, местами образующая плотные поселения. Из кормовых моллюсков основную биомассу составляют сферииды, пизидииды и литоглифы; среди мягкого бентоса — личинки мотыля, ракообразные родов *Dikerogammarus*, *Pontogammarus*, *Gmelinoides*; массовые корофииды. Богатый бентос развивается на илах и заиленных песках. Биомасса на черных и серых илах — 44–46 г/м², на заиленных песках — 30 г/м². Более разнообразны видами заиленные пески (70 видов), менее разнообразны илы (45 видов). На илистых грунтах 60% биомассы создается моллюсками *Amesoda scaldiana*, *Rivicoliana rivicola*, *L. naticoides* и 15% — личинками мотыля. На заиленных песках биомасса большинства видов распределена бо-

В донных сообществах преобладают характерные для псаммофилных биоценозов личинки ручейников, мелкие формы хирономид, ракообразные — гаммариды. Очень обеднен бентос чистых песков. На большинстве таких станций донные животные отсутствуют, на остальных встречается по 2–3 вида с численностью организмов от 20 до 120 экз./м² и биомассой от 0.04 до 0.32 г/м². Среди обитателей песчаных биотопов отмечены крупные олигохеты *Tubifex newaensis*, личинки хирономид р. *Chironomus* и ручейников родов *Hydropsyche* и *Neureclipsis*. Разнообразнее и богаче бентос развивается на песчано-каменистых грунтах, где численность и биомасса колеблются в пределах 200–1360 экз./м² и 1.46–9.64 г/м² и на слегка заиленных песках с детритом — 420–4960 экз./м² и 3.21–4.60 г/м². Наибольшей численностью на каменистых грунтах характеризуются личинки ручейников *Hydropsyche ornata*, ракообразные *Gmelinoides fasciatus* и моллюск *D. polymorpha*.

лее или менее равномерно, однако, несколько преобладающую роль в ней играют ракообразные *Dikergammarus haemobaphes*, моллюски *Pisidium amnicum*, *R. rivicola*, *Cincinna piscinalis*, *L. naticoides*, личинки ручейников *Neureclipsis bimaculata* и личинки р. *Chironomus*. На илах и заиленных песках высокой численности достигают малощетинковые черви-тубициды, ракообразные-корофииды и гаммариды, личинки мелких хирономид, но роль в биомассе их невелика. Песчаные и песчано-каменистые биотопы среднего речного участка водохранилища заселены бентосом значительно беднее. Средняя биомасса на песках составляет 2.41 г/м², на песчано-каменистых грунтах — 3.58 г/м². На песчаных биотопах доминируют личинки хирономид р. *Chironomus*, ракообразные *D. haemobaphes* и олигохеты *T. newaensis*, составляющие в целом до 60% общей биомассы бентоса. На песчано-каменистых грунтах 42% биомассы создается ракообразными вида *D. haemobaphes*, численность которого колеблется от 120 до 760 экз./м². Среди камней в массе развиваются корофииды, образующие скопления до 5600 экз./м². Как и на верхнем речном участке, на каменистых грунтах многочисленны личинки ручейников *H. ornata*, местами достигающие численности 1720 экз./м². Дрейссена бугская в этом районе водохранилища встречается на различных биотопах. Численность её обычно колеблется в пределах 240–827 экз./м². Плотные поселения дрейссены — до 4600 экз./м² и биомассой 5200 г/м² отмечены нами на заиленном песке в правобережной зоне у н.п. Работки на глубине 3.5 м.

Средний речной отдел водохранилища в целом соответствует уровню высококормных водоемов (табл. 1) и характеризуется как β-эвтрофный. Наиболее продуктивными являются ценозы илистых и заиленных песчаных грунтов.

В озёрном участке, простирающимся (от устья р. Суры до н.п. Ильинка), с увеличением глубин и замедлением скоростей течения, имеет место значительное заиление ложа водохранилища. В сравнении с доводохранилищным периодом, сократились участки каменистого и песчаного грунтов, возросли площади заиленных песков и серого ила. В настоящее время илами различной толщины покрыто более 90% площади дна глубоководной части водохранилища. Здесь наблюдаются самые высокие показатели численности и биомассы донных беспозвоночных (табл. 1), однако количество видов, по сравнению со средним речным участком, уменьшается более, чем в два раза, за счет выпадения оксифильных форм. Массовые поселения отмечаются у дрейссены бугской, особенно в глубоководных зонах на серых илах, где численность и биомасса ее достигают максимальных значений — 28880 экз./м² и 14000 г/м². На мелководье численность и биомасса моллюска колеблется от 2860 до 6480 экз./м² и 760–2330 г/м². Молодь дрейссены в водохранилище питаются лещ, плотва, густера, язь, стерлядь. Кормовую ценность имеют и взрослые особи. В желудках крупных экземпляров леща и стерляди обнаружены моллюски размером 2–3 см. Тонкостенная раковина способствует активному потреблению дрейссены различными моллюскоядными рыбами (Тютин, Щербина, 2006). Наибольшую часть биомассы кормового бентоса в озёрном плесе составляют ракообразные-гаммариды (47%) и моллюски (39%). Среди ракообразных преобладают *G. fasciatus* и *D. haemobaphes*, среди моллюсков — *L. naticoides*, образующий на мелководьях поселения с численностью от 80 до 1260 экз./м². Высокий уровень развития донных организмов чаще наблюдается в ценозе дрейссены, агглютинаты и фекалии которой служат кормом для многих донных беспозвоночных (Перова, Щербина, 2003). Численность ракообразных среди этого моллюска колеблется, в основном, от 200 до 4940 экз./м². Только в озерном плесе, среди плотных поселений дрейссены, была отмечена каспийская полихета *Hypania invalida* с численностью от 100 до 500 экз./м², являющаяся ценным кормом для бентосоядных рыб.

Самыми продуктивными бентосом в озерном участке водохранилища являются серые илы, численность организмов на которых колеблется от 3480 до 16600 экз./м², биомасса — от 37.36 до 126.55 г/м². На песчаных, каменистых и заиленно-песчаных грунтах, встречающихся в озерном участке исключительно в прибрежной зоне, численность и биомасса донных беспозвоночных не имеют столь высоких значений — 320–1080 экз./м² и 4.15–6.10 г/м². Наибольшее развитие на этих биотопах получают литоглиф, ракообразные, малощетинковые черви и некоторые личинки мелких хирономид. Озерный участок водохранилища, как и средний речной, является высококормным для бентосоядных рыб и характеризуется как β-эвтрофный.

Таблица 2. Средний многолетний уровень развития кормовых организмов зообентоса на различных участках Чебоксарского водохранилища в период 2005–2008 гг.

Группы	Верхний речной	Средний речной	Озерный	Приплотинный
Олигохеты	10	168	54	239
	0.10	1.11	0.17	0.45
Хирономиды	434	444	2397	277
	0.39	3.93	2.31	0.38
Моллюски	15	179	407	68
	0.32	19.5	14.50	2.20
Ракообразные	29	409	2392	19
	0.07	1.91	17.50	0.31
Прочие	119	83	171	10
	0.78	0.83	2.96	0.35

количественный уровень. Основную долю биомассы на литорали составляют моллюски (65%) с доминированием литоглифа (75% от биомассы моллюсков). Среди мягкого бентоса преобладают ракообразные, олигохеты, пиявки и личинки хирономид. Биомасса организмов в прибрежной зоне как на илах, так и на заиленных песках,

По мере продвижения к плотине Чебоксарской ГЭС (приплотинный участок от н.п. Ильинка до плотины Чебоксарской ГЭС) увеличивается слой иловых отложений. В глубоководных зонах это приводит к значительному снижению уровня кислорода, что несомненно сказывается на развитии донного населения. На глубоководных участках отмечено лишь массовое развитие дрейссены бугской. Уровень развития кормового бентоса здесь крайне низкий. Среди донных беспозвоночных, в небольших количествах, обнаружены личинки мотыля и олигохеты. В прибрежной зоне, где преобладают заиленные пески, бентос более разнообразен, выше и его

невысока, в пределах 0.80–16.00 г/м², что, вероятно, является следствием периодической сработки уровня воды на Чебоксарской ГЭС.

Всего в приплотинном плесе нами отмечено около 30 видов донных беспозвоночных. Биомасса кормовых организмов (табл. 2) соответствует уровню средnekормных водоемов, что характеризует приплотинный участок как β-мезотрофный.

Исходя из классификации С.П. Китаева (2007) Чебоксарское водохранилище по уровню развития бентоса можно отнести к водоемам повышенной кормности и характеризовать как альфа-эвтрофный водоём, хотя отдельные участки его очень сильно отличаются по количественным показателям донной фауны. Высококормными для рыб-бентофагов являются средний речной и озёрный участки, средnekормным — приплотинный, а верхний речной участок низкокормный.

Список литературы

- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск, 2007. 395 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Зообентос и его продукция / Сост. А.А. Салазкин, А.Ф. Алимов, Н.П. Финогенова; ГосНИОРХ. Л., 1984. 52 с.
- Мяжкова Г.Н. Продуктивность зообентоса Чебоксарского водохранилища / Сб. научн. тр. Вып. 267. ГосНИОРХ, 1987. С. 24–33.
- Перова С.Н., Щербина Г.Х. Влияние массовых инвазийных видов на продуктивность макрозообентоса Горьковского водохранилища / Инвазии чужеродных видов в Голарктике. Борок, 2003. С. 188–192.
- Тарасова Т.Н., Охаткин А.Г., Шурганова Г.В., Разгулов Ю.Н., Кравченко А.А. Изучение специфики и основных факторов, определяющих формирование экосистем Чебоксарского водохранилища. Горький, 1989. 78 с.
- Тютин А.В., Щербина Г.Х. Паразиты моллюсков *Dreissena* в волжских водохранилищах // Достижения и перспективы развития современной паразитологии: Тр. 5-й Республиканской научно-практич. конф. Беларусь: Витебск, 2006. С. 344–348.
- Шахматова Р.А., Разгулов Ю.Н. Донная фауна Чебоксарского водохранилища в начальный период его существования / Сб. научн. тр. 1985. Вып. 240. С. 27–33.

МОНИТОРИНГ ПЛАНКТОННЫХ ВОДОРосЛЕЙ КУЙБЫШЕВСКОГО И НИЖНЕКАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ В 2010–2011 гг.

*Л.Ю. Халиуллина, **М.Г. Борисович

*Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Liliya-kh@yandex.ru

** Министерство экологии и природных ресурсов РТ, Казань, csiac.eco@tatar.ru

Проблема «цветения» воды на большинстве равнинных водохранилищ в результате массового развития отдельных видов планктонных цианобактерий и эукариотических микроводорослей остается на протяжении последних десятилетий одной из актуальных фундаментальных и прикладных задач современной пресноводной гидробиологии. Изучение биологии и структуры сообществ планктонных водорослей — фитопланктона в экосистемах водохранилищ является основой для мониторинга и управления качеством природных вод.

В 2010–2011 гг. в систему мониторинговых исследований на Куйбышевском и Нижнекамском водохранилищах Федерального государственного учреждения по водному хозяйству «Средволгаводхоз» наряду с гидрохимическими наблюдениями по 32 показателям, был включен анализ качества воды по гидробиологическим показателям, в частности по фитопланктону, который является рекомендуемым элементом наблюдений (ГОСТ 17.1.3.07-82) за состоянием поверхностных вод. Точки наблюдений были расположены по 8 створам, утвержденным Нижне-Волжским бассейновым водным управлением (НВ БВУ) (табл. 1).

Таблица 1. Месторасположение станций отбора и количество проб фитопланктона в Куйбышевском и Нижнекамском водохранилищах

№ станции	Точка отбора проб
1	Н.п. Нижние Вязовые
2	Н.п. Боровое Матюшино
3	Камский залив, н.п. Лебедино (ниже н.п. Сорочьи Горы).
4	Н.п. Полянки (ниже Куйбышевского затона, на границе РТ и Ульяновской области)
5	Н.п. Ундоры (на границе РТ и Ульяновской области).
6	Н.п. Русская Бектяшка (на границе Ульяновской и Самарской областей).
7	Н.п. Луначарский (на границе Ульяновской и Самарской областей).
8	Нижний бьеф Нижнекамского водохранилища (район выше г. Набережные Челны).

В данной работе проанализированы результаты исследований состава, сезонной и многолетней динамики, а также пространственного распределения планктонных водорослей Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в вегетационный период 2010–2011 гг.

2010 г. стал самым теплым за 120 лет регулярных метеорологических наблюдений. После рекордно теплых дней апреля, мая и начала июня беспрецедентная жара, начавшаяся в Центральной России в начале третьей декады июня, продержалась до конца второй декады августа. В июле, более месяца, ежедневные температуры воздуха держались на отметке более 30 °С и многократно были превышены максимумы температуры воздуха за

сутки, которые достигали 35, 38, 40 и даже 42 °С. Аномалии среднемесячной температуры превысили 4–7 °С. В центральной России и Поволжье осадков в июле выпало практически повсюду менее четверти нормы. Долгожданная прохлада, пришедшая в Центральную Россию в третьей декаде августа, сохранялась и на протяжении сентября, в целом, климатические условия в сентябре были близкие к норме. В начале октября обширный холодный антициклон привел к минимумам суточной температуры воздуха на Средней Волге. Среднемесячная температура воздуха в октябре была меньше нормы (по данным Гидрометцентра России, meteoinfo.ru). Вследствие таких особенностей погодных условий 2010 г. характеризовался чрезвычайно низким уровнем воды Куйбышевского водохранилища в летне-осенний период. При нормальном подпорном уровне (НПУ) 53.0 м Балтийской системы (БС) среднее значение уровня воды в августе было равно 50.66 м, в сентябре – 49.76 м, в октябре — 49.76 м. Средняя температура воды по всему участку в августе была равна 22 °С, в сентябре — 11 °С, в октябре — 3 °С.

В 2011 г. переход средней суточной температуры воздуха через 15 °С в сторону повышения произошел 17 мая. Лето выдалось тёплым, с большим количеством осадков. Средний температурный показатель составил +20.2 °С, что на 1 °С выше нормы, но на 4.3 °С ниже прошлогоднего. Температура воздуха в июне была ниже нормы на 1.5 °С, в июле и августе — выше нормы на 3.7 и 0.6 °С соответственно. Количество выпавших осадков летом составило 170 мм, что на 12 мм больше климатической нормы. Осадков в июне и августе выпало больше нормы на 33 и 14 мм соответственно, в июле — меньше на 35 мм. Лето закончилось в среднем 6 сентября с переходом средней суточной температуры воздуха через +15 °С в сторону понижения.

Начало весеннего половодья на Куйбышевском водохранилище отмечалось 6–10 апреля, что позже среднепогодных дат на 5–8 дней и имело затяжной характер. Максимальный уровень воды отмечался 30 апреля величиной 50.69 м БС, что ниже НПУ на 2.31 м. В 2010 г. этот показатель составил 53.61 м БС. В течение июня продолжалось наполнение Куйбышевского водохранилища. К концу месяца уровень воды у плотины Жигулевской ГЭС был на отметке 52.78 м БС. В июле и августе отмечалась его сработка. Отметка среднего уровня понижалась в июле на 31 см, в августе на 78 см. К концу августа отметка верхнего бьефа составляла 51.70 м БС, что близко к среднепогодным значениям и выше значений прошлого года (в 2010 г. уровень был на отметке 50.27 м БС). В течение лета температура воды была на 1–3 °С выше нормы. Максимальная температура воды на Куйбышевском водохранилище наблюдалась у г. Тольятти 31 июля – 2 августа и составляла соответственно 23.6 и 26.0 °С.

За период наблюдений в фитопланктоне исследованных участков было обнаружено 155 таксонов водорослей, принадлежащих 7 отделам. Наибольшее количество таксонов выявлено в отделах зеленых и диатомовых водорослей — 36.7 и 33.0%. Другие группы менее разнообразны: синезеленых — 16.5%, эвгленовых — 6.4%, золотистых — 1.8%, динофитовых — 3.7% и криптофитовых — 1.8%.

Известная к настоящему времени альгофлора планктона Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ включает более 1500 видов и форм водорослей (Экология ..., 1989; Фитопланктон ..., 2003 и др.). Видов, ранее не обнаруженных в фитопланктоне данных водохранилищ, встречено не было. Относительно невысокое видовое разнообразие водорослей в данных исследованиях объясняется тем, что пробы были взяты на открытых русловых и глубоководных участках водохранилища и водоросли исследованных участков представлены планктонными формами.

Флористический список водорослей водохранилища пополняется в течение всего вегетационного периода и общее число регистрируемых таксонов водорослей приближается к максимуму в летне-осенний период. Воды р. Кама, в сравнении участками по ходу р. Волга, содержат большее разнообразие водорослей — до 30–31 видов (станции 3 и 8). Также на участках смешения Волжских и Камских вод (станции 4 и 5), вероятно в силу эффекта экотон, разнообразие фитопланктона возрастает. Пограничная зона контакта Волжских и Камских водных масс водохранилища представляет собой своего рода экотон и для таких зон характерно наличие «краевого эффекта», то есть наблюдается повышение биоразнообразия и обилия в зоне смешения (Харченко, 1991; Соловьева, Розенберг, 2006).

Для изучения сезонной динамики фитопланктона более подробно были рассмотрены мелководья станций 2 и 3. В 2010 г. общая численность и биомасса фитопланктона в первые месяцы вегетационного периода (май–июнь) были невысокие и колебались в пределах 1–1.50 млн. кл./л и 2.90–6.60 мг/л. С начала июля наблюдалось резкое возрастание количественных показателей фитопланктона, и в первую очередь за счет интенсивного развития синезеленых. В водах водохранилища повсеместно началось «цветение» воды синезелеными водорослями. В этот период произошло резкое снижение уровня воды в водохранилище до отметок 51 м. В таких условиях биогенные вещества из донных отложений и детрит стали более доступными в обширных обмелевших участках водохранилища для водорослей. Избыток пищевых ресурсов, а также благоприятные погодные условия (высокая температура воздуха и воды) способствовали интенсивному развитию и вспышке численности синезеленых водорослей. В июле общая численность и биомасса фитопланктона равнялись 186.20 млн. кл./л и 54.56 мг/л. 93% общей численности и 33% общей биомассы составляли синезеленые. Максимальные показатели фитопланктона были зафиксированы в августе — 938.24 млн. кл./л и 416.99 мг/л. В воде наблюдалась вспышка численности вольвоксовых водорослей, которые образовывали до 70% общей биомассы.

В конце июля вследствие кратковременного подъема уровня воды наблюдалось снижение биомассы и численности водорослей до 25.23 млн. кл./л и 4.54 мг/л, из которых 89.02 и 30.10% составили синезеленые. Далее с начала августа происходило неуклонное снижение уровня воды, погодные условия практически не менялись, содержание водорослей в воде поднялось до показателей 99.11 млн. кл./л и 14.03 мг/л, из которых

96.1 и 68.3% образовывали синезеленые. В пробах, взятых в конце сентября — в начале октября общая численность и биомасса фитопланктона составляли 2.95 млн. кл./л и 0.9 мг/л, из которых 90.0 и 34.4% приходилось на долю синезеленых.

В 2011 г. в начале лета (май–июнь) общая численность и биомасса фитопланктона были в пределах 3.85–14.85 млн. кл./л и 13.80–31.17 мг/л. В этот период 79.2% общей биомассы составляли диатомовые и 20.8% — зеленые вольвоксковые водоросли. Как показывают дальнейшие исследования, до середины июля при высоком уровне воды содержание фитопланктона в воде не увеличивалось и равнялось 51.27 млн. кл./л и 17.43 мг/л. К этому времени синезеленые составляли 18.0% общей биомассы. Диатомовые и зеленые водоросли образовывали 43.0 и 29.8%.

Со второй половины июля, с началом снижения уровня воды, водохранилище стала «зацветать» синезелеными водорослями. Во второй декаде августа были зафиксированы максимальные количественные показатели фитопланктона, которые равнялись 1313.17–1627.86 млн. кл./л и 160.41–174.49 мг/л. До 99% общей численности и 97% общей биомассы к этому времени составляли синезеленые. В начале третьей декады при кратковременном повышении уровня воды в водохранилище концентрация синезеленых водорослей снизилась до 9.86 мг/л. К началу сентября, вследствие резкого снижения уровня воды, снова началось повсеместное «цветение» синезелеными водорослями водохранилища. Общая биомасса и численность фитопланктона возросли до 1843.86 млн. кл./л и 173.88 мг/л и на 99.8% состояли из синезеленых водорослей.

Несмотря на похолодание и ухудшение погодных условий, вегетация синезеленых в воде наблюдалась еще довольно долгое время. И даже в пробах, взятых в октябре–ноябре, синезеленых водорослей было много. Основной вклад в общую численность и биомассу во всех исследованных участках в 2010–2011 гг. вносили синезеленые водоросли родов *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis* (от 71 до 88%). Во всех пробах количественно преобладали одни и те же виды синезеленых, менялись лишь соотношения между ними.

Также была рассмотрена сезонная динамика и пространственное распределение количественных показателей фитопланктона по ходу р. Волга и Кама. Динамика численности и биомассы водорослей по месяцам и станциям приведены на рис. 1. Максимальные концентрации водорослей на всех исследованных участках наблюдались в июле–августе.

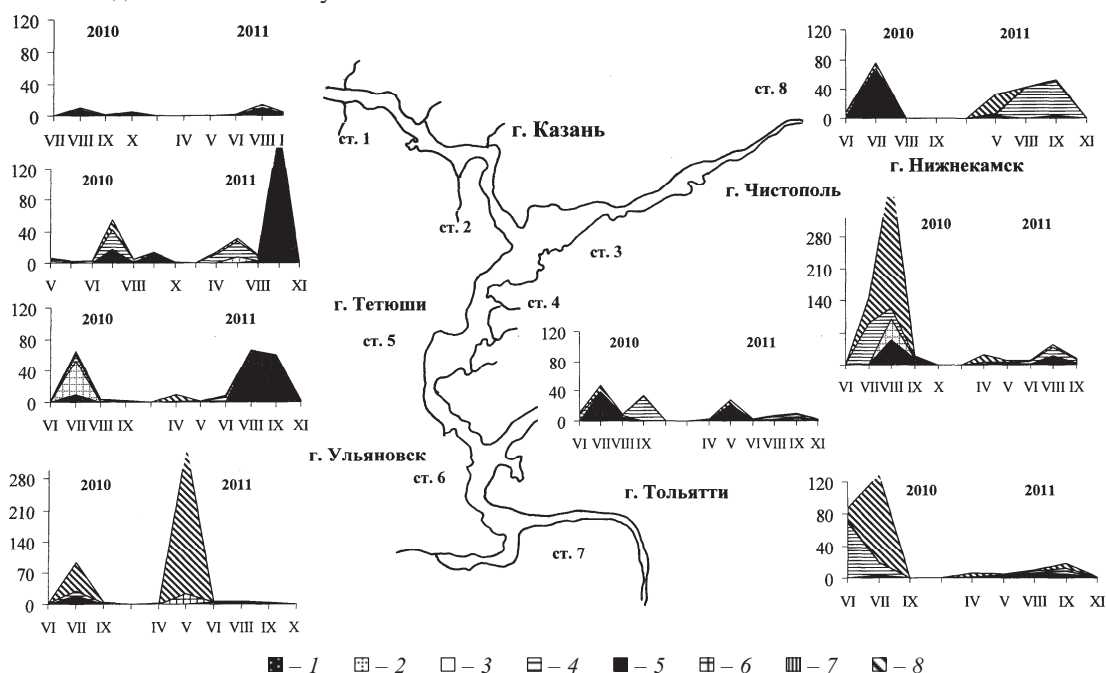


Рис. 1. Сезонная динамика биомассы (мг/л) фитопланктона Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в 2010–2011 гг.: 1 — синезеленые, 2 — эвгленовые, 3 — динофитовые, 4 — диатомовые, 5 — желтозеленые, 6 — криптофитовые, 7 — золотистые, 8 — зеленые.

Наибольшие концентрации планктонных водорослей, в особенности синезеленых, в 2010 г. содержались в водных массах р. Кама. Нижнекамское водохранилище выше по течению рассматриваемого в данных исследованиях участка (ст. 8) состоит из обширных мелководных зон. Такого рода мелководные участки прогреваются интенсивнее, чем пелагиаль, и средняя температура воды бывает выше на 1–1.5 °C. В 2010 г. при очень низком уровне воды эти мелководные зоны представляли собой заболоченные участки, покрытые мощным слоем глинисто-илистых отложений. Произрастающие на них высшие водные растения также являлись источниками вторичного загрязнения водохранилища. Результаты гидрохимических исследований на этом участке также указывали на высокое содержание органических веществ в камских водах. Показатели биохимического потребления кислорода (БПК), которая используется для оценки степени загрязненности водных объектов и содержания легкоокисляющихся органических веществ, равнялись 7.1 мг/дм³ в периоды максимального развития водорослей. Все эти факторы способствовали интенсивному развитию синезеленых

водорослей в Нижнекамском водохранилище, для которых избыток органических веществ, отсутствие течений, небольшие глубины и высокая прогреваемость воды являются наиболее благоприятными условиями.

В 2011 г. при достаточном высоком значении уровня воды, в водах р. Кама преобладали диатомовые водоросли.

Как показывают исследования, содержание планктонных водорослей, в особенности синезеленых, в рассматриваемых водохранилищах возрастает в мелководных зонах с замедленным течением, а также в зонах смешения Волжских и Камских вод и расширенных озеровидных участках.

В результате проведенных исследований были получены средняя численность и биомасса планктонных водорослей в вегетационный период в Куйбышевском и Нижнекамском водохранилищах, которые составляли в 2010 г. 102.72 млн. кл./л и 37.19 мг/л, в 2011 г. — 88.48 млн. кл./л и 18.81 мг/л. Это очень высокие показатели для средних значений водохранилищ Волжского каскада.

В работе также был проведен анализ многолетней динамики уровня и биомассы синезеленых водорослей Куйбышевского водохранилища. Наряду с рассматриваемым в данном сообщении 2010 г., который характеризовался чрезвычайно низким уровнем воды в летне-осенний период, самыми низкими уровнями и объемами воды на протяжении всего периода открытой воды отличались 1975 и 1989 гг. Как видно на рис. 2, самые высокие показатели синезеленых водорослей наблюдались именно в эти годы, а 2010 г. отличался максимальными показателями.

Такого рода сравнительный анализ ряда лет весьма показателен и полученные данные могут быть применены в многолетних мониторинговых и прогностических исследованиях.

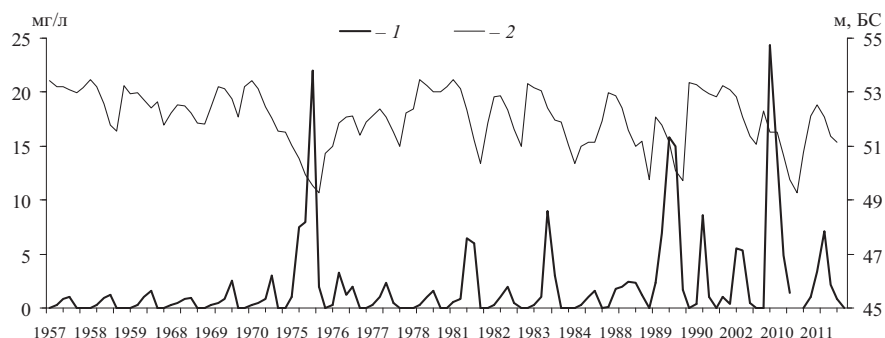


Рис. 2. Динамика биомассы синезеленых водорослей в верхней части Куйбышевского водохранилища (ст. 1–5). Данные за 1957–1984 гг. по: Фитопланктон ..., 2003; Экология фитопланктона ..., 1989, данные за 1988–2002 гг. по: Халиуллина, 2009.

Список литературы

- Соловьева В.В., Розенберг Г.С. Современное представление об экотонах или теория экотон // Успехи современной биологии. 2006. Т. 126, № 6. С. 531–549.
- Фитопланктон Нжней Волги. Водохранилища и низовье реки. СПб.: Наука, 2003. 232 с.
- Халиуллина Л.Ю., Яковлев В.А., Халиуллин И.И. Зависимости сезонной и межгодовой динамики фитопланктона от уровня режима Куйбышевского водохранилища // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, № 4. С. 481–487.
- Харченко Т.А. Концепция экотон в гидробиологии // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27, №4. С. 3–9.
- Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. 304 с.

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ И ДИНАМИКИ ГРУНТОВОГО КОМПЛЕКСА КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

***Р.Р. Хасанов, **В.В. Законнов, *Д.В. Иванов**

**Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан
420087, Казань, ул. Даурская, 28, water-rt@mail.ru*

***Институт биологии внутренних вод Российской академии наук
152742, п. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., zak@ibiw.yaroslavl.ru*

Внедрение в практику научных исследований ГИС позволяет существенно расширить возможности использования геоинформации, необходимой для анализа экологической ситуации и организации системы мониторинга водных объектов. На сегодняшний день имеется положительный опыт создания электронных гидрологических, геохимических и водохозяйственных карт водохранилищ Волжско-Камского каскада, в том числе Куйбышевского (Карта экологической ..., 1995). Использование геоинформационного подхода при решении экологических задач является удобным механизмом для осуществления пространственного анализа разнообразных структурных компонентов естественных и техногенных водоемов.

К числу наиболее сложных и динамичных во времени и пространстве компонентов водных экосистем относятся донные отложения водохранилищ. Формирование и эволюция грунтовых комплексов водохранилищ определяется совокупностью внутренних (внутриводоемных) и внешних (бассейновых и планетарных) факторов, включая антропогенный.

Важной характеристикой процессов функционирования водохранилищ является скорость осадконакопления (занесения и заиления) водоемов, определяющего полезный объем и, в конечном счете, эффективность использования водных ресурсов. Постоянные колебания уровня режима в связи с особенностями эксплуата-

ции Куйбышевского и вышележащих Чебоксарского и Нижнекамского водохранилищ, препятствуют затуханию абразионных процессов, что ведет к активной переработке берегов и ложа водоема. В составе донных отложений аккумулируются значительные массы биогенных соединений и ряд других загрязняющих веществ, включая нефтепродукты, тяжелые металлы, радионуклиды, стойкие органические соединения и т. д., что ведет к вторичному загрязнению водных масс и деградации экосистем. Возможности геоинформационных технологий позволяют сопоставить данные мониторинговых грунтовых съемок, что дает возможность оценить интенсивность процессов седиментации и переотложения (трансседиментации) разных типов донных отложений и изменение их вещественного состава (в том числе по приоритетным поллютантам) во времени.

Анализу структуры грунтового комплекса и особенностям седиментогенеза крупных водохранилищ России посвящены ряд работ, где установлены закономерности современных процессов осадкообразования, с гидроэкологических позиций, а также выявлены географические закономерности распределения и накопления донных отложений (Матарзин и др., 1968; Широков, 1968; Буторин и др., 1975; Ключева, Долженко, 1985; Выхристюк, Варламова, 2003; Законнов, 2007; Карнаухова, 2009). На основе грунтовых съемок Куйбышевского водохранилища 1961 г. (Широков, 1964), 1983 г. (Законнов, 1993) и 2001–2002 гг. (Законнов и др., 2007) были построены карты распределения донных отложений водохранилища с учетом изобатной структуры дна.

В 2011 г. начаты работы по созданию региональной ГИС «Донные отложения Куйбышевского водохранилища». Наряду с картографическими материалами, в ее основе лежат атрибутивно привязанные данные по вещественному составу и свойствам донных отложений (плотность, влажность, гранулометрический состав, pH, органическое вещество, азот, фосфор, тяжелые металлы, нефтепродукты) в поверхностных и стратифицированных слоях отложений, имеющиеся в фондах Института проблем экологии и недропользования АН РТ и Института биологии внутренних вод РАН.

Методика анализа грунтового комплекса водохранилищ посредством ГИС включает следующие этапы: импорт данных мониторинговых грунтовых съемок в среду программного пакета ГИС; формирование структуры и наполнение картографической и атрибутивной баз данных создаваемой ГИС; разработка алгоритма построения векторных карт донных отложений водохранилищ с учетом их гидрологических и морфометрических характеристик; выявление основных закономерностей пространственно-временной трансформации грунтового комплекса водохранилищ исходя из возможностей ГИС; расчет запасов и скорости накопления разных типов донных отложений; выявление пространственных и временных трендов изменения геохимических свойств грунтов.

Предлагаемый нами алгоритм может быть полностью реализован в программном пакете MapInfo, позволяющем создавать пространственные объекты путем ввода координат с клавиатуры и оцифровкой растровых изображений. На этапе импорта данных мониторинговых грунтовых съемок Куйбышевского водохранилища в среду программного пакета MapInfo были введены все имеющиеся материалы с разрешением 300 точек на дюйм и сохранены в формате TIFF без потерь качества изображения (рис.).

Регистрация растров — координатная привязка полученных отсканированных изображений станций грунтовых съемок к уже привязанной топографической основе — была осуществлена в проекции Гаусса-Крюгера Пулково 1942 Зона 9. На данном этапе мы столкнулись с определенными сложностями, т.к. координатная привязка в программе MapInfo проводится по реперным точкам, географическое положение которых может быть четко определено как на уже привязанной основе, так и на снимке, который предстоит привязать. Карты грунтовых съемок содержат только физические поля, обозначающие определенный тип донных отложений. Поэтому для корректной привязки в качестве реперных точек использовались характерные участки береговой линии водохранилищ: устья рек, мысы, острова и другие особенности рельефа.

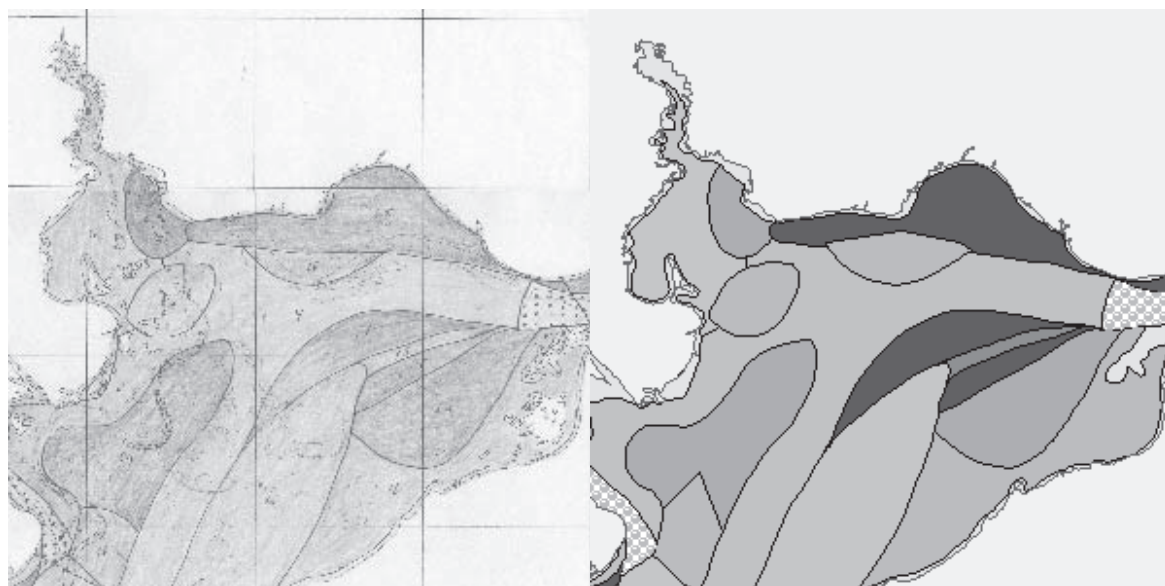
Для точной привязки было определено от 10 до 20 реперных точек для каждого снимка, чтобы средняя ошибка разброса станций не превышала допустимых значений (не более 10%).

В результате векторизации растровых изображений получено 3 тематических ГИС-слоя, каждый из которых содержит данные характерной разновременной съемки. Съемка 1961 г. характеризуется большей генерализацией, карта на ее основе выглядит упрощенной. Карты, построенные на основе грунтовых съемок 1983 и 2001–02 гг., отличаются высокой детализацией и, как следствие, большим количеством типовых разновидностей донных отложений (рис.).

Корректная географическая привязка материалов грунтовых съемок позволяет осуществлять наложение карт, что дает возможность создать тематическую карту динамики (анимационную карту), на которой рассматриваемые процессы представлены в ретроспективе.

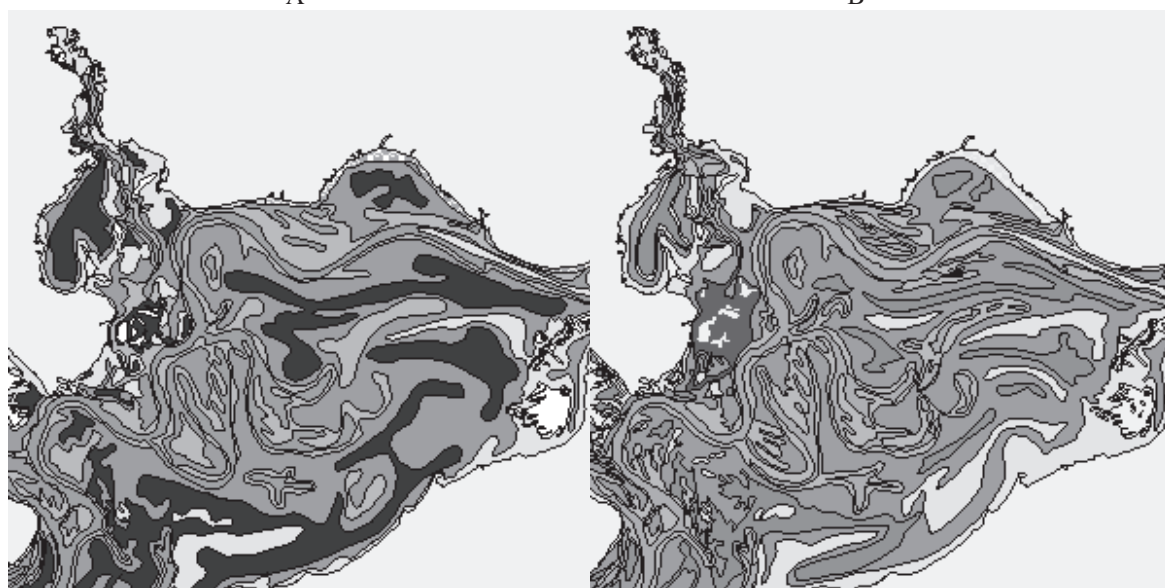
На заключительном этапе выполнена оцифровка и географическая привязка материалов по точкам отбора проб (рис.). К ним прилагается атрибутивная база данных, содержащая информацию о физико-химических показателях. Эта информация служит основой для создания тематических карт, отражающих интенсивность седиментационных процессов и распределение тех или иных показателей в грунтовом комплексе водохранилищ.

Так, результаты первой грунтовой съемки показали, что большая часть ложа была занята первичными почвенными разностями с незначительным заилением, а в некоторых местах со слабым размывом (Широков, 1964). В правобережье формировались гравийно-галечные наносы, а в левобережье — песчаные. Накопление продуктов заиления шло в глубоких пойменных и надпойменных озерах, затонах, старицах и устьях больших заливов. Поступление абразионного материала составило 45 млн. т/год, а средняя скорость накопления осадков — 8 мм/год на площадь водохранилища.



A

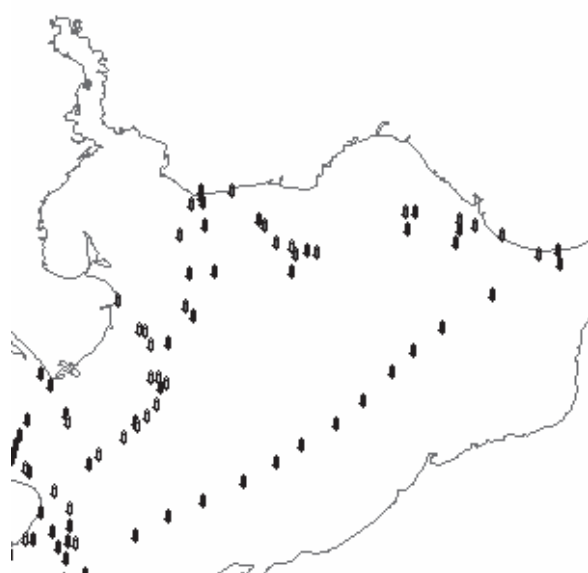
B



C

D

Рис. Анализ грунтового комплекса Волжско-Камского плеса Куйбышевского водохранилища в среде MapInfo: растровое изображение (A), векторизованные карты по материалам съемок 1961 г. (B), 1983 г. (C), 2001-02 гг. (D), карта точек отбора проб основных станций (E).



Условные обозначения

- Размываемые коренные породы
- Галично-валунные отложения
- Пески
- Илистые пески
- Песчанистый ил
- Серый глинистый ил
- Бурый глинистый ил
- Острова

E

Основные типы донных осадков в зависимости от гидродинамического воздействия водных масс и с при-
сущими им особенностями распределения по ложу были сформированы в первые годы существования водо-
хранилища. Вторая и третья съемки выявили закономерности, отмеченные ранее, и подтвердили их площадное
распространение (табл. 1).

Таблица 1. Изменение площадей основных типов грунтов и донных отложений в Куйбышевском водохранилище

Тип грунта, донных осадков	1955 г.	1983 г.	2002 г.	2020 г.(прогноз)
Почвы, трансформированные грунты	(97)	17	12	10
Крупнозернистые наносы	2	40	44	47
Тонкодисперсные отложения	1	43	44	43

Материалы экспедиций 2001–02 гг. позволили оценить динамику распределения и накопления отложений
по сравнению с 1983 г. (табл. 2).

В целом по водохранилищу площади трансформированных грунтов сократились с 1003 до 696 км², круп-
нозернистых наносов (валуны, галька-гравий) практически остались без изменения, а песчаных (пески) увели-
чились на 214 км², за исключением илистого песка. Площади тонкодисперсных отложений (серые глинисто-
песчанистые илы) увеличились на 162, а белого и бурого илов — продуктов размыва известковисто-
доломитовых и глинисто-мергелистых пород, сократились на 68 км².

Таблица 2. Интенсивность образования грунтового комплекса в Куйбышевском водохранилище. Числитель —
1983 г., знаменатель — 2002 г.

Тип грунта, ДО	Площадь, км ²	Средняя толщина, см	Объем, км ³ · 10 ⁻⁴	Масса, млн. т	Среднегодовое накопле- ние		
					мм	тыс. т	кг/м ²
Почвы заболоченные	— 7.5						
Почвы обнаженные	1003 696						
Валуны	45 36						
Галька-гравий	73 68						
Песок	1181 1397	0.3 5.3	4.0 743	0.6 114.3	0.01 1.1	21.4 2432	0.2 1.7
Илистый песок	1062 1061	10.2 11.1	1081 1180	91.6 102.5	3.6 2.4	3271.4 2181	3.1 2.1
Песчанистый ил	1032 1092	19.1 24.0	1972 2616	120.3 155.5	6.8 5.1	4296.4 3309	4.2 3.0
Белый ил	108 47	45.7 14.8	493 70	53.2 6.9	16.3 3.1	1900 147	17.6 3.1
Бурый ил	86 79	21.4 24.2	184 191	21.7 19.9	7.6 5.1	775 423	9.0 5.4
Серый ил	1310 1412	34.0 40.9	4450 5781	224.9 287.9	12.1 8.7	8032.1 6126	6.1 4.3
Отложения из макрофитов	— 5	— 50.0	— 25	— 1.0	— 10.6	— 21	— 4.3
Всего по водохрани- лищу	5900	13.9 18.0	8184 10606	512.3 688	5.0 3.8	18296 14638	3.1 2.5

Интенсивность седиментации по типам осадкообразования начала снижаться с уменьшением абразионной
деятельности. Пространственные изменения распределения грунтов между второй и третьей съемками незначи-
тельны. Наибольшие изменения рельефа дна и структурных характеристик донных отложений произошли в
мелководной зоне (0–3 м) — Волжско-Камском плесе и Черемшано-Сусканском заливе, где образовалось
большое количество островов. В первые годы существования водохранилища в этом интервале глубин преоб-
ладали пески и трансформированные почвы. Постепенно в закрытых от волнения заостровных пространствах
появились заросли высшей водной растительности, которые в совокупности с процессами седиментации и
трансседиментации, систематическим затоплением и подтоплением территории способствовали качественному
и количественному усложнению структуры дна. Так, в пределах этой зоны в 1983 г. были распространены:
трансформированные грунты — 499 км², валуны — 45, галька, гравий — 68, пески — 483, илистые пески — 32
и белый ил — 10 км². Спустя 20 лет площади изменились: трансформированные грунты — 306 км², валуны —
36, галька, гравий — 52, пески — 523, илистые пески — 110, песчанистые илы — 44, белый ил — 15, бурый ил
— 18, серый ил — 20, отложения из отмерших макрофитов — 5 и заболоченные почвы — 7.5 км². Здесь был
отмечен новый, нехарактерный для второй надпойменной террасы, тип почвообразования — гидроморфный,
который представлен подтипом аллювиальных лугово-болотных почв, занимающими примерно 30% поймен-

ных островов в пределах Казанского и Чистопольского районов переменного подпора (Законнов и др., 2007). Для них характерны ассоциации болотно-луговой растительности — осока, двукисточник, ива. Увеличение площадей отложений из отмерших макрофитов — резерв образования болотных ландшафтов.

Создание мелководной зоны водоема с увеличивающимся набором типов донных отложений занимает длительный период, а формирование глубоководной части акватории растягивается на многие десятилетия (Широков, 1964).

На фоне общего увеличения массы отложившихся наносов, прослеживается тенденция сокращения среднегодового накопления осадков по глубине водоема (табл. 3). Особенно это характерно для тонкодисперсных отложений, источник поступления которых уменьшается. Всего на дне Куйбышевского водохранилища накопилось 1.1 км³ донных осадков, из которых 0.9 км³ илистые. Скорость аккумуляции донных отложений в начале XXI столетия составила около 4.0 мм · год⁻¹. Среднегодовое уменьшение полного объема водохранилища не превышает 0.04%.

Таблица 3. Интенсивность седиментации в Куйбышевском водохранилище (по интервалам глубин). Числитель — 1983 г., знаменатель — 2002 г.

Глубина, м	Площадь, км ²	Средняя толщина, см	Масса, млн. т	Скорость седиментации в год		
				мм	тыс. т	кг/м ²
0–3	1137	0.2	2.6	0.1	93	0.1
		4.7	67.4	1.0	1434	1.3
3–7	1573	2.4	32.4	0.9	1157	0.7
		5.6	91.7	1.2	1951	1.2
7–11	1082	16.1	119.6	5.8	4271	2.4
		20.1	145.8	4.3	3102	2.9
11–15	825	26.4	137.2	9.4	4900	5.9
		29.6	149.6	6.3	3183	3.9
> 15	1283	30.0	220.5	10.7	7875	6.1
		35.7	233.5	7.6	4968	3.9

Возможности ГИС позволили количественно оценить запасы, а также среднюю скорость накопления разных типов донных отложений, что, несомненно, является важной информацией при решении общелимнологических, экологических и иных задач, а также для нужд недропользования.

Совокупный анализ всех полученных данных делает возможным сделать прогноз о дальнейших изменениях в составе донных отложений в случае сохранения трендов развития седиментационных процессов.

Список литературы

- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 160 с.
- Выхристюк Л.А., Варламова О.С. Донные отложения и их роль в экосистеме Куйбышевского водохранилища. Самара: Изд-во Самарского научного центра РАН, 2003. 174 с.
- Законнов В.В. Осадконакопление и аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование. СПб: Гидрометеониздат, 1993. С. 25–39.
- Законнов В.В. Осадкообразование в водохранилищах Волжского каскада: Автореф. дис.... докт. геогр. наук. М., 2007. 39 с.
- Законнов В.В., Иванов Д.В., Законнова А.В., Кочеткова М.Ю., Маланин В.В., Хайдаров А.А. Пространственная и временная трансформация донных отложений водохранилищ Средней Волги // Водные ресурсы. 2007. Т. 34, № 5. С. 573–581.
- Карнаухова Г.А. Процессы осадкообразования в водохранилищах Ангарского каскада: Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Иркутск, 2009. 44 с.
- Карта экологической ситуации Куйбышевского водохранилища в пределах Республики Татарстан. Екатеринбург, 1995 г.
- Клюева В.А., Долженко Г.П. Осадконакопление в водохранилищах бассейна Нижнего Дона. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского ун-та, 1985. 142 с.
- Матарзин Ю.М., Мацкевич И.К., Сорокина Н.Б. О формировании рельефа дна камских водохранилищ // Уч. зап. Пермского гос. ун-та. Гидрология и гидрометеорология. 1968. Вып. 3. С. 92–111.
- Широков В.М. Формирование подводного рельефа Куйбышевского водохранилища: Автореф. дис.... канд. геогр. наук. Казань, 1964. 19 с.
- Широков В.М. Современные донные отложения крупных водохранилищ долинного типа в период становления // Тр. Сиб. научн. исслед. ин-та энергетики. 1968. Вып. 14. С. 136–151.

МАКРОЗООБЕНТОС ВЕРХНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ИЖ

Н.В. Холмогорова

Удмуртский государственный университет

426034 Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская, 1, корп. 1, Nadjaholm@mail.ru

В последние годы в г. Ижевске резко обострилась проблема обеспечения населения питьевой воды, что обусловлено снижением качества воды из-за обильного роста синезеленых водорослей в Ижевском пруду — основном источнике питьевого водоснабжения города. Сложившаяся ситуация требует принятия мер по ее улучшению. Точные причины «цветения» водорослей в пруду не установлены, однако очевидно, что они связаны с нарушениями в его экосистеме. Поэтому, для принятия правильных управленческих решений необходимо иметь информацию об экологическом состоянии водоема, его притоков и водосборной территории.

По мнению Г.Г. Винберга (1977), "чтобы ... более полно отразить состояние водной экосистемы в данный момент и получить объективные материалы, по которым позднее ... можно будет обнаружить долговременные изменения под влиянием природных или антропогенных факторов" необходимо определение видового состава живых организмов водного объекта.

Первое обстоятельное изучение биоресурсов Ижевского пруда было проведено В.В. Варфоломеевым в 1956–1964 гг. (Варфоломеев, 1967). В 2006 г. в течение вегетационного сезона сотрудниками Пермского отделения ФГНУ «ГосНИОРХ» исследовался видовой состав, количественные показатели и распределение зоопланктона, макрозообентоса и ихтиофауны (Истомина и др., 2008; Государственный мониторинг ..., 2006). В 2010–2011 гг. по заказу Министерства природных ресурсов Удмуртской Республики проводился экологический мониторинг фито- и зоопланктона Ижевского пруда (Итоги изучения ..., 2010; Экологические исследования ..., 2011). Вместе с тем, комплексные исследования макрозообентоса р. Иж прежде не проводились.

Цель работы — изучить количественные и качественные характеристики макрозообентоса Ижевского пруда и верхнего течения р. Иж.

Материалы и методы. Река Иж — правый приток реки Камы, берущий начало из небольшого родника севернее д. Малые Ошворцы Якшур-Бодьинского района Удмуртской Республики. Длина реки — 270 км, площадь бассейна — 8510 км², средний уклон — 0.6 м/км², средняя скорость течения 0.3 м/с. По территории Удмуртии Иж протекает своим верхним и частично средним течением на протяжении 191 км. Впадает в р. Кама вблизи пристани "Ижевский источник" на территории Татарстана. С 1981 г. устье р. Иж находится в подпоре Нижнекамского водохранилища. Ширина реки в меженный период в среднем течении колеблется от 18 до 30 м. В реку впадает свыше 30 притоков. На р. Иж расположен г. Ижевск — столица Удмуртской республики. Река используется для хозяйственно-питьевого и производственного водоснабжения, орошения и в рекреационных целях. Выше Ижевска, где нет крупных населённых пунктов и промышленных предприятий, сброс сточных вод в реку практически отсутствует.

Ижевский пруд сооружен в 1760 г. на р. Иж в результате возведения плотины. Водоем расположен в городской черте столицы (Удмуртская Республика ..., 2008). Водосборная площадь пруда составляет 1620 км², площадь зеркала — 24 км². Пруд вытянут по р. Иж на 11.4 км, максимальная ширина 2.5 км. Средняя глубина 3.5 м, максимальная — в приплотинной части 12 м. Полный объём водной массы 76.3 млн.м³. Донные отложения пруда, несмотря на его значительный возраст, незначительны по мощности. В приплотинной части и на прибрежных участках они загрязнены молибденом, барием, свинцом, цинком, никелем, вольфрамом и нефтепродуктами. Уровни загрязнения главным образом умеренно опасные (О состоянии ..., 2009).

Три крупных предприятия — ТЭЦ-1, АО «Аксион», Ижводоканал, сбрасывают в пруд свои сточные воды. Также загрязнение происходит поверхностным стоком с городской территории и за счет вымывания из шлакоотвалов ОАО «Ижсталь».

Сбор материала проводили с мая по август 2011–2012 гг. по общепринятым методикам (Методические рекомендации ..., 1984). Для качественных сборов использовали гидробиологический скребок, для количественных — дночерпатель Экмана-Берджи и штанговый трубчатый дночерпатель. Данная работа включает результаты обработки 40 количественных и 25 качественных проб макрозообентоса. Всего было установлено 24 станции отбора проб, из них 2 — на малых прудах в верховьях р. Иж, 9 — на Ижевском пруду, а остальные на руслевой части реки.

При камеральной обработке собранных материалов определяли видовой состав макрозообентоса, рассчитывали численность и биомассу, доли разных групп по численности и биомассе, индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера (H) и выравненность сообщества по Пиелу (Мэгарран, 1992).

Результаты и их обсуждение. Всего в отобранных пробах отмечено 162 вида макрозообентоса из 66 семейств и 18 отрядов. Наиболее широко представлены брюхоногие моллюски (27 видов), личинки ручейников 20 видов и жуки 19 видов. Личинки двукрылых представлены 11 семействами, по количественным показателям преобладали хирономиды.

В верховьях р. Большой Иж, на участке до 10 км от истока, доминируют глинистый и глинисто-галечный типы грунта. Ниже по течению отмечаются песчаные и каменисто-песчаные грунты с наилком вдоль берегов. В прудах преобладают илистые и илисто-детритные донные отложения.

На глинисто-галечных грунтах верховьев р. Большой Иж отмечено 66 видов и форм макрозообентоса. Наибольшее число видов принадлежит отряду ручейников (9 видов) и двукрылых (17 видов и форм из 8 семейств). Средние показатели количественного развития бентоса показаны в таблице 1.

Таблица 1. Средние показатели количественного развития макрозообентоса верхнего течения р. Иж

Показатели	Участок реки Иж			
	Выше Ижевского пруда		Ниже Ижевского пруда	
	Глинисто-галечный грунт, гл. 0.1-0.5 м	Песчаный, каменисто-песчаный, гл. 0.3-0.6 м	Илисто-детритный, гл. 0.2-0.3 м	Песчаный, гл. 0.6-1 м
Численность, экз/м ²	2187.6	1002.1	633.5	94.9
Биомасса, г/м ²	62.9	12.4	13.6	0.5
Число видов и форм	66	63	13	9
Индекс Шеннона-Уивера, бит/экз	1.56	2.02	1.78	1.97
Выравненность Пielу	0.65	0.78	0.69	0.9

По численности доминировали личинки хирономид (40.9%) и двустворчатые моллюски (21.3%). По биомассе — двустворчатые моллюски (34.5%), личинки хирономид (23.9%) и личинки ручейников (18.3%). Максимальные показатели плотности (4441.4 экз/м²) и биомассы (242.5 г/м²) макрозообентоса отмечались на участке реки, расположенном ниже плотины пруда в д. Малые Ошворцы Якшур-Бодьинского района Удмуртской Республики, где по численности (69.9%) и биомассе (79.8%) доминировали двустворчатые моллюски *Euglesa* sp. и *Sphaerium* (*S*) *westerlundii*.

На песчаных и песчано-каменистых грунтах верхнего течения р. Иж в составе макрозообентоса зарегистрировано 63 вида беспозвоночных. Наибольшим числом видов представлены жуки (15 видов и родов), личинки двукрылых (9 видов и форм) и личинки ручейников (8 видов). По численности доминировали личинки двукрылых (39.6%, из которых хирономиды — 32.8%), ручейников (13.6%) и поденок (12.2%). Основу биомассы составляли личинки ручейников (24.9%), двустворчатые моллюски (26.3%) и личинки двукрылых (12%). На каменистых перекатах отмечалась максимальная для данного участка реки, плотность донных макробеспозвоночных 1459.3 экз./м², где обильно развиваются жуки семейства Elmidae (823.5 экз./м²). Наиболее массовым представителем этого семейства был вид *Macronychus quadrituberculatus* (411.8 экз./м²). Также на каменистых субстратах обычны личинки веснянок рода *Perlodes*, поденок рода *Baetis*, ручейников *Hydropsyche pellucidula*, и *Hydroptila* sp.

На песчано-илистых отложениях средняя плотность бентоса составляла 867.8 экз./м², биомасса 15.6 г/м². Около 50% численности приходилось на личинок двукрылых, из них 40.4% на личинок хирономид. Кроме того, обычными представителями двукрылых были личинки мошек и мокрецов.

Максимальная биомасса отмечена на участке реки с чистым песком в районе д. Бегешка (52.5 г/м²), где встречались двустворчатые моллюски *Anodontha cygnea* и *Pisidium amnicum*.

Ниже плотины Ижевского пруда отмечалось два типа донных грунтов: илисто-детритный и песчаный.

На участке с илисто-детритным грунтом и низкой скоростью течения зарегистрировано 13 видов и форм макрозообентоса. Основу видового богатства составляли малощетинковые черви (4 вида), клопы (3 вида) и личинки ручейников семейства Limnephilidae (3 вида). Кроме перечисленных групп в составе донной фауны обнаружены брюхоногие моллюски и хирономиды. По численности на данном участке преобладали олигохеты (23.7%), брюхоногие моллюски (7.9%) и ручейники (7.9%). Основу биомассы составляли личинки ручейников (54.3%) и брюхоногие моллюски семейства прудовиков (37.9%).

На песчаных грунтах в 14 км ниже плотины Ижевского пруда обнаружено 9 видов и форм макрозообентоса, из которых 3 вида личинки двукрылых, по 2 вида клопов и олигохет. Кроме того встречались брюхоногие моллюски и пиявки. Характерной особенностью макрозообентоса данного участка р. Иж является низкая численность (94.9 экз./м²) и биомасса (0.5 г/м²). Причиной могут быть наличие песчаных грунтов без илистых наносов и высокая скорость течения (до 0.9 м/с).

Две станции отбора проб было установлено на прудах в д. Мал. Ошворцы и выше д. Пушкари. В составе макрозообентоса двух прудов отмечено 38 видов, из которых 11 видов и форм — личинки двукрылых, 9 видов — клопы и 6 видов — брюхоногие моллюски. Также встречались пиявки (2 вида) и олигохеты (4 вида).

По численности и биомассе преобладали личинки двукрылых (46.4 и 34.9% соответственно). Кроме того в общей численности макрозообентоса значительна доля олигохет 24.5%, массовыми представителями которых являются *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*. Значительный вклад в общую биомассу вносили брюхоногие моллюски семейств Lymnaeidae и Planorbidae (20.4%).

Макрозообентос Ижевского пруда можно разделить на две группы: бентос литорали и бентос профундали (табл. 2).

Таблица 2. Средние показатели количественного развития макрозообентоса прудов верхнего течения р. Иж

Показатели	Малые пруды, ил, гл. 0.5-0.7 м	Ижевский пруд	
		Прибрежная зона, детрит, ил, гл. 0.5-1.5 м	Глубоководная зона, песок, ил, гл. 3-6 м
Численность, экз/м ²	2020.3	301	338.5
Биомасса, г/м ²	12.9	65.5	5229.9
Число видов и форм	38	67	9
Индекс Шеннона-Уивера, бит/экз	1.73	2.08	0.76
Выравненность Пielу	0.73	0.82	0.76

Литораль Ижевского пруда характеризуется высокой степенью зарастания водными макрофитами (рогозы), до 80–100%. проективного покрытия. Донные отложения на таких участках представлены илом со значительной примесью детрита.

В профундали нами отмечены глубины до 6 м, песчано-илистые и илистые донные отложения.

В литоральной зарослевой зоне Ижевского пруда зарегистрировано 67 видов и форм макрозообентоса. Наиболее широко представлены здесь брюхоногие моллюски (22 вида), клопы (10 видов), личинки двукрылых (9 видов и форм). Кроме перечисленных групп встречались олигохеты, двустворчатые моллюски, пиявки и насекомые из отрядов Odonata, Ephemeroptera, Coleoptera, Trichoptera и Lepidoptera. По численности преобладали личинки хирономид — 33.3% и брюхоногие моллюски — 18.4%, основу биомассы составляли брюхоногие моллюски — 40.6%. Средняя плотность организмов макрозообентоса на данных биотопах составляла 301 экз./м², биомасса 5.5 г/м².

В зарослях макрофитов наиболее массовыми видами были личинки поденок *Cloeon* гр. *dipterum* и личинки жуков рода *Scirtes*.

В глубоководной части пруда отмечено всего 9 видов и родов — представителей классов: Oligochaeta, Hirudinea, Bivalvia, Insecta. Основу донной фауны формируют личинки рода *Chironomus* (39.2% численности и 67.4% биомассы) и малощетинковые черви *Limnodrilus hoffmeisteri* (35.6% численности и 14.1% биомассы). Средняя плотность макрозообентоса в профундали составила 389.4 экз/м², средняя биомасса — 5.2 г/м². В русловой части пруда на песчано-илистом грунте встречались также крупные двустворчатые моллюски *Unio pictorum*.

Наибольшим видовым богатством отличался макрозообентос р. Иж на участке выше Ижевска и мелководье верховьев Ижевского пруда (табл. 1, 2). Значение индекса Шеннона было максимальным в прибрежной зоне Ижевского пруда 2.08 и на каменисто-песчаных грунтах верховьев реки 2.02. Максимальные показатели выравненности сообщества отмечены в псаммореофильных биотопах, расположенных ниже Ижевского пруда 0.9, где небольшое число видов имеют равномерное количественное развитие.

Наименьшим видовым разнообразием отличаются донные сообщества профундали Ижевского водохранилища, в которых средние значения индекса Шеннона-Уивера и выравненности Пиелу были очень низкими: 0.76 бит/экз и 0.76 соответственно. Такое обеднение и слабое количественное развитие макрозообентоса может быть связано с загрязнением донных грунтов тяжелыми металлами и нефтепродуктами (О состоянии ..., 2009)..

Таким образом, по результатам наших исследований можно заключить, что макрозообентос верхнего течения р. Иж претерпевает значительные изменения от истока вниз по течению, что связано с изменением характера грунтов, скорости течения, степени развития водной растительности, а на урбанизированной территории и с антропогенной нагрузкой.

Данная работа является первым этапом дальнейшего исследования донных беспозвоночных и влияния антропогенной нагрузки на различные характеристики макрозообентоса р. Иж и Ижевского пруда.

Список литературы

- Варфоломеев В.В. Биология промысловых рыб прудов-водохранилищ Удмуртии // Уч. зап. Перм. гос. пед. ин-та. 1967. Вып. 41. С. 49–150.
- Винберг Г.Г. Гидробиологические исследования на реке Тюп и Тюпском заливе озера Иссык-Куль. Л.: ЗИН АН СССР, 1977. 145с.
- Государственный мониторинг водных объектов на территории Удмуртской Республики. Научный отчет. Ижевск, 2006. 75 с.
- Истомина А.М., Истомин С.Г., Казакова Н.С., Поздеев И.В., Селеткова Е.Б. Экологическое состояние Ижевского пруда // Рыбные ресурсы Камско-Уральского региона и их рациональное использование: Мат. науч.-практич. конф. Пермь: ПГУ, 2008. С. 46–51.
- Итоги изучения гидрохимических и гидробиологических характеристик Ижевского водохранилища в связи с проводимыми мероприятиями по альголизации (в рамках работ по экологическому мониторингу состояния водоема). Научный отчет / Котеков Б.Г., Захаров В.Ю., Аксенова Н.П. Ижевск, 2010. 58 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция / Под ред. Барулина Ю.А. Л.: ГосНИОРХ, 1984. 51 с.
- О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2008 г.: государственный доклад. Ижевск: Изд-во ИжГТУ, 2009. 247 с.
- Экологические исследования Ижевского водохранилища. Научный отчет / Котеков Б.Г., Аксенова Н.П., Абашева К.Б. Ижевск, 2011. 37 с.
- Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.
- Удмуртская Республика: энциклопедия. Ижевск: Изд-во «Удмуртия», 2008. 800 с.

МОДЕЛИРОВАНИЕ РЕЛЬЕФА ДНА УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОГО ПРИТОКА ВОДОХРАНИЛИЩА

А.И. Цветков, М.И. Малин, Ю.И. Малина, М.В. Цветкова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,

152742, п. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, yarrivers@gmail.com

Изучение устьевых областей рек — важная геоэкологическая задача, стоящая перед географами, гидрологами и биологами. Моделирование рельефа дна водоема является неотъемлемой частью любого современного геоэкологического исследования. Цель настоящей работы — получить детальную

батиметрическую карту устьевой области малого притока водохранилища для дальнейших геоэкологических исследований.

Планирование съемки. К точности измерения глубины водоемов и способам представления получаемых данных применяется ряд требований, в том числе стандарт Международной гидрографической организации (IHO Standards for Hydrographic Surveys, 2008), в соответствии с которым выполнена представленная работа.

Проведению батиметрической съемки предшествовал этап планирования сетки промерных разрезов (галсов) в геоинформационной системе QGIS (Quantum GIS). Галсы располагались перпендикулярно течению реки: на прямых и широких участках через каждые 50 м, на узких участках и в тех местах, где река делает поворот — через 25 м. Разработанная сетка галсов была загружена в автономный GPS приемник Garmin Oregon 450. Точность определения географического местоположения у указанного приемника составляет 4 м, что позволило провести измерения в достаточном соответствии запланированным галсам.

Сбор данных. Гидроакустическая съемка проводилась в течение двух дней, 26 и 27 июля 2011 г. Средний уровень воды в Рыбинском водохранилище в эти дни был равен 100.06 м по Балтийской Системе. Средняя температура воды исследуемого участка реки составила 24 °С. Гидроакустическая съемка проходила в условиях незначительного волнения или штиля, что позволило собрать данные высокого качества.

Съемка рельефа дна выполнялась научным эхолотом Simrad EY500 с антенной ES120-7C (расщепленный луч, рабочая частота 120 кГц, эффективный угол луча 7°). Антенна была закреплена в центральной части моторной лодки, где волнение оказывает наименьшее влияние на качество получаемых данных. Заглубление антенны составило 0.4 м от поверхности воды.

Измерения глубины велись по запланированным галсам, скорость движения лодки во время съемки составила 2–3 узла. В процессе съемки по возможности исключались участки, заросшие высшей водной растительностью. В конце каждого галса по достижении глубины 1 м происходил переход на следующий галс. Эхограмма, полученная на каждом разрезе, сохранялась отдельным файлом на диск персонального компьютера.

За два дня проведения съемки исследован рельеф дна на 132 галсах, общая протяженность которых составила около 8 км. Полученные данные имеют географическую привязку, поскольку эхолот сопряжен с собственным GPS приемником. Благодаря применению выносной антенны точность позиционирования приемника составила 4 м.

Обработка данных. Анализ эхограмм проводился с помощью специализированного программного обеспечения Echoview 5.0. Для повышения точности измерений глубины была рассчитана скорость звука в пресной воде, которая составила 1494 м/с при 24 °С (Del Grosso, Mader, 1972). Для обнаружения дна был выбран алгоритм поиска сигнала максимальной амплитуды с обратным шагом.

В результате обработки эхограмм была получена информация о глубине и географических координатах каждой точки на промерном галсе, которая сохранялась в текстовый файл. Значения географических координат были переведены в систему координат UTM в программе MSP Geotranz 3.1.

Контур береговой линии исследуемого участка был получен ранее в рамках конкурса «Лучшие идеи по использованию космических снимков» проведенного компанией Сканэкс в 2011 г. Координаты береговой линии определены трассированием снимка со спутника SPOT5 (разрешение снимка 5 м/пкс в панхроматическом режиме).

Построение цифровой модели рельефа дна. Моделирование рельефа дна производилось при помощи программного обеспечения Golden Software Surfer 10. Метод кригинга был выбран на основании успешного его применения в аналогичных работах других авторов (Козлов, Жарков, 2009; Землянов и др., 2011). Кроме того, оценки, полученные процедурой кригинга, имеют наименьшую возможную ошибку и обеспечивают определение величины этой ошибки (Ворошилов, 2001).

Для определения параметров анизотропии, необходимость настройки которых вызвана ярко выраженным русловым характером моделируемого рельефа, в ГИС QGIS была построена тематическая карта, содержащая первичные результаты измерений глубины. Цветовая классификация полученного поля точечных данных позволила визуально определить направление русла и оценить угол анизотропии для каждого моделируемого межгалсового пространства. Визуальный анализ тематической карты показал сложность рельефа в связи с меандрированием затопленного русла реки, что особенно ярко выражено в нижнем течении притока. Наиболее удачным оказалось решение отдельно моделировать участки рельефа дна между двумя соседними галсами, дополнительно ограниченные береговой линией, с последующим объединением результатов в общую модель рельефа.

Исходя из точности позиционирования навигационного приемника, моделирование рельефа проводилось с разрешением 5 м в горизонтальной плоскости. Согласно выбранному разрешению модели в исходных наборах точечных данных проведена редукция количества измерений с усреднением значений глубины. Параметры анизотропии указывались индивидуально для каждого моделируемого межгалсового участка рельефа — межгалсового грида.

Итоговая ЦМР представляет собой мозаику, состоящую из объединенных методом ближайшего соседа с усреднением межгалсовых гридов.

Работа с цифровой моделью. Полученная цифровая модель рельефа дна позволяет количественно оценивать некоторые гидрологические параметры исследованного участка притока в зависимости от уровня воды в водохранилище: изменение объемов водных масс и площади водного зеркала.

Возможности расчета площади и объемов пойменного и руслового участков дна притока интересны с точки зрения экологических и гидробиологических исследований, поскольку становится возможным

определить абсолютную численность изучаемых групп организмов, а также произвести геоэкологическое районирование и дать количественную оценку типичных биотопов.

Одним из способов визуализации ЦМР является батиметрическая карта, имеющая географическую привязку, которая может быть использована для планирования отбора гидробиологических проб и навигации.

Список литературы

- Землянов И.В., Шихунова Е.Ю., Горелиц О.В., Павловский А.Е. Использование цифровых моделей рельефа дна для уточнения современных морфометрических характеристик водохранилищ // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: в 4 т. Т. I. / Гидро- и геодинамические процессы: Тр. Междунар. научно-практич. конф. (17–20 мая 2011 г., Пермь). Пермь: Пермский гос. ун-т, 2011. С. 189–193.
- Козлов Д.Н., Жарков Р.В. Новые данные по морфологии внутрикальдерных озер островов Кунашир и Симушир // Вестник КРАУНЦ. Науки о Земле. 2009. № 2. Вып. 14. С. 159–164.
- Ворошилов В.Г. Математическое моделирование в геологии: Учебное пособие / Томск: Изд-во ТПУ, 2001. 124 с.
- IHO Standards for Hydrographic Surveys // International Hydrographic Bureau. Monaco, 2008. Special Publication № 44. 36 p.
- Del Grosso V.A., Mader C.W. Speed of sound in pure water // J. of the Acoustic Society of America, 1972. 52. P. 1442–1446.

СОЛЕВОЙ СОСТАВ ВОДЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В НАЧАЛЕ XXI ВЕКА

О.Л. Цельмович, Н.Г. Отюкова

Институт биологии внутренних вод им.И.Д. Папанина Российской академии наук
152742 Ярославская обл., Некоузский район, п. Борок, otselm@ibiw.yaroslavl.ru

После продолжительного перерыва наблюдения за химическим составом воды Рыбинского водохранилища были возобновлены в 2001 г. Однако до 2004 г. эти работы носили эпизодический характер и были проведены преимущественно в летний период. С 2004 г. были начаты регулярные (1–2 раза в месяц с мая по октябрь) наблюдения на 6 стандартных станциях водохранилища, расположенных преимущественно в Главном плесе. Кроме того, в 2004, 2009 и 2010 гг. были отобраны пробы воды на станциях в различных плесах водохранилища.

Основная цель данной работы — оценить солевой состав воды Рыбинского водохранилища в настоящее время и проследить наличие или отсутствие произошедших изменений.

Распределение и сезонная динамика главных ионов в Рыбинском водохранилище определяются, в основном, совокупностью гидрологических факторов (Рыбинское водохранилище, 1972). Средняя за безледный период (2004–2011 гг.) сумма ионов для водохранилища в целом составляет 4.57 мг-экв/дм³ или 174 мг/дм³ (точность $\pm 10\%$) (табл. 1).

Таблица 1. Средние за безледный период (2004–2011 гг.) характеристики химического состава воды Рыбинского водохранилища

Единицы измерений	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Сумма ионов
мг/дм ³	29.2	7.9	3.3	1.4	113.1	3.6	174.3
мг-экв/дм ³	1.46	0.65	0.14	0.04	1.85	0.10	4.57

Таблица 2. Средние многолетние характеристики химического состава воды Рыбинского водохранилища (в %-эквивалентах)

Годы	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
1951-1966 *	34.8	11.4	3.8	40.8	0.9	8.3
2004-2011 г	31.9	14.1	4.0	40.3	2.3	7.4

* по: Рыбинское водохранилище, 1972.

Определяющими химический состав воды водохранилища являются ионы кальция и гидрокарбонат-ионы, на долю которых приходится более 70% от суммы ионов. Ионы магния и сульфат-ионы составляют чуть > 20%, а щелочные металлы и хлорид-ионы не играют существенной роли (табл. 2).

Трансформация водных масс в Главном плесе происходит значительно медленнее, весенняя вода задерживается дольше, что и обуславливает более низкую по сравнению с речными плесами минерализацию. Вода Волжского и Моложского плесов имеет сходный состав, за исключением ионов натрия и хлора, концентрация и доля которых в воде Волжского плеса выше. Этот факт был отмечен и ранее (Рыбинское водохранилище, 1972). В Шекснинском плесе вода характеризуется более высокими концентрациями сульфат-иона, а доля его почти вдвое выше, чем в других речных плесах (табл. 3).

Таблица 3. Пространственная изменчивость концентраций главных ионов (мг/дм³) и их соотношений (%-эквивалент) в воде Рыбинского водохранилища за 2004–2011 г. (над чертой — мг/дм³, под чертой — %-эквивалент)

Плеса	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ ионов
Волжский	121.4	4.5	12.0	30.4	7.8	3.8	1.6	181.5
	41.8	2.7	5.5	32.1	13.4	3.5	0.9	
Моложский	124.0	2.9	12.5	30.8	8.2	2.9	1.2	182.5
	42.4	1.8	5.8	32.5	14.1	2.6	0.8	
Шекснинский	109.8	2.8	23.0	30.1	8.4	3.0	1.3	178.4
	38.0	1.7	10.2	31.9	14.6	2.8	0.7	
Главный	108.2	3.4	17.2	28.3	7.8	3.2	1.4	169.5
	39.6	2.2	8.2	31.7	14.4	3.1	0.8	

Для Шекснинского плеса отмечена и большая доля иона магния, а коэффициент корреляции между магнием и сульфат ионом (0.68–0.86) значительно выше, чем в других плесах. Это указывает на специфические черты водосборной площади Шексны.

Совокупность гидрологических факторов определяет сезонную динамику компонентов солевого состава воды Рыбинского водохранилища. Вследствие меньших объемов водных масс Моложского и Шекснинского плесов весеннее половодье значительно снижает минерализацию в них (табл. 4).

Таблица 4. Сезонная динамика концентраций (в мг-эквивалентах) главных ионов за 2004–2011 г.

Плес	Кол-во проб	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	Сумма ионов
Весна								
Главный	38	1.75	0.11	0.38	1.41	0.64	0.18	4.47
Волжский	13	2.05	0.14	0.26	1.56	0.67	0.22	4.90
Моложский	7	1.14	0.06	0.20	0.93	0.37	0.09	2.79
Шекснинский	7	1.18	0.06	0.36	1.02	0.46	0.12	3.20
Лето								
Главный	176	1.77	0.09	0.35	1.41	0.64	0.17	4.43
Волжский	90	1.94	0.12	0.25	1.49	0.62	0.20	4.62
Моложский	24	1.99	0.08	0.24	1.51	0.65	0.14	4.61
Шекснинский	26	1.76	0.08	0.52	1.50	0.70	0.16	4.72
Осень								
Главный	88	1.79	0.09	0.36	1.41	0.65	0.18	4.48
Волжский	35	2.18	0.13	0.24	1.64	0.69	0.23	5.11
Моложский	14	2.52	0.10	0.33	1.88	0.86	0.21	5.90
Шекснинский	13	2.22	0.08	0.46	1.76	0.79	0.20	5.51

В этих плесах от весны к осени отмечено повышение минерализации. Шекснинский плес в течение всего периода наблюдений характеризуется самыми высокими концентрациями сульфатов. Вместе с тем, по сравнению с 1997 г. концентрация сульфатов в этом плесе снизилась почти на треть. Возможно сказывается уменьшение поступления загрязненных вод от промышленных предприятий г.Череповца. Зарегулированность Волжского плеса обуславливает более позднее поступление весенней воды и снижение минерализации в нем наблюдается летом, к осени происходит повышение величины суммы ионов. Более высокие, чем в других плесах водохранилища, концентрации щелочных металлов и хлорид-иона сохраняются во все сезоны. В Главном плесе в течение всего безледного периода концентрации всех главных ионов остаются практически неизменными.

Таким образом, Рыбинское водохранилище является достаточно устойчивой системой. Сравнение с предыдущими исследованиями показало, что концентрации главных ионов в воде Рыбинского водохранилища увеличились незначительно. Соотношение между ионами сохранилось. Химические параметры воды Главного плеса водохранилища мало изменяются в течение года.

Список литературы

Рыбинское водохранилище. Л.: Наука, 1972. 362с.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА БИОМАССЫ И ПРОДУКЦИИ *NUPHAR LUTEA* (L.) SMITH НА МАЛОЙ РЕКЕ ИЛЬД — ПРИТОКЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.М. Чернова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН
152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, nuphar@mail.ru

Кубышка жёлтая (*Nuphar lutea* (L.) Smith) широко распространена в водотоках и водоёмах. Она входит в состав многих растительных сообществ, часто образует обширные однородные ценозы, вносит существенный вклад в общую продуктивность малых рек и играет немаловажную роль в процессах их зарастания. В связи с этим важной экологической задачей является оценка её продукционных характеристик (биомассы и продукции) и их динамики.

Цель работы — изучить сезонную динамику биомассы и продукции кубышки жёлтой на малой р. Ильд — притоке Рыбинского водохранилища (Ярославская обл.).

Исследования проводились в 2010 г. на одном из участков малой р. Ильд, где для еженедельных наблюдений за растениями была заложена стационарная площадка в 1 м². Данный участок характеризовался значительным колебанием водного уровня. В начале мая глубина воды в русле была 1.1 м. На протяжении всего месяца происходило постепенное её снижение. В первой декаде июня из-за ливневых дождей уровень воды в реке сильно поднялся и 9 июня превышал 1.5 м. Затем вновь шло постепенное снижение уровня. К началу июля глубина воды в русле была чуть более 0.6 м, а в конце месяца составляла 0.1 м. В августе русло реки пересохло полностью. Вода в реке начала пребывать лишь в начале сентября с приходом осенних дождей. К концу наблюдений — в октябре — уровень её превышал 0.6 м.

Нами наблюдалась средневозрастная популяция растений (возраст растений не менее 10 лет). Плотность побегов (корневищ) на стационарной площадке была умеренной — 3 крупных основных побега, 4 средних и 3

мелких боковых. Определение биомассы кубышки жёлтой в каждую дату наблюдения производилось расчётным методом (Чернова, Папченко, 2012). Он основан на измерении в полевых условиях основных морфометрических параметров (длина листовой пластинки, длина черешка и цветоножки, диаметр бутона, высота завязи цветка, диаметр плода, его высота и диаметр его шейки) с последующим пересчётом в биомассу. Расчёты проводили с использованием регрессионных уравнений 1–8:

$$\text{для свёрнутых листовых пластинок:} \\ M = 0.0105 \times l_2^{2.23}; \quad R^2 = 0.96; \quad (1)$$

$$\text{для гофрированных листовых пластинок:} \\ M = 0.0416 \times l_1^{2.11}; \quad R^2 = 0.8; \quad (2)$$

$$\text{для плавающих и воздушных листовых пластинок:} \\ M = 0.031 \times l_1^{2.32}; \quad R^2 = 0.92; \quad (3)$$

где l_2 — общая длина свернутых листовых пластинок (см), l_1 — длина листовой пластинки от места крепления черешка до верхушки листа (см).

$$\text{Для черешков и цветоножек:} \\ M = 0.18 \times l_q^{1.04}; \quad R^2 = 0.79; \quad (4)$$

$$M = 0.211 \times l_{\text{цв-ки}}^{1.04}; \quad R^2 = 0.94; \quad (5)$$

где l_q и $l_{\text{цв-ки}}$ — длина черешка и цветоножки соответственно (см).

$$\text{Для бутонов и цветков:} \\ M = 0.455 \times d_{\text{бут}}^{2.66}; \quad R^2 = 0.98; \quad (6)$$

$$M = 0.156 \times h_{\text{зв}}^{2.64}; \quad R^2 = 0.91; \quad (7)$$

где $d_{\text{бут}}$ — диаметр бутона (см), $h_{\text{зв}}$ — высота завязи цветка (см).

$$\text{Для плодов:} \\ M = 0.939 \times V_{\text{усл.пл}}^{0.7}; \quad R^2 = 0.93; \quad (8)$$

где $V_{\text{усл.пл}}$ — «условный объём плода» (см³).

«Условный» объём плода рассчитывали по формуле (9):

$$V_{\text{усл.пл}} = \frac{1}{3} \cdot \pi \cdot h_{\text{пл}} \cdot \left((D_{\text{пл}}/2)^2 + D_{\text{пл}}/2 \cdot d_{\text{пл}}/2 + (d_{\text{пл}}/2)^2 \right);$$

где π — число пи (3.14), $h_{\text{пл}}$ — высота плода (см), $D_{\text{пл}}$ — диаметр плода (см), $d_{\text{пл}}$ — диаметр шейки плода (см).

Уравнения отражают зависимость сырой массы (M , г) различных органов и их частей от линейных размеров. Во всех формулах R^2 — коэффициент детерминации, который содержит информацию о том, насколько хорошо полученное расчётное уравнение подходит под исходные данные.

Для оценки продукции кубышки жёлтой в каждую дату наблюдения учитывали опад растительной массы и повреждения органов растений гетеротрофами (%). Все расчёты проведены для сырой массы растений, т. е. именно живая биомасса и продукция принимает участие во внутренних процессах водного объекта. Данные табл. 1 отражают сезонную динамику биомассы (B , г/м²) и продукции (P , г/м² за период времени).

Из табл. 1 видно, что на протяжении вегетационного сезона происходит смена листьев разных формаций, и в различные периоды они вносят разный вклад в общую биомассу и продукцию. Рассмотрим более подробно динамику биомассы и продукции различных надземных органов кубышки жёлтой в отдельности.

Динамика биомассы и продукции недифференцированных и полусвёрнутых листьев. Недифференцированные и полусвёрнутые листья представляют собой молодые, недавно появившиеся листья, листовые пластинки которых ещё не приобрели свою конечную форму подводных гофрированных, кожистых плавающих или воздушных. Наблюдения показали, что в разный период вегетационного сезона, в зависимости от внешних условий среды, количество недифференцированных листьев на побеге различно. Весной и в начале лета их особенно много, им свойственен интенсивный рост — в течение одной недели они разворачиваются и достигают оптимального размера. Число этих листьев увеличивается и к концу вегетационного сезона. Максимальные значения их биомассы приходятся на 5 мая и 22 сентября — начало и конец вегетационного сезона, минимальное — на 21 июля — период обсыхания места обитания. В это время число недифференцированных листьев заметно снижается, снижается и скорость их развития. Гораздо медленнее развитие недифференцированных листьев происходит в осенний период, а зимой они вообще не развиваются. Из табл. 1 видно как меняется биомасса недифференцированных листьев в течение вегетационного сезона.

Что касается полусвёрнутых листьев, то чёткой закономерности в динамике их биомассы не прослеживается. Они присутствуют на всём протяжении вегетационного сезона и являются промежуточным звеном между недифференцированными и сформированными листьями. Однако видно, что максимальная биомасса этих листьев приходится на конец мая — период интенсивного роста и развития растений. Показатели продукции для этих типов листьев не рассчитывали, так как опад и повреждения у них не наблюдались.

Динамика биомассы и продукции гофрированных листьев. Гофрированный тип листьев играет значительную роль в начале вегетационного сезона, когда уровень воды из-за весеннего паводка высокий. В толще воды именно они выполняют основную часть фотосинтеза. Наблюдения показали, что соотношение гофриро-

ванных и плавающих листьев в этот период составляет 2:1. По мере выхода плавающих листьев на водную поверхность надобность растений в гофрированных листьях, и основная их часть отмирает. В местообитаниях с более или менее постоянным уровнем воды с середины осени наблюдается отрастание новых гофрированных листьев. Однако при определённых условиях гофрированные листья могут сохраняться на протяжении всего вегетационного сезона, постепенно сменяя друг друга. Это происходит при наличии сильного течения воды и в сообществах, где плотность растений небольшая.

Таблица 1. Показатели биомассы (г/м²) и продукции (г/м² за период времени) различных органов кубышки жёлтой в разные периоды вегетационного сезона 2010 г.

Дата	В нд.л	В псв.л	В г.л	Р г.л	В п.л	Р п.л	В ч.	В в.л	Р в.л	В г.о	Р г.о	В общ.	Р общ.
5.5	52.0	159.6	—	—	129.3	129	—	—	—	5	5	345.9	346
12.5	39.0	142.8	47.0	47	333.7	334	—	—	—	13.1	26	575.6	588
19.5	32.5	62.0	321.0	323	640.1	641	—	—	—	26.2	39	1081.8	1097
27.5	39.0	217.5	263.7	326	904.3	922	—	—	—	28.2	65	1452.7	1569
2.6	39.0	100.1	77.5	326	1410.5	1443	—	—	—	39.5	76	1666.6	1985
16.6	32.5	134.4	697.5	946	1966.2	1999	—	—	—	96.1	197	2926.7	3309
23.6	26.0	65.5	511.5	950	2233.6	2303	—	—	—	134.3	275	2970.9	3620
30.6	19.5	59.4	247.0	1050	2971.7	3066	21.6	—	—	86.1	338	3405.3	4554
8.7	19.5	40.9	148.1	1052	2460.2	3080	146.8	—	—	72.4	324	2887.9	4662
21.7	14.3	96.4	329.0	1310	3278.8	3921	40.5	110.3	111	76.4	451	3945.7	6050
28.7	26.0	46.6	111.1	1317	1874.1	3966	209.6	522.4	529	103.5	531	2893.3	6731
4.8	31.2	53.5	—	1317	891.7	3971	164.5	731.7	849	54.8	514	1927.4	7073
11.8	45.5	60.7	—	1317	674.7	4619	80.3	1421.4	1609	31.4	491	2314.0	8458
17.8	33.8	35.7	—	1317	182.9	4772	54.6	1461.7	2078	—	459	1768.7	9011
25.8	16.9	26.2	—	1317	157.2	4919	114.9	1056.1	2480	—	459	1371.3	9595
1.9	40.3	—	—	1317	—	4919	—	366.8	2480	—	459	407.1	9595
8.9	39.0	—	—	1317	—	4919	—	546.7	3010	—	459	585.7	10121
15.9	65.0	—	—	1317	—	4919	—	423.8	3040	—	459	488.8	10177
22.9	78.0	—	—	1317	—	4919	—	381.1	3051	—	459	459.1	10200
31.1	80.0	—	—	1317	—	4919	—	117.3	3051	—	459	197.3	10202

Примечание. В — биомасса, г/м², Р — продукция, г/м² за период времени, нд.л — недифференцированные листья, псв.л — полусвёрнутые листья, г.л — гофрированные листья, п.л — плавающие листья, ч — черешки без листовых пластинок, в.л — воздушные листья, г.о — генеративные органы.

На исследуемом участке р. Ильд мы наблюдали три волны появления гофрированных листьев. Первая — во второй декаде мая, когда начинается интенсивный рост растений и ещё сохраняется довольно высокий (0.7 м и более) уровень воды. Биомасса листьев составила 0.3 кг/м². Вторая волна в 2010 г. пришлась на 16 июня, она была связана с резким повышением уровня воды из-за летних дождей (уровень воды поднялся более чем в 2 раза). Стоит отметить, что в этот период появилось значительное число листьев гофрированных по форме, но с более кожистой поверхностью. Можно заключить, что резкое колебание уровня воды (её повышение) стало сигналом для образования новой волны погружённых гофрированных, но кожистых по структуре листьев. Биомасса листьев на эту дату была почти 0.7 кг/м². Третью волну гофрированных (по форме, но кожистых по структуре) листьев мы наблюдали 21 июля, что странно, ведь этому периоду соответствует наступление обсыхания места обитания растений. Вероятно, это можно объяснить тем, что у растений заложена биологическая программа периодической смены того или иного типа листьев, приспособленных к определенным условиям среды. И её реализация происходит даже в случае, когда соответствующие условия произрастания не наступили. Биомасса листьев на 21 июля составила 0.3 кг/м². Резкое отмирание гофрированных листьев мы отметили уже через неделю наблюдений (28 июля).

Анализируя динамику продукции гофрированных листьев, видим (табл. 1) резкое её увеличение 16 июня, что соответствует интенсивному нарастанию биомассы этих листьев (вторая волна образования). Далее темпы нарастания продукции таких листьев снижаются вплоть до 21 июля, когда происходит ещё одно резкое увеличение их продукции. К началу августа гофрированные листья полностью исчезли. Их продукция к этому времени была чуть больше 1.3 кг/м².

Динамика биомассы и продукции плавающих и воздушных листьев. В большинстве сообществ кубышки жёлтой в летне-осенний период вегетационного сезона основную роль в формировании биомассы и продукции играют плавающие листья. Они начинают активно развиваться и расти ещё в начале вегетационного сезона, интенсивно наращивая свою биомассу. Мы наблюдали два пика биомассы плавающих листьев в течение вегетационного сезона (табл. 1). Первый пик (почти 3 кг/м²) пришёлся на 30 июня, он соответствует периоду массового цветения растений, второй пик биомассы — максимальный (3.3 кг/м²) — пришёлся на 21 июля — что соответствовало концу массового цветения и началу плодоношения. Далее мы наблюдали постепенное снижение биомассы плавающих листьев. Они засыхали и отмирали в связи с падением уровня воды в реке (летняя межень). Продукция плавающих листьев увеличивалась по мере накопления биомассы, и к моменту их полного отмирания (25 августа) составила 4.9 кг/м².

На смену плавающим листьям пришли воздушные. Этот тип листьев по структуре и форме схож с плавающими, но они меньше и более плотные. Отличительная особенность воздушных листьев — укороченные прямостоячие толстые черешки. Впервые появление воздушных листьев мы отмечали 21 июля, когда глубина воды в реке была 0.25 м. С этого момента наблюдалось наращивание биомассы воздушных листьев, максимум

которой пришёлся на 17 августа и составил почти 1.5 кг/м^2 . К этому моменту произошла практически полная смена формации плавающих листьев воздушными. Далее началось постепенное отмирание воздушных листьев. К концу наблюдений (22 сентября) их биомасса воздушных листьев составила 0.4 кг/м^2 , а продукция к этому моменту — 3 кг/м^2 . По мере прибывания воды в реке, воздушные листья не превратились в плавающие, а ушли под воду в исходном состоянии. Очевидно, в воде, в осенне-зимний период происходило постепенное отмирание этих листьев. Наши наблюдения 31 января следующего года показали наличие кожистых листовых пластинок на побегах в количестве 1–2 на каждый. Биомасса этих листьев составила 0.1 кг/м^2 . Продукция к этому времени достигла 3 кг/м^2 .

Динамика биомассы и продукции генеративных органов. По мере роста и развития генеративных органов (бутоны переходили в цветки, а затем в плоды) наблюдалось увеличение их биомассы (табл. 1), максимум которой отмечен 23 июня — 0.13 кг/м^2 . Основную часть биомассы в эту дату давали цветоножки. После резкого поднятия уровня воды в реке они сильно увеличили свою длину, а соответственно и биомассу. Другой пик биомассы генеративных органов пришёлся на 28 июля (0.1 кг/м^2) — период плодоношения растений. Начиная с середины июня по конец июля до середины августа мы наблюдали постоянную постепенную смену бутонов, цветков и плодов.

Общая динамика биомассы и продукции надземных органов кубышки жёлтой. Сезонная динамика биомассы надземных органов кубышки жёлтой отражена в табл. 1. Наблюдается три её пика. Первый (3.4 кг/м^2) приходится 30 июня. Растения в это время находятся в стадии массового цветения. Наибольший вклад в биомассу (~87%) дают плавающие листья. Второй, максимальный пик биомассы (3.9 кг/м^2) приходился на 21 июля на стадии конца массового цветения, начала плодоношения растения. В это время наибольший вклад в общую биомассу (более 80%) так же вносят плавающие листья. Третий пик (2.3 кг/м^2) отмечали 11 августа. При этом наибольшую долю в биомассе (чуть более 60%) имели уже воздушные листья, плавающие составляли только около 30% общей биомассы.

Закключение. В большинстве гидробиотических работ (Щербаков, 1950; Катанская, 1954; Белавская, 1977 и др.) показано, что максимальной биомассы растения-макрофиты достигают в период максимального цветения. Наши регулярные наблюдения за сезонной динамикой кубышки жёлтой показали, что на малой р. Ильд максимальной биомассы это растение достигает в период конца массового цветения, начала плодоношения.

Как правило, рассчитывать продукцию гидрофитов принято умножением максимальной биомассы на поправочный коэффициент, равный 1.2 (Распопов, 2003). В.Г. Папченко (2003) для стабильных озёрных местообитаний считает целесообразным применять коэффициент 2.5, в условиях водотоков — 4.0. Наши расчёты показали, что продукцию кубышки жёлтой можно рассчитать, умножив максимальную биомассу (период начала плодоношения) на коэффициент равный 2.6.

Список литературы

- Белавская А.П. К методике изучения водной растительности // Первая Всес. конф. по высш. водн. и прибрежно-водн. растениям: Тез. докл. 1977. С. 42–44.
- Катанская В.М. Биомасса высшей водной растительности в озёрах Карельского перешейка // Тр. Лаб. озёроведения. 1954. Т. III. С. 102–117.
- Папченко В.Г. Продукция макрофитов вод и методы ее изучения // Гидробиотика: методология, методы: Мат. школы по гидробиотике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). 2003. С. 137–145.
- Распопов И.М. Продукция макрофитов водоёмов с замедленным водообменом – основные понятия, методы изучения // Гидробиотика: методология, методы: Мат. школы по гидробиотике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). 2003. С. 137–145.
- Чернова А.М., Папченко В.Г. Расчётный метод определения продукции гидрофитов на примере *Nuphar lutea* (L.) Smith (*Nymphaeaceae*) // Ярославский педагогический вестник. Естественные науки. 2012. Т. III. №1. С. 94–97.
- Щербаков А.П. Продуктивность прибрежных зарослей макрофитов Глубокого озера // Тр. Всес. гидробиол. об-ва. 1950. Т. II. С. 69–78.

БИОМАРКЕРЫ ОКСИДАТИВНОГО СТРЕССА И БИОТРАНСФОРМАЦИИ КСЕНОБИОТИКОВ У ЛЕЩА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ИЗ ЗОН С РАЗЛИЧНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ

Г.М. Чуйко, А.А. Морозов, В.В. Юрченко

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, Ярославская обл., Россия, gchuiiko@mail.ru

Глобальное, прогрессирующее антропогенное загрязнение водной среды химическими соединениями, наблюдаемое с середины прошлого века, продолжает оставаться серьезной проблемой современного общества. Загрязнение водных объектов приводит к нарушению функционирования их экосистем, ухудшению условий обитания водных организмов, оказывает негативное воздействие на их жизнедеятельность. Растущий уровень загрязнения химическими веществами природных водных объектов ставит задачу изучения адаптивных возможностей рыб и оценки состояния их здоровья в условиях повышенной антропогенной нагрузки. Интегральная оценка здоровья рыб может служить обобщенным показателем состояния как отдельной популяции, так и всего водного сообщества, в том числе экологического благополучия или неблагополучия водоема. При этом необходимо проводить исследования на различных уровнях организации живых систем. Изменения на молеку-

лярном и клеточном уровнях могут служить сигналом к далеко идущим последствиям для данного вида организмов задолго до того, как наступят необратимые изменения в численности, биологической продуктивности, ареале распространения вида и т.п. В этой связи особую важность представляет изучение наиболее чувствительных и быстро реагирующих систем организма. В число последних входят показатели активности ферментов биотрансформации ксенобиотиков (монооксигеназы, глутатионтрансферазы), интенсивности процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) и активности антиоксидантной защиты (АОЗ) рыб (Морозов, Юрченко, 2011; Магомедгаджиева, 2002; Winston, 1991).

Цель работы — исследовать возможность использования показателей антиоксидантной системы, процессов перекисного окисления липидов и системы биотрансформации ксенобиотиков в печени рыб для оценки их состояния и антропогенного загрязнения Рыбинского водохранилища.

Материалы и методы. Объектом исследования служили самки и самцы леща (*Abramis brama* L.) в равной пропорции со средними длиной и массой тела 357 мм и 809 г, соответственно — одного из наиболее массовых видов рыб-бентофагов Рыбинского водохранилища (58°30' с.ш., 38°20' в.д.). Рыбу отлавливали с экспедиционно-го судна донным тралом в июле 2008 г. ($n = 47$) и сентябре 2011 г. ($n = 69$) на семи станциях (см. рисунок): Шекснинский плес (III) — ст. Любец (7), Мякса (6) и Ягорба (5); Моложский плес (IV) — ст. Первомайка (4); Центральный плес (II) — ст. Брейтово (3); Волжский плес (I) — ст. Коприно (1) и Волково (2). На каждой станции отбиралась выборка по 7–10 рыб. Выбор станций обусловлен гидрологическими особенностями водоема и их удалением от основного источника загрязнения — индустриально-коммунального комплекса г. Череповец. Сразу после подъема трала рыб помещали в пластиковый бассейн объемом 2 м³ с проточной природной водой, где ее содержали не более часа, поочередно отбирая для проведения анализа. Рыбу механически обездвигивали, измеряли длину, массу тела и порки, определяли пол, извлекали печень и хранили ее в жидком азоте (активность ЭРОД) или при -18 °С (АОЗ и ПОЛ) не более одного месяца до последующего биохимического анализа. Морфометрические данные использовали для расчета индекса морфо-функционального состояния (МФС) по Кларк (индекс упитанности).

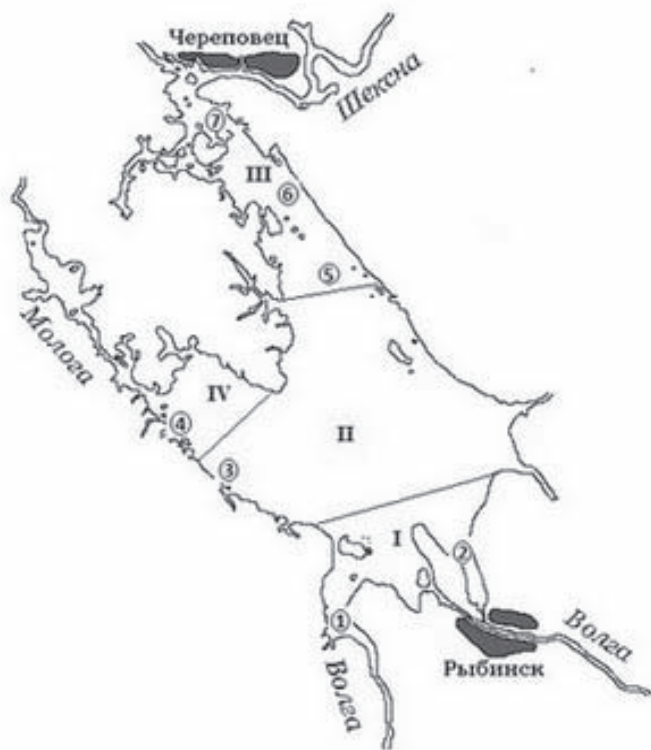


Рис. Карта-схема Рыбинского водохранилища с указанием мест отбора проб и границ плесов. Обозначения: арабские цифры в круге — место и номер станции, римские цифры и сплошные прямые линии — плесы и их границы.

Все результаты представлены в виде среднего арифметического и стандартной ошибки среднего ($\bar{x} \pm SE$). Для показателей ПОЛ и АОЗ достоверность различий оценивалась методом однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест), для ЭРОД-активности применяли односторонний дисперсионный анализ Краскела–Уоллиса, используя критерий Колмогорова–Смирнова, поскольку распределение полученных данных отличалось от нормального (критерий Бартлетта). Связь значений ЭРОД-активности и морфофизиологических показателей оценивали с помощью коэффициента корреляции Спирмена. Весь статистический анализ выполнялся при уровне доверительной вероятности $P = 95\%$ с помощью пакета прикладных программ Statistica 6.0, STATGRAPHICS и MS Excel 2003.

Содержание продуктов ПОЛ и активность компонентов АОЗ определяли на спектрофотометре Lambda 25 (Perkin&Elmer, США). Перед анализом печень размораживали, промывали холодным 0.1 М фосфатным буфером с pH 7.5, взвешивали и гомогенизировали тefлоновым пестиком в стеклянном гомогенизаторе Поттера–Эльвегейма с электроприводом в таком же буфере в соотношении 1:1 (w/v). Супернатант получали центрифугированием гомогенатов при 15000 g в течение 30 мин. Для последующего анализа использовали как цельный гомогенат, так и супернатант. В цельном гомогенате определяли содержание малонового диальдегида (МДА) и восстановленного глутатиона (ГШН), а также активность каталазы (К.Ф. 1.11.1.6). В супернатанте измеряли активность супероксиддисмутазы (СОД; К.Ф. 1.15.1.1) и глутатион-S-трансферазы (GST; К.Ф. 2.5.1.18). Содержание белка определяли по методу Брэдфорд. Более подробно все методы и процедуры определения этих показателей описаны ранее (Morozov et al., 2012).

Активность ЭРОД определяли на люминесцентном спектрометре LS55 (PerkinElmer, США) в постмитохондриальном супернатанте флюориметрическим методом в микропланшетах при длинах волн возбуждения и испускания 530 и 580 нм, соответственно (Whyte et al. 2000). Супернатант получали путем центрифугирования цельного гомогената в течение 25 мин при 4°C с ускорением 10000 g.

Результаты. Сравнительный анализ данных показал, что достоверные различия по большинству исследованных показателей АОЗ обнаруживаются между лещами, выловленными в Шекснинском плесе, с одной стороны, и в остальных плесах — с другой. В тоже время, на каждой станции имеются свои особенности в соотношении разных показателей (табл. 1).

Таблица 1. Значения некоторых параметров биотрансформации ксенобиотиков, перекисного окисления липидов и антиоксидантной системы в печени леща, выловленного в 2008 г. в разных районах Рыбинского водохранилища

Станция	n	Показатели				
		МДА, пкмоль/ мг белка	ГSH, мкмоль/ мг белка	ГST, мкмоль/мг белка/мин	Каталаза, мкмоль/ мг белка/мин	СОД, ΔE×10 ⁻³ / мг белка/мин
Волжский плес						
(1) Коприно	10	533 ± 54 ^{a,b}	8.80 ± 0.49 ^a	3.57 ± 0.25 ^b	34.7 ± 3.4 ^{a,b}	13.8 ± 2.3 ^a
(2) Волково	10	363 ± 117 ^{a,b}	7.99 ± 0.91 ^a	3.31 ± 0.30 ^b	33.7 ± 4.0 ^{a,b}	34.5 ± 3.2 ^c
Моложский плес						
(4) Первомайка	10	311 ± 55 ^a	9.48 ± 1.00 ^a	3.39 ± 0.18 ^b	37.6 ± 2.6 ^b	22.6 ± 1.2 ^b
Шекснинский плес						
(6) Мякса	10	453 ± 98 ^{a,b}	11.95 ± 0.94 ^b	1.54 ± 0.14 ^a	37.3 ± 2.9 ^b	12.6 ± 1.1 ^a
(7) Любец	7	601 ± 130 ^b	9.51 ± 0.69 ^{a,b}	1.03 ± 0.12 ^a	25.4 ± 1.9 ^a	11.0 ± 1.4 ^a

Примечание. n — количество исследованных особей; значения показателей с различными надстрочными индексами в столбце достоверно отличаются ($p < 0.05$).

У лещей, выловленных в Шекснинском плесе на ст. Любец, содержание МДА в печени максимально, но при этом наблюдается низкий уровень GSH и самая слабая активность GST, каталазы и СОД. Сходный профиль исследуемых показателей отмечен у рыб на ст. Мякса, но, в отличие от лещей с остальных станций, у них самый высокий уровень содержания GSH.

Лещи, выловленные в Моложском плесе на станции Первомайка, наряду с минимальным содержанием МДА, характеризуются высокой активностью всех исследованных параметров АОЗ (GSH, GST, каталаза, СОД). Сходный профиль исследуемых показателей имели рыбы в Волжском плесе на ст. Волково и Коприно, хотя у лещей с последней станции выявлен достаточно высокий уровень содержания МДА и низкая активность СОД.

Средние значения длины, массы, индекса упитанности и ЭРОД-активности в печени леща, выловленного в 2011 г. представлены в табл. 2.

Таблица 2. Морфометрические показатели и EROD активность печени леща, выловленного в 2011 г. на разных участках Рыбинского водохранилища

Станция	n	Длина (мм)	Масса (г)	EROD активность (пкмоль/мг/мин)
Волжский плес				
(1) Коприно	10	310 ± 12	605 ± 68	0.69 ± 0.14^a
(2) Волково	10	295 ± 7	512 ± 38	1.09 ± 0.12^{ab}
Моложский плес				
(4) Первомайка	10	285 ± 6	469 ± 26	1.32 ± 0.28^{ab}
Центральный плес				
(3) Брейтово	10	312 ± 9	613 ± 46	1.82 ± 0.22^b
Шекснинский плес				
(7) Любец	10	307 ± 5	562 ± 31	2.25 ± 0.44^b
(6) Мякса	10	293 ± 6	471 ± 35	1.41 ± 0.23^b
(5) Ягорба	9	290 ± 6	498 ± 37	1.29 ± 0.16^b
P-Value*		0.12	0.06	0.001

Примечание. То же, что и в табл. 1; * P-значения получены методом Краскела-Уоллиса теста.

Индивидуальные ЭРОД-активности у исследованных рыб варьировали в диапазоне 0.28–5.2 пкмоль/мг/мин. Максимальное среднее значение зафиксировано у особей из Шекснинского плеса на ст. Любец (табл. 2). По мере продвижения вниз по течению в направлении Главного плеса величины ЭРОД-активности снижались и у лещей на ст. Ягорба их средние значения достигли уровней, зарегистрированных у рыб из Моложского и Волжского плесов. Повышенный уровень ЭРОД-активности обнаружен также у лещей в Центральном плесе на ст. Брейтово. Минимальная индукция ЭРОД отмечена у рыб в Волжском плесе на ст. Коприно. Длина и масса отобранных рыб не имели статистически достоверных различий между станциями. Половых и возрастных различий в значениях ЭРОД-активности не выявлено (тест Краскела–Уоллиса, $p > 0.05$). Корреляции ЭРОД-активности и индекса МФС не обнаружено (коэффициент Спирмена, $p > 0.05$).

По современным представлениям в основе действия различных стресс-факторов окружающей среды, включая и загрязняющие вещества, на молекулярно-клеточном уровне лежит избыточное образование в организме животных активных форм кислорода (АФК). В обычных условиях АФК образуются в небольших коли-

чествах как побочный продукт нормального метаболизма, концентрация которых регулируется системой АОЗ. АФК являются сильными окислителями и крайне реакционно-способными соединениями, которые легко взаимодействуют с функциональными молекулами (белки, липиды, нуклеиновые кислоты) и субмолекулярными клеточными структурами. Их избыточное содержание в клетке, возникающее в результате истощения активности компонентов системы АОЗ, приводит к усилению процессов ПОЛ, окислительному повреждению ДНК, структурных и ферментных белков. Состояние клетки, характеризующееся комплексом этих и других симптомов и возникающее в результате повышения содержания АФК, получило название окислительного стресса (Владимиров, Арчаков, 1972; Зенков и др., 2001). Окислительный стресс вызывает изменения в нормальном протекании процессов метаболизма и физиологических функций организма. Состояние окислительного стресса, продолжающееся длительное время, приводит к патологическим изменениям в организме и морфофункциональным нарушениям таких жизненно важных процессов как рост, питание, размножение и др. Высокий уровень содержания МДА и низкие значения показателей АОС в печени исследованных лещей в Шекснинском плесе водохранилища указывают на то, что на клеточном уровне в их организме наблюдается окислительный стресс (Winston, 1991) и их состояние может быть охарактеризовано как более неблагоприятное по сравнению с рыбами из других плесов. Наиболее вероятной причиной развития окислительного стресса у лещей Шекснинского плеса является повышенный уровень его антропогенного загрязнения. На это указывают данные по пространственному распределению загрязняющих веществ, и в первую очередь таких, как полихлорированные бифенилы (ПХБ) и полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), в воде, донных отложениях и рыбе Рыбинского водохранилища (Козловская, Герман, 1997; Герман, Козловская, 1999; Флеров и др., 2000; Чуйко и др., 2010; Siddal et al., 1994; Chuiko et al., 2007). Их содержание во всех элементах экосистемы Шекснинского плеса в течение последних 30 лет существенно выше, чем в остальных плесах водохранилища. Повышенный уровень ЭРОД-активности в печени лещей из Шекснинского плеса подтверждает данный факт, поскольку этот фермент участвует в процессе детоксикации и выведении из организма данных ксенобиотиков и индукция его активности является надежным показателем их наличия в организме рыб (Winston 1991; Di Giulio et al., 1995).

Таким образом, проведенные исследования показывают, что показатели ПОЛ, АОЗ и ЭРОД-активности в печени леща могут быть использованы для оценки состояния рыб и степени антропогенного загрязнения Рыбинского водохранилища. Полученные результаты свидетельствуют, что в Шекснинском плесе водохранилища рыбы находятся в более неблагоприятных условиях, чем в других плесах, что связано с его антропогенным загрязнением.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 08-05-00805, 10-05-10058, 12-05-00572 и частично гранта Правительства РФ № 11.G34.31.0036.

Список литературы

- Владимиров Ю.А., Арчаков А.И. Перекисное окисление липидов в биологических мембранах. М.: Наука, 1972. 242 с.
- Герман А.В., Козловская В.И. Содержание полихлорированных бифенилов в леще *Abramis brama* Рыбинского водохранилища // Вопр. ихтиол. 1999. Т. 39. № 1. С. 139–142.
- Зенков Н.К., Ланкин В.З., Меньщикова Е.Б. Окислительный стресс: биохимический и патофизиологический аспекты. М.: МАИК «Наука/Интерпериодика», 2001. 343 с.
- Козловская В.И., Герман А.В. Полихлорированные бифенилы и полиароматические углеводороды в экосистеме Рыбинского водохранилища // Вод. ресур. 1997. Т. 24. № 5. С. 563–569.
- Магомедгаджиева Д.Н. Токсическое воздействие среды на некоторые показатели липидного обмена и системы антиоксидантной защиты рыб: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Махачкала: Институт прикладной экологии ДГУ, 2002. 23 с.
- Морозов А.А., Юрченко В.В. Возможности использования биохимических маркеров для оценки влияния стойких органических загрязнителей на гидробионтов // Вода: химия и экология. 2011. № 11. С. 58–63.
- Флёрв Б.А., Томилина И.И., Кливленд Л., Баканов А.И., Гапеева М.В. Комплексная оценка состояния донных отложений Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2000. № 2. С. 148–155.
- Чуйко Г.М., Законов В.В., Морозов А.А., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б. Пространственное распределение и качественный состав полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП) в донных отложениях и леще (*Abramis brama* L.) Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2010. № 2. С. 98–108.
- Chuiko G.M., Tillitt D.E., Zajicek J.L., Flerov B.A. et al. Chemical contamination of the Rybinsk Reservoir, Northwest Russia: relationship between liver polychlorinated biphenyls (PCBs) content and health indicators in bream (*Abramis brama* L.) // Chemosphere. 2007. V. 67. N 3. P. 527–536.
- Di Giulio R.T., Benson W.H., Sanders B.M., Van Veld P.A. Biochemical mechanisms: metabolism, adaptation, and toxicity // In: G.M. Rand (ed.) Fundamentals of aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment. Washington, D.C.: Taylor & Francis. 1995. Second edition. Ch. 17. P. 523–561.
- Морозов А.А., Чуик Г.М., Бродский Е.С. Functional state of the antioxidant system of liver of bream (*Abramis brama* L.) from the regions of Rybinsk Reservoir with different anthropogenic load // Inland Water Biology. 2012. V. 5. N 1. P. 147–152.

- Siddall R., Robotham P.W.J., Gill R.A., Pavlov D.F., Chuiko G.M. Relationship between polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in bottom sediments and liver tissue of bream (*Abramis brama* L.) in Rybinsk Reservoir, Russia // *Chemosphere*. 1994. V. 29. N 7. P. 1467–1476.
- Whyte J.J., Jung R.E., Schmitt C.J., Tillitt D.E. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) Activity in Fish as a Biomarker of Chemical Exposure // *Critical Reviews in Toxicology*. 2000. Vol. 30. Iss. 4. P. 347–570.
- Winston G.W. Oxidants and antioxidantts in aquatic animals // *Comp. Biochem. Physiol.* 1991. V. 100C. N 1/2. P. 173–176.

РОЛЬ ВСЕЛЕНЦЕВ В ИЗМЕНЕНИИ ВИДОВОГО СОСТАВА ИХТИОФАУНЫ КУЙБЫШЕВСКОГО И НИЖНЕКАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

Ф.М. Шакирова

Татарское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
ПТ, 420111, г. Казань, ул. Тази Гиззата, 4, gosniiorh@gmail.ru, object_sveta@mail.ru

Известно, что процесс становления и развития рыбного населения, вновь создаваемых водоемов подчиняется определенным общим закономерностям. Прежде всего, ихтиофауна формируется из фондов исходной водной системы, а дальнейшая коренная перестройка её прямо или косвенно связана с хозяйственной деятельностью человека, в частности, гидростроительством (каналов и водохранилищ), акклиматизационными и рыболовными мероприятиями, активизацией судоходства и др. (Сальников, Решетников, 1991; Сальников, 1995; Шакирова, 2007 и др.).

Сегодня одной из актуальных экологических проблем во многих водоемах мира является проникновение чужеродных видов в водные экосистемы. Можно привести множество примеров, когда проникновение вселенцев в районы, где они прежде не встречались, часто приводит к значительным перестройкам в экосистеме и потере биологического разнообразия (Решетников, Попова, 2011).

Не обошла проблема чужеродных видов Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища. Гидростроительство и зарегулирование рек Волга и Кама по всей магистрали разрушили изолирующие барьеры и способствовали вселению в водохранилища чужеродных видов рыб. Отмечено проникновение в исследуемые водоёмы новых представителей пришедших как с севера (европейская ряпушка, снеток, речной угорь и др.), так и с юга (черноморско-азовская тюлька, пухлощекая рыба-игла, бычок-кругляк, каспийский бычок-головач, бычок песочник, звездчатая пугильца и бычок-цуцик). В исследуемых водохранилищах обнаружен и дальневосточный вселенец — головешка-ротан, предположительно проникший в результате неосторожных действий аквариумистов (бракеражная акклиматизация) и встречающийся сегодня во многих водоемах Центральной Азии и Европейской части России (Соколов, Цепкин, 2000; Шакирова, 2007). Акклиматизационные мероприятия, проведенные в исследуемых водоёмах в 50–70 гг. прошлого столетия с целью обогащения ихтиофауны ценными объектами промысла (белый и пестрый толстолобики, белый амур, пелядь и др.), также способствовали появлению в водохранилищах новых видов.

На основании собственных наблюдений, проведенных в Куйбышевском и Нижнекамском водохранилищах в течение 2004–2011 гг., обработки литературных источников приводится видовой состав вселенцев, современное состояние, анализируются пути их проникновения в исследуемые экосистемы и возможности натуризации (табл.).

Самопроизвольными вселенцами Куйбышевского водохранилища являются следующие виды: *черноморско-азовская тюлька* впервые обнаруженная в Черемшанском и Сусканском заливах водохранилища в 1964 г. Благодаря высокой экологической пластичности вида, достаточной кормовой базе, отсутствию конкурентов в питании, слабому прессу хищников и эффективному воспроизводству (пелагофил), независимому от уровня режима водоема, в течение 1964–1967 гг. она широко распространилась по всей акватории водохранилища. В Нижнекамском водохранилище с первых лет её залития (1979 г.) из вселенцев была обнаружена только тюлька (Махотин, 1985).

Европейская корюшка, снеток впервые в Куйбышевском водохранилище была обнаружена в 1956–1957 гг., а в 1959 г. она уже распространилась по всей его правобережной русловой части. Несмотря на то, что в 1962 г. в водохранилище появилась её молодь, а сам вид стал постоянным компонентом ихтиофауны, численность её не достигла промыслового уровня, что объясняется неблагоприятным температурным и уровнем режимом, отрицательно сказывающихся на инкубации отложенной икры (Цыплаков, 1974).

Европейская ряпушка впервые была обнаружена в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища в августе 1964 г. Являясь типичным пелагическим видом, обитающим в толще воды, придерживается мест со слабым течением и песчаным грунтом. Несмотря на достаточную кормовую базу для ряпушки в Волжских водохранилищах, способствующую высокому темпу её роста, ранней половой зрелости, высокой плодовитости и упитанности, она, как и корюшка, ни в одном водохранилище Волги не смогла образовать многочисленную популяцию промыслового уровня. Встречается редко, единично, в результате чего биология её в Средневолжских водохранилищах изучена слабо.

Пухлощекая рыба-игла в Куйбышевском водохранилище впервые была обнаружена в Сусканском заливе в 1962 г. Пути проникновения её в бассейн Волги пока неясны и спорны. Возможно, что в Куйбышевское водохранилище вселился каспийский подвид из низовьев Волги, но есть информация, что она случайно попала в водоем при акклиматизации мизид из Цимлянского водохранилища. Сегодня — это обычный в водохранилище

вид, продолжающий увеличивать свою численность, как и другие короткоцикловые вселенцы, но нельзя исключать возможности колебания ее по годам. В Нижнекамском водохранилище она была обнаружена в 2000 г. и вероятнее всего попала из Куйбышевского водохранилища (Бартош, 2006).

Головешка-ротан в Куйбышевском водохранилище впервые был обнаружен в Свияжском заливе в 1981 г. Являясь дальневосточным вселенцем, он проник так далеко, по-видимому, в результате неосторожных действий аквариумистов (бракеражная акклиматизация). Неприхотливый к абиотическим условиям вид, способный выжить в экстремальных условиях, прожорливый хищник, питающийся любой доступной пищей, в том числе и своей молодью, характеризующийся, кроме того, ранней половозрелостью, охраной самцом кладки и ранней молодью, что способствует быстрому наращиванию им численности и широкому освоению акватории водоема. Сегодня это обычный для водоемов Среднего Поволжья и Куйбышевского водохранилища вид. В Нижнекамское водохранилище ротан, вероятно, проник из Куйбышевского и начал фиксироваться в уловах рыбаков-любителей с 2000 г. (Бартош, 2006).

Таблица. Видовой состав чужеродных видов рыб Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ

Виды-вселенцы	Куйбышевское водохранилище		Нижнекамское водохранилище	
	Год вселения	Способ вселения/статус	Год вселения	Способ вселения/статус
<i>Clupeonella cultriventris</i> Nordmann, 1840 – черноморско-азовская тюлька	1964	С/многочисленна	1979	С/многочисленна
<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758) – европейская ряпушка	1964	С/единична		
<i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789) – пелядь	1965	А/единична		
<i>Osmerus eperlanus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758) – европейская корюшка, снеток	1956–1957	С/единична		
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758) – речной угорь	1966	С/редок		
<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846) – пестрый толстолобик	1971	А/единичен	В офиц. статистике с 1988 г	А/редок
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) – белый толстолобик	1958	А/единичен	В офиц. статистике с 1988 г	А/редок
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) – белый амур	1958	А/единичен		
<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758) – девятиглая колюшка	2002	С/единична		
<i>Perccottus glenii</i> Dybowskii, 1877 – головешка-ротан	1981	С/обычен	Первая информация 2000 г.	С/обычен
<i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874) – звездчатая пугловка	1970	С/обычна	Первая информация в июне 2012 г.	С/редок
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) – бычок-песочник	2003	С/редок		
<i>Neogobius iljini</i> Vasiljeva et Vasiljev, 1996 – каспийский бычок-головач	1968	С/редок		
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) – бычок-кругляк, черноротый бычок	1968	С/многочислен	2006	С/обычен
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814) – бычок-цуцик	2002	С/единичен		
<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827 – пухлощекая рыба-игла	1962	С/обычна	Первая информация 2000 г.	С/малочисленна
<i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque, 1820) – малоротый буффало	1971	А/нет информации		
<i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque, 1820) – черный буффало	1971	А/нет информации		
<i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844) – большеротый буффало	1971	А/нет информации		
<i>Cyclopterus lumpus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный пинагор	2001	С/единичен		

Примечание: С — саморасселение; А — акклиматизация.

Речной угорь — «транзитный» для водохранилища вид, по своей биологии и экологии не способный натурализоваться в новых для него условиях. Впервые обнаружен в Свияжском заливе Куйбышевского водохранилища в 1966 г. В бассейн Волги заходит из Балтийского моря по каналам, и движется вниз по реке, вплоть до дельты Волги. Более активному прохождению этих рыб в Каспийское море способствовало открытие Волго-

Балтийского пути. Единичные случаи его проникновения в бассейны Черного и Каспийского морей отмечали значительно раньше (Кесслер, 1877).

Зарегулирование Волги и завершение строительства каскада водохранилищ, видимо, ускорило проникновение в бассейн реки значительного числа южных вселенцев, в частности, бычков.

Бычок-кругляк был первым в 1968 г. отмечен в Куйбышевском водохранилище. Однако есть сведения о нахождении его в Волге и притоках задолго до создания каскада водохранилищ. Предполагается постепенное и последовательное проникновение его в водохранилища Волжско-Камского каскада из водоемов Понто-Каспия (Антонов и др., 2001). По мнению других исследователей, бычок-кругляк имеет азово-черноморское происхождение, и попал в Куйбышевском водохранилище в период акклиматизации мизид, завезенных в водоем из Цимлянского водохранилища (Цыплаков, 1974). Бычок успешно натурализовался и сегодня в водоеме является одним из многочисленных видов. В Нижнекамском водохранилище был впервые обнаружен в 2006 г. (Кузнецов и др., 2007).

Звездчатая пугловка впервые обнаружена в Куйбышевском водохранилище в 1970 г. Пути проникновения её в водоем мало изучены, возможно, в Волжские водохранилища вселена с кормовыми беспозвоночными, которые завозились на Среднюю Волгу, как из низовьев Волги, так и из Дона (Антонов, Козловский, 2001). Но нельзя исключать и саморасселение рыб из Каспийского моря и проникновение их с балластными водами. В Нижнекамском водохранилище звездчатая пугловка впервые обнаружена нами в июне 2012 г. в районе Приплотинного плеса. Предполагается самопроизвольное вселение в водоем из Куйбышевского водохранилища.

Бычок-песочник — эвригалинный вид, предпочитающий песчаные и песчано-илистые биотопы. В Куйбышевском водохранилище обнаружен впервые в 2003 г. (Алеев, Семенов, 2003).

Каспийский бычок-головач, по мнению исследователей впервые отловлен в Ульяновском плесе Куйбышевского водохранилища в сентябре 2003 г. (Алеев, Семенов, 2003). Однако раньше, до строительства каскада водохранилищ, отмечали проникновение его в Волгу, но выше Волгограда он не был обнаружен. Позднее бычок широко расселился по бассейну Волги и уже в 1968 г. впервые был выловлен в Куйбышевском водохранилище.

Бычок-цуцик впервые зарегистрирован в Юрманском заливе Куйбышевского водохранилища в 2002 г. (Абрамов и др., 2002). Пути проникновения вида в водохранилище не исследованы, вероятнее всего — это побочный эффект акклиматизационных работ или вселение с балластными водами судов (Антонов и др., 2001). Однако мы полагаем, что нельзя исключать проникновение его в водохранилища Волжско-Камского каскада в результате зарегулирования стока и образования единого воднотранспортного пути.

Десятиглая колюшка обнаружена в Старомайнском заливе Куйбышевского водохранилища в августе 2002 г., тогда как в стоячих озерах Ульяновской области с родниковой подпиткой она впервые была зафиксирована в 1998 г. Обычна в реках Маза, Тайдаков и других, впадающих в Приплотинный плес Куйбышевского водохранилища (Абрамов и др., 2002).

Cyclopterus lumpus — обыкновенный пинагор. Выловлен в Приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища в 2001 году рыбаками-любителями. Однако следует отметить, что первая информация о поимке этой экзотической рыбы в басс. Волги, в районе Ярославского завода «Красный маяк», появилась в печати почти 40 лет назад, в 1966 г. (Шакирова, 2007).

Водохранилища бассейна Волги являются важными рыбохозяйственными угодьями Среднего Поволжья, где неоднократно предпринимались попытки садкового выращивания, акклиматизации и пополнения местной ихтиофауны ценными в промысловом отношении видами (пелядь, белый и пестрый толстолобики, белый амур, радужная форель, 3 вида буффало, баунтовский и чудской сиги и др.). Попытки их акклиматизации были безуспешными, лишь садковое или пастбищное выращивание давали определенный эффект (см. табл.).

В настоящее время в Куйбышевском водохранилище обитают 58 видов рыб, из них 17 или 29.3% — вселенцы, 9 или 15.5% — виды, включенные в Красную книгу Республики Татарстан (2006). В Нижнекамском водохранилище обитают 41 вид рыб, из них 6 или 14.6% — вселенцы, 5 или 12.2% — виды, включенные в Красную книгу Республики Татарстан (2006). Отмечено, что биология и экология вселенцев в новых местах обитания остается слабо изученной и сегодня, а воздействие их на аборигенную флору и фауну не всегда поддается анализу не только в силу слабого количественного развития некоторых из них, но и отсутствия сведений о численности и динамике их популяций.

Список литературы

- Абрамов К.В., Алеев Ф.Т., Михеев В.А. и др. О рыбах-вселенцах в Куйбышевском и Саратовском водохранилищах // Природа Симбирского Поволжья. Ульяновск, 2002. Вып. 3. С. 187–191.
- Алеев Ф.Т., Семенов Д.Ю. Новые данные о нахождении рыб-вселенцев (Gobiidae, Pisces) в Ульяновском и Ундоровском плесах Куйбышевского водохранилища // Природа Симбирского Поволжья. Ульяновск, 2003. Вып. 4. С. 96–99.
- Антонов П.И., Козловский С.В. О самопроизвольном расширении ареалов некоторых понто-каспийских видов по каскадам водохранилищ // Американско-российский симпозиум по инвазионным видам (27–31 августа 2001, Борок, Россия). Тез. докл. Ярославль, 2001. С. 18–20.
- Бартош Н.А. Состояние рыбных ресурсов в Нижнекамском и Куйбышевском водохранилищах в начале XXI столетия. Казань: Отечество. 2006. 181 с.
- Кесслер К.Ф. Рыбы, водящиеся и встречающиеся в Арало-Каспийской ихтиологической области // Тр. Арало-Касп. Эксп. СПб. 1877. Вып. 4. 351 с.

- Кузнецов В.А., Григорьев В.Н., Аверьянов Д.Ф. Характеристика ихтиофауны Нижнекамского водохранилища // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения. Ульяновск, 2007. С. 55–60.
- Махотин Ю.М. Нижнекамское водохранилище как среда обитания ихтиофауны // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. 1985. Вып. 240. С. 100–107.
- Решетников Ю.С., Попова О.А. Влияние вида-вселенца на экосистему реки Пасквик // Мат. Всерос. научн. конф. с международным участием, посвящен. 80-летию Тат. отд. ФГБНУ «ГосНИОРХ» / Экологические проблемы пресноводных рыбохозяйственных водоемов России. СПб., 2011. С. 294–298.
- Сальников В.Б. Возможные изменения в составе ихтиофауны после завершения строительства Каракумского канала в Туркменистане // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35, № 3. С. 365–373.
- Сальников В.Б., Решетников Ю.С. Формирование рыбного населения искусственных водоемов Туркменистана // Вопр. ихтиологии. 1991. Т. 31, Вып. 4. С. 565–575.
- Соколов Л.И., Цепкин Е.А. Исторический обзор антропогенных изменений ихтиофауны рек Центрального региона России (на примере бассейна Москвы-реки и других рек Подмосковья) // Вопр. ихтиологии. 2000. Т. 40, № 2. С. 166–175.
- Цыплаков Э.П. Расширение ареалов некоторых видов рыб в связи с гидростроительством на Волге и акклиматизационными работами // Вопр. ихтиологии. 1974. Т. 14, Вып. 3. С. 396–405.
- Шакирова Ф.М. Современное состояние чужеродных видов рыб Куйбышевского водохранилища // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. 2007. Вып. 337 (к 80-летию профессора Л.А. Кудерского). М.: Тов-во научных изданий КМК. С. 157–170.

ЗНАЧЕНИЕ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ (УРОВЕННЫЙ РЕЖИМ И ТЕМПЕРАТУРА) ДЛЯ ЭФФЕКТИВНОГО ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ПРОМЫСЛОВЫХ ВИДОВ РЫБ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Ф.М. Шакирова, Ю.А. Северов

Татарское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,

РТ 420111, г. Казань, ул. Тази Гиззата, 4, gosniiorh@gmail.ru, object_sveta@mail.ru

Россия обладает значительным фондом пресноводных рыбохозяйственных водоемов, в числе которых озера занимают площадь в 225 тыс. км², водохранилища — более 70 тыс. км², общая протяженность рек составляет более 0.5 млн. км (Водохранилища мира, 1979; Авакян и др., 1987).

Само создание водохранилищ и сегодня вызывает много споров среди специалистов о целесообразности их строительства. Так как зарегулирование стока рек приводит к превращению речных экосистем в озерные, с совершенно другими гидрологическими, гидрохимическими и гидробиологическими характеристиками, которые, в свою очередь, создают иные условия для жизни гидробионтов и определяют их состав, структуру и распределение. Однако, не отрицая негативного воздействия водохранилищ на речные экосистемы, в том числе их гидрофауну, с одной стороны, невозможно опровергнуть их необходимость для социально-экономического развития общества с другой (Павлов и др., 1994). Строительство водохранилищ значительно расширяет рыбопромысловые угодья, и, казалось бы, возможности развития рыбного хозяйства. Однако водный режим их в большинстве своём регулируется таким образом, что, отвечая потребностям энергетиков, не всегда соответствует требованиям рыбного хозяйства. Так, с созданием каскада водохранилищ на Волге и Каме, в результате изменения экологии водоема и условий существования аборигенных видов, в первую очередь условий их размножения, исчезли или значительно сократили свою численность реофильные и проходные виды (русский осетр, шип, белорыбца, хариус, волжская сельдь и др.), однако увеличили лимнофильные (лещ, плотва, густера, синец и др.) (Дрягин, 1961; Тюрин, 1961; Шакирова, 2007; Шакирова и др., 2012 и др.).

В настоящее время существенный вклад в общий объем добычи рыбы вносят сырьевые ресурсы, формирующиеся в самих водохранилищах, где основу уловов (до 75%) составляют лещ и мелкочастиковые виды рыб. При этом ведущее рыбохозяйственное значение имеют крупные водохранилища, в которых сконцентрирован практически весь промысел, а многочисленные малые водохранилища либо используются для периодического местного рыболовства и осваиваются рыбаками-любителями, либо вовсе не имеют промыслового значения. В начале 1990-х гг. наибольший вылов был отмечен в Цимлянском водохранилище — 14.5 тыс. т, из остальных водохранилищ только в трех (Волгоградское, Куйбышевское и Рыбинское) среднегодовой вылов не превышал в этот период 3.0 тыс. т (Шатуновский, Бобырев, 2005).

Анализ многолетних исследований динамики численности и уловов рыб Куйбышевского водохранилища специалистами Татарского отделения подтвердил, что одной из основных причин препятствующих созданию больших промысловых запасов рыб в водоеме является неблагоприятный уровеньный режим, который в результате его резких колебаний в период нереста рыб приводит нередко к гибели уже отложенной икры (щука и др.) и к снижению эффективности естественного воспроизводства ценных промысловых видов. Хотя при строительстве водохранилища предполагалось поддерживать в нём постоянный уровень воды в течение летне-осенних месяцев (Тюрин, 1961; Цыплаков, 1972, 1974). Уровень воды в водохранилище, а в связи с этим и состояние мелководий, в которых располагаются основные прибрежные нерестилища и концентрируются производители щуки, плотвы, синца, густеры, леща, судака и других фитофильных видов, в период с конца апреля до середины июня играют ведущую роль для их воспроизводства. Именно в этот период на икру и личинок рыб

губительно влияет сработка воды. Поэтому особенно сильно страдают от значительного сброса воды такие виды как щука, сазан, синец и другие, которые размножаются в прибрежье, на небольших глубинах (Цыплаков, 1974; Небольсина, Шашуловский, 1996; Шакирова, Северов, 2010 и др.).

Таким образом, ведущими факторами, влияющими на размножение фитофильных рыб, являются, прежде всего, температура воды и уровенный режим на нерестилищах. Однако, в связи со значительными размерами Куйбышевского водохранилища и неоднородностью его формы эти показатели на разных участках водоёма очень разнятся.

В период исследований 2008–2009 гг. уровенный и температурный режимы водоёма весной и в начале лета в центральной и в верхней (Мёшинский залив) частях водохранилища несколько отличались. Более теплая вода в Мешинском заливе обусловлена изолированностью его от внешних воздействий, в частности, сильного течения и штормовых ветров с открытой части Камского плеса рядом крупных островов. Тогда как температура воды в центральной части водоёма из-за постоянных штормовых ветров подвергается значительным колебаниям. Так в мае 2008 г. в среднем она составляла 14.6 °С, с колебаниями 10.6–20.2 °С. По среднестатистическим показателям за последние 5–6 лет в этот период она достигала обычно 17.0–17.5 °С. Столь низкие температуры воды в нерестовый период 2008 г., естественно, негативно сказались на размножении рыб в исследуемый период.

Таким образом, погодные условия в Центральной части водоёма в 2008 г. для размножения рыб были весьма неблагоприятны из-за затянувшейся поздней холодной весны, сильных штормовых ветров, характерных для данного района, и резких колебаний уровня воды в водохранилище. В результате, первый подход леща на нерестилища в Майнском заливе и на Головкинских островах отмеченный 6 мая, когда уровень воды был еще достаточно высок, 8 мая, в связи со сбросом воды прекратился, и лещ с прибрежных нерестилищ отошел. Повторный подход его на нерест был отмечен лишь 22 мая. С 30 мая вода стала прибывать, но к этому времени большинство самок леща уже были отнерестившимися. Плотва, начавшая нереститься 1–2 мая, с падением уровня воды также отошла с нерестилищ. В дальнейшем, исследования показали, что к 27 мая у 40.6% самок плотвы наблюдалась резорбция икры.

Таким образом, резкий сброс воды в водохранилище, приуроченный обычно к первой декаде мая, приводит к значительному осушению мелководий, где в основном происходит нерест фитофильных рыб.

В 2009 г. в Мешинском заливе нерест основных промысловых рыб был достаточно эффективным, но очень специфичным и отличался от предыдущих лет. Затянувшийся в текущем году нерест был обусловлен неблагоприятным уровенным режимом и несколько затянувшейся поздней весной.

После схода льда, 20 апреля 2009 г., уровень воды в заливе достиг 53.38 м и был благоприятным для нереста многих фитофильных видов рыб. Температура воды достигала 7.5 °С и соответствовала началу нереста ранне-весенне-нерестующим видам, как щука, окунь, плотва, язь, отмеченных в этот период у прибрежных нерестилищ. Резкое падение уровня воды в водоёме в 1 декаде мая, достигшего заметно низкой отметки в 51.70 м, уже 8 мая осушила большинство нерестилищ фитофильных рыб, заставив скатиться их (лещ, синец, плотва, окунь) в более глубокие участки залива. Повторный подъем уровня стал фиксироваться лишь в конце мая, когда температура воды в водоёме достигла 14.0–14.5 °С. Поэтому нерест многих видов рыб массово прошел в июне, когда размножению стали благоприятствовать уровенный и температурный режимы.

Исследования 2011 г. сводились к определению сроков нереста основных промысловых видов рыб (табл.) и оценке эффективности их нереста.

Таблица. Сроки нереста основных промысловых рыб Мешинского залива Куйбышевского водохранилища (Ташкирменский рыбопромысловый участок) в весенне-летний период 2011 г.

Виды рыб		Ход нереста				
		начало	t воды, °С	разгар	t воды, °С	окончание
Щука		28.04	4.0–4.5	не выражен		7.05
Лещ		11.05	15.2	20.05	17.5–19.5	29.05
Густера	1 порция	21.05	17.0	22–24.05	16.0–19.5	25.05
	2 порция		Единично отложена 29–30 мая. массово не откладывалась			
Синец		18.05	13.9	19–20.05	14.5–17.5	10.06
Судак		18.05	14.5	не выражен		27.05
Берш						
Плотва		4.05	9.0–10.0	11–15.05	11.9–16.0	18.05
Сазан	1 порция	19.05	16.5	-	-	19.05
	2 порция	29.05	16.2	-	-	-
Окунь		28.04	4.0–4.5	1–4.05	5.5–10.0	9.05
Серебряный карась		20.05	17.5	23–26.05	14.0–19.7	-

К 28 апреля уровень воды в водохранилище в районе работ составил 51.50 абс. м и до 13–14 мая постепенно понижался. В дальнейшем он стал повышаться, в среднем на 3–5 см/сутки и к началу июня, к периоду окончания нереста, составил 52.13 м., повысившись на 1.41 м. Отрицательным фактором, сказавшимся на сроках подхода и продолжительности нереста некоторых видов рыб, являлись затяжные ненастья и частые шторма, во время которых понижалась температура воды, в результате чего производители отходили с нерестилищ в более глубоководные участки водоёма.

Так нерест щуки в Мешинском заливе начался 28 апреля, при температуре воды 4.5–5.0 °С, при уровне воды в 51.50 абс. м., когда типичных прибрежных нерестилищ её в заливе практически не имелось. Последние самки на V стадии зрелости гонад попались 7 мая. К этому времени уровень воды в водохранилище понизился еще на 25 см, а в таких условиях, как известно, эффективность нереста щуки очень низка.

Начало нереста леща зафиксировано 1 мая при стабилизации уровня на отметке 51.26 абс. м и при температуре воды 15.2 °С. 2 мая в уловах стали отмечаться единичные текущие самцы леща, а с 7 мая они уже текли массово. К 20 мая у прибрежных и островных мелководий выросла вегетирующая растительность, уровень воды постепенно повышался и с 20 мая был отмечен массовый подход леща на большинство обнаруженных нерестилищ. Температура воды к этому времени поднялась до 17.5 °С, а на некоторых нерестилищах она достигала 19.5 °С. Небольшие перерывы в икрометании леща были вызваны штормовой погодой, но к 21 мая более 50% леща были отнерестившимися. Нерест леща закончился 29 мая, при этом уровень воды за период его нереста стабильно повышался, что предотвратило осушение его нерестилищ.

11 мая в уловах были отмечены первые текущие самцы густеры, тогда как первые текущие самки стали попадаться в сети у прибрежных нерестилищ лишь 21 мая, когда температура воды достигла 17.0 °С. На следующий день на выявленных нерестилищах у о. Мысы уже шло массовое размножение густеры, которое продолжалось до 24 мая. Глубина на нерестилищах составляла от 0.3 до 1.2 м. Температура воды в этот период колебалась от 16.0 до 19.5 °С.

11 мая, при температуре воды в 11.0 °С, в уловах были отмечены первые текущие самцы синца, а 18 мая, при температуре воды в 13.9 °С, на островном нерестилище была обнаружена первая текущая самка. 20 мая погода испортилась, температура воды понизилась до 15.0 °С и число текущих самок синца на нерестилище несколько уменьшилось. Явного массового нереста синца в 2011 г. в Мешинском заливе не зафиксировано, но в дальнейшем, 21–26 мая, в уловах попадались самки уже с выметанными половыми продуктами, которые, видимо, отнерестились с улучшением погодных условий. Позже, 29–30 мая, было отмечено размножение синца на островном мелководье между островами Большой и Малый Мансур, на глубине не более 20–60 см. К 1 июня практически на 70% синец отнерестился, а оставшаяся часть его полностью отнерестилась к 10 июня.

Нерест судака в 2011 г. проходил на прирусловых валах в Волжско-Камском плесе, близ русла Камы. Из-за низкого уровня воды в начале мая заход его производителей в залив не происходил, но текущие самцы стали отмечаться здесь с 15 мая. Нерест судака прошел с 18 по 27 мая, при температуре воды 14.5–16.0 °С.

Первые текущие самки плотвы в 2011 г. в уловах появились 4 мая, при температуре воды в 10 °С. Начало нереста проходило при спаде уровня воды, и поэтому плотва долго не могла найти подходящие нерестилища с нерестовым субстратом и откладывала икру на всевозможные предметы, в том числе сети рыбаков, коряги, обрывки старых сетей. Последние текущие самки в уловах были отмечены 18 мая, хотя массово нерест её прошел с 11 по 15 мая, при температуре воды 11.9–16.0 °С и начинающемся подъеме уровня. К концу нереста плотва откладывала икру уже на возросшую вегетирующую растительность, на островных и прибрежных мелководьях.

Текущие самки и самцы окуня в нижней части Мешинского залива стали отмечаться 28 апреля, при температуре воды в 4.0–4.5 °С. Массово нерест его прошел 1–4 мая, при температуре воды 5.5–10.0 °С. К 7 мая практически все самки были отнерестившимися, а последняя текущая самка в уловах была отмечена 9 мая. 6–7 мая икра окуня в виде лент в большом количестве попадалась в сети рыбаков, что указывало на недостаточность нерестилищ. Много икры в это время находили и около берега. По-видимому, волнобоем её срывало с прибрежных нерестилищ и прибывало к берегу. Хотя, известно, что окунь, в своём большинстве, откладывает икру на открытых нерестилищах, на затопленные коряги и поваленные вблизи островов деревья.

Размножение сазана в водохранилище было отмечено 19 мая, при температуре воды в 16.5 °С. Икру он откладывал, в основном, на прибрежных мелководьях, на вегетирующую растительность. На следующий день, из-за ухудшения погодных условий нерест его прекратился, а в последующие дни на нерестилищах были обнаружены лишь единичные особи. Второй его подход на нерестилища, наблюдался 29 мая и был более массовым и дружным. К этому времени установилась благоприятная погода, а температура воды после шторма достигла 14.5–15.0 °С. Глубина на нерестилищах, обнаруженных на островных мелководьях островов Большой и Малый Мансур, составляла от 20 до 50 см, а на более глубоких участках сазан практически не встречался. В первой декаде июня в уловах продолжали встречаться самки сазана с не выметанной второй порцией икры, что подтверждало возможность еще одного подхода неотнерестившихся производителей на нерестилища. Учитывая, что уровень воды в этот и последующий периоды продолжал подниматься, можно предположить, что эффективность размножения сазана в 2011 г. была высока и генерация года отразится повышением уловов этого вида в дальнейшем.

Таким образом, по результатам проведенных исследований отмечено, что естественное воспроизводство основных промысловых видов рыб в Куйбышевском водохранилище в 2008 г. было не столь эффективным. Тогда как в 2011 г. для большинства рыб оно было весьма успешным и эффективным, что связано с условиями их нереста (уровенный режим и температура воды) в период размножения.

Список литературы

Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шаронов В.А. Водохранилища. М.: Мысль, 1987. 325 с.

Водоохранилища мира. М.: Наука, 1979. 287 с.

Дрягин П.А. Формирование рыбных запасов в водохранилищах СССР // Изв. ГосНИОРХ, 1961. Т. 50. С. 382–394.

- Небольсина Т.К., Шашуловский В.А. Особенности формирования запасов основных промысловых рыб Волгоградского водохранилища в современных условиях // VII съезд Гидробиологического общества РАН: Мат. съезда. Казань, 1996. Т. 2. С. 214–215.
- Павлов Д.С., Алиев Д.С., Шакирова Ф.М. и др. Биология рыб Сарыязинского водохранилища. М., Ашхабад: Гидропроект, 1994. 150 с.
- Тюрин П.В. Влияние уровня режима в водохранилищах на формирование рыбных запасов // Изв. ГосНИОРХ, 1961. Т. 50. С. 395–410.
- Цыплаков Э.П. Возможные уловы и рекомендации по увеличению численности рыб и регулированию их промысла // Тр. Татарского отд. ГосНИОРХ, 1972 / Распределение и численность промысловых рыб Куйбышевского водохранилища и обуславливающие их факторы. Вып. 12. С. 201–239.
- Цыплаков Э.П. Расширение ареалов некоторых видов рыб в связи с гидростроительством на Волге и акклиматизационными работами // Вопр. ихтиологии. 1974. Т. 14, Вып. 3. С. 396–405.
- Шакирова Ф.М. Современное состояние чужеродных видов рыб Куйбышевского водохранилища // Исследования по ихтиологии и смежным дисциплинам на внутренних водоёмах в начале XXI века (к 80-летию профессора Л.А. Кудерского). Вып. 337. М.: Тов-во научных изданий КМК, 2007. С. 157–170.
- Шакирова Ф.М., Северов Ю.А. Современное состояние естественного воспроизводства основных промысловых видов рыб Куйбышевского водохранилища // Тез. Междунар. научн. конф. «Воспроизводство естественных популяций ценных видов рыб» (Санкт-Петербург, 20–22 апреля 2010 г). Спб., 2010. С. 236–237.
- Шакирова Ф.М., Таиров Р.Г., Северов Ю.А. Влияние уровня режима Куйбышевского водохранилища на формирование его рыбных запасов // Рыбн. х-во. 2012. №1. С. 40–43.
- Шатуновский М.И., Бобырев А.Е. Современное состояние и динамика рыбных ресурсов пресных водоемов России // Фундаментальные основы управления биол. ресурсами. М., 2005. С. 4–20.

ПРОБЛЕМЫ ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ПРИКЛАДНЫХ (ГОСКОНТРАКТНЫХ) РАБОТ НА ВОДОХРАНИЛИЩАХ

С.И. Шапоренко

Институт географии РАН, 119017, Москва, Старомонетный пер., 29, ser-shaporenko@yandex.ru

В последние годы активизировались водохозяйственные работы на водохранилищах по Государственным контрактам, осуществляемым через конкурсную систему госзакупок. Из всех работ хотелось бы остановиться на проектах под типовыми названиями: «Уточнение морфометрических параметров водохранилищ» и «Определение границ водоохраных зон и прибрежных защитных полос». Финансирование они получают из Государственного бюджета через Водное агенство. Непосредственными заказчиками выступают ведомственные (в системе Водного агенства) организации, такие как территориальные Бассейновые водные управления, Регионоводхозы, Гипроводхозы, Управления эксплуатации водохранилищ. Независимо от заказчика, технические задания (ТЗ) на проекты типовые, написаны как «под копирку». Поэтому они все грешат одинаковыми погрешностями, допущенными не только на стадии составления ТЗ, но и ранее, когда планировался весь указанный комплекс работ, недостаточно четкими формулировками положений Водного кодекса (ВК), недостаточно развитой системой государственного картографического обеспечения работ. Эти погрешности вызывают определенные проблемы как для организаций, осуществляющих эксплуатацию водохранилищ, так и для всех, кто заинтересован в сохранении (в рамках действующего законодательства) природоохранной функции прибрежных защитных полос (ПЗП) и водоохраных зон (ВЗ) водоемов. Проблемы не могут быть оперативно решены исполнителями проектов, выбираемых по конкурсам, главным критерием которых является минимальная предложенная цена контракта. Не всегда помогают дополнительные согласования с заказчиками, которые, как показывает практика, оказываются к ним не готовы. Создавшееся положение требует внимательного обсуждения и принятия решения, в котором объективно заинтересовано подавляющее большинство населения России. Особенно оно актуально для крупнейшего и наиболее плотно обжитого каскада Волжских водохранилищ.

Проблема, связанная с определением границы водохранилища. Согласно ВК РФ (п. 4, ст. 5) границей водного объекта служит береговая линия, которая для водохранилищ принимается по горизонтали, соответствующей отметке нормального подпорного уровня (НПУ) воды в верхнем бьефе. Между тем при проектировании и строительстве любого водохранилища всегда закладывается ещё одна более высокая отметка форсированного подпорного уровня (ФПУ). Благодаря этому создается резервный объем, который служит для дополнительной аккумуляции воды при прохождении экстремальных половодий. Естественно, при заполнении водохранилища до горизонтали, соответствующей отметки ФПУ, должна затопливаться полоса территории, примыкающей к береговой линии водоема. Но согласно ВК она не входит в пределы водохранилища и лежит за его границами, которые соответствуют линии НПУ. Налицо противоречие, когда часть гидротехнического сооружения – водохранилища – находится за его пределами. Недостаток в формулировке одной из статей ВК (в сочетании и с другими проблематичными положениями Российского законодательства а также коррупционными мотивациями) приводит к таким негативным последствиям, как отвод указанных земель под частные землевладения с правом застройки и фактически бесконтрольными видами использования. При заполнении водохранилища до ФПУ экологические последствия для всего водоема оказываются непредсказуемы.

Ширина водоохранной зоны реки и прибрежной защитной полосы водохранилища: двойное толкование. Согласно ВК РФ: «Ширина водоохранной зоны рек или ручьев устанавливается от их истока

или ручьев протяженностью: 1) до десяти километров — в размере пятидесяти метров; 2) от десяти до пятидесяти километров — в размере ста метров; 3) от пятидесяти километров и более — в размере двухсот метров» (п. 4 ст. 65). Как показывает практика, многие считают, чем длиннее река или ручей, тем шире у них водоохранная зона на всем протяжении водотока. Но, пожалуй, более правильно второе толкование. Оно исходит из того, что ширина водоохранной зоны от истока в сторону устья меняется, становится шире. Первые десять километров она равна пятидесяти метрам, на протяжении следующих сорока километров становится равной ста метрам и далее расширяется до двухсот метров. Таким образом, в разных регионах России ширина водоохранных зон у рек и ручьев будет отличаться в зависимости от предпочтений заказчиков и исполнителей проектов по определению границ водоохранных зон. Следует отметить, данная формулировка в последнюю редакцию ВК перешла из предыдущей, которая действовала десятилетия. Казалось бы, если есть разночтение, почему бы его не устранить?

Несколько иначе дело обстоит с границами прибрежной защитной полосы для водохранилищ (актуально и для озер). Формулировки ВК с несущественными сокращениями автора данной статьи звучат так: «Ширина прибрежной защитной полосы устанавливается в зависимости от уклона берега водного объекта и составляет от 30 до 50 м» (п. 11 ст. 65 ВК). И далее: «Ширина прибрежной защитной полосы озера, водохранилища, имеющих особо ценное рыбовладельческое значение (места нереста, нагула, зимовки рыб и других водных биологических ресурсов), устанавливается в размере двухсот метров независимо от уклона прилегающих земель» (п. 13 ст. 65). Казалось бы все ясно (за исключением правил измерения уклона): если имеются в водоеме места нереста, зимовки и нагула рыб промысловых видов, то прибрежная защитная полоса должна быть 200 м, то есть равна водоохранной зоне. Именно к такой категории водоемов должны относиться все водохранилища Волжского каскада и его крупных притоков.

Сотрудники Верхне-волжского БВУ, которое является заказчиком серии проектов по установлению границ ВЗ и ПЗП, до недавнего времени считали иначе. Руководитель бассейнового управления А.Н. Баринев в ответ на запрос исполнителей относительно Угличского водохранилища писал, что ПЗП должна быть, почти везде, более узкой, проводиться в зависимости от уклона берега. И только в тех местах, где в правилах рыболовства утверждены места зимовки и нереста рыб, расширяться до 200 м. Места нагула вообще игнорируются. По такому принципу была установлена ширина ПЗП в Кимрском районе. Получается, что более жесткая охрана только отдельных частей акватории. Но в ВК не говорится об отдельных частях водоемов, а только как о целых водных объектах. Как можно охранять отдельный кусочек акватории более строго, который постоянно находится в водообмене с прилегающими плесами водоема? Для Угличского водохранилища все-таки была согласована ширина ПЗП в 200 м по всем берегам в пределах Кашинского, Калязинского и Угличского районов. Но какой ее размер будет у Рыбинского, Горьковского и других водохранилищ с особо ценным рыбовладельческим значением?

Анализ всех регламентирующих документов по предоставлению водных объектов в пользование на основе договора водопользования или решения о предоставлении водного объекта в пользование, разрабатывавшиеся после вступления в действие ВК в 2007 г., показывает, что ссылка на них как на предписания по установлению более узкой ширины ПЗП, не представляется обоснованной. Также следует отметить, что на Ивановском водохранилище, на всех водохранилищах Москворецкой системы, где заказчик работ Московско-Окское БВУ, вопрос с шириной ПЗП был решен еще 2008 г. (информация А.М. Сколоты). Их статус определен как водохранилища, имеющие особо ценное рыбовладельческое значение, с шириной ПЗП в 200 м.

Качество картографического материала в Росреестре. Отсутствие инфраструктуры пространственных данных, или, иначе говоря, закреплённой юридически в пространственных координатах информационной базы природных и значительной части антропогенных объектов, приводит к тому, что основная масса новой информации в виде ГИС-проектов оказываются в подвешенном состоянии. Использование официальных топографических карт крупных масштабов (1:25 000 и крупнее) затрудняет наложенный гриф секретности. Но ещё больше мешает их плохое качество, обусловленное погрешностями, допущенными при геодезических съёмках и дальнейших картографических оформлениях, или специально вводимыми искажениями.

Грешат неточностями, допущенными землеустроителями, и кадастровые карты Росреестра. На них отсутствуют границы водных объектов, дороги и другие важные ориентиры. В связи с этим с ними трудно совмещать без погрешностей информацию, получаемую с космических снимков. Усложняется процесс и различиями в используемых системах координат, так как любые пересчеты вводят дополнительные погрешности.

Использование кадастровых карт и ортофотопланов в качестве картографической основы проектов представляется самым целесообразным подходом. Но если начинаешь его применять на практике, возникает проблема их получения. С одной стороны, согласно Приказа Минэкономразвития от 19 октября 2009 г. № 416 кадастровые карты должны выдавать всем юридическим и физическим лицам с перечнем информации, который указан в Приложении к указанному приказу от 11.04.2011 (принято Приказом за № 162). Но с другой стороны, порядок выдачи не установлен, не существуют образцов документов и бланков, которые должны заполняться при запросе. Нет и нормативных сроков выполнения заказов. Как показали наши действия при оформлении запросов на кадастровые карты на Калязинский и Кашинский районы в г. Твери, на Угличский район в Ярославле, это главные причины в отказах их предоставления на использование. Секретность ортофотопланов масштаба 1:10 000 вызывает свои сложности, их включение в ГИС-проекты автоматически накладывает гриф секретности и на него.

Граница водохранилища и кадастровая карта. Сомнительная трактовка границы водохранилища в Водном кодексе в совокупности с отсутствием границ водоемов на кадастровых картах и на учете в Росреестре

приводит к проблемам землеустроительных работ в его береговой зоне и в постановке земельных участков с объектами недвижимости на кадастровый учет. Не единичны случаи, когда новый землевладелец прибрежных земель при выделении их в натуре настойчиво уговаривает землеустроителей подвинуть границу как можно ближе к воде. В результате она попадает даже на акваторию. Хозяин прибрежного участка решает проблему оперативно: завозит сколько надо машин грунта и засыпает кусок акватории. Береговая линия, или граница водохранилища, с таким трудом снятая в процессе специальных батиметрических работ оказывается запросто нарушенной. Или другие случаи, когда собственники прибрежного участка земли прокапывают каналы вглубь своих землевладений и используют их для парковки личного водного транспорта. Оба вида работ, связанных с изменением дна и берегов водных объектов, могут осуществляться только на основании решений о предоставлении водных объектов в пользование (п. 2 (7) ст. 11 ВК РФ). Если договора водопользования нет, тогда наступает ответственность, связанная с нарушением законодательства в области охраны окружающей среды и законодательства о градостроительной деятельности (п. 1 ст. 61 ВК РФ). Но как доказать, что такое нарушение произошло, если граница водохранилища (или какого-либо другого водного объекта) не зарегистрирована в органах Кадастрового учета и не помещена в Росреестр?

Почему границы водохранилищ не включаются в кадастровые карты? И когда эту процедуру нужно выполнять? Казалось бы, ответ прост: после выполнения проекта по уточнению морфометрических параметров. Именно эти работы должны показать современную конфигурацию границ водохранилищ. Но главная неувязка в том, что все указанные проекты выполнялись в первую очередь для улучшения эксплуатационных свойств водохранилищ. О том, что их берега должны лежать в определенных координатах (в местных системах) с заданной необходимой точностью, по-видимому, заказчики не задумывались. Для исполнителей же удобно проводить работы в системах координат 1942, 1963 гг. или WGS 84, особенно на крупных водоемах, которые могут попадать на территории нескольких областей.

Согласно технических заданий границы водохранилищ должны быть сданы в кадастровые органы исполнителями проектов по определению границ ВЗ и ПЗП. Следовательно, допускается корректировка ими границ водоемов, полученных при батиметрических съемках. В итоге на кадастровых картах (если ее включают в состав сведений) будет существовать береговая линия водоема, отличная от таковой в батиметрических проектах и в правилах эксплуатации водохранилищ.

Измерение ширины водоохранной зоны и прибрежной защитной полосы. Задача практической реализации проекта по установлению границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос может быть осуществлена с использованием двух разных подходов. Первый подход ориентирован на проведение геодезической съемки с использованием имеющихся для этого технологий и оборудования. К примеру можно осуществить маршрутную теодолитную съемку, построить цифровую модель рельефа, используя стереопары из космических снимков на прибрежную зону, проведя лазерное сканирование берегов с катера или вертолета. В результате можно откартировать положение горизонтали, соответствующей НПУ водохранилища или среднего многолетнего уровня озера. Таким образом мы на карте получаем наиболее точное положение границы водного объекта, координаты которой на местности легко установимы. Единственное препятствие для применения такого подхода — его высокая стоимость, многократно превышающая весь объем финансирования проекта по установлению границ водоохранных зон.

Второй подход связан с исключительно картометрическими работами. Взяв за основу границу водохранилища с топографической карты нужного масштаба (как правило 1 : 10 000), можно ее откорректировать с использованием свежих космических снимков. Для этого необходимо предварительно определить уклон прибрежных земель, а также знать даты съемок и отметки уровня в водохранилище или озере в момент их проведения. Все это выполнимо в рамках выделяемых на проекты средств. Существенным недостатком данной технологии по сравнению с первым подходом является гораздо меньшая точность, обусловленная погрешностями в фиксации уреза воды на космических снимках, которая искажается неучитываемой в полной мере кривизной водной поверхности. Проблема опять замыкается на отсутствие точной границы водоема.

В лесах федеральной собственности граница водоохранной зоны не проводится, знаки не устанавливаются. Трудно объяснимое ограничение в ТЗ проекта. Существует мнение (высказанное предположение одного из руководителей организаций-заказчиков), типовая форма технического задания писалась сначала для сибирских водохранилищ, где в лесных зонах антропогенная активность практически отсутствует и установка знаков не актуальна. Потом она случайно перекопировалась и в остальные проекты, включая плотно заселенные Волжские водохранилища, водоемы ближнего Подмосковья.

Если подходить формально, почти все леса пока находятся в федеральной собственности. Исключение составляют только часть бывших сельскохозяйственных лесов, которые в процессе приватизации сельскохозяйственных земель перешли в частную собственность. Значительная часть лесов федеральной собственности сдана в аренду, но про эти леса в ТЗ особых указаний нет. Таким образом, исполнитель на полном основании может пропускать участки, занятые лесами. Но к чему это приведет? Прибрежные залесенные участки пользуются наиболее высокой привлекательностью для рекреационного использования, они наиболее посещаемы особенно летом. При этом некоторые участки прибрежных лесов относятся к так называемой категории нерестовых, то есть окружают заливы, в которых происходит массовый нерест рыбы. Получается, что эти участки прибрежной зоны водохранилища (требующие особого природоохранного внимания) остаются без выделенных водоохранных зон и прибрежных защитных полос. Надежды на то, что границы водоохранных зон установят лесоустроители (которые начинали такую работу несколько лет назад, но быстро прервали из-за прекращения финансирования) очень мало.

Прибрежная полоса общего пользования. Её ширина для водных объектов согласно п. 6 ст. 6 ВК РФ составляет двадцать метров, за исключением береговой полосы каналов, рек и ручьев протяженностью менее десяти километров. Для водотоков малой протяженности она установлена в размере пяти метров. В последней редакции ВК РФ узкая прибрежная полоса общего пользования осталась единственным местом, где не разрешено строительство. Таким образом только для этой узкой полосы остались нетронутыми водоохранные функции защитных полос из предыдущей редакции ВК РФ. Но техническими заданиями проектов выделение прибрежных полос общего пользования не предусмотрено. И это крайне прискорбно, так как имеется немало случаев их приватизации и препятствия пользованием водными объектами другими гражданами и организациями. При этом захват прибрежных полос общего пользования происходит даже на самых ранних стадиях проектирования новых коттеджных поселков и их строительства, а значит, прошедших все стадии согласования в органах власти. Хотелось бы отметить внимание к указанной проблеме со стороны Волжской межрегиональной природоохранной прокуратуры.

Согласование порядка передачи сведений о границах. В конце технических заданий проектов по определению границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос (п. 14/3) прописана обязанность исполнителя согласовать порядок передачи сведений о них с территориальными органами Кадастрового учета РФ. Пункт странный, поскольку территориальные органы Кадастрового учета не обязаны согласовывать порядки передачи сведений и тем более принимать сведения от различных организаций-исполнителей проектов. Эти процедуры регламентируются Федеральным законом РФ от 24 июля 2007 г. № 221-ФЗ «О государственном кадастре недвижимости», Постановлением Правительства РФ от 18 августа 2008 г. № 618 «Об информационном взаимодействии при ведении государственного кадастра недвижимости» и Приказом Росреестра об информационном взаимодействии от 24.03.2011 г. № П/83. Согласно перечисленным документам, представление сведений в органы кадастрового учета об объектах недвижимости отнесено в компетенцию исключительно органов государственной власти и органов местного самоуправления. Что касается границ водных объектов, ВЗ и ПЗП, в п. 7 Закона говорится, что «... орган, осуществляющий ... ведение государственного водного реестра, в срок не более чем пять рабочих дней со дня внесения в такой реестр сведений... о... водных объектах представляет документы о данных природных объектах в орган кадастрового учета». Более конкретно процедуру изменения границ зон с особыми условиями использования территорий (к ним относятся ВЗ и ПЗП) регламентирует п. 13 Постановления Правительства.

Перенос на исполнителей часть функций заказчика (определенных законодательными актами) не может не порождать дополнительные неясностей и связанных с ним проблем.

В заключение необходимо подчеркнуть, что из всех обрисованных проблем, наиболее актуальна (требует наискорейшего устранения) проблема занижения ширины прибрежной защитной полосы у водоемов, имеющих особо ценное рыбохозяйственное значение, с нарушением Водного кодекса. Возможно, в ряде случаев делается это и не намеренно. Но в любом случае, пока информационные знаки не выставлены на местности, проблему несложно устранить.

УТОЧНЕНИЕ МОРФОМЕТРИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ВОДОХРАНИЛИЩ МОСКВОРЕЦКОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ

С.И. Шапоренко, С.В. Ясинский

Институт географии РАН, 119017, Москва, Старомонетный пер., 29, ser-shaporenko@yandex.ru

Морфометрические характеристики водохранилищ — важные параметры, задающие режимы эксплуатации водоемов в соответствии с их основными назначениями. В состав Москворецкой водной системы входят Можайское, Истринское, Рузское, Озернинское водохранилища, обеспечивающие подачу воды в Рублевское водохранилище, где расположены комплексы водозаборных сооружений. Основное назначение системы — водоснабжение г. Москвы. Попутно на гидроузлах вырабатывается электроэнергия.

В 2009 г. впервые после ввода гидросооружений Москворецкой водной системы в эксплуатацию (осуществлявшейся поэтапно в 1930–1960-е гг.) были проведены инструментальные батиметрические съемки рельефа дна водохранилищ (кроме Можайского), позволившие с применением ГИС-технологий достаточно точно оценить их морфометрические параметры. Представлявшиеся ранее результаты указанных работ (Шапоренко и др., 2011) необходимо было откорректировать в связи с уточнением уровней воды на моменты космических съемок, так как снимки водоемов использовались для обрисовки современных контуров водоемов. Сделанные исправления в основном касаются Истринского водохранилища. В данной работе остановимся также на более подробном анализе произошедших изменений в морфометрических параметрах за время эксплуатации водохранилищ.

Современные характеристики водохранилищ и их изменения относительно проектных ($\pm\Delta$) представлены в таблице.

Как показывает анализ полученных данных, площади водного зеркала при нормальном подпорном уровне (НПУ) у всех водохранилищ, за исключением Истринского, уменьшились по сравнению с проектными величинами на 7% у Рузского и Озернинского и на 11% у Рублевского. В Истринском водохранилище площадь акватории увеличилась на 3,2%.

Объемы воды (при отметках НПУ) во всех водохранилищах по сравнению с проектными в разной степени уменьшились. Примерно одинаково они уменьшились в водохранилищах зоны формирования стока. Полный объ-

ем Рузского водохранилища сократился на 8.3%, у Истринского — на 8.2% и у Озернинского — на 7.2%. Значительное всего (в долях от объема) сократился объем Рублевского водохранилища (на 13.1%), принимающего значительное количество наносов из зоны транзита стока. Хотя и в небольшой степени, но сказалось на уменьшении объемов при НПУ сокращение объемов при уровнях мертвого объема у Истринского и Озернинского водохранилищ. Суммарный полезный объем Истринского, Рузского и Озернинского водохранилищ сократился на 40.9 млн. м³, или 7.8%, что может означать небольшое ухудшение их эксплуатационных характеристик.

Основными причинами расхождения в количественных показателях морфометрических характеристик водохранилищ могут являться следующие. Во-первых, проектные и вновь полученные зависимости площадей и объемов водохранилищ сделаны на основе измерений, выполненных принципиально разными методами, каждый из которых имеет свои погрешности. Таким образом, одной из причин выявляющихся несоответствий могут быть ошибки измерений, что показано при проведении аналогичных работ на Камском водохранилище (Пьянков, Калинин, 2000; Калинин, Пьянков, 2002).

Таблица. Основные параметры водохранилищ МВС по данным съемок 2009 г. и их изменения по сравнению с проектными (в скобках)

Параметры, единицы измерения	Истринское	Рузское	Озернинское	Рублевское
Площадь водного зеркала при ФПУ, км ²	41.54	35.50	22.73	3.40
Площадь водного зеркала при НПУ, км ²	34.74 (+1.1)	30.59 (-2.2)	21.36 (-1.5)	2.68 (-0.3)
Площадь водного зеркала при УМО, км ²	3.21 (-0.89)	2.72 (-0.36)	1.28 (-0.97)	-
Объем при ФПУ, млн м ³	206.50	214.32	142.22	5.98
Объем при НПУ, млн м ³	168.04 (-14.96)	201.66 (-18.14)	133.41 (-10.39)	4.42 (-0.58)
Объем при УМО, млн м ³	7.10 (-2.6)	4.29 (+0.19)	1.61 (-2.19)	-
Полезный объем, млн м ³	160.95 (-10.55)	197.37 (-18.33)	131.80 (-12.0)	-
Объем форсировки, млн м ³	38.46	12.66	8.80	1.55
Глубина наибольшая в русловой ложбине, м	19.9 (-3.1)	20.6 (-0.6)	23.6 (+3.1)	7.6
Глубина средняя, м	4.84 (-0.56)	6.59 (-0.11)	6.25 (+0.05)	1.65
Глубина относительная средняя ($H_{\text{ср}}/H_{\text{макс}}$)	0.24 (+0.01)	0.32 (-0.02)	0.26 (-0.04)	0.22
Длина водоема, км	22.0 (-0.2)	31.12 (-1.68)	20.41 (+1.21)	16.08 (-1.92)
Длина русловой ложбины, км	35.52 (+0.52)	45.14 (-12.36)	29.0 (-1.0)	17.43
Длина береговой линии, км	160.39 (-17.61)	133.12 (+5.12)	112.16 (+47.16)	55.69
Ширина наибольшая, км	4.15 (+0.35)	3.62 (+0.42)	2.27 (-0.23)	0.34
Ширина средняя, км	1.58 (+0.08)	0.98 (+0.02)	1.05 (+0.15)	0.17
Площадь мелководий при НПУ (глубина < 2 м), км ²	10.76	5.28	3.62	1.83
	31.0%	17.3%	16.9%	68.2%
Площадь бассейна в створе гидроузла (по проекту), км ²	1010	1150	738	7500
Удельный водосбор	29 (0)	38 (+4)	35 (+4)	2795 (+296)

Во-вторых, за длительный период эксплуатации водохранилищ следует ожидать изменения в их морфометрических параметрах за счет природных процессов. К увеличению площади водоемов может приводить абразия берегов, что наблюдается в нижней части Истринского водохранилища. Имеются сведения, что на Можайском водохранилище длина размываемых берегов составляет более 20% от общей длины береговой линии (Виноградова, 1991). Сокращение площади акватории и наступление берегов может происходить за счет длительной трансформации отмершей высшей водной растительности в заливах и на мелководьях, заросли которой в период вегетации, например, на Истринском водохранилище, простираются более чем на 100 метров от уреза воды. Еще одной причиной уменьшения площади акватории водохранилищ является механическое обвалование берегов, в наибольшей степени проводившееся на Рублевском водохранилище. Важно подчеркнуть, что процессы денудации берегов и наращивания площади водосбора происходят не изолировано друг от друга, а действуют совместно. Преобладание интенсивности протекания одного процесса над другим приводит в одном случае к сокращению площади акватории водохранилища, как, вероятно, это происходит на Рузском и Озернинском водохранилищах, в другом к увеличению. В Истринском водохранилище, в котором площадь акватории при НПУ несколько увеличилась по сравнению с проектными данными процессы абразии, вероятно, преобладают над процессами, способствующими увеличению площади водосбора. Именно этим можно объяснить довольно большое сокращение объема воды в этом водохранилище.

Список литературы

- Виноградова Н.Н. Исследование баланса взвешенного вещества в Можайском водохранилище // Водные ресурсы. 1991. № 6. С. 38–49.
- Калинин В.Г., Пьянков С.В. О точности определения морфометрических характеристик водохранилищ // Вопросы физической географии и геоэкологии Урала: межвуз. сб. науч. тр. Пермь: Перм. ун-т. 2002. С. 121–125.
- Пьянков С.В., Калинин В.Г. К вопросу о точности выполнения картометрических работ традиционными способами и с применением ГИС-технологий // Вопросы физической географии и геоэкологии Урала: межвуз. сб. науч. тр. Пермь: Перм. ун-т, 2000. С. 50–54.
- Шапоренко С.И., Ясинский С.В., Матафонов Е.П., Горелкин А.В. Морфометрические параметры Истринского, Рузского, Озернинского, Рублевского водохранилищ по данным батиметрических съемок 2009 г. //

ТИПИЗАЦИЯ МЕЛКОВОДИЙ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПАРАМЕТРАМ

Е.А. Шашуловская, С.С. Мосияш

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
410002, Саратов, ул. Чернышевского, 152, shash.elena2010@yandex.ru

Существенное влияние на формирование качества воды Волгоградского водохранилища оказывают мелководные участки с глубинами до 5 м, которые занимают около 45% площади водоема (Шашуловский, Мосияш, 2010). Особенности гидрологии и морфометрии благоприятно сказываются на биотопах мелководной зоны, которая играет большую роль в создании первичной продукции и воспроизводстве используемых биологических ресурсов. Велика роль мелководий и в процессах самоочищения водоема, поскольку они зачастую непосредственно примыкают к источникам загрязняющих субстанций. С этой точки зрения анализ гидрохимических показателей мелководий представляется важным аспектом изучения экосистемы водохранилища.

Для выявления особенностей гидрохимии исследовали наиболее типичные мелководные участки верхней и средней зон Волгоградского водохранилища: поймы, заливы, устьевые заливы рек, мелководья коренных берегов. При этом учитывалась открытость мелководий (открытые, закрытые), их проточность («низкая» от 0.5 до 3 м/мин.; «средняя» — от 3 до 6 м/мин.; «высокая» — более 6 м/мин.; «отсутствие проточности» — до 0.5 м/мин.), степень зарастания высшей водной растительностью (низкая — водные растения занимают до 10% площади, средняя — 10–35%, высокая — более 35%).

Гидрохимические пробы отбирались ежемесячно с апреля по ноябрь 2006–2007 гг. Анализ состава и свойств воды проводился по общепринятым методикам, допущенным для целей Государственного экологического контроля.

Для исследования структуры многомерного массива общих гидрохимических показателей, наблюдаемых на мелководных участках водохранилища, проводили факторный анализ методом главных компонент (Лица, 1980; Айвазян и др., 1989). Критерием выделения оптимального числа факторов служили собственные значения, являющиеся дисперсиями главных компонент (ГК). Рассматривались только те ГК, дисперсии которых больше единицы (Иберла, 1980). В результате были отобраны три первые компоненты, которые учитывают около 70% изменчивости исходных показателей (табл. 1).

Таблица 1. Результаты компонентного анализа массива гидрохимических показателей мелководий водохранилища (жирным шрифтом выделены ГК, собственные числа которых более 1)

Порядковый номер компоненты (фактора)	Собственные значения	% дисперсии	Накопленный % дисперсии
1	2.62	32.8	32.8
2	1.66	20.8	53.6
3	1.31	16.3	69.9
4	0.86	10.8	80.7
5	0.70	8.8	89.5
6	0.41	5.1	94.7
7	0.26	3.2	97.9
8	0.17	2.1	100.0

В целях повышения интерпретируемости факторов использовали процедуру вращения осей координат факторного пространства методом «варимакс».

Итоговая матрица факторных нагрузок (табл. 2) дает представление о плеядной организации исходных гидрохимических показателей и степени их связи с тем или иным главным фактором (компонентой). Абсолютное значение нагрузки 0.7 и выше принимается за существенную связь, ниже 0.7 — предполагается отсутствие связи (Джефферс, 1981). Наличие существенной связи указывает на согласованное изменение исходных гидрохимических показателей под действием того или иного скрытого главного фактора.

Как следует из таблиц 1 и 2, первый фактор, объясняющий 32.8% дисперсии исходных показателей, имеет высокие (от 0.70 до 0.81) факторные нагрузки по отношению к содержанию нитритного азота, кремния и железу. Второй фактор, определяя 20.8% вариабельности исходных показателей, интегрирует в себе информацию об изменении содержания нитратного азота и фосфора. Третий фактор тесно связан с перманганатной окисляемостью и описывает 16.3% дисперсии.

Обращает на себя внимание, что в плеядную структуру главных факторов не вошли показатели легко-окисляемого органического вещества (БПК₅) и аммонийного азота, то есть ингредиенты, являющиеся основой

Таблица 2. Матрица факторных нагрузок гидрохимических показателей (жирным шрифтом выделены значимые нагрузки)

Показатели	Главные факторы		
	1	2	3
Перманганатная окисляемость	-0.13	0.08	0.91
БПК ₅	0.37	0.49	0.52
Азот аммония	0.52	0.43	0.09
Азот нитритов	0.81	-0.07	0.02
Азот нитратов	0.29	-0.85	-0.18
Фосфор фосфатов	0.24	0.71	-0.06
Кремний	0.77	0.30	-0.23
Железо	0.70	-0.19	0.55

процессов окисления и минерализации. Вероятно, это свидетельствует об их «избыточном» присутствии в воде мелководий.

Следуя рекомендациям об интерпретации и названии факторов (Коросов, 1996), первый фактор условно может быть назван «нелимитирующие биогенные вещества», второй — «лимитирующие биогенные вещества», третий — «стойкое органическое вещество».

Таким образом, в изменениях гидрохимического фона мелководий водохранилища обнаруживается достаточно выраженная плеядная структура показателей, очевидно, имеющая в основе их функциональные свойства. Это обстоятельство позволяет говорить об определенной структурной упорядоченности внутриводоемных процессов в литоральной зоне водоема. Согласованное изменение выделенных гидрохимических показателей в пределах одной плеяды может свидетельствовать об их сходной динамике, обусловленной функционированием компонентов экосистемы.

В целях создания информационной основы для типизации мелководных участков по их гидрохимическим характеристикам использовали классический вариант дискриминантного анализа (Айвазян и др., 1989; Шитиков и др., 2003). В качестве исходных показателей к анализу были привлечены данные по прозрачности воды, перманганатной окисляемости, БПК₅, концентрации азота аммония, нитритов, нитратов, фосфора, железа. Группирующими факторами, на основе которых происходила классификация, служили: 1) генезисный тип мелководий, 2) пространственная зона в пределах мелководья, 3) открытость мелководья, его 4) проточность, 5) степень зарастания.

Как следует из общих результатов анализа (табл. 3), уровень значимости позволяет признать статистическую состоятельность дискриминации данных по генезисному типу мелководий и степени зарастания. Доля правильной классификации для этих групп в большинстве случаев составляет 50% и более; общими для них максимально значимыми в классификации показателями являются азот нитратов и БПК₅.

Обращает на себя внимание тот факт, что и по остальным группирующим факторам статистическая значимость анализа приближается к 5%-му уровню. Однако высокая доля правильной классификации в этих группах характерна лишь для одной из градаций фактора. Так, достаточно хорошо распознанными оказались мелководья «открытые» (92%) и со «средней» проточностью (82%), а также «низовья» мелководных участков (78%). При этом в продольном зонировании участка в качестве значимого показателя выступает фосфор, а в типизации мелководий по проточности и открытости — прозрачность воды.

Графическое отображение статистически значимых результатов анализа представлено в виде диаграмм рассеивания наблюдаемых объектов на плоскости дискриминантных функций (рис. 1–2).

Из первой диаграммы (см. рис. 1) следует, что объекты, отнесенные к пойменным участкам и устьевым заливам, образуют достаточно самостоятельные группировки с обособленными центроидами классов. В то же время обычные прибрежные заливы и мелководные участки коренного берега практически объединены в одну группу. Базируясь на полученных результатах, можно сделать вывод о том, что при типизации мелководий водохранилища на основе общих гидрохимических показателей целесообразно выделять лишь три типа участков, объединяя прибрежные заливы и мелководья коренного берега.

Не столь дифференцированы на диаграмме (см. рис. 2) объекты по степени зарастания высшей водной растительностью. Вместе с тем, облако их рассеивания имеет явно трехлопастную форму, соответствующую трем градациям фактора, которые можно принять для типизации мелководных участков по общим гидрохимическим параметрам.

Таблица 3. Результаты дискриминантного анализа гидрохимических показателей мелководных участков (жирным шрифтом выделены статистически значимые позиции дискриминации)

Группирующий фактор	Результаты классификации		Р-значение	Максимально значимые для классификации показатели
	Градации фактора	Доля правильной классификации, %		
Тип мелководий	Пойменный участок	82.6	<0.00001	ПО, БПК ₅ , азот нитратов
	Залив	52.4		
	Устьевой залив	66.7		
	Мелководья коренного берега	50.0		
Зона в пределах мелководья	Верховья	42.9	0.062	ПО, фосфор
	Средняя часть	20.0		
	Низовья	78.6		
Открытость мелководного участка	Закрытый	35.0	0.052	Азот нитратов, прозрачность
	Открытый	92.5		
	Отсутствие	25.0		
Проточность	Низкая	35.3	0.09	Азот нитратов, прозрачность
	Средняя	82.1		
	Высокая	38.5		
	Низкая	47.4		
Степень зарастания	Средняя	76.9	0.0005	Азот нитратов, БПК ₅ , железо
	Высокая	60.0		

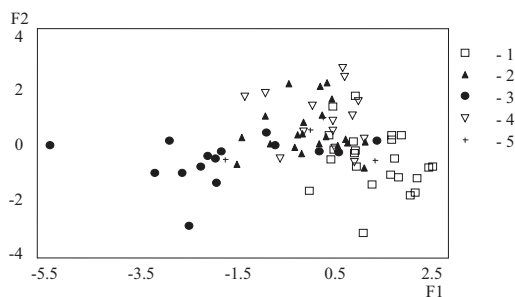


Рис. 1. Диаграмма рассеивания разных по генезису мелководных участков на плоскости двух дискриминантных функций: 1 — пойменные участки, 2 — заливы, 3 — устьевые заливы, 4 — мелководья коренного берега, 5 — центроиды классов.

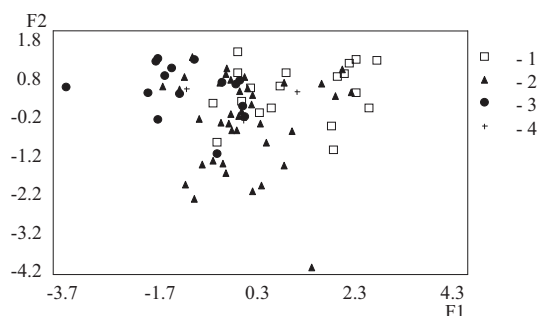


Рис. 2. Диаграмма рассеивания разных по степени зарастания мелководных участков на плоскости двух дискриминантных функций: 1 — низкая степень зарастания, 2 — средняя, 3 — высокая, 4 — центроиды классов.

Таким образом, по динамике гидрохимического режима, мелководья водохранилища можно подразделить на три качественно различающиеся группы: 1) типичные пойменные участки, 2) устьевые заливы, впадающих в водохранилище рек и 3) прибрежные мелководья.

С гидрохимических позиций, для всех этих типов будет корректным выделение участков с низкой, средней и высокой степенью зарастания высшей водной растительностью.

Список литературы

- Айвазян С.А. и др. Прикладная статистика: Классификация и снижение размерности / С.А. Айвазян, В.М. Бухштабер, И.С. Енюков, Л.Д. Мешалкин. М.: Финансы и статистика, 1989. 333 с.
- Джеффферс Дж. Введение в системный анализ. М.: Мир, 1981. 256 с.
- Иберла К. Факторный анализ. М.: Статистика, 1980. 367 с.
- Коросов А.В. Экологические приложения компонентного анализа. Петрозаводск: Изд-во ПГУ, 1996. 152 с.
- Лиена И.Я. Математические методы в биологических исследованиях. Факторный и компонентный анализы. Рига: Изд-во ЛатГУ, 1980. 104 с.
- Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. 250 с.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: Изд-во ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В КОМПОНЕНТАХ БИОГИДРОЦЕНОЗА САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш, И.Г. Филимонова, Л.В. Гришина

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,

410002 Саратов, ул. Чернышевского, 152, shash.elena2010@yandex.ru

Важным фактором, влияющим на устойчивость биогидроценозов, является антропогенное химическое загрязнение соединениями тяжелых металлов (ТМ). В природных водах не существует надежных механизмов самоочищения от ТМ. Не подвергаясь биодеградации, ТМ лишь перераспределяются в экосистемах, взаимодействуя с организмами различных трофических уровней. Накапливаясь в рыбах, как конечном звене пищевой цепи, ТМ оказывают негативное влияние не только на организм рыб, но и организм человека, который потребляет их в пищу.

Экосистема Саратовского водохранилища аккумулирует весь спектр загрязняющих веществ, поступающих транзитом из вышерасположенных водохранилищ, а также от точечных источников, расположенных на водосборе.

Целью работы явилось изучение распределения и уровней накопления ТМ в компонентах биогидроценоза Саратовского водохранилища, что необходимо для объективной экологической оценки его состояния, расчета экологически допустимых нагрузок и разработки водоохраных и рыбохозяйственных мероприятий.

Материалом для исследований послужили пробы воды, донных отложений и рыбы, отобранные в 2010–2011 гг. Пробы основных промысловых видов рыб (леща *Abramis brama* (L), судака *Stizostedion lucioperca* (L), берша *Stizostedion volgense* (Gmelin), плотвы *Rutilus rutilus* (L) и окуня *Perca fluviatilis* (L)) отбирали с учетом возраста и трофического статуса. Для анализа использовали усредненные пробы мышц от 5–10 особей каждого вида.

Содержание цинка, кадмия, свинца и меди определяли методом инверсионной вольтамперометрии на приборе АКВ-07 МК (изготовитель г. Москва). Определение марганца проводили на фотометре Spectroquant NOVA-60 стандартными методами.

Полученные концентрации ТМ в мышцах рыб сравнивали с допустимыми остаточными количествами (ДОК) для пищевых продуктов по СанПиН 2.3.2.1078-01.

Степень самоочищения Саратовского водохранилища по отношению к свинцу и меди рассчитывали по формуле (Справочник по гидрохимии, 1989):

$CC = 100(C_n - C_k) / C_n$, где CC — степень самоочищения, %; C_n и C_k — концентрации металлов соответственно в начальном и конечном створах водоема.

Соединения кадмия в воде не обнаружены. Превышения рыбохозяйственных нормативов по цинку (0.01 мг/дм^3) отмечены в верховьях водохранилища в устье р. Сок и ниже г. Самары (район с. Печерское) в 2.4 и 1.3 раза соответственно.

Содержание марганца в воде водохранилища колеблется в диапазоне от 0.09 мг/дм^3 до нижнего порога чувствительности метода ($<0.01 \text{ мг/дм}^3$). Экстремально высокие концентрации, превышающие ПДК (0.01 мг/дм^3) в 28–31 раз, обнаружены в придонных пробах устья р. Сок и выше устья р. М. Иргиз.

Максимальные количества соединений свинца с превышением ПДК (0.006 мг/дм^3) в 1.1–1.8 раз зарегистрированы в районах влияния крупных промышленных центров — городов Тольятти (ст. «Выше р. Сок») и Самары (ст. «Печерское»). В этих же районах обнаружены и экстремальные концентрации меди, превышающие рыбохозяйственный норматив (0.001 мг/дм^3) в 25–30 раз при средних $0.0070 \pm 0.0022 \text{ мг/дм}^3$.

Концентрации свинца и меди в придонных горизонтах в среднем в 2.5–6.5 раза выше, чем в поверхностных, что может быть связано как с антропогенной составляющей, так и с внутриводоемными физико-химическими и биологическими процессами. Однако роль донных отложений при миграции этих элементов в контактирующую воду невелика, поскольку основная часть ложа водохранилища представлена песками.

Наиболее высокие концентрации свинца и меди обнаружены в русловых горизонтах, что указывает на их преимущественное поступление с основным притоком р. Волга. Прибрежные мелководные участки содержат минимальные концентрации металлов.

Летний вегетационный сезон характеризуется высокой интенсивностью биопродукционных процессов, а, следовательно, максимальным водоочистительным потенциалом водохранилища. Исходя из полученных уравнений пространственного тренда (рис. 1), степень самоочищения водоема по свинцу и меди в период летней межени составила соответственно около 60 и 53%.

В результате физико-химических и гидробиологических процессов ТМ поступают в донные отложения (ДО). Накопление веществ в ДО водоемов является одной из причин временного выведения их из круговорота, а также самоочищения водной среды, хотя не изменяет баланса загрязняющих веществ экосистемы в целом. Донные отложения, являясь более стабильным компонентом экосистемы по сравнению с водными массами, отражают совокупность всего комплекса процессов, происходящих в водоемах, и могут быть наиболее информативным индикатором состояния водных экосистем.

В ДО водохранилища соединения кадмия не обнаружены. Концентрации свинца отмечены на уровне 1.3–15, меди — < 1.0 –44, цинка — < 1.0 –185, марганца — 75–1160 мг/кг . Как правило, максимальные концентрации характерны для песчаных серых илов нижней зоны водохранилища. Песчаные донные отложения верхнего и среднего участков характеризуются минимальным содержанием исследованных элементов.

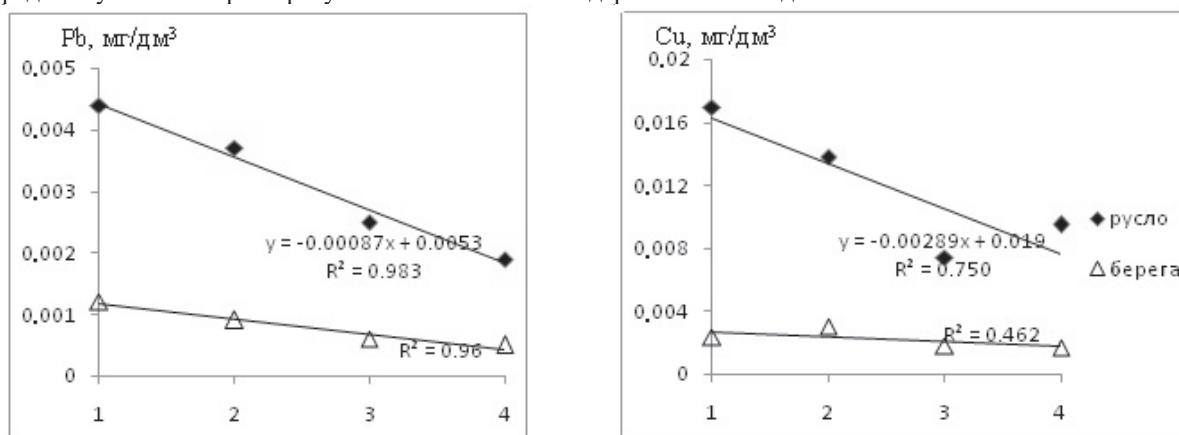


Рис. 1. Пространственный тренд содержания в воде свинца и меди в летний период (станции отбора проб по продольной оси водоема: 1 — выше р. Сок; 2 — Печерское; 3 — Кашпир; 4 — Алексеевка).

Важным фактором, определяющим распределение ТМ в ДО, является количество органического вещества (ОВ), о котором судили по потере при прокаливании. Высокие коэффициенты корреляции (0.86–0.88) свидетельствуют о существенной роли ОВ в распределении ТМ в донных отложениях Саратовского водохранилища. Максимальные концентрации ТМ, как правило, характерны для мелкодисперсных грунтов приплотинной зоны, из-за чего трудно судить об источниках поступления металлов в водохранилище. В связи с этим мы рассчитали концентрацию металлов на 1 г ОВ. При этом выявились различия в распределении металлов по продольной оси водохранилища, связанные, видимо, с источниками поступления их в водоем.

В динамике свинца и марганца наблюдалась тенденция существенного снижения концентраций элементов в ДО русловой части по продольной оси водохранилища, что может свидетельствовать об их преимущественном поступлении из Куйбышевского водохранилища и дальнейшего снижения концентраций вследствие процессов самоочищения по мере продвижения водных масс.

Возрастание концентраций свинца в донных отложениях по левому берегу после впадения рек Самарки и Чапаевки позволяет предположить, что значительный вклад в его баланс вносят сточные воды г. Самара.

Марганец в прибрежной зоне, как по правому, так и по левому берегу, находился на одном уровне в количествах значительно ниже наблюдаемых в верховьях водохранилища.

Содержание меди в ДО русловой зоны практически не меняется от верховьев к плотине, в то же время по правому и левому берегу наблюдается возрастание ее концентраций по продольной оси, возможно в результате поступления меди с водосбора.

Закономерностей в распределении цинка установить не удалось, так как в песках его содержание находилось ниже предела обнаружения метода.

Одним из информативных показателей, который часто используется при характеристике загрязненности водных объектов, является коэффициент донной аккумуляции (КДА) (Никаноров, Страдомская, 2007). Его рассчитывают как отношение концентрации загрязняющего вещества в ДО к концентрации этого вещества в воде, отобранной одновременно в этом же створе. Принято считать, что чем более сильному антропогенному прессу подвергается водный объект, тем больше величина КДА.

На основании рассчитанных КДА в исследуемых створах Саратовского водохранилища были получены соответствующие уравнения регрессии и их графические отображения, характеризующие изменения КДА по продольной оси водохранилища (рис. 2).

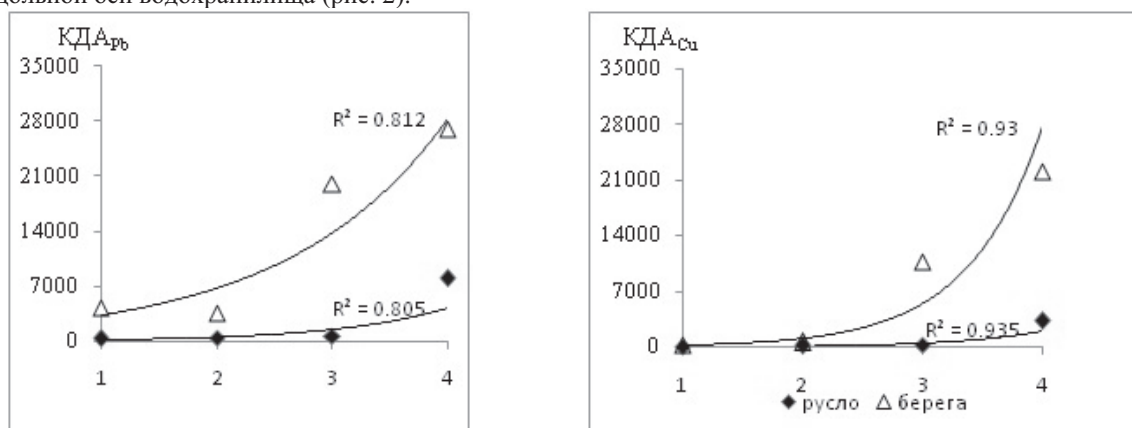


Рис. 2. Пространственный тренд КДА по продольной оси Саратовского водохранилища (станции отбора проб как на рис. 1).

Противоположная тенденция изменения концентраций металлов в воде (см. рис. 1) и значений КДА по продольной оси в русловых и прибрежных участках на наш взгляд характеризует роль ДО в самоочищении водохранилища. Приплотинные плесы водохранилищ характеризуются замедленными скоростями течений и более высоким илонакоплением, а значит, поступающие загрязняющие вещества с водосбора не сносятся в ниже-расположенные зоны, а депонируются в ДО, что приводит к увеличению антропогенной нагрузки на этих участках. Поэтому, оценивая антропогенную нагрузку в водохранилищах по значениям КДА, следует принимать во внимание гранулометрический состав донных отложений и содержание в них органического вещества.

Рыбы, как один из компонентов биоценоза, представляют особый интерес для исследования, поскольку интегрируют в течение всей жизни неблагоприятные эффекты комплекса различных воздействий. Они обладают резистентностью к сублетальным концентрациям различных веществ, что делает их важным объектом экотоксикологического мониторинга пресноводных водоемов (Немова, Высоцкая, 2004). В наших исследованиях кадмий в мышцах рыб не обнаружен. Максимальные концентрации цинка (8.8 мг/кг сырого веса) отмечены у лещей (возрастом 5+, 6+) в средней зоне водохранилища. У этих же рыб были зарегистрированы превышения ДОК свинца в тканях в 1.6 раза.

Марганец является элементом с высокой биологической активностью: участвует в обменных процессах, оказывает влияние на рост, участвует в образовании костной ткани в кроветворении (Морозов, Петухов, 1986). Однако при повышении уровня содержания в живых организмах марганец становится сильным ядом. Максимальные концентрации марганца 4.6–4.7 мг/кг обнаружены нами у судаков (возрастом 9+) и лещей (5+, 6+), выловленных в районе Екатериновской воложки и Лбища. Однако средние концентрации металлов в мышцах промысловых видов рыб не превышают допустимых норм (табл. 1).

Таблица 1. Содержание некоторых тяжелых металлов в мышцах основных промысловых видов рыб верхней и средней зон Саратовского водохранилища

Токсикант, мг/кг	Амплитуда	Среднее и его ошибка	ДОК в пищевых продуктах
Цинк	0.51-3.51	2.36±0.61	40
Свинец	0.11-1.60	0.65±0.13	1.0
Медь	0.24-1.81	1.24±0.28	10
Марганец	0.54-4.70	2.30±0.52	-

Примечание. Прочерк (-) означает отсутствие данных.

ТМ могут попадать в организм рыб через жабры, желудочно-кишечный тракт или кожные покровы. Однако основная доля металлов поступает в организм рыб с пищей и определяется способом питания (Голованова, 2008).

Результаты наших исследований не выявили статистически значимых различий содержания ТМ в мышцах ихтиофагов (судак, окунь, берш) и бентофагов (лещ, плотва). Однако бентофаги накапливали несколько большие количества исследованных металлов. Мягкий бентос, составляющий основу рациона данной группы рыб, интенсивно аккумулирует металлы из донных отложений, вместе с которыми представляет обменный фонд в биогеохимическом цикле металлов. На примере Куйбышевского водохранилища показаны высокие коэффициенты корреляции экспоненциальной зависимости между величинами коэффициентов биологического накопления ТМ бентосных организмов и органов рыб-бентофагов (Говоркова и др., 2004).

Знание динамики накопления и распределения металлов у рыб в онтогенезе необходимо для выяснения физиологической роли этих элементов, а также выбора оптимальных условий для повышения выживаемости на ранних стадиях развития. Темпы накопления ТМ неодинаковы в различные возрастные периоды. По результатам экспериментов, проведенных в дельте р. Селенга, в мышцах плотвы наиболее активно идет накопление меди в период полового созревания, кадмий обнаружен только у старшевозрастных групп (Гомбоева, 2003).

В нашем случае в пробах мышц судаков возрастом от 4+ до 9+ происходило увеличение цинка в 2 раза, меди — в 4 раза. Содержание свинца и марганца практически не изменялось. Видовые различия в изменении концентраций ТМ в организмах рыб с возрастом определяются вариабельностью биохимического и физиологического состояния особей выборки в момент их вылова.

Таким образом, в воде Саратовского водохранилища отмечены локальные превышения рыбохозяйственных нормативов по цинку в 1.3–2.4 раза, свинцу в 1.1–1.8 раза. Для меди характерно повсеместное превышение нормативов в среднем в 7, для марганца — в 5 раз. Максимальные концентрации ТМ в воде приурочены, как правило, к местам влияния крупных промышленных центров. По приближенной оценке экосистемой водохранилища в летнюю межень поглощается около половины свинца и меди, поступающих из вышерасположенного Куйбышевского водохранилища. Максимальные концентрации ТМ в донных отложениях приурочены, как правило, к мелкодисперсным фракциям (песчанистым серым илам) нижней зоны водохранилища.

Средние концентрации тяжелых металлов в мышцах рыб Саратовского водохранилища не превышают допустимых остаточных количеств для пищевых продуктов. Разница в накоплении исследованных металлов в мышцах рыб в зависимости от трофического статуса статистически не достоверна. С возрастом рыб содержание цинка и меди в мышцах увеличивается.

Список литературы

- Говоркова Л.К., Анохина О.К., Степанова Н.Ю. и др. Опасность загрязнения промысловых рыб Куйбышевского водохранилища тяжелыми металлами // Безопасность жизнедеятельности. 2004. № 2. С. 45–51.
- Голованова И.Л. Влияние тяжелых металлов на физиолого-биохимический статус рыб и водных беспозвоночных // Биология внутр. вод. 2008. № 1. С. 99–108.
- Гомбоева С.В. Экологические особенности распределения тяжелых металлов в рыбах Байкальского региона: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Улан-Уде, 2003. 24 с.
- Морозов Н.П., Петухов С.А. Микроэлементы в промысловой ихтиофауне Мирового океана. М.: Агропромиздат, 1986. 159 с.
- Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация рыб. М.: Наука, 2004. 215 с.
- Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Хроническое загрязнение пресноводных объектов по данным о накоплении пестицидов, нефтепродуктов и других токсичных веществ в донных отложениях // Водные ресурсы. 2007. Т. 34, № 3. С. 337–344.
- Справочник по гидрохимии / Под ред. А.М. Никанорова. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 392 с.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДИНАМИКИ РЫБНЫХ РЕСУРСОВ НИЖНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

В.А. Шашуловский, С.С. Мосияш, В.П. Ермолин, К.К. Карагойшиев, И.А. Белянин, Л.В. Гузеева, В.Б. Руденко-Травин, В.С. Тен

*Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»,
410002, Саратов, ул. Чернышевского, 152, gosniorh@mail.ru*

В литературе имеется много работ по динамике рыбных ресурсов отдельных водоемов. Существенно меньше выполнено исследований сравнительного плана. Так, несмотря на длительное существование на Нижней Волге двух крупных водохранилищ (Саратовского и Волгоградского) сравнения закономерностей формирования их рыбных ресурсов не проводилось. В настоящей работе сделана попытка восполнить этот пробел.

Хорошо известно, что образование водохранилища сопровождается изменением всей сложившейся речной системы связей, преобразованием её в водохранилищную. Обычно отсчет преобразования ведут от момента перекрытия реки и заполнения нового водоема, чего нельзя сказать в отношении Саратовского водохранилища. Участок Волги, будущего Саратовского водохранилища, оказался между двумя крупными водоемами: Куйбышевским, образованным перекрытием р. Волга плотиной у г. Жигулевска в 1956 г. и Волгоградским, оказавшим большое влияние на незарегулированный участок реки. Так, состав ихтиофауны на этом участке к мо-

менту перекрытия р. Волги плотиной у г. Балаково изменился на 17%. К 1980 г. в обоих водоёмах первый этап формирования рыбных ресурсов был завершен (Шашуловский, Мосияш, 2010; Ермолин, 2011).

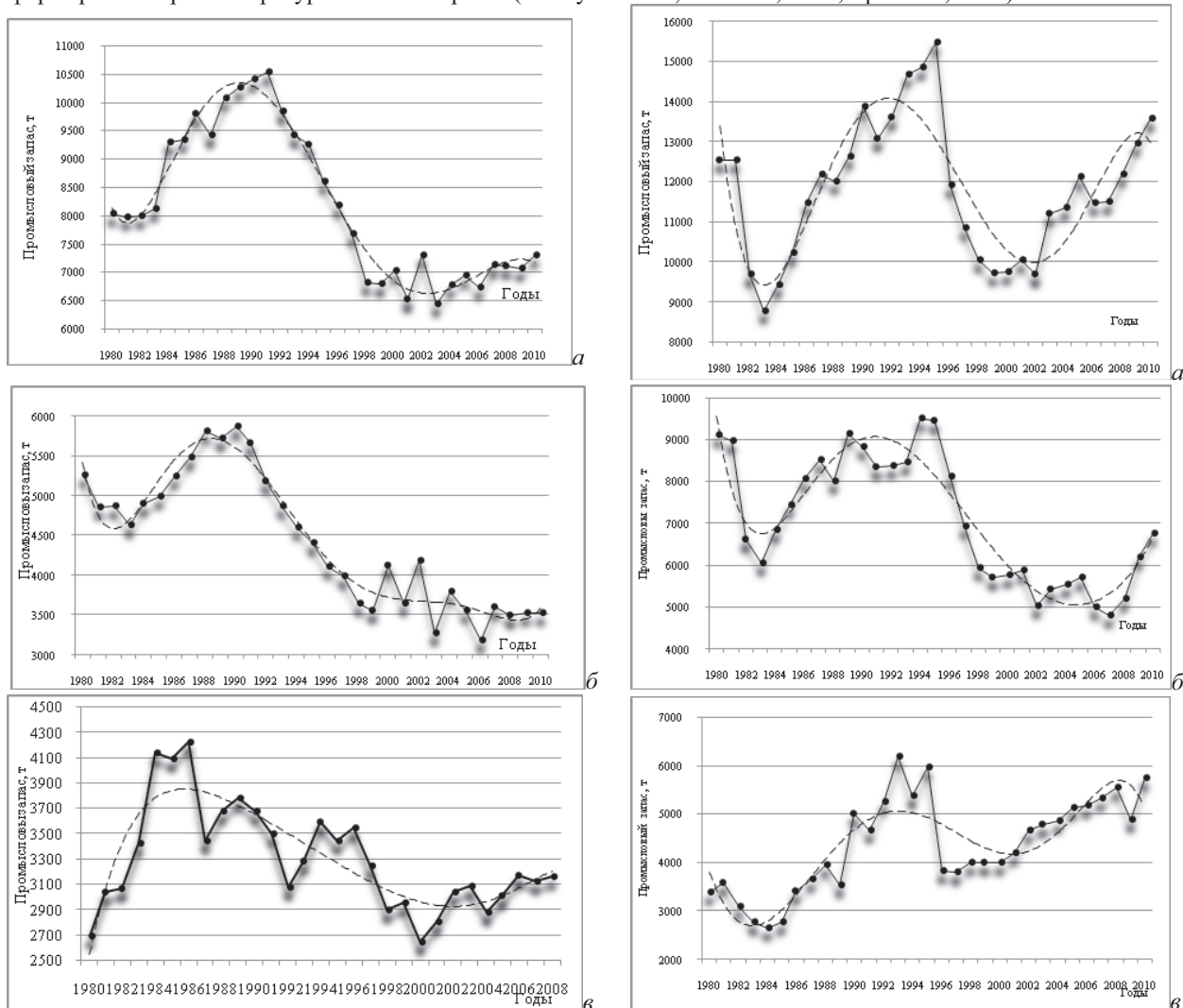


Рис. 1. Многолетняя динамика запасов рыб Саратовского (слева) и Волгоградского (справа) водохранилищ за период 1980–2010 гг. (пунктирной линией обозначена основная тенденция изменения запасов): а — совокупного промыслового запаса всех видов рыб, б — крупночастиковых, в — мелкочастиковых.

В сложившейся структуре промысловой ихтиофауны водохранилищ доминирующее положение заняли лещ, судак, берш, щука, сом (крупный частик), густера, плотва, синец, окунь (мелкий частик). В конце 1970-х гг. на долю этих рыб приходилось 85–90%. Доминирующими они остаются и в нашем веке (80–95%), определяя потенциал и динамику сырьевой базы водоемов.

Для обоих водоемов присущ циклический характер формирования водных биологических ресурсов (ВБР). При рассмотрении динамики совокупного промыслового запаса прослеживается наличие долгопериодных колебаний. В течение оценочного времени, фазы минимального уровня рыбных биоресурсов отмечались дважды — в 1980–1983 гг. и 2000–2003 гг. и одна фаза максимального уровня биоресурсов, пришедшая на первую половину 1990-х годов (рис. 1).

Просматриваются различия динамики водных биологических ресурсов по водоемам. Для Волгоградского водохранилища характерны значительные колебания запаса ВБР по годам и смещение фазы максимума на более поздний (на 2–3 г.) срок, по сравнению с таковой в Саратовском водохранилище.

Динамика запасов крупночастиковых видов во многом повторяет периодичность изменения рыбных биоресурсов в целом. На протяжении оценочного периода имеется две фазы минимума и одна фаза максимума. При этом фаза максимума в Волгоградском водохранилище несколько отстает от таковой в Саратовском водохранилище (на 4–5 лет).

Многолетняя динамика запасов мелкого частика также повторяет периодичность изменения рыбных биоресурсов в целом (см. рис. 1). Фаза максимума на Волгоградском водохранилище, как и в предыдущем случае, отстает от аналогичного показателя на Саратовском водохранилище на 4–5 лет.

Для выявления наиболее общих тенденций развития промысловых запасов рыб в водохранилище были использованы линейные модели временных рядов (Розенберг и др., 1994).

Общей тенденцией формирования промысловых запасов рыб в Саратовском водохранилище является их отрицательный тренд. При этом убыль ресурсов идет со средней скоростью 96 т в год (рис. 2).

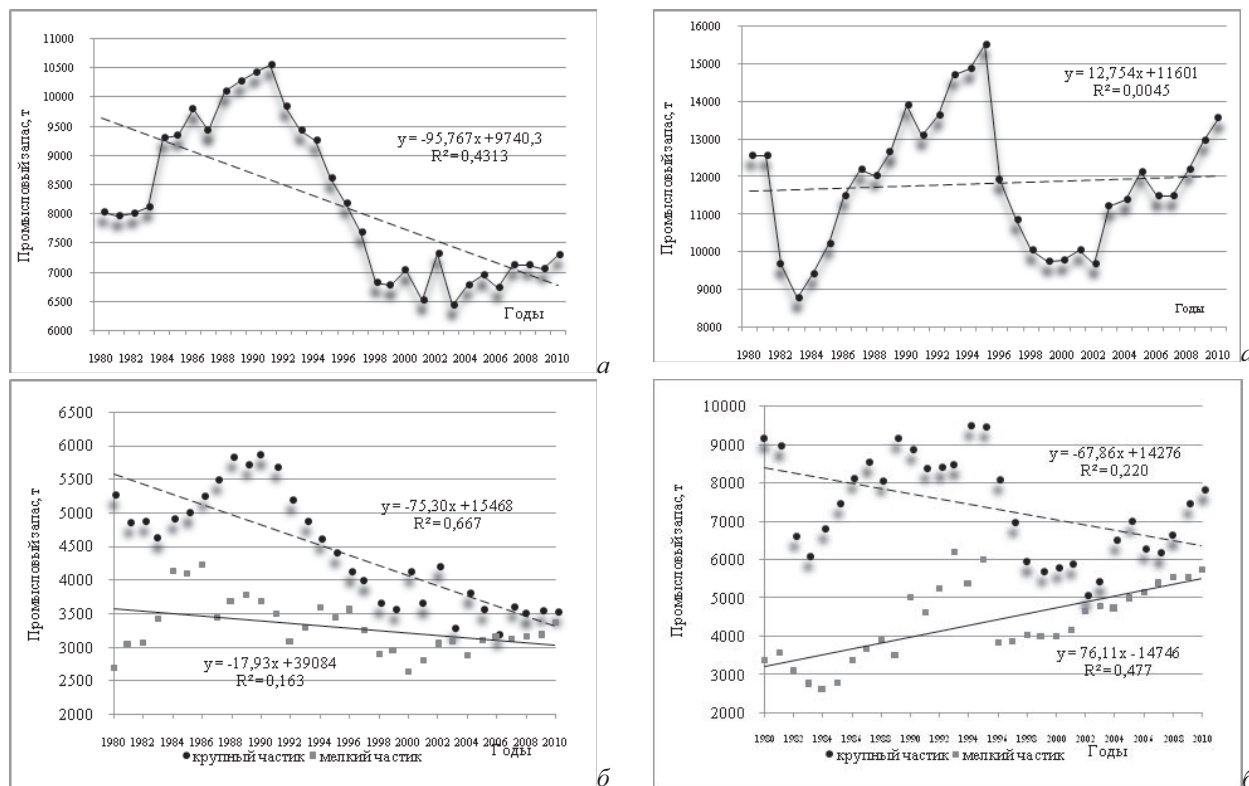


Рис. 2. Многолетняя динамика совокупного промыслового запаса рыб Саратовского (слева) и Волгоградского (справа) водохранилищ (сплошной и пунктирной линиями обозначен линейный тренд соответствующих показателей): *а* — общего запаса, *б* — крупного и мелкого частика.

На долю отрицательного тренда приходится 43% вариации совокупного запаса. В сравнительном плане убыль ресурсов крупного частика идет с большей скоростью, по сравнению с мелким (крупный частик — 75 т, мелкий — 18 т в год). В результате относительное значение мелкого частика в совокупном запасе неуклонно возрастает. Так, за период с 1980 по 1989 гг. соотношение крупного и мелкого частика было (в %) 60:40, в следующее десятилетие — 57:43, в последние годы (2000–2010) — 52:48. Таким образом, на фоне общей убыли запаса происходит переформирование товарных групп в пользу мелкого частика со средней скоростью около 0.3% в год.

Общая тенденция изменения запасов в Волгоградском водохранилище, в отличие от Саратовского, статистически не прослеживается. Изменения промысловых запасов крупночастиковых рыб характеризуются отрицательным трендом, со средней ежегодной убылью около 68 т. На долю отрицательного тренда приходится 22% вариации запасов крупного частика за рассматриваемый период.

Промысловые запасы мелкочастиковых рыб имеют выраженную положительную тенденцию за период 1980 по 2010 гг. со средним нарастанием порядка 76 т ежегодно (коэффициент детерминации 48% при $p = 0.01$). Превышение нарастания мелкого частика над крупным обеспечивает незначительный ежегодный прирост общих запасов (0.1% в год). Этот факт свидетельствует об относительной продукционной стабильности ихтиоценоза Волгоградского водохранилища в его промысловой части.

Динамика относительного промыслового использования совокупных запасов рыб на водохранилищах находится в противофазе с динамикой самих запасов. Максимальное использование биоресурсов приходится на годы с минимальным уровнем запасов или близкие к ним, что подтверждается сравнением рисунков 1 и 3. И, наоборот, в период повышения запасов биоресурсов относительное использование их снижается. Этот факт объясняется высокой консервативностью промысла, его невозможностью достаточно быстро перестроиться при изменении величины ресурса.

Динамика использования сырьевой базы в целом характеризуется усилением пресса промысла в 1980-е гг., когда промышленный лов изымал до 20–40% промыслового запаса (см. рис. 3), а объем промышленного вылова превысил 2 тыс. т на Саратовском и около 5 тыс. т на Волгоградском. В последующий период, вследствие социальных и экономических преобразований, разрушения сложившихся отношений, степень промышленного воздействия снизилась примерно вдвое. Совершенно очевидна недостаточная промысловая эксплуатация ресурсов рыб в целом, особенно в последние полтора десятилетия.

Использование запасов крупного частика повторяет таковую рыбных ресурсов в целом. Для большинства видов крупночастиковых рыб оптимальный ежегодный вылов находится в пределах 20–35% от промыслового запаса. В течение оценочного периода уровень промышленного использования запасов крупного частика достигал максимального уровня только на Волгоградском водохранилище (1980-е гг.). На Саратовском он был существенно ниже и не достигал оптимального уровня. В последующие годы степень промышленного воздей-

вия снизилась в 1.5–2 раза, что свидетельствует недостаточной промысловой эксплуатации и наличие резервов в водоемах этой товарной группы рыб.

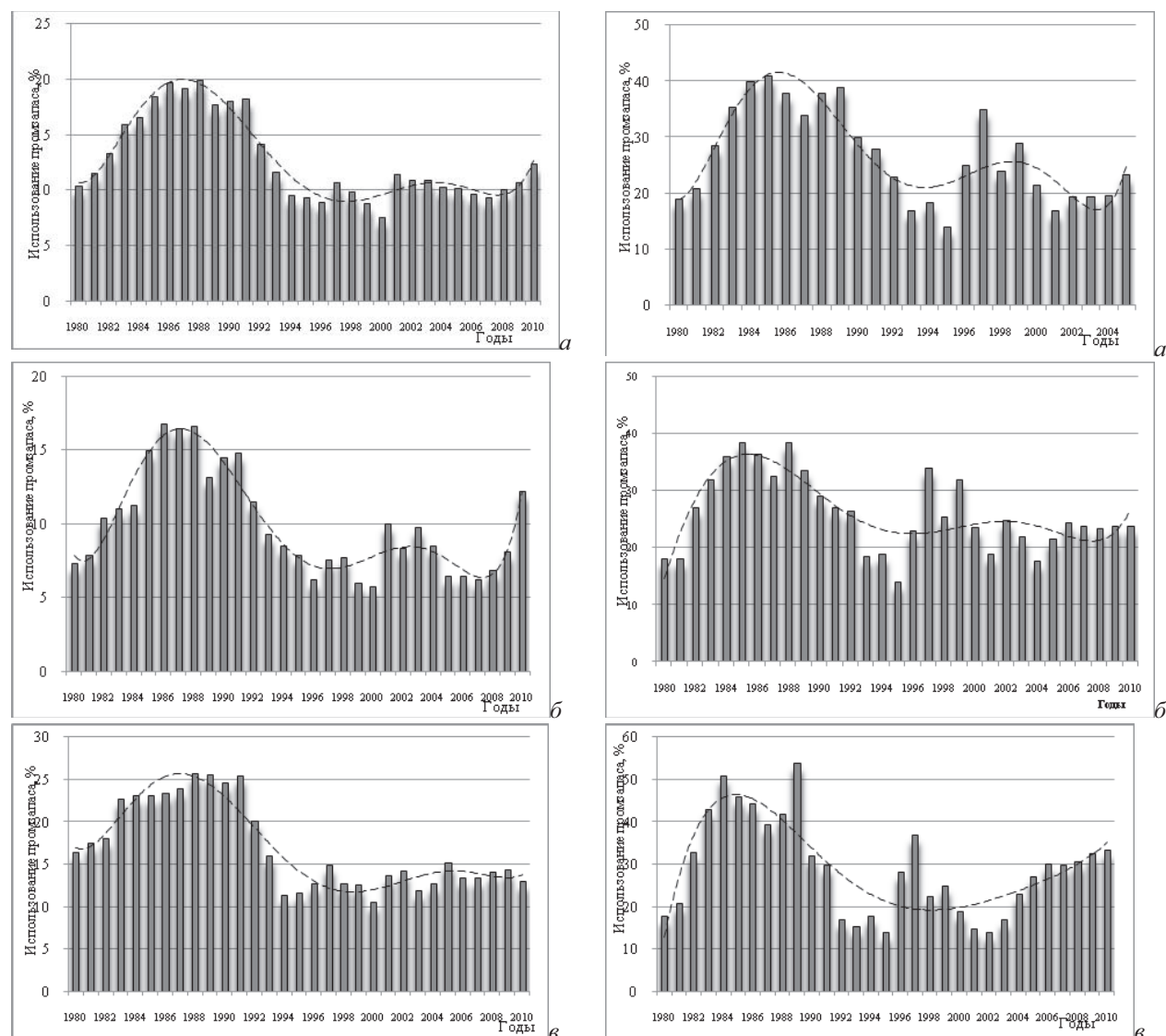


Рис. 3. Многолетняя динамика промыслового использования запаса рыб Саратовского (слева) и Волгоградского (справа) водохранилищ за период 1980–2010 гг. (пунктирной линией обозначена основная тенденция): а — совокупного промыслового запаса всех видов рыб, б — крупночастиковых, в — мелкочастиковых.

Промысловое использование запасов мелкого частика на Волгоградском водохранилище достигло оптимального уровня (35–45% от промзапаса) весьма короткий период (1984–1989 гг.). В дальнейшем было существенно ниже. На Саратовском водохранилище использование промзапаса мелкого частика было в 2–4 раза ниже оптимального. За последние 14–17 лет использование запасов мелкого частика на обоих водоемах было далеко от оптимального уровня. В первое десятилетие XXI в. установился относительно стабильно низкий уровень пресса промышленного рыболовства на промысловый ресурс мелкого частика, не превышающий 15% на Саратовском и 30% на Волгоградском, способствуя, тем самым, переформированию рыбных ресурсов в пользу мелкого частика.

Таким образом, сравнение динамики биологических ресурсов (рыб) в двух крупных водохранилищах Нижней Волги показало наличие общих и отличительных черт. Для обоих водохранилищ присущ циклический характер формирования ВБР. При этом в течение оценочного времени, фазы минимального уровня рыбных биоресурсов отмечались дважды — в 1980–1983 гг. и 2000–2003 гг. и одна фаза максимального уровня биоресурсов, пришедшая на первую половину последнего десятилетия прошлого века. В обоих водохранилищах наблюдается постепенное замещение ценных в коммерческом плане ресурсов крупного частика на более малоценный ресурс — мелкочастиковых рыб. К отличительным особенностям следует отнести факт снижения запасов промысловых рыб в Саратовском водохранилище и стабильность этого показателя в Волгоградском водохранилище. В последнем — снижение запасов крупного частика компенсируется нарастанием запасов мелкого частика.

Дальнейшее повышение промышленного использования рыбных ресурсов возможно за счет мелкого частика, резерв которого достаточно высок (около 30% от ВУ), что позволяет существенно увеличить пресс промышленного рыболовства на данную товарную группу рыб.

Список литературы

- Ермолин В.П. Динамика биологических ресурсов (рыб) Саратовского водохранилища с 1980 по 2010 годы. Со-временные тенденции формирования и развития агропромышленного рынка. Материалы Международной научно-практической конференции. Саратов: ИЦ «Наука». 2011. С. 56–63.
- Розенберг Г.С., Шитиков В.К., Брусиловский П.М. Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов). Тольятти: Изд-во ИЭВБ РАН, 1994. 182 с.
- Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК. 2010. 250 с.

ДИНАМИКА ВИДОВОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ХОДЕ ЭКЗОГЕННОЙ СУКЦЕССИИ

Г.В. Шурганова, В.В. Черепенников

*Нижегородский государственный университет им. Н. И. Лобачевского
Национальный исследовательский университет
603950, г. Нижний Новгород, пр. Гагарина, 23, shurganova@bio.unn.ru*

Зарегулирование рек и создание водохранилищ — это колоссальный по масштабам природный экологический эксперимент, неизбежно вызывающий существенные изменения гидрологического режима исходных водотоков и сопровождающийся кардинальными структурными перестройками гидробиоценозов этих водотоков.

Водохранилища характеризуются высокой динамичностью развития. При этом представляется редкая возможность проследить за перестройкой речных гидробиоценозов в новые — водохранилищные и выявить их многолетнюю динамику на протяжении жизни одного поколения исследователей.

Водные сообщества менее определены в пространстве, чем наземные, их труднее выделить, указать отличительные признаки, установить их границы и т.д. Кроме того, под воздействием комплекса факторов, в том числе и антропогенных, водные сообщества меняют свою структуру и границы. Чрезвычайно сложно также установление и размещение границ между контактирующими сообществами гидробионтов как водотоков, так водохранилищ, которые многие авторы считают переходной ступенью между рекой и озером.

Задача выявления направленных изменений видовой структуры сообществ гидробионтов на фоне значительных межгодовых колебаний численности и биомассы является также чрезвычайно сложной. В современном, наиболее общем смысле эти постепенные необратимые изменения состава и структуры сообщества, вызываемые внутренними или внешними причинами представляют собой сукцессию (Миркин и др., 1989). Перестройки видовой структуры гидробиоценозов, вызванные созданием водохранилищ, представляют собой экзогенную сукцессию.

Несмотря на большое количество публикаций, в которых приводится описание сукцессий сообществ гидробионтов и методы их оценки, проблема количественной оценки динамики перестроек видовой структуры остается до настоящего времени мало разработанной.

Для решения сложной задачи выявления направленных изменений видовой структуры гидробиоценозов в ходе экзогенной сукцессии необходимо выполнение следующих обязательных условий: 1. Выделение отдельных сообществ гидробионтов. 2. Исследование многолетней динамики выделенных сообществ. 3. Сравнение видовой структуры исследуемых сообществ с исходными, существовавшими до начала экзогенной сукцессии. 4. Выделение направленных изменений видовой структуры сообществ на фоне межгодовых колебаний показателей количественного развития гидробионтов.

Для выявления сукцессионных изменений удобным объектом являются сообщества зоопланктона, видовая структура которых хорошо отражает различного рода воздействия как природных, так и антропогенных факторов. Сообщества зоопланктона, населяющие и, следовательно, характеризующие состояние всей толщи водной массы, являются хорошими индикаторами изменений условий их существования.

Целью настоящей работы было выявление динамики видовой структуры сообществ зоопланктона Чебоксарского водохранилища в ходе экзогенной сукцессии. В основные задачи входило: 1. Выделение основных зоопланктоценозов реки Волги на участке создания Чебоксарского водохранилища, а также самого Чебоксарского водохранилища, определение занимаемых ими акваторий и границ. 2. Оценка структурной организации зоопланктонных сообществ реки Волги на участке зарегулирования Чебоксарского водохранилища. 3. Оценка многолетней динамики видовой структуры зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища. 4. Выявление направленных изменений и скоростей перестройки различающихся по видовой структуре сообществ зоопланктона на фоне значительных изменений их численности и биомассы.

Чебоксарское водохранилище является пятой ступенью Волжского каскада и входит в систему водоемов Средней Волги. Уникальность Чебоксарского водохранилища состоит в формировании его за счет двух различных по комплексу гидрофизических и гидрохимических характеристик водных потоков, поступающих из Горьковского водохранилища и р. Оки. Левобережный водный поток, поступающий из приплотинной части Горьковского водохранилища отличается от окского меньшей минерализацией воды, меньшим содержанием нитритов и нитратов, а также общего фосфора.

В настоящее время НПУ Чебоксарского водохранилища составляет 63 м БС. В апреле 2010 г. В.В. Путиным подписано распоряжение о подготовке изменений в проектную документацию Чебоксарской ГЭС, т.е. вариант поднятия уровня Чебоксарского водохранилища до отметки в 68 м.

Задачи выделения основных зоопланктоценозов р. Волги и Чебоксарского водохранилища, определения занимаемых ими акваторий и нахождения расположения границ сообществ, исследования многолетней динамики видовой структуры зоопланктоценозов, выявления скорости и направления перестроек видовой структуры планктонных сообществ на фоне значительных колебаний численности и биомассы зоопланктона в пределах отдельных сообществ зоопланктона водохранилищ, мы решали на основе представления о видовой структуре зоопланктона как многомерной динамической системе, с использованием метода многомерного векторного анализа. На основе единого представления видовой структуры зоопланктона в многомерном векторном пространстве численностей видов нами были разработаны и апробированы методические подходы к решению этих задач (Шурганова и др., 2004, 2005; Шурганова, Черепенников, 2006 и др.).

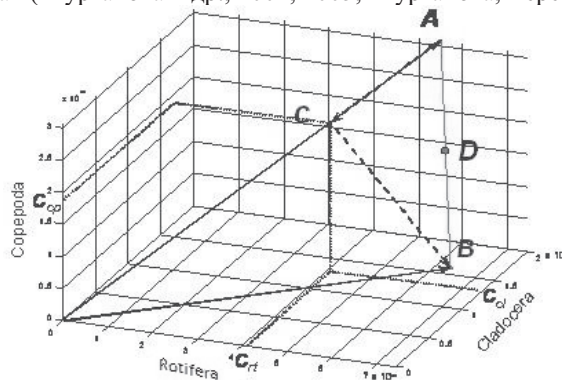


Рис. 1. Представление зоопланктоценозов А и В в пространстве численностей основных групп зоопланктона; D — «граничная» точка.

зов, не содержащих общих видов, до 1 для зоопланктоценозов с идентичной видовой структурой). Далее проводилась кластеризация видовой структуры зоопланктоценозов по близости направления векторов с использованием формализма многомерного векторного анализа.

Для решения задачи идентификации ценозов был определен вектор дискриминантных численностей видов, соединяющий центральные точки кластеров, изображающих соответствующие ценозы. Вектор дискриминантных численностей АВ (рис. 1) представлен как сумма двух векторов. Первый вектор (АС) коллинеарен вектору А, то есть имеет то же самое соотношение численностей видов, а потому характеризует лишь количественные различия зоопланктоценозов. Второй вектор (ВС) направлен по нормали к вектору А и характеризует изменение соотношений в численностях видов, то есть структурные отличия зоопланктоценозов. При этом мы считаем, что однонаправленное для всех видов увеличение или снижение численности организмов ценоза с сохранением соотношения численностей видов — количественные составляющие изменений, не приведут к изменению структуры сообщества. Изменение же видового состава и соотношения численностей отдельных видов влечет за собой структурные перестройки ценоза вплоть до возникновения нового с определенным сочетанием видов и характерными для него количественными показателями развития.

Для описания динамики видовой структуры сообщества мы предложили определять вектор его годовой перестройки, соединяющий точки — изображения видовой структуры сообщества в предшествующий и последующий годы. То есть, вектор дискриминантных численностей видов предложено использовать для определения скорости изменения видовой структуры не в пространстве, а во времени. Эти изменения (также как и вектор дискриминантных численностей) имеют как количественные так и структурные составляющие. В работе мы использовали структурные составляющие.

Расчеты проводили с помощью стандартных пакетов программ Excel, Statistica 6, Origin, а также оригинальных программ, написанных в среде Matlab.

Необходимым условием для исследования динамики перестроек видовой структуры планктонных сообществ в условиях водохранилищ является анализ материала, содержащего сведения о видовой структуре зоопланктона р. Волги на участке строительства исследуемого водохранилища. Применение предложенного нами метода многомерного векторного анализа позволило выделить на акватории р. Волги, занятой впоследствии Чебоксарским водохранилищем, два зоопланктоценоза, а также дать их пространственное размещение (рис. 2). Большую часть акватории р. Волги занимал зоопланктоценоз, по составу, доминированию и обилию идентичный окскому планктону. В ценозе преобладали реофильные коловратки р. *Brachionus* с доминирующим по численности *Brachionus calyciflorus* Pallas. Этот ценоз может быть охарактеризован как «коловраточный», реофильный.

Значительно меньшую часть акватории р. Волги занимал зоопланктоценоз, видовой состав которого включал комплекс видов, характерный для Горьковского водохранилища (рис. 2). Этот ценоз может быть охарактеризован как лимнофильный.

Два планктонных комплекса р. Волги существенно различались между собой не только площадью занимаемых ими акваторий и соотношением доминирующих видов, но и соотношением основных систематических групп, сезонной динамикой количественных показателей развития зоопланктона. При сохранении практически неизменной относительной численности видов на всей акватории реофильного ценоза, количественные показате-

Основой этих представлений является интерпретация пробы в терминах многомерной геометрии. Проба может быть представлена точкой в многомерном пространстве (гиперпространстве). Координаты этой точки содержат полные сведения, имеющиеся в базах данных (списках видов с указанием численностей и биомасс отдельных видов). Мерность пространства равна числу видов в пробе. Расстояние между точками в N-мерном пространстве характеризует степень близости проб. Области сгущения точек определяют отдельные сообщества. Нами было предложено соотносить не точки в многомерном пространстве, а векторы, соединяющие начало координат и эти точки. Близость направления векторов определяется близостью относительных численностей видов и измеряется косинусом угла между ними (от 0 для зоопланктоцено-

тели развития зоопланктона увеличивались при продвижении от г. Н.Новгород к г.Чебоксары, что в представлении видовой структуры в многомерном векторном пространстве численностей видов можно интерпретировать как увеличение «количественной» составляющей различий характеристик видовой структуры зоопланктона при постоянстве «структурной» составляющей.

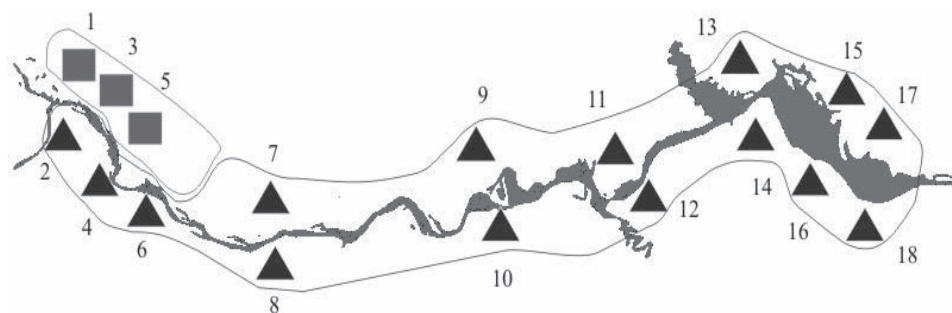


Рис. 2. Размещение зоопланктоценозов на акватории р. Волги (1979 г., июль). Станции отбора проб: 1, 2 Нижний Новгород; 3, 4 Артемовские луга; 5, 6 Кстово; 7, 8 Лысково; 9, 10 Фокино; 11, 12 Васильсурск; 13, 14 Козьмодемьянск; 15, 16 Ильинка; 17, 18, Чебоксары. ■ — лимнофильный; ▲ — реофильный зоопланктоценозы.

На основе развиваемых нами представлений о видовой структуре сообществ зоопланктона как многомерной динамической системе на акватории Чебоксарского водохранилища нами выявлены пространственно непрерывные области, характеризующиеся сходством видовой структуры, которые мы считаем областями пространственного расположения отдельных планктонных сообществ. На начальном этапе существования Чебоксарского водохранилища происходили не только значительные перестройки пространственного размещения зоопланктоценозов, но и возникновение новых. Из исходных двух речных лимнофильного и реофильного волжских зоопланктоценозов (рис. 2) на акватории последнего уже на второй год существования водохранилища (1982 г.) возник новый зоопланктоценоз, который к 1985 г. разделился на переходный и озёрный. Первоначально небольшая акватория переходного ценоза с течением времени увеличилась за счет сокращения акватории правобережного речного. Интенсивная перестройка видовой структуры зоопланктоценозов, сопровождавшаяся изменением занимаемых ими акваторий водохранилища, закончилась к началу 1990-х гг. (рис. 3).

С этого времени на акватории Чебоксарского водохранилища выделились четыре различающиеся между собой по видовой структуре зоопланктоценоза: два лимнофильных (левобережный речной и озерный), реофильный (правобережный речной) и реофильно-лимнофильный (переходный). В последнее десятилетие продолжалось увеличение размеров озерного ценоза за счет сокращения размеров переходного.

На современном этапе существования водохранилища (данные 2011 г.) на его акватории существуют четыре основные зоопланктоценоза с характерными для них особенностями видовой структуры: лево- и правобережные речные, переходный и озерный. Левобережный речной зоопланктоценоз, как и в предыдущие годы, представляет собой трансформированный и обедненный количественно зоопланктоценоз Горьковского водохранилища с численным преобладанием ракообразных. Правобережный речной зоопланктоценоз, находящийся под формирующим влиянием р. Оки, характеризуется наряду с преобладанием реофильных коловраток р. *Brachionus*, значительным развитием ветвистоусого рачка *Moina rectirostris*. В переходном зоопланктоценозе, характеризовавшемся ранее лимнофильными и реофильными чертами, доминирующее положение занимают ракообразные, преимущественно науплиальные и копепоидитные стадии *Sopropoda*, виды р.р. *Daphnia*, *Bosmina* и др., что указывает на тенденцию преобладания лимнофильных черт. Озерный зоопланктоценоз, как и в предыдущие годы, является лимнофильным. Здесь доминируют ракообразные, преимущественно *Cladocera*. Таким образом, левобережный речной, переходный и озерный зоопланктоценозы Чебоксарского водохранилища в 2011 г. можно характеризовать как лимнофильные с преобладанием ракообразных. Различия видовой структуры этих планктонных сообществ стали менее существенными, чем в предыдущие годы. В правобережном зоопланктоценозе усилилась роль ракообразных.

В выделенных нами основных зоопланктоценозах Чебоксарского водохранилища имели место два вида многолетней динамики видовой структуры. Первый — это типичная динамика, характерная для правобережного речного и переходного ценозов, при которой в первые годы существования водохранилища скорости перестройки имели большую величину, но процесс носил колебательный характер, в связи с чем суммарные результирующие перестройки за этот период невелики. С течением времени скорости убывали и выявлялось направление накапливающихся изменений. Второй вид динамики наблюдался в озерном зоопланктоценозе. Здесь сукцессия носила двухэтапный характер со сменой направления перестройки. В первые годы существования водохранилища (период значительных межгодовых перестроек) на фоне высокой численности коловраток произошло существенное увеличение количества ракообразных, преимущественно, веслоногих. Средняя индивидуальная масса зоопланктона в этот период была низкой. С пятого года существования водохранилища характер перестроек озерного ценоза существенно изменился. Отличительной особенностью в этот период было значительное возрастание численности ветвистоусых ракообразных, существенное возрастание средней индивидуальной массы зоопланктона и усиление лимнофильных черт. Смена направления перестройки в этом ценозе произошла в отсутствии существенных изменений внешних условий и без значительных колебаний скорости, в отличие от первых лет после зарегулирования стока, что позволяет предположить преимущественно автогенный характер этого процесса. Наименее устойчивые процессы перестройки наблюдались в левобережном реч-

ном ценозе. Скорости межгодовых перестроек в этом ценозе имели большую величину на протяжении всего периода наблюдений, сравнимую со скоростями первых лет в других ценозах, что объясняется непрерывным и значительным антропогенным воздействием на левобережный речной ценоз.

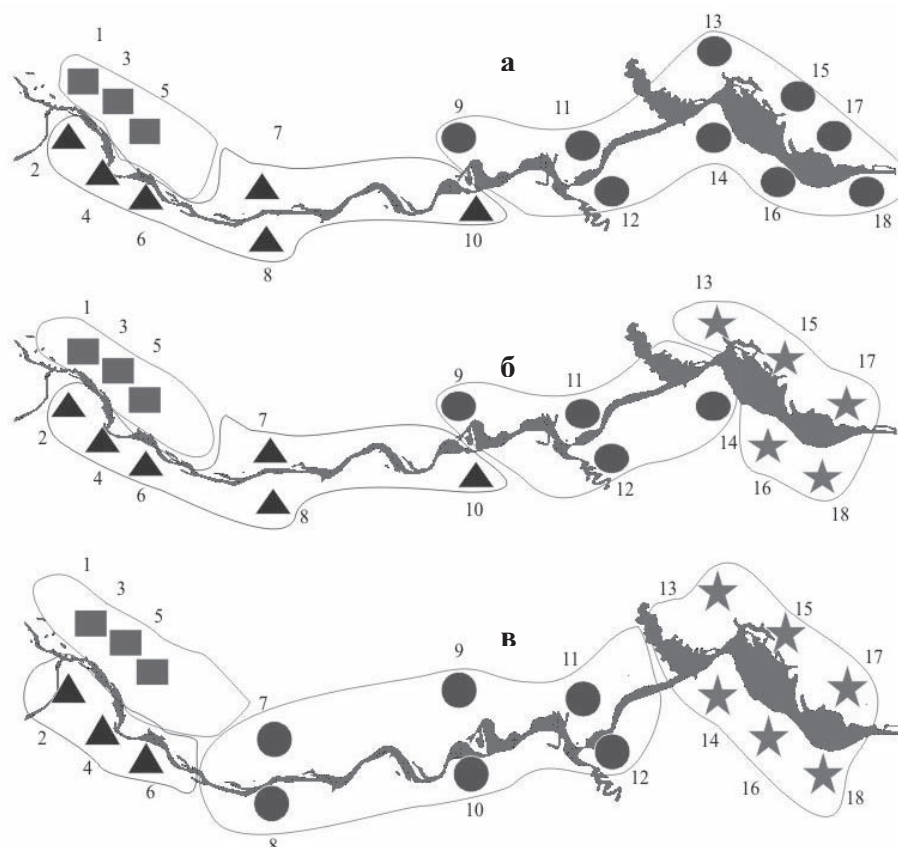


Рис. 3. Пространственное размещение зоопланктоценозов на акватории Чебоксарского водохранилища: а — 1982 г.; б — 1985 г.; в — 1991–2002 г. Станции отбора проб: 1, 2 Нижний Новгород; 3, 4 Артемовские луга; 5, 6 Кстово; 7, 8 Лысково; 9, 10 Фокино; 11, 12 Васильсурск; 13, 14 Козьмодемьянск; 15, 16 Ильинка; 17, 18, Чебоксары. ■ — левобережный речной; ▲ — правобережный речной; ● — переходный; ★ — озерный зоопланктоценозы.

Представление планктонного сообщества в многомерном пространстве численностей видов и определение вектора межгодовых перестроек впервые позволило выявить направления, скорости перестроек, а также разделить их на «структурные» и «количественные» составляющие. Динамика видовой структуры в первые годы существования водохранилищ носила колебательный характер с большими амплитудами межгодовых перестроек и изменяющимся их направлением. Колебательный характер процесса перестроек в первые годы существования водохранилищ, показанный на примере Чебоксарского водохранилища, является, на наш взгляд, характерным и для других водохранилищ, построенных на равнинных реках. Подтверждением этому служит детальный анализ литературных источников. Становление лимнофильного комплекса зоопланктона водохранилищ продолжается впоследствии с меньшими значениями скоростей межгодовых перестроек, но устойчивым их направлением.

Несмотря на то, что интенсивная перестройка видовой структуры зоопланктона Чебоксарского водохранилища, сопровождавшаяся изменением пространственного размещения его исходных зоопланктоценозов и возникновением новых, закончилось к началу 90-х гг. XX века, в дальнейшем сообщества зоопланктона изменяли свою видовую структуру со значительно меньшими скоростями. В целом за время существования Чебоксарского водохранилища, вплоть до настоящего времени, границы основных сообществ зоопланктона продолжают изменяться, изменяется также и видовая структура сообществ зоопланктона в направлении усиления лимнофильных черт. Выявление направленных изменений и скоростей перестройки различающихся по видовой структуре сообществ зоопланктона на фоне значительных изменений их численности и биомассы, может послужить основой для прогнозирования состояния экосистем Чебоксарского водохранилища при поднятия его уровня до 68 м БС.

Список литературы

- Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. М.: Наука, 1989. 224 с.
- Шурганова Г.В., Черепенников В.В. Формирование и развитие зоопланктонных сообществ водохранилищ Средней Волги // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2006. Т. 8. № 1. С. 241–247.
- Шурганова Г.В., Черепенников В.В., Артельный Е.В. Динамика численности дискриминантных видов основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища // Поволжский экологический журнал. 2004. № 2. С. 200–209.

РОЛЬ ДОННЫХ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ПИТАНИИ РЫБ-БЕНТОФАГОВ В ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ

Г.Х. Щербина

ИБВВ РАН, 152742 Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, gregory@ibiw.yaroslavl.ru

К основным потребителям зообентоса в волжских водохранилищах относятся: плотва, лещ, густера, ерш, стерлядь и молодь окуня. Численность остальных потенциальных бентофагов (карася, сазана, линя и др.) в водохранилищах незначительная и собрать достоверный материал по их питанию весьма затруднительно. Наиболее подробно было изучено И.К. Болдиной (1960) питание густеры в пяти волжских водохранилищах и Т.С. Житенева (1958, 1980) — питание леща в Рыбинском водохранилище. В работах отмечены доминирующие в кишечниках виды и группы донных макробеспозвоночных и отсутствует весь список обнаруженных пищевых объектов. Питание плотвы подробно было исследовано нами в Рыбинском водохранилище (Shcherbina, Buckler, 2006) и оз. Плещеево (Щербина, 2008). Представленный в настоящей работе материал собран в период с 2000 по 2002 гг. в шести волжских водохранилищах из траловых уловов. Всего исследовано содержимое 117 желудочно-кишечных трактов (ЖКТ). Хотя объем собранного материала по питанию леща, густеры и стерляди относительно незначителен, но все же мы считаем возможным привести его для сравнительного анализа спектра питания бентосоядных рыб в различных волжских водохранилищах и сравнить с данными предыдущих исследователей (Житенева, 1958, 1980; Болдина, 1960, 1961, 1966). Лабораторная обработка собранного материала проводилась по методике, общепринятой для изучения питания рыб (Методическое пособие ..., 1974). Пищевой комок, извлеченный из ЖКТ, подсушивался на фильтровальной бумаге, взвешивался на торсионных весах (ВТ-1000), а затем просматривался под микроскопом МБС-10. Все содержимое ЖКТ подвергалось тотальному просмотру. По выбранным фрагментам донных макробеспозвоночных подсчитывалось число потребленных организмов. Потребленную массу восстанавливали из проб зообентоса, одновременно собранных с материалом по питанию рыб или из карточек обработанных проб зообентоса.

Питание леща. Всего в пяти водохранилищах собрано 43 кишечника леща, в том числе в Рыбинском — 6, Горьковском — 7, Куйбышевском — 17, Саратовском — 6 и Волгоградском — 7. В пищевых комках леща обнаружено от 7 до 18 видов донных макробеспозвоночных (табл. 1). Наибольшее видовое разнообразие пищи в Куйбышевском водохранилище, по-видимому, это связано с тем, что здесь было собрано наибольшее количество кишечников. Два вида — *Dreissena polymorpha* и *Procladius choreus* встречались в составе пищи леща всех водохранилищ. Причем, максимальная частота встречаемости и численность дрейссены полиморфной и *Dikergammarus haemobaphes* были отмечены в водохранилищах Нижней Волги, а личинок мотыля *Chironomus plumosus* — Верхней Волги. Промежуточное положение занимала полихета *Hypania invalida*, имеющая наибольшее значение в питании леща Горьковского и Куйбышевского водохранилищ (табл. 1).

Анализ содержимого кишечников леща показал, что в Рыбинском водохранилище основу пищи составляли личинки и куколки хирономид, в Горьковском — хирономиды и полихеты, в Куйбышевском — полихеты и ракообразные, в Саратовском и Волгоградском — моллюски и ракообразные (табл. 2). В 1977 г. в Рыбинском водохранилище основу пищи тоже составляли личинки хирономид, причем ~80% приходилось на личинок мотыля (Житенева, 1980).

Питание густеры. Всего в волжских водохранилищах собрано 54 кишечника густеры, в том числе в Рыбинском — 14, Горьковском — 24, Куйбышевском — 7, Саратовском — 4 и Волгоградском — 5.

В пищевых комках густеры обнаружено от 4 до 20 таксонов донных макробеспозвоночных (табл. 1). Причем, как и у леща, максимальное видовое разнообразие в составе пищи густеры отмечено в Горьковском водохранилище, где было собрано наибольшее число кишечников. *Dreissena polymorpha* встречалась в составе пищи густеры всех водохранилищ (табл. 1). Наибольшая частота встречаемости (100%) моллюска была в Саратовском водохранилище, наименьшая (21%) — Рыбинском.

Основу пищи густеры во всех волжских водохранилищах составляли моллюски, на долю которых приходилось от 74% до 95% потребленной массы. В Рыбинском водохранилище роль второстепенного кормового объекта играли хирономиды (18%), в Горьковском — полихеты (21%). В остальных трех водохранилищах моллюски существенно преобладали над другими группами (табл. 2). При изучении питания густеры в волжских водохранилищах (Болдина, 1960) было установлено, что в 1956–1958 гг. состав пищи в исследованных водохранилищах существенно отличался как по сезонам, так и по различным зонам. В Рыбинском и Горьковском водохранилищах, в составе пищи, доминировали моллюски из родов *Viviparus*, *Cincina* (*Valvata*) и *Sphaerium*. В настоящее время существенно возросла роль дрейссены, что связано с резким снижением (по сравнению с 1956–1958 гг.) численности сферид, которые доминировали в составе макрозообентоса Горьковского и Рыбинского водохранилищ в середине 50-х гг. прошлого столетия (Митропольский, Бисеров, 1982). В Куйбышевском водохранилище в 1956 г. в составе пищи рыб пойманных в прибрежье доминировали хирономиды, в русловых участках — поденки, ракообразные и моллюски. Причем, наиболее старшие возрастные группы предпочитали моллюсков, младшие — хирономид и поденок (Болдина, 1960).

Питание стерляди. Материал по питанию стерляди удалось собрать только в Чебоксарском водохранилище в сентябре 2001 г. (9 желудков) и 2005 г. (11 желудков). В оба года обнаружено по 11 таксонов (табл. 1). В 2001 г. максимальную частоту встречаемости и существенную долю по биомассе составляла живородка

Viviparus viviparus, в 2005 г. — поденка *Hydropsiche ornatula*, максимальная численность которой в одном желудке достигала 1062 экз. (табл. 1, 2).

Таблица 1. Таксономический состав и частота встречаемости (%) макробеспозвоночных в питании бентосоядных рыб волжских водохранилищ

Таксон	Лещ					Густера					Стерлядь	
	Р	Г	К	С	В	Р	Г	К	С	В	Ч ¹	Ч ²
<i>Acroloxus lacustris</i> (L.)	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i> Mueller	0	0	6	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i> (L.)	17	14	18	0	0	<u>43</u> 1-8	17	14	0	0	0	0
<i>B. leachi</i> Sheppard	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0
<i>C. piscinalis</i> (Mueller)	17	0	12	17	14	<u>79</u> 2-30	8	<u>57</u> 2-27	0	20	11	0
<i>C. pulchella</i> (Studer)	0	0	12	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Lymnaea ovata</i> (Draparnand)	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0
<i>Viviparus viviparus</i> (L.)	<u>50</u> 1-7	14	6	0	0	<u>50</u> 1-26	4	<u>43</u> 2-4	0	0	<u>89</u> 2-14	0
<i>Adacna colorata</i> (Eichwald)	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euglesa casertana</i> (Poli)	<u>67</u> 1-16	14	12	0	14	<u>57</u> 1-25	0	0	0	0	0	0
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas)	17	<u>43</u> 2-3	<u>29</u> 1-79	<u>67</u> 17-99	<u>85</u> 2-923	<u>21</u> 1-18	<u>79</u> 1-86	<u>87</u> 8-85	<u>100</u> 1-164	<u>40</u> 8-44	11	0
<i>Neopisidium moitessierianum</i> (Paladilhe)	17	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0
<i>Hypania invalida</i> Grube	0	<u>43</u> 52-162	<u>53</u> 40-282	0	14 8	0	<u>63</u> 4-44	14	0	0	11	9
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede*	<u>33</u> 2-12	14	0	0	14	0	0	0	0	<u>40</u> 3-12	0	0
<i>Tubifex newaensis</i> (Michaelsen)*	<u>67</u> 2-306	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella octoculata</i> (L.)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0
<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	0	0	0	17	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Piscicola geometra</i> (L.)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
<i>Asellus aquaticus</i> (L.)	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Corofium flaviatilis</i> (Martinov)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<u>45</u> 1-38
<i>Gmelinoides fasciatus</i> (Stebbin)	0	14	0	0	0	31	8	0	0	0	0	0
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (Eichwald)	0	0	<u>53</u> 1-28	<u>83</u> 2-134	<u>86</u> 3-7	0	0	14	<u>50</u> 4	<u>80</u> 1-10	0	0
<i>Pontogammarus olesus</i> (Sars)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Paramisus ullskyi</i> Czernaivsky	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
Coleoptera gen spp. (Imago)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0
<i>Sialis lutaria</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0
<i>Hydropsiche ornatula</i> McLachlan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<u>100</u> 31-1062
<i>Oecetis ochracea</i> Curtis	17	14	0	0	0	7	13	0	0	0	0	0
<i>Mallochohelea inermis</i> Kieffer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
<i>Procladius choreus</i> (Meigen)	<u>83</u> 3-98	<u>71</u> 1-26	<u>29</u> 2-12	<u>33</u> 4-114	<u>29</u> 8-28	0	8	0	0	20	11	0
<i>Potthastia longimana</i> Kieffer	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psectrocladius fabricius</i> Zelentsov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<u>55</u> 2-4
<i>Chironomus obtusidens</i> Goetghebuer	0	0	<u>18</u> 8-180	0	0	0	4	14	0	0	11	<u>18</u> 2-1167
<i>Ch. plumosus</i> L.	<u>67</u> 1-82	<u>43</u> 2-26	<u>24</u> 2-25	17	0	<u>64</u> 1-112	<u>25</u> 1-3	0	0	0	0	9
<i>Cryptochironomus obreptans</i> (Walker)	33	14	0	0	71	14	8	0	25	20	11	0
<i>C. psittacinus</i> (Meigen)	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>C. redekei</i> Kruseman	0	0	6	17	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. ussouriensis</i> Goetghebuer	33	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptotendipes nigronitens</i> (Edwards)	0	0	0	0	14	0	4	0	0	0	0	0
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger)	0	29	6	0	0	0	0	0	0	0	0	27
<i>Glyptotendipes paripes</i> Edwards	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	9
<i>Parachironomus vitiosus</i> Goetghebuer	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum bicornatum</i> Kieffer	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>P. nubeculosum</i> (Meigen)	0	0	0	0	0	0	0	14	0	20	0	0
<i>Stenochironomus gibus</i> (Fabricius)	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Cladotanytarsus gr. mancus</i> Kieffer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	<u>55</u> 2-20
<i>Tanytarsus lestagei</i> Goetghebuer	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>T. gr. gregarius</i> Kieffer	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	18
Всего обнаружено таксонов (48)	13	12	18	7	9	17	20	8	4	10	11	11

Примечание: Здесь и в табл. 2 водохранилища: Р — Рыбинское, Г — Горьковское, К — Куйбышевское, С — Саратовское, В — Волгоградское. Ч¹ — Чебоксарское по материалу, собранному в 2001 г., Ч² — то же самое в 2005 г. Над чертой — частота встречаемости, под чертой — минимальное и максимальное число пищевого компонента в ЖКТ.

Так как материал по питанию стерляди был собран нами в оба года на одном и том же участке (устье р. Оки), по-видимому, преобладание в составе пищи моллюсков в 2001 г. связано с небольшой численностью поденок в этот год. Ранее, при изучении питания стерляди в Горьковском и Куйбышевском водохранилищах (Болдина, 1961, 1966) было установлено, что основу пищи стерляди в различные месяцы 1955–1958 гг. составляли моллюски и

поденки. Причем, по данным И.К. Болдиной (1961) максимальная численность потребленных *Hydropsiche ornatula* в Горьковском водохранилище доходила до 950 экз., что несколько меньше чем у стерляди из Чебоксарского водохранилища. Следует так же отметить, что у одной особи стерляди в Чебоксарском водохранилище в 2005 г. было обнаружено 1167 относительно крупных личинок и куколок *Chironomus obtusidens*. Аналогичная максимальная численность личинок и куколок р. *Chironomus* в ЖКТ одной особи бентосоядных рыб была отмечена у линя оз. Виштынецкого (Щербина, 1987) и сига оз. Севан (неопубликованные данные автора).

Всего в пищевых комках исследованных бентосоядных рыб обнаружено 48 таксонов, из которых наиболее разнообразно представлены личинки и куколки хирономид (19 таксонов), моллюски — 12 видов и ракообразные — 6 видов. Наибольшее видовое разнообразие состава пищи (35 таксонов) обнаружено у густеры, наименьшее (17) — у стерляди

Таблица 2. Состав пищи бентосоядных рыб волжских водохранилищ

Группа	Лещ					Густера					Стерлядь	
	Р	Г	К	С	В	Р	Г	К	С	В	Ч ¹	Ч ²
Моллюски	21	10	20	62	41	79	74	94	95	86	90	0
Полихеты	0	40	39	0	2	0	21	1	0	0	2	1
Ракообразные	0	0	32	28	34	3	1	3	2	10	0	5
Хирономиды	58	41	9	10	15	18	3	2	1	1	6	9
Ручейники	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85
Прочие	21	9	0	0	8	0	1	0	2	3	2	0

(табл. 1). К постоянным компонентам (имеющим частоту встречаемости $\geq 50\%$) можно отнести 12 видов. Наибольшие различия по спектру питания в исследованных водохранилищах отмечены у леща. В Рыбинском водохранилище, в составе его пищи, доминировали хирономиды, в Горьковском — хирономиды и полихеты, в Куйбышевском — полихеты и ракообразные, в Саратовском и Волгоградском — моллюски и ракообразные. Такие различия в пищевом спектре леща связаны, на наш взгляд, с доминированием и доступностью каждой из этих групп в исследованных водоемах. В пищевом спектре густеры всех водохранилищ значительно преобладали моллюски, что связано с наличием у нее глоточных зубов, способных дробить раковины дрейссены и живородки. Основу пищи стерляди составляли моллюски и поденки, обитающие на плотных грунтах и являющиеся легкой добычей для стерляди с ее нижним ртом, не способным извлекать пищу на заиленных биотопах. Сравнительный анализ питания леща, густеры и стерляди в 1955–1958 гг. и в начале 21-го века не выявил существенных различий.

Автор выражает свою искреннюю признательность безвременно ушедшему из жизни С.В. Козловскому, собравшему материал из Волгоградского и Саратовского водохранилищ.

Список литературы

- Болдина И.К. Питание густеры Волжских водохранилищ // Тр. Ин-та биол. водохранилищ АН СССР. 1960. Вып. 3 (6). С. 158–169.
- Болдина И.К. О питании стерляди в Горьковском водохранилище // Тр. Ин-та биол. водохранилищ АН СССР. 1961. Вып. 4 (7). С. 273–280.
- Болдина И.К. Некоторые особенности биологии стерляди в Куйбышевском водохранилище // Биология рыб Волжских водохранилищ. Вып. 4 (7). С. 273–280.
- Житенева Т.С. О питании леща в Рыбинском водохранилище // Тр. биол. ст. "Борок". 1958. Вып. 3. С. 259–272.
- Житенева Т.С. Питание леща на разных биотопах Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1980. № 46. С. 26–30.
- Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. 1974. М.: Наука, 254 с
- Митропольский В.И., Бисеров В.И. Многолетняя динамика зообентоса в Горьковском водохранилище // Экология водных организмов верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука. 1982. С. 145–153.
- Щербина Г.Х. О питании линя на серых илах оз. Виштынецкого. Биология внутренних вод. Информ. бюл. Л., 1987, № 75. С. 43–47.

МЕТОДИКА И РЕЗУЛЬТАТЫ ПРОГНОСТИЧЕСКИХ РАСЧЕТОВ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В МАЛОВОДЫЙ ГОД ВТОРОЙ ПОЛОВИНЫ XXI ВЕКА

К.К. Эдельштейн, М.Г. Гречушникова

МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Воробьевы горы; ИВП РАН, Москва, ул. Губкина, д.3, allavis@mail.ru

Изменение климата в бассейне Рыбинского водохранилища проявилось особенно заметно в 1976–2008 гг. в увеличении осадков и температуры воздуха на водомерных постах этого водоема в холодную часть года на 1.6–1.7 °С и в повышении температуры воды в летние месяцы (до 0.89 °С/10 лет в июле), в снижении прозрачности его водной массы, в увеличении содержания в ней хлорофилла «а» и зоопланктона (Литвинов, Рошупко, 2007; Литвинов, Законнова, 2011). В ситуации изменения климатических характеристик представляется актуальным проанализировать возможные сценарии изменения режима Рыбинского водохранилища — единственного в Волжско-Камском каскаде, осуществляющего многолетнее регулирование стока. Для воспроизведения внутригодового хода температуры и электропроводности воды использована модель ТМО (тепло-массообмена

водохранилища) (Пуклаков, 1999, 2011), которая хорошо воспроизводит внутрисезонный ход гидрологических характеристик в этом водоеме.

Для задания исходных метеорологических данных использованы результаты климатической модели INM RAS, воспроизводящей сценарий A2 для ближайшего к водохранилищу узла ее сетки с координатами 60° с.ш. 40° в.д. Для прогноза предполагаемого изменения стока воды использованы материалы исследований коллектива географического ф-та МГУ (Сидорова, 2009; Эколого-географические последствия ..., 2011). Для центра Европейской равнины к середине 21 в. ожидается сокращение слоя стока половодья, модульный коэффициент слоя стока за половодье возможно составит 0.4–0.9 (верхний и нижний предел 90% доверительного интервала). Для центра Европейской части изменение годового слоя стока не имеет однозначной направленности, и, согласно картам стока М.В. Сидоровой (2009) в виде изолиний модульного коэффициента, пределы 90% доверительного интервала могут составлять от 0.7 до 1.3.

Режим предполагаемого притока воды должен быть увязан с синоптическими циклами (периоды формирования паводков должны соответствовать периодам выпадения осадков), поэтому для задания предполагаемого изменения погодных условий использована следующая методика: данные климатической модели INM RAS (в распоряжении авторов имелся прогнозный ряд с 2045 по 2075 гг.) были осреднены за 30 лет. По данным наблюдений выделены периоды ледостава и открытой воды. Для этих периодов определены средние значения характеристик для наблюдавшегося и осредненного климатического модельного ряда и рассчитаны переходные коэффициенты для введения поправки к фактическим данным. Таким способом получены ряды осадков, скорости ветра, температуры и влажности воздуха, давления. Для расчета возможного изменения поступления длинноволнового излучения атмосферы в качестве исходного ряда использованы расчетные значения модели ТМО при фактически заданных погодных условиях. В итоге полученная сумма осадков и средние значения других величин приведены к характерным прогнозным значениям, которые рассчитаны климатической моделью INM RAS. Применение методики приведения фактических данных связано с необходимостью сохранить в прогнозных рядах синоптические циклы, имеющих важное значение для формирования гидрологической структуры водоема, а также связанное с ними изменение притока воды с водосбора. Именно поэтому нельзя было ограничиться 30-летним осреднением прогнозных значений метеорологических характеристик.

Для прогноза в данной работе выбрано наиболее неблагоприятное сочетание уменьшения слоя годового стока (на 30%) и слоя стока за половодье, а именно: с западной части водосбора (реки Юхоть, Сутка, Сить, Молога с Чагодошей и др.) на 50%, а с северо-восточной (реки Суда с Андогой, Ухра с Согожей и др.) на 40% (нижний предел доверительного интервала (Сидорова, 2009)). На основании выбранных модульных коэффициентов рассчитаны предполагаемые значения расходов воды притоков водохранилища по данным фактически наблюдаемых расходов воды. Для сложившегося водного хозяйства уровень воды в нижних бьефах всех трех гидроузлов важно поддерживать близким к современному. Поэтому в прогностическом расчете ежесуточные сбросы воды через Рыбинскую ГЭС сокращены на 25% (пропорционально ожидаемому уменьшению притока воды со всего верхневолжского бассейна).

При реализации прогноза сокращения притока воды ожидается изменение структуры водного баланса, изменится режим колебания уровня (внутригодовая амплитуда уменьшится более чем на 30%). Уменьшится и проточность водохранилища: при прогнозируемом снижении притока K_v сократится до 0.96 год^{-1} , т.е. на 12%. Наибольшее сокращение проточности (до 30–40%) наступит весной (март–апрель) из-за уменьшения объема половодья и необходимости возможно большего наполнения водохранилища. Летом возможно небольшое увеличение проточности при всё большей сработке полезного объема. Почти вдвое возрастет испарение вследствие увеличения оранжерейного эффекта, интенсифицирующего потоки длинноволновой радиации, и дополнительного нагревания водной поверхности летом эффективным излучением в послеполуденное время.

По результатам моделирования по-разному изменятся сроки характерных периодов внутригодового режима на Рыбинском водохранилище и в его плесах: на неделю сократится период ледостава весной, осенью водохранилище будет замерзать на 1–2 недели позднее; на 2–3 декады увеличится продолжительность периода прямой стратификации; более, чем на 4 °C возрастет разность поверхностной и придонной температуры воды; в глубоководных участках максимум придонной температуры сдвинется с конца августа на середину сентября. Увеличение температуры придонного слоя возможно на 2–3 °C в летние месяцы и на 3–5 °C в сентябре–октябре (особенно в глубоководных участках Главного плеса), что будет связано с большим накоплением тепла в толще воды и донных грунтов в период нагревания водохранилища (табл. 1).

Зимняя обратная стратификация сохранялась в верховьях Шекснинской лопасти до III декады апреля, а в прогнозном сценарии длится до I декады апреля. Наиболее существенные отличия температуры поверхности воды (по сравнению с 1964 г.) заметны с начала мая (для верховьев лопасти) до середины мая в котловинной части: при более быстром прогревании превышение расчетных значений температуры воды в прогнозном варианте над диагностическим составляет от 8.8 до 9.6 °C (рис. 1, табл. 1).

В прогнозном сценарии удлиняется период устойчивой стратификации водной толщи когда различия температуры воды у поверхности и дна составляют ≥ 5 °C: в приплотинном участке (рис. 1а) этот период в условиях 1964 г. длился со II декады мая по II декаду июля, а в прогнозе он начнется в начале мая и сменится конвективным перемешиванием только в III декаде августа.

Наибольшие различия температуры воды Моложской лопасти между расчетными и прогнозными проявятся с I декады мая (рис. 1б) — 6–7 °C в верховьях лопасти по III декаду мая в котловинной части — 7–9 °C. За летние месяцы в прогнозном сценарии температура поверхности воды в среднем на 6 °C превышает значения 1964 г., а в придонных горизонтах — в среднем на 2 °C. Период устойчивой прямой стратификации в Молож-

ской и Шекснинской лопастях удлинится: в 1964 г. он продолжался с II декады мая по II декаду августа, а по прогнозу будет длиться с I декады мая по I декаду сентября. Различия температуры воды в поверхностном и придонном слоях за летние месяцы увеличатся в среднем более чем на 4.5 °С.

Таблица 1. Прогноз изменения показателей термического режима Рыбинского водохранилища в маловодные годы середины XXI в.*

Изменение внутригодового режима	В Моложской лопасти	В Шекснинской лопасти	В Волжском плесе	В Приплотинном плесе
Наибольшее увеличение температуры поверхности воды весной	На 9.6 °С	На 8.8 °С	На 8.9 °С	На 9.1 °С
Увеличение периода прямой стратификации	На 3 декады	На 3 декады	На 3 декады	На 2 декады
Среднее за год и наибольшее увеличение придонной температуры	На 0.96 °С. до 5.1 °С в I декаде октября	На 0.8 °С. до 6.1 °С в I декаде ноября	На 0.1 °С. до 4.2 °С в I декаде ноября	На 1 °С. до 4.9°С в II декаде сентября
Смещение максимума температуры у дна	—	—	С I декады на II декаду сентября	С III декады августа на II декаду сентября
Увеличение разности поверхностной и придонной температуры	До 8.9 °С в III декаде мая	До 10 °С в I декаде мая	До 8.5 °С в III декаде мая и июня	До 8.4 °С III декады мая и июня

*В табл. 1 приведены возможные изменения режима водохранилища по сравнению с расчетными данными для маловодного 1964 г., для которого модель хорошо воспроизводит внутригодовой ход температуры воды.

В Волжской лопасти (рис. 1 з) наибольшие изменения температуры воды при реализации прогноза могут произойти с I–II декады мая и составить 7–8 °С. Максимум температуры воды в придонном слое сдвинется с III декады августа на II декаду сентября. Наибольшее климатическое увеличение значений температуры воды в придонном слое наступит в осенний период во I декаде ноября (более 4 °С). В прогнозном сценарии обратная стратификация в весенний период исчезает на две недели раньше — в середине апреля. Период стратификации в Волжской лопасти в 1964 г. длился со II декады мая по I декаду августа, а по прогнозу будет продолжаться на 3–4 недели дольше — с I декады мая по III декаду августа. Наибольшие увеличения различий поверхностной и придонной температуры вод произойдет в начале мая (до 5.3 °С), а в период прямой стратификации оно составит в среднем 3 °С.

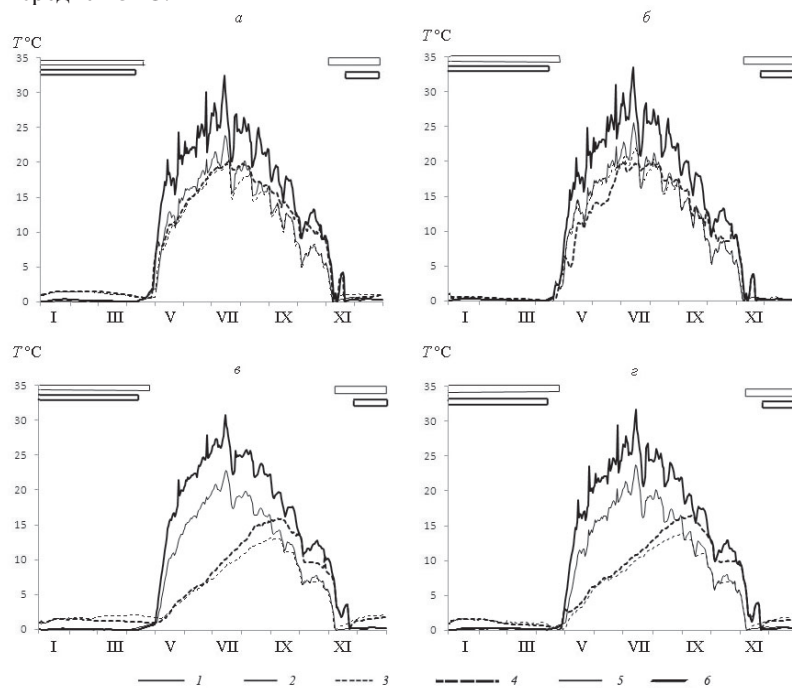


Рис. 1. Прогнозируемое повышение среднесуточной температуры воды в маловодный год середины XXI в. в Рыбинском водохранилище: в верховьях Шекснинской (а) и Моложской (б) лопастей, в Главном (в) и приплотинном (г) плесах в поверхностном слое в 1964 г. (1) и по прогнозу (2) и в придонном слое в 1964 г. (3) и по прогнозу (4); период ледостава в 1964 г. (5) и по прогнозу (6).

В глубоководных плесах наибольших различий значения поверхностной и придонной температуры достигают в конце осени, когда в 1964 г. водная масса уже остывала, а по прогнозу ее теплозапас еще достаточен для обмена теплом с грунтами дна, причем наступление максимума придонной температуры в глубоководных плесах сдвигается на 1–2 декады. В верховьях лопастей большие различия температуры по вертикали возникают не только осенью, но и в начале весны из-за более быстрого нагревания воды в прогнозном варианте, а смещения наступления максимума температуры воды придонного слоя прогноз не дает.

В случае реализации прогноза сокращения притока к Рыбинскому водохранилищу на протяжении не одного года возможна ситуация, подобная сложившейся в настоящее на Цимлянском водохранилище. Серия маловодных лет в бассейне Дона привела к понижению уровня воды в водохранилище и обсыханию значительной площади мелководий. Среди негативных последствий маловодья — понижение уровня грунтовых вод, изменение береговых биоценозов, сокращение рыбных запасов, ухудшения условий работы водозаборных сооружений, неблагоприятные условия для рекреации (<http://www.vlg.aif.ru/society/article/21455>). Учитывая опыт, который можно извлечь из данного примера, было бы полезно заблаговременно предусмотреть варианты работы как Рыбинского гидроузла в частности, так и всего Волжского каскада в целом при различных сценариях изменения притока. Тем более, что в ситуации маловодья летом 2010 г. водное хозяйство испытывало значительные затруднения в предоставлении ресурсов различным водопотребителям и водопользователям.

Список литературы

- Литвинов А.С., Роцупко В.Ф. Многолетние и сезонные колебания уровня Рыбинского водохранилища и их роль в функционировании его экосистемы // Водные ресурсы. 2007. Т. 34, № 1. С. 33–40.
- Литвинов А.С., Законнова А.В. Гидрологические условия в Рыбинском водохранилище в период потепления климата // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. 1. Гидро- и геодинамические процессы. Пермь: ПГУ, 2011. С. 101–104.
- Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища. Руководство для пользователей. М. ГЕОС, 1999. 96 с.
- Пуклаков В.В. Структурные особенности и параметризация алгоритма гидрологической модели водохранилищ // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. 1. Гидро- и геодинамические процессы. Пермь: ПГУ, 2011. С. 136–142.
- Сидорова М.В. Оценка возможных изменений водных ресурсов Восточно-Европейской равнины в XXI веке // Вода: химия и экология. 2009. № 5. С. 2–7.
- Эколого-географические последствия глобального потепления климата XXI века на Восточно-Европейской равнине и Западной Сибири / Под ред. Н.С. Касимова и А.В. Кислова. М.: МАКС Пресс, 2011. 496 с.
- <http://www.vlg.aif.ru/society/article/21455>

ИНВАЗИИ ДРЕЙССЕНИД (*DREISSENA BUGENSIS* И *D. POLYMORPHA*): ЭВОЛЮЦИОННЫЙ АСПЕКТ

В.Н. Яковлев, И.С. Ворошилова, В.В. Павлова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742 Ярославская область Некоузский район п. Борок, issergeeva@yandex.ru

Эксплозивное расширение ареалов *Dreissena polymorpha* (Pall.) и *D. bugensis* (Andr.) в конце 20-го века вызвало вспышку интереса не только к экологическим, но и к эволюционным аспектам проблемы, прежде всего, к геологической предыстории расселяющихся видов и филогеографии нативных и инвазивных популяций (Мордухай-Болтовской, 1960; Бабак, 1983; Старобогатов, 1994; Харченко, 1995; обзор: Marsden et al., 1996; Stepien et al., 2003; Therriault et al., 2004; Astanei et al., 2005; Therriault et al., 2005; Gelembiuk et al., 2006; May et al., 2006 и мн. др.). Эволюционная история ветвей *Dreissena s. str.* и *Pontodreissena*, связанная с драматической историей озер-морей Паратетиса, восстанавливалась трудами многих поколений палеонтологов. Итоги этой работы сформулированы Я.И. Старобогатовым (1994): «Центральный вид подрода *Dreissena s. str.* — *D. polymorpha* на протяжении всей позднечетвертичной истории сохранялся в пресных водах, где условия менялись мало, в форме подвида *Dreissena p. polymorpha*, тогда как виды подрода *Pontodreissena*, приуроченные только к гигантским озерам, могли сохраняться лишь в них, давая каждый раз систему подвидов, замещающих друг друга в разных частях озера и разных его вертикальных зонах».

Современные исследования с использованием методов молекулярной генетики полностью подтвердили гипотезу Я.И. Старобогатова (1994) о монофилии рода *Dreissena*. Разногласия возникли лишь по поводу времени дивергенции видов *D. rostriformis* – *D. bugensis*. Исследователи Терриault (Therriault et al., 2004) и Степиен (Stepien et al., 2003) связывают эти разногласия с гипотезами Старобогатова Я.И. (1994) и Е.В. Бабак (1983). Согласно последней гипотезе предком бугской дрейссены был не эндемичный подвид *D. r. tschudae* (Andr.), а каспийский вселенец, ныне живущий *D. r. distincta* (Andr.). Однако никто не акцентировал тот факт, что обе гипотезы предполагают чрезвычайно быструю эволюцию в линии *rostriformis* – *bugensis*, соответствующую представлениям о неравномерности эволюции (быстрая эволюция). Новозвксинская фауна существовала в коротком промежутке времени (19–9 тыс. лет назад) между двумя экологическими катастрофами — Карангатской и Черноморской. Уровень Новозвксинского озера-моря был на 90 м ниже уровня современного Черного моря, а уровень одновременного с Новозвксинским Хвалынского Каспия превышал нулевую отметку на 50 м. Каспийские воды соленостью 6–7‰, а с ними и каспийские вселенцы свободно стекали через Манычский пролив в Новозвксинский бассейн, а из него в Мраморное море.

Этапы истории бассейна и его фауны датированы радиоуглеродными определениями. Биоценоз *D. r. distincta* 19 тыс. лет назад занимает внутренний шельф и часть континентального склона от Керченского пролива до Босфора, а внешний шельф — биоценоз *D. p. polymorpha*. Морские ареалы обоих видов перекрываются, и они встречаются в совместных поселениях. Последующая эволюция Новозвксинской фауны происходит на фоне повышения уровня моря на 60 м и солености бассейна до 7–14‰ (Бабак, 1983; Чепалыга, 2002). Биоценоз *D. p. polymorpha* полностью замещается биоценозом солоноватоводной *D. p. regularis* (Andr., 1897) 9 тыс лет назад

(Старобогатов, 1994). *D. p. polymorpha* теперь встречается только в лиманах, в сообществе унионид и вивипарусов. На внутреннем шельфе *D. r. distincta* сменяется *D. r. bugensis*, обитающей на мягких глинисто-алевритовых грунтах. Средиземноморские воды уже проникают в бассейн, а с ними некоторые средиземноморские моллюски: молодь и личинки *Cerastoderma lamarcki*, *Chione gallina*, *Spisula subtruncata* (Чепальга, 2002). Таким образом, бугская дрейссена в Эвксинском бассейне эволюционирует как глубоководный и стенотермный подвид *D. r. bugensis*, не имеющий никакого отношения к пресным водам лиманов и устьев рек.

В Днепро-Бугский лиман она попала только через 5 тыс. лет на волне катастрофически быстрой трансгрессии, вызванной вторжением средиземноморских вод. Уровень моря поднялся на 2–3 м выше современного и морские воды по долинам рек продвинулись на десятки и даже сотни километров. Сейчас голоценовые осадки, содержащие солоноватоводную фауну, в том числе и субфоссильные раковины *D. r. bugensis*, заполняют русло Ингульца и Южного Буга на значительном расстоянии от Днепро-Бугского лимана. По-видимому, именно там мезогалинный подвид *D. r. bugensis* приобрел статус пресноводного вида *D. bugensis*. Майр (1974) допускает возможность генетической эволюции, то есть перестройки сбалансированного генофонда в пресноводных водоемах и быстрого (за тысячи, даже сотни лет) видообразования. По современным представлениям, причиной такой революции (разрушение и кардинальная перестройка генетических систем) может быть физиологический стресс популяций в неблагоприятных условиях среды (Артамонова, Махров, 2008). Переход через физиологический барьер солености, несомненно, является сильным стрессом. *D. bugensis* пересекла этот барьер дважды (при переходе в мезогалинную зону Эвксинского бассейна, а затем в пресные воды Южного Буга и Ингульца). Именно этими реками, а не Днепро-Бугским лиманом ограничен нативный ареал бугской дрейссены. В Южном Буге особи этого вида впервые были обнаружены Андрусовым (1897). В Ингульце она найдена только в 1940 г. (Журавель, 1967). П.А. Журавель (1967) называет два независимых источника инвазии бугской дрейссены: Бугский лиман и низовья реки Ингулец. Инвазивный потенциал этих нативных популяций резко различается. Бугский лиман и лиманный участок Южного Буга характеризуются неблагоприятным газовым режимом и высокой соленостью. Популяции всех моллюсков угнетены и сильно разрежены (численность — от 4 до 145 экз./м², биомасса — 0.2–70 г/м²). Доминирует *D. p. polymorpha* (Мороз, Григорьев, 1989). Низовья Ингульца недоступны для проникновения морских вод. Здесь на протяжении 100 км доминировал биоценоз *D. bugensis*. Численность моллюсков варьировала от 1700 до 13900 экз./м², биомасса от 1700 до 1800 г/м² (Мороз, Григорьев, 1989). Такая плотность популяций Ингульца была способна поддерживать высокую плотность потока велигеров, достигающую наиболее крупного днепровского порта примерно за сутки.

Вселение дрейссен в Днепровский каскад водохранилищ стало результатом эвакуации судов из портов Нижнего Днепра в 1941 г. (Журавель, 1967). Освоение водохранилищ полиморфной и бугской дрейссенами вызвало демографический взрыв, забросивший эти виды в Волгу, Дунай, реки Европы и за океан. При этом днепровские популяции полиморфной дрейссены вторглись на территорию нативных популяций рек Причерноморья и Каспия.

В реках Европы *D. bugensis* всегда встречается в совместных поселениях с дрейссеной полиморфой. В Северной Америке наблюдается размежевание популяций этих видов. Некоторые озера заселены только *D. bugensis*, а река Миссисипи только *D. polymorpha*.

Сравнительные исследования морфологической изменчивости формы раковины, пигментации, рисунка в синтопных выборках проводились в европейской и американской частях ареалов этих видов. Установлено, что *D. bugensis* имеет более значительный диапазон варибельности морфологических признаков. В экстремальных условиях глубоководных американских озер *D. bugensis* образует глубоководный экофенотип «profunda» (Dermott, Munawar, 1993). А в Каспийском море — солоноватоводный фенотип, выходящий за рамки нормальной географической и средовой изменчивости (Павлова, 2010).

Экофенотип «profunda» существенно отличается от типичной бугской дрейссены не только формой раковины и окраской, но и специфическими адаптациями к обитанию на мягких грунтах в условиях низких температур (Dermott, Munawar, 1993).

Из генетических маркеров в географическом плане наиболее подробно изучено внутривидовое разнообразие по аллозимным и микросателлитным локусам (Marsden et al., 1996; Astanei et al., 2005; Therriault et al., 2005). Для обоих видов дрейссенид характерен высокий уровень генетического разнообразия, что связано с отсутствием эффекта основателя в инвазионных популяциях. Средняя гетерозиготность *D. polymorpha* в три раза превышает таковую у *D. bugensis* и составляет 27–43.5% (у *D. bugensis* — 9.7–14.5%). Значения этого показателя сходны между эндемичными (черноморскими) и инвазионными популяциями обоих видов, что подтверждает предположение о множественной колонизации большим числом особей при расселении дрейссенид в Европе и Северной Америке (Marsden et al., 1996). В целом, изучение генетической структуры свидетельствует о том, что дрейссениды образуют метапопуляции с постоянным потоком генов между их частями (Marsden et al., 1996; Therriault et al., 2005).

Митохондриальные маркеры *D. bugensis* изучены недостаточно. В этом плане существенно лучше исследован подвид *Dreissena s. str.* Полиморфизм *D. p. polymorpha* (по фрагменту гена COI, мтДНК) относительно низок по сравнению с дрейссенидами, обитающими в тектонических озерах Турции и южной части Балканского полуострова. Из турецких и балканских видов и подвидов наиболее сходен с *D. p. polymorpha* подвид *D. p. gallandi*, обитающий в бассейне Мраморного моря (Gelembiuk et al., 2006; May et al., 2006). Наличие двух общих гаплотипов *D. p. polymorpha* в Черноморском и Каспийском бассейнах американские исследователи объясняют вселением черноморской дрейссены в бассейн Каспийского моря в период существования Манычского пролива, соединявшего бассейны этих морей (May et al., 2006). Однако уровень Каспийского моря в то

время был выше, следовательно, течение было направлено от Каспийского к Черному морю. Проникновение дрейссены в Каспийский бассейн против течения представляется нам маловероятным. Кроме того, анализ медианной сети гаплотипов свидетельствует о происхождении всех трех уникальных каспийских гаплотипов от двух общих вариантов митохондриальной ДНК.

В Каспийском бассейне не было столь сильных изменений солености, как в Эвксинском в периоды трансгрессий Средиземного моря. В связи с этим в Каспии сформировался уникальный комплекс видов и подвидов дрейссенид. В результате конкуренции с вселившимся в Каспийское море митилиастером часть видов подрода *Dreissena* s. str. прекратила свое существование (Старобогатов, 1994). Не исключено, что некоторые уникальные гаплотипы митохондриальной ДНК *D. p. polymorpha* возникли в результате межвидовой гибридизации в том числе и с ныне вымершими видами.

Результаты исследований, выполненных с применением генетических маркеров, подтверждают предположение о том, что основным источником большинства современных инвазий дрейссенид стали популяции моллюсков из днепровских водохранилищ (обзор: Marsden et al., 1996; Stepien et al., 2003; Therriault et al., 2005; Gelembiuk et al., 2006; May et al., 2006 и др.). До строительства каскада водохранилищ расселение полиморфной дрейссены в северо-восточной части ареала происходило в основном из наиболее крупных популяций Средней и Нижней Волги (Voroshilova et al., 2011). Следует отметить, что волжские популяции этого вида наиболее дифференцированы от поселений из других частей ареала, что связано с относительной географической изоляцией волжских поселений, существовавшей до сооружения каскада водохранилищ (Stepien et al., 2003; Therriault et al., 2005).

Степиен с соавторами (Stepien et al., 2003) показали, что полиморфизм по локусу *cyt b* (мтДНК) *D. p. polymorpha* (9 гаплотипов на 22 особи) и *D. bugensis* (11 гаплотипов на 19 особей) примерно одинаков. По нашему мнению, эта работа убедительно доказывает бессмысленность игры с гаплотипами на популяционном уровне по правилам филогеографии (дивергенция гаплотипов адекватна дивергенции популяций, генетическая дистанция адекватна времени дивергенции). Для популяции нового вида *D. bugensis* все обстоит иначе. Максимальная внутривидовая дивергенция гаплотипов 0.014 (500 тыс. лет), что больше чем различия между *D. bugensis* и *D. rostriformis* — 0.01 (350 тыс. лет). В популяциях *D. bugensis* на территории Евразии найдено четыре уникальных гаплотипа, а в Великих озерах Северной Америки — 3 (Stepien et al., 2003). Теоретически полный набор гаплотипов может быть в водохранилищах Днепра. Уникальный гаплотип из Северного Каспия дивергировал от всех остальных примерно 500 тыс. лет назад (Stepien et al., 2003), но мы знаем, что возникновение волжских популяций *D. bugensis* укладывается в три десятка лет. Расхождение молекулярных дат дивергенции с реальным временем связано с методологией филогеографии, постулирующей постоянную скорость эволюции и методикой малых выборок, которая работает как генетический эффект «бутылочное горлышко», пропускающий ничтожную часть природного разнообразия и обеспечивающий максимальную стохастичность результатов.

По-видимому, факт быстрой эволюции принципиально невозможно установить только по молекулярным часам. Как показано выше, она подтверждается морфологическими рядами и абсолютными датировками геохронологической шкалы. И это касается не только линии *rostriformis* – *bugensis*, но и всех обитателей Новоевксинского моря, перешедших физиологический барьер, связанный с изменением солености.

Между малакофауной Азово-Черноморских лиманов и фауной Каспийского моря наблюдаются существенные экологические различия. Все черноморские понто-каспийцы входят в низовья рек, за редчайшим исключением каспийские виды не входят даже в дельту Волги. Согласно гипотезе Ф.Д. Мордухай-Болтовского (1960) главным рефугиумом, из которого заселялись лиманы и реки Азово-Черноморского бассейна был Каспий. Показанное выше превращение каспийского эндемика в черноморский свидетельствует в пользу этой гипотезы.

Исследование проведено при поддержке программы Президиума РАН «Живая природа ...», подпрограммы «Динамика и сохранение генофондов»; программы фундаментальных исследований ОБН РАН «Биологические ресурсы России...», РФФИ (проекты 10-04-00753-а, 11-04-00697-а, 12-04-00594-а, 12-04-31247).

Список литературы

- Андрусов Н.И. Ископаемые и живущие Dreissensidae Евразии. С-Пб.: типография М. Меркушева, 1897. 683с.
- Артамонова В.С., Махров А.А. Генетические системы как регуляторы процессов адаптации и видообразования (к системной теории макроэволюции) // Современные проблемы биологической эволюции: труды конференции к 100-летию Государственного Дарвиновского музея. Москва, 17–20 сент. 2007. С. 381–403.
- Бабак Е.В. Плиоценовые и четвертичные дрейссениды Эвксинского бассейна // Тр. Палеонтол. Ин-та АН СССР. Т. 204. М.: Наука, 1983. 104 с.
- Журавель П.А. О расселении дрейссены бугской в искусственных водоемах // Гидробиол. журн. 1967. № 2. С. 87–90.
- Майр Э. Популяции, виды и эволюция. Москва: Мир, 1974. 460 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. М.-Л.: Изд-во Академии наук СССР, 1960. 286 с.
- Мороз Т.Г., Григорьев Б.Ф. Макрозообентос / Днепровско-Бугская эстуарная система Под ред. Ю.П. Зайцева. Киев: Наук. думка, 1989. С. 160–195.
- Павлова В.В. Эколого-географическая изменчивость морфологических признаков *Dreissena polymorpha* и *Dreissena bugensis* (Mollusca, Bivalvia): Автореф. канд. дисс. Борок, 2010. 26 с.

- Старобогатов Я.И. Систематика и палеонтология // Дрейссена: Систематика, экология, практическое значение. М.: Наука, 1994. С. 18–47.
- Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи // Гидробиол. журн. 1995. Т. 31. № 3. С. 3–21.
- Чепалыга А.Л. Черное море. Глава 11 / Динамика ландшафтных компонентов и внутренних морских бассейнов Северной Евразии за последние 130 000 лет. Атлас-монография «Развитие ландшафтов и климата Северной Евразии. Поздний плейстоцен-голоцен-элементы прогноза». Выпуск II. Общая палеогеография. Ред. проф. А.А. Величко. М.: ГЕОС. 2002. С. 170–181.
- Astane J. et al. Genetic variability and phylogeography of the invasive zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas) // Molecular Ecology. 2005. Vol. 14. P. 1655–1666.
- Dermott R, Munawar M. Invasion of Lake Erie offshore sediments by *Dreissena*, and its ecological implications // Can. J. Fish. Aquat. Sci. V. 50. P. 2298–2304.
- Gelembiuk G.W. et al. Phylogeography and systematics of zebra mussels and related species // Molecular Ecology. 2006. Vol. 15. P. 1033–1050.
- Marsden J.E. et al. Review of genetic studies of *Dreissena* spp. // American Zoologist. 1996. Vol. 36. P. 259–270.
- May G.E. et al. Molecular ecology of zebra mussel invasions // Molecular Ecology. 2006. Vol. 15. P. 1021–1031.
- Stepien C.A. et al. DNA and systematic analysis of invasive and native dreissenid mussels: Is *Dreissena bugensis* really *D. rostriformis*? // Aquatic Invaders. 2003. Vol. 14. № 2. P. 8–18.
- Therriault T.W. et al. Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea basin // Molecular Phylogenetics and Evolution. 2004. Vol. 30. P. 479–489.
- Therriault T.W. et al. Invasion genetics of a freshwater mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in eastern Europe: high gene flow and multiple introductions // Heredity. 2005. V. 95. P. 16–23

**СООТНОШЕНИЕ АЭРОБНЫХ И АНАЭРОБНЫХ ПРОЦЕССОВ ДЕСТРУКЦИИ
ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГО-
КАМСКОГО КАСКАДА. РОЛЬ МЕТАНОГЕНЕЗА**

А.Н. Дзюбан

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, Россия, e-mail: microb@biw.yaroslavl.ru

Важная роль бактериального населения водоемов в процессах круговорота органического вещества и "самоочищения воды" общеизвестна, причем особое место в них принадлежит микрофлоре донных отложений (ДО). Значительная часть автохтонного и аллохтонного органического вещества (ОВ), не успевая разложиться в водной толще, осаждается на поверхности отложений, где происходит его деструкция (Д). Ведущую роль в этом процессе играют сложные бактериальные комплексы, состав и активность которых зависит от типа водоемов, их продуктивности, а также от физико-химических условий в грунтах.

При поступлении в ДО растворенного O_2 , там преобладает аэробная минерализация ОВ с образованием нейтральных биогенных веществ. Однако на участках вблизи городов и промышленных предприятий, где накапливаются различные бытовые и хозяйственные отходы, в ДО происходят изменения естественных окислительно-восстановительных (Red/Ox) условий, а также структуры и функционирования микробных сообществ, что ведет к активизации анаэробных процессов деструкции ОВ. При этом восстановленные продукты анаэробного распада, токсичные для большинства гидробионтов, выделяются в воду — то есть идет "вторичное загрязнение" водоема.

Учитывая экологическую важность проблемы деструкции ОВ в донных отложениях, в водоемах Волги и Камы проводились многолетние исследования микробного распада иловых органических соединений. Особое внимание уделялось изучению локализации, интенсивности и соотношений отдельных аэробных и анаэробных процессов деструкции, а также обуславливающих их факторов.

Водохранилища Волго-Камского каскада простираются с севера на юг, охватывая своим бассейном основную часть европейской России. Они различаются как по географическому расположению, морфометрии, гидрологическому режиму, характеру подстилающих пород, так и по комплексу трофических характеристик (табл. 1).

Таблица 1. Общая характеристика водохранилищ каскада (летние периоды 1965–1997 гг.)

Водохранилище	S, км ²	K _{вод} в год	*Уровень трофии	Фотосинтез	Д в воде
				мг С/(л сут)**	
Иваньковское	327	10.6	Евтрофный	0.1-0.4	0.1-0.4
Угличское	249	10.1	Мезотрофный	0.03-0.2	0.05-0.2
Рыбинское	4550	1.9	«—»	0.04-0.2	0.05-0.2
Горьковское	1591	6.1	Мезо-евтрофный	0.1-0.4	0.1-0.3
Чебоксарское	1270	20.9	«—»	0.1-0.4	0.1-0.3
Куйбышевское	6150	4.2	«—»	0.1-0.3	0.1-0.4
Саратовское	1831	19.1	Мезотрофный	0.05-0.2	0.05-0.15
Волгоградское	3117	8.0	Евтрофный	0.2-0.4	0.1-0.45
Камское	1915	4.2	***Антропогенно-дистрофный	0.02	0.09
Воткинское	1065	5.8	«—»	0.02	0.04
Нижекамское	1000	6.6	Мезотрофный	0.02	0.05

*(Экологические ..., 2001). ** (Романенко, 1985; Дзюбан, 1999). *** (Романенко, 1966; Дзюбан, 1983). K_{вод} — коэффициент водообмена (Авакян, Широков, 1990).

Многолетние исследования деструкции ОВ в отложениях водохранилищ проводились летом или в начале осени по традиционной схеме (Романенко, Кузнецов, 1972; Дзюбан, 1987): общую деструкцию (Д-общ) определяли по выделению из илов CO_2 , аэробную (Д-аэр) — по поглощению илами O_2 , анаэробную (Д-ан) — по разности Д-общ — Д-аэр.

В волжских водохранилищах масштабы аэробных процессов на основной части донного ложа близки (табл. 2) и они варьируют летом (с учетом ХПК) от 0.01–0.06 г С в песках до 0.25–0.3 г С/(м² сут) в илах, достигая на загрязненных участках — 0.36–0.46 г С/(м² сут). Колебания интенсивности Д-ан значительно резче. В зависимости от типа отложений и Red/Ox она варьирует летом от отрицательных значений до 0.8 г С/(м² сут). В целом отмечается снижение Д-ан от Верхней Волги к Нижней (табл. 2). Общая же оценка распада ОВ колеблется в волжских водохранилищах от 0.01–0.03 г С/(м² сут) в песках речных участков, бедных $C_{орг}$, до 0.7–1.1 г С/(м² сут) в мелкодетритных илах озеровидных плесов и черных осадках вблизи городов, богатых лабильным ОВ (Дзюбан, 1999).

Водоемы Камы, испытывающие мощное техногенное воздействие, по ряду функциональных микробиологических и продукционных характеристик приближаются к оценкам дистрофных озер, что послужило причиной отнести их к разряду «антропогенно дистрофируемых» (Романенко, 1966; Дзюбан, 1983).

Аэробная деструкция в грунтах камских водохранилищ, с учетом ХПК (5–53%), в целом низка (табл. 2). В песчаных грунтах она составляет 0.02–0.11 г С/(м² сут), в илах основной площади донного ложа — 0.01–0.19 г С/(м² сут). Лишь в наименее загрязненных отложениях Нижнекамского водохранилища Д-аэр достигает 0.3 г С/(м² сут). Анаэробная деструкция ОВ в отложениях Камы так же оказалась повсеместно низкой, несмотря

на благоприятные для анаэробов Red/Ox условия и обеспеченность $C_{орг}$. В зависимости от типа отложений Д-ан по традиционным расчетам варьирует от отрицательных значений в глубоко восстановленных илах до 0.3 г C/(м² сут) в слабо восстановленных ДО Нижнекамского водохранилища. Лишь в черных илах особо загрязняемого участка Камского водохранилища анаэробный распад достигает 0.6 г C/(м² сут) (табл. 2).

Таблица 2. Деструкция ОВ в отложениях водохранилищ (пределы колебаний)

Водохранилище	Участок	Валовая деструкция, г C/(м ² сут)		
		общая	аэробная	анаэробная
Иваньковское	Реч	0.08 – 0.22	0.08 – 0.2	0 – 0.02
	Оз	0.27 – 1.1	0.13 – 0.24	0.11 – 0.8
Угличское	Реч	0.07 – 0.28	0.06 – 0.18	0.01 – 0.1
	Реч	0.12 – 0.22	0.08 – 0.12	0.04 – 0.1
Рыбинское	Оз	0.15 – 0.62	0.07 – 0.32	0.09 – 0.4
	Реч	0.03 – 0.23	0.02 – 0.13	0.01 – 0.1
Горьковское	Оз	0.2 – 0.8	0.08 – 0.4	0.11 – 0.4
	Реч	0.08 – 0.34	0.08 – 0.14	0 – 0.2
Чебоксарское	Оз	0.15 – 0.64	0.1 – 0.34	0.05 – 0.32
	Реч	0.08 – 0.38	0.07 – 0.15	0 – 0.23
Куйбышевское	Оз	0.15 – 0.53	0.1 – 0.22	0.05 – 0.31
	Реч	0.03 – 0.11	0.03 – 0.07	0 – 0.04
Саратовское	Оз	0.28 – 0.31	0.2 – 0.22	0.06 – 0.1
	Реч	0.02 – 0.06	0.02 – 0.06	0
Волгоградское	Оз	0.25 – 0.34	0.18 – 0.27	0.02 – 0.08
	Реч	0.08 – 0.3	0.02 – 0.08	0.06 – 0.22
Камское	Оз	0.06 – 0.56	0.07 – 0.16	–0.01 – 0.08
	Реч	0.02 – 0.21	0.01 – 0.11	0.01 – 0.10
Воткинское	Оз	0.10 – 0.17	0.16 – 0.19	–0.04
	Реч	0.02 – 0.09	0.02 – 0.08	0 – 0.05
Нижнекамское	Оз	0.01 – 0.6	0.02 – 0.3	–0.01 – 0.3

Примечание. Реч — речной участок, Оз — озерный.

позволили внести важное дополнение в схему расчетов и получить оценку суммарной иловой деструкции (Д-сум) и полной анаэробной (Д-ан.п): $Д-сум = Д-общ \text{ (по } CO_2) + \frac{1}{2} C / CH_4 \text{ от ПМ}$; $Д-ан.п = Д-сум - Д-аэр$.

Более полный расчет деструкции в грунтах водохранилищ показал, что процессы образования метана играют весомую роль в распаде ОВ, особенно в илах озеровидных плесов. В ДО волжских водоемов вклад ПМ в суммарную деструкцию составляет 1–13%, в камских — достигает 28% (табл. 3). С учетом МГ увеличивается не только суммарная иловая деструкции, но возрастает оценка полного анаэробного распада, что свидетельствует о его большой значимости в функционировании экосистем водохранилищ.

Таблица 3. Роль метаногенеза в распаде ОВ в отложениях водохранилищ (лето–осень)

Водохранилище	Деструкция с учетом продукции метана (ПМ), г C/(м ² сут)		ПМ, % от Д-сум
	Д суммарная	Д анаэробная полная	
Иваньковское	<u>0.4–1.5</u>	<u>0.35–0.51</u>	1–8
	0.31	0.21	
Рыбинское	<u>0.04–0.8</u>	<u>0.02–0.45</u>	2–10
	0.25	0.16	
Горьковское	<u>0.09–0.85</u>	<u>0.02–0.44</u>	1–4
	0.33	0.21	
Чебоксарское	<u>0.1–0.79</u>	<u>0.04–0.7</u>	1–5
	0.28	0.14	
Куйбышевское	<u>0.1–0.76</u>	<u>0.02–0.39</u>	1–13
	0.3	0.17	
Саратовское	<u>0.02–0.39</u>	<u>0.01–0.14</u>	1–5
	0.18	0.08	
Волгоградское	<u>0.01–0.59</u>	<u>0.01–0.58</u>	1–7
	0.24	0.08	
Камское	<u>0.02–0.58</u>	<u>0.01–0.44</u>	2–28
	0.26	0.18	
Воткинское	<u>0.02–0.35</u>	<u>0.01–0.24</u>	1–26
	0.24	0.16	
Нижнекамское	<u>0.02–0.82</u>	<u>0.01–0.51</u>	2–24
	0.26	0.18	

Примечание. Числитель — пределы колебаний, знаменатель — средняя величина.

анаэробного распада, на Нижней Волге — преобладает аэробная минерализация ОВ, а на Средней Волге потоки иловой деструкции сбалансированы. Причем в грунтах Камского Каскада, перегруженных аллохтонным ОВ,

Известно, что в ДО пресноводных водоемов основную роль деструкторов-анаэробов играют метаногены (Carpenberg et al., 1984), а при образовании CH_4 идет реассимиляция CO_2 , составляющая около 50% C/CH_4 от его продукции (Беляев и др., 1979), что ведет к снижению оценок деструкции в ДО традиционным методом. Эти вопросы показали необходимость углубленного изучения экологической роли метана в водохранилищах.

Проведенные исследования выявили в водоемах Волго-Камского каскада широкое варьирование интенсивности илового метаногенеза по отдельным участкам в зависимости физико-химических условий в ДО. Расчет продукция CH_4 (ПМ) в грунтах водохранилищ показал, что минимальная ПМ свойственна пескам и глинам речных участков, максимальная — осадкам загрязняемых зон. Особенно высока ПМ в камских грунтах, где она достигает 440 мл/(м² сут). В отложениях волжских водоемов ПМ колеблется от 0.1 до 380 мл/(м² сут), уменьшаясь в среднем с севера на юг (Дзюбан, 1999, 2010).

Данные по продукции CH_4 в отложениях

В результате глубокого изучения всех звеньев деструкции ОВ в донных отложениях, особенно метаногенеза, удалось выявить эколого-географические (зональные) особенности ее распределения (Дзюбан, 1999; 2010): в грунтах северных водохранилищ — Верхней Волги и Камы — доминируют процессы

значимость процессов МГ в суммарной деструкции особенно велика, а в илах южных водоемов, обогащенных лабильным $C_{орг}$, доля метаногенеза в Д-сум — минимальна (рисунок).

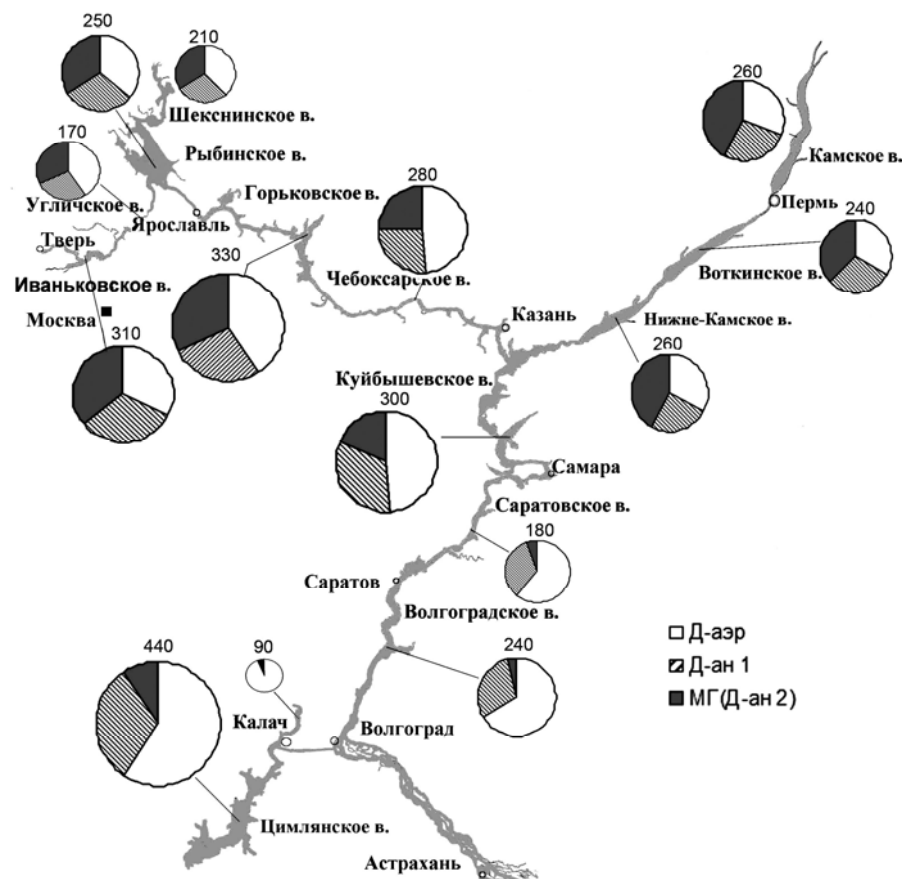


Рис. Зональные особенности соотношений потоков аэробной и анаэробной деструкции ОВ в отложениях водохранилищ, мг $C/(м^2 \text{ сут})$ в среднем на все донное ложе. Д-аэр — аэробная деструкция, Д-ан 1 — анаэробная (по CO_2), МГ (ан 2) — вклад метаногенеза. Цифры — суммарная деструкция ОВ.

водохранилищах, где вклад CH_4 -образования достигает 60–95% в анаэробном распаде ОВ.

Показано, что микробные процессы деструкции $C_{орг}$ в донных отложениях водохранилищ Волго-Камского каскада являются не только важнейшим звеном круговорота углерода, но и мощным средообразующим фактором в их экосистемах (Дзюбан, 2010).

Список литературы

- Авакян А.Б., Широков В.М. Комплексное использование и охрана водных ресурсов. Минск: Университетское, 1990. 240 с.
- Беляев С.С., Лебедев В.С., Лауринавичус К.С. Современное микробиологическое образование метана в пресных озерах Марийской АССР//Геохимия, 1979. № 6. С. 933–940.
- Дзюбан А.Н. Микробиологические процессы деструкции органического вещества в донных отложениях внутренних водоемов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1983. 24 с.
- Дзюбан А.Н. Определение деструкции органического вещества в донных отложениях водоемов // Гидробиол. журн. 1987. № 2. С. 30–35.
- Дзюбан А.Н. Микробиологические процессы круговорота органического вещества в донных отложениях водохранилищ Волжско-Камского каскада // Водные ресурсы. 1999. Т. 26. № 4. С. 262–271.
- Дзюбан А.Н. Деструкция органического вещества и цикл метана в донных отложениях внутренних водоемов. Ярославль: Принтхаус. 2010. 192 с.
- Романенко В.И. Микробиологическое обследование Камского водохранилища в июне 1961г. // Продукция и круговорот органического вещества внутренних водоемов. Л.: Наука, 1966. С. 154–159.
- Романенко В.И., Кузнецов С.И. Деструкция органического вещества в иловых отложениях // Микробиология. 1972. Т. 41. № 2. С. 356–361.
- Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л.: Наука, 1985. 295 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги / Ред. А.И. Копылов. Ярославль: Изд-во ЯрГУ, 2001. 427 с.
- Cappenberg Th.E., Hordijk C.A., Hagenaars C.P.M. A comparison of bacterial sulfate reduction and methanogenesis in the anaerobic sediments of a stratified lake-ecosystem // Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 1984. V. 19. P. 191–199.

Таким образом, интенсивность и направленность микробных процессов деструкции органических веществ определяются в первую очередь составом ОВ, запасом легкогидролизуемых соединений, Red/Ox условиями, гидрологическим режимом и степенью антропогенного воздействия.

Выявлена эколого-географическая зональность валовых деструкционных потоков: общее количество разрушаемого в осадках $C_{орг}$ (в среднем на водоем) уменьшается в каскаде с севера на юг; в водоемах Верхней Волги и Камы анаэробные процессы преобладают над аэробными, на Средней Волге они сбалансированы, в водоемах Нижней Волги преобладает аэробная минерализация.

Количественные оценки продукции метана, выполненные для водоемов всего каскада, свидетельствуют о его повсеместной экологической значимости, особенно на участках антропогенного давления и в целом на камских во-

СОДЕРЖАНИЕ

<i>Предисловие</i>	5
ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОХРАНИЛИЩ КАК МОДЕЛЬНЫЙ ОБЪЕКТ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ДЛЯ ОЦЕНОК РИСКА ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ВЫЗОВОВ <i>Ю.Ю. Дгебуадзе</i>	6
ПРОМЫСЛОВО-БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОПУЛЯЦИИ СИНЦА ВО ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМАХ ДЕЛЬТЫ ВОЛГИ И ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ <i>В.П. Аббакумов, А.Д. Джаспенов</i>	8
СТРУКТУРА ФИТОФИЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ ЗАРАСТАЕМЫХ МЕЛКОВОДИЙ И ИХ РОЛЬ В ОБЕСПЕЧЕНИИ «ТРОФНОСТИ» ВОТКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>М.С. Алексеевнина, Е.В. Преснова</i>	11
ДИАГНОСТИКА ВЛИЯНИЯ ВЕТРА НА ПЕРЕМЕШИВАНИЕ И ТЕРМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ МОЖАЙСКОГО И РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ <i>А.Д. Аракельянц, В.В. Пуклаков</i>	13
ЧИСЛЕННОСТЬ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СЕГОЛЕТОВ ПОЛУПРОХОДНЫХ РЫБ В ЗАПАДНОЙ ПОЛОВИНЕ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ 2011 г. <i>Л.А. Белоголова, Ю.Д. Жукова</i>	15
ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМА НА РАЗВИТИЕ И СТРУКТУРУ СООБЩЕСТВА ИНFUЗОРИЙ В ПЛАНКТОНЕ МОЖАЙСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>С.Л. Белова</i>	17
МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.М. Бикбулатова, И.Э. Степанова, Э.С. Бикбулатов</i>	19
АНАЛИЗ ДОЛГОВРЕМЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВЫЛОВА РЫБЫ В ЧЕБОКСАРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ И РЕКЕ ОКЕ <i>В.Б. Богданов, А.А. Клевакин, В.В. Логинов, Д.И. Постнов</i>	21
ГИДРОЛОГИЧЕСКАЯ И БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗОН УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ ПРИТОКА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>С.Э. Болотов, А.И. Цветков, А.В. Крылов</i>	22
ИНFUЗОРИИ ПЛАНКТОНА РАЗНЫХ ЭКОТОПОВ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ВОДОХРАНИЛИЩ КАМСКОГО КАСКАДА <i>С.В. Быкова, В.В. Жариков</i>	27
ЛЮБИТЕЛЬСКОЕ РЫБОЛОВСТВО В НИЖЕГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ <i>В.В. Вандышева, А.Е. Минин, Д.И. Постнов</i>	30
СИСТЕМА ОПЕРАТИВНОГО МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОДЫ НА ВОДНОМ ОБЪЕКТЕ <i>Е.В. Веницианов</i>	32
ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА РАЗВИТИЕ БЕНТОСА В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ <i>Г.Н. Вишневецкая, Е.Р. Кременецкая, З.В. Волкова</i>	35
ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ВЕРХНЯЯ ВОЛГА) <i>М.В. Гапеева</i>	37
ЦЕНТРИЧЕСКИЕ ДИАТОМОВЫЕ ВОДОРΟΣЛИ (CENTRORHUSAE) НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. ОКИ (РОССИЯ) <i>С.И. Генкал, А.Г. Охапкин</i>	39
АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ РЫБ В РЕКЕ ВОЛГЕ <i>Л.К. Говоркова, О.К. Анохина</i>	41
ТЕМПЕРАТУРНЫЕ ТРЕБОВАНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ, ОБИТАЮЩИХ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ. МОНИТОРИНГ, ПРОБЛЕМЫ, ПЕРСПЕКТИВЫ <i>В.К. Голованов, А.С. Литвинов</i>	44
ИЗМЕНЕНИЕ БИОПРОДУКЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОД ПО ДЛИНЕ РУЗСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.В. Гончаров, Н.Е. Лихачева, Н.А. Шидловская</i>	47
МНОГОЛЕТНИЕ ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>И.Л. Григорьева</i>	48
ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>И.Л. Григорьева, Е.А. Чекмарева</i>	51
ФИТОПЛАНКТОН И БИОГЕНЫ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>И.Н. Далечина, С.А. Мосияш, И.Г. Филимонова</i>	54
ФИТОПЛАНКТОН САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2000–2008 ГГ. <i>И.Н. Далечина, Е.А. Джаяни</i>	57
ДИАГНОСТИЧЕСКИЕ РАСЧЕТЫ РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ПО ГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Ю.С. Даценко</i>	59
СОВРЕМЕННАЯ ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛЖСКОГО КАСКАДА В ПЕРИОД ЛЕТНЕЙ МЕЖЕНИ <i>В.К. Дебольский, И.Л. Григорьева, А.Б. Комиссаров</i>	61

ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ НА ПРОДУКТИВНОСТЬ ЛИТОРАЛЬНОГО ФИТОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>В.Г. Девяткин, Н.Ю. Метелева, П.А. Вайновский</i>	64
МОДЕЛИРОВАНИЕ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА ВОДОХРАНИЛИЩ МОСКВОРЕЦКОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ <i>О.Н. Ерина</i>	67
ОПРЕДЕЛЕНИЕ БЕЗОПАСНОГО РАССТОЯНИЯ ДЛЯ ВОДНЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ВЗРЫВНЫХ РАБОТ НА ВОДОЕМАХ С ЦЕЛЬЮ ЛИКВИДАЦИИ ЛЕДОВЫХ ЗАТОРОВ <i>В.П. Ермолин</i>	69
ЧЕРНОМОРСКАЯ ИГЛА (<i>SYNGNATHUS ABASTER</i> , <i>SYNGNATHIDAE</i>) ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>В.П. Ермолин</i>	72
ДИАГНОСТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>М.Г. Ершова, А.В. Иванов, К.К. Эдельштейн</i>	75
ВОДЯНЫЕ КЛЕЩИ (<i>ACARIFORMES: HYDRACHNIDIA</i>) РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>О.Д. Жаворонкова</i>	78
МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫЕ ЗАРОСЛЕЙ МАКРОФИТОВ В УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОГО ПРИТОКА РАВНИННОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Н.Н. Жгарева</i>	81
К МЕТОДИКЕ ОТБОРА ИХТИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБ НА ВОДОЗАБОРНЫХ СООРУЖЕНИЯХ, ОБОРУДОВАННЫХ ВОДООЧИСТНЫМИ СЕТКАМИ <i>Е.Ю. Забавин, В.А. Игнатов, В.Н. Петров</i>	83
МНОГОЛЕТНЕЕ ФОРМИРОВАНИЕ СООБЩЕСТВА МОЛЛЮСКОВ НАДСЕМ. PISIDIOIDEA (MOLLUSCA, BIVALVIA) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В СВЯЗИ С АНТРОПОГЕННЫМ ВОЗДЕЙСТВИЕМ <i>Е.П. Загорская</i>	85
КРАТКИЕ МЕТОДИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ ПО РАСЧИСТКЕ РУСЕЛ ВПАДАЮЩИХ В ВОДОХРАНИЛИЩА РЕК И ИХ УСТЬЕВЫХ УЧАСТКОВ <i>В.В. Законнов</i>	88
РОЛЬ СЕДИМЕНТАЦИИ В НАКОПЛЕНИИ РТУТИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ГОРЬКОВСКОГО И ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ <i>В.В. Законнов, В.Т. Комов, В.А. Гремячих, В.В. Касьянова, А.В. Костров</i>	90
МАКРОЗООБЕНТОС САРАТОВСКОГО И КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ: ДИНАМИКА РАССЕЛЕНИЯ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ <i>Т.Д. Зинченко, Е.М. Курина</i>	93
МЕТОДИКА ОЦЕНКИ ПРИРОДНОЙ И ТЕХНОГЕННОЙ СОСТАВЛЯЮЩИХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ <i>Д.В. Иванов</i>	96
МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОТОКОВ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ПРЕДЕЛАХ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА <i>Т.В. Левлева, А.И. Копылов</i>	99
МАКРОЗООБЕНТОС СРЕДНЕКАМСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>А.М. Истомина</i>	102
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТИОФАУНЫ ВОТКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>С.Г. Истомин</i>	105
КРИТЕРИИ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ ФОРМЫ ЛОЖА ДОЛИННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>В.Г. Калинин, О.А. Перевощикова, Т.Е. Казаринова</i>	107
ТЕМПЕРАТУРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ МОЛОДИ РЫБ, ОБИТАЮЩИХ В ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ <i>Д.С. Капшаев</i>	110
СИНТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОДНЫХ И ПРИБРЕЖНО-ВОДНЫХ МАКРОФИТОВ УСТЬЕВОГО УЧАСТКА РЕКИ ПАЗЕЛИНКИ (УДМУРТСКАЯ РЕСПУБЛИКА) <i>И.А. Каргапольцева, О.А. Капитонова</i>	112
ПОСЛОЙНАЯ ОЦЕНКА ТЕПЛОЗАПАСА В РАЗЛИЧНЫХ ЧАСТЯХ ВОТКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.Б. Китаев, Г.В. Морозова, В.М. Носков</i>	116
ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ И СОСТОЯНИЯ ПОПУЛЯЦИЙ ЧЕРНОМОРСКО-КАСПИЙСКОЙ ТЮЛЬКИ ВЕРХНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>В.И. Кияшко, Ю.В. Слынько</i>	117
АНАЛИЗ РЕЗУЛЬТАТОВ БИОТОПИЧЕСКОЙ ИХТИОЛОГИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2011 ГОДУ <i>А.А. Клевакин, Ю.В. Анучин, О.А. Морева, Л.М. Новикова, Д.И. Постнов</i>	119
ФИТОПЛАНКТОН И ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВЕРХНЕВОЛЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ОЗ. ВОЛГО) В 2011 Г. <i>А.Б. Комиссаров, Л.Г. Корнева</i>	121
ИЗМЕНЕНИЯ ПЛОДОВИТОСТИ ПЛОТВЫ ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Н.И. Комова</i>	124

ВИРУСЫ — ВАЖНЫЙ КОМПОНЕНТ БИОЛОГИЧЕСКИХ СООБЩЕСТА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ <i>А.И. Копылов, Д.Б. Косолапов, Е.А. Заботкина, И.В. Рыбакова, Я.В. Стройнов, Е.В. Румянцева</i>	126
ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ ФИТОПЛАНКТОНА И ПРОДУКЦИЯ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД <i>А.И. Копылов, Т.С. Масленникова, И.С. Микрякова</i>	129
СВОБОДНОЖИВУЩИЕ ПЛОСКИЕ ЧЕРВИ (TURBELLARIA) БАСЕЙНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.М. Коргина</i>	132
«ЦВЕТЕНИЕ» ВОДЫ ЦИАНОБАКТЕРИЯМИ (СИНЕЗЕЛЕННЫМИ ВОДОРОСЛЯМИ) – РЕАЛЬНАЯ УГРОЗА УХУДШЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВОЛГИ <i>Л.Г. Корнева, Н.М. Минеева, А.И. Копылов</i>	135
СОСТОЯНИЕ ФИТОПЛАНКТОНА И СОДЕРЖАНИЕ ЦИАНОТОКСИНОВ В РЫБИНСКОМ, ГОРЬКОВСКОМ И ЧЕБОКСАРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ В ПЕРИОД АНОМАЛЬНО ЖАРКОГО ЛЕТА 2010 Г. <i>Л.Г. Корнева, В.В. Соловьева, Я.В. Русских, Е.Н. Чернова</i>	138
ГЕТЕРОТРОФНЫЕ ЖГУТИКОНОСЦЫ В ПЛАНКТОНЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Н.Г. Косолапова</i>	141
ПРОДУКЦИЯ, ДЫХАНИЕ И АКТИВНОСТЬ ГЕТЕРОТРОФНОГО БАКТЕРИОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Д.Б. Косолапов, Е.В. Румянцева</i>	144
СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ИХТИОЦЕНОЗОВ ВОДОХРАНИЛИЩ БАСЕЙНА РЕКИ КАМЫ <i>В.Г. Костицын</i>	147
ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МАТЕРИАЛОВ КОСМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ И ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ЗАРАСТАНИЯ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.И. Кочеткова</i>	148
СОСТОЯНИЕ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЛЕТОМ 2011 Г. <i>Е.С. Краснова, М.В. Уманская</i>	152
ОСОБЕННОСТИ РАССЕЛЕНИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РОЛЬ ВИДОВ-ВСЕЛЕНЦЕВ В СООБЩЕСТВЕ ЗООПЛАНКТОНА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ И ШЕКСНЫ <i>В.И. Лазарева, С.М. Жданова, С.Э. Болотов</i>	154
СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ <i>В.И. Лазарева, А.И. Копылов, И.Л. Пырина, Е.А. Соколова, З.М. Мыльникова, Т.С. Масленникова</i>	157
ОЦЕНКА РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ВОДОХРАНИЛИЩ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ <i>И.В. Ланцова</i>	160
ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА ШОШИНСКОГО ПЛЕСА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.Е. Лапина, С.В. Ероценко</i>	164
ИЗМЕНЕНИЕ ТЕРМИЧЕСКОГО РЕЖИМА И ПРОДУКТИВНОСТИ ФИТОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ ПОТЕПЛЕНИЯ КЛИМАТА <i>А.С. Литвинов, И.Л. Пырина, А.В. Законнова, Л.А. Кучай, Е.Н. Соколова</i>	167
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТИОФАУНЫ ВЕРХНЕ-ЗЫРЯНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>О.И. Лукьянов, С.Г. Истомин</i>	169
ЗООПЛАНКТОН ПРИПЛОТИННЫХ УЧАСТКОВ ЖИГУЛЕВСКОЙ ГЭС В 2012 Г. <i>Ю.А. Малинина</i>	171
ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОЛГОГРАДСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ <i>Н.Н. Маркова</i>	173
ПОРОГОВЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ КАТИОНОВ ВО ВНЕШНЕЙ СРЕДЕ ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ГРАНИЦЫ ВЫЖИВАНИЯ РОТАНА В ПРЕСНЫХ ВОДОЕМАХ <i>В.И. Мартемьянов, А.С. Маврин</i>	176
ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЧУСОВСКОГО ПЛЕСА КАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В РАЙОНЕ ВОДОЗАБОРА Г. ПЕРМИ <i>И.Л. Масленникова, М.А. Шишкин, А.К. Лаптева</i>	179
ПИГМЕНТЫ ФИТОПЕРИФИТОНА ВОДОЕМОВ БАСЕЙНА ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ <i>Н.Ю. Метелёва</i>	181
УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ ПЛАНКТОНА ЗАРЕГУЛИРОВАННОЙ ВОЛГИ <i>Н.М. Минеева</i>	184
ОЦЕНКА РЫБНЫХ ЗАПАСОВ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ИХ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ <i>А.Е. Минин, Л.М. Минина</i>	187
РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ УСТЬЕВЫХ УЧАСТКОВ МАЛЫХ РЕК – ПРИТОКОВ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>О.А. Морева, А.А. Клевакин, В.В. Логинов</i>	189
НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ЗООПЛАНКТОНА В РАЗЛИЧНЫХ БИОТОПАХ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>О.В. Мухоморова, Р.З. Сабитова</i>	192

НАТУРАЛИЗАЦИЯ ВИДОВ-РАССЕЛЕНЦЕВ В ВОДОХРАНИЛИЩНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ВОЛГИ И ДНЕПРА <i>Р.А. Новицкий</i>	195
ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРОФИЛЛА «А» В ВОДНЫХ МАССАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ НИЖНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>В.И. Номоконова</i>	197
ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ И ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В КУЙБЫШЕВСКОМ И САРАТОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ В 2009–2010 гг. <i>В.И. Номоконова, В.Н. Паутова</i>	200
РОЛЬ ЧУЖЕРОДНЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ДОННОЙ ФАУНЫ В ПИТАНИИ ЛЕЩА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Н.А. Носова</i>	204
ИХТИОФАУНА ЮМАГУЗИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>И.М. Нурмухаметов</i>	205
ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЛЕВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОКОВ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.А. Орлов, С.А. Мосияш, М.В. Накарякова, Т.Г. Кураева</i>	207
ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОЙ РЕКИ ИЛЬДЬ БАССЕЙНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА. <i>Н.Г. Отюкова</i>	209
СТРУКТУРА И ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.Г. Охалкин, Е.Л. Воденеева, О.О. Бондарев, Е.М. Шарагина</i>	211
ДИНАМИКА ЗАРАСТАНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ <i>В.Г. Папченков</i>	214
ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИЙ ЗАНОСНОЙ СЕВЕРОАМЕРИКАНСКОЙ ЧЕРЕДЫ <i>BIDENS FRONDOSA</i> НА ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВЕРХНЕЙ И СРЕДНЕЙ ВОЛГИ <i>В.Г. Папченков</i>	218
ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ И ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА УСТЬЕВЫХ ОБЛАСТЕЙ ПРИТОКОВ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>С.Н. Перова</i>	220
СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МНОГОЛЕТНЕЙ ДИНАМИКИ ИХТИОМАССЫ В ДВУХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ СРЕДНЕЙ ВОЛГИ <i>Д.И. Постнов</i>	223
СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ВИДОВОГО СОСТАВА И СТРУКТУРЫ МАКРОЗООБЕНТОСА БИОЦЕНОЗА ДРЕЙССЕНИД ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.Г. Пряничникова</i>	226
МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА ОСНОВЕ СИНТЕЗА БОКОВОЙ ВЕРТИКАЛЬНОЙ И ДВУХМЕРНОЙ ГОРИЗОНТАЛЬНОЙ МОДЕЛЕЙ <i>В.В. Пуклаков, Н.Г. Пуклакова, К.К. Эдельштейн</i>	229
ОСОБЕННОСТИ ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ПРОХОДНОЙ СЕЛДИ-ЧЕРНОСПИНКИ В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННОГО ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА Р. ВОЛГИ <i>О.В. Пятикопова, Н.И. Чавычалова, С.А. Власенко, С.С. Фомин</i>	231
ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ И ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В РАЙОНАХ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ <i>А.В. Рахуба</i>	233
ЛОСОСЕОБРАЗНЫЕ И КОРЮШКОВЫЕ РЫБЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВОЛГИ <i>Ю.С. Решетников, О.А. Попова</i>	236
ЗООПЛАНКТОНОЦЕНОЗЫ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ, ИХ ВЗАИМОЗАВИСИМОСТЬ И СОСТОЯНИЕ В ПОСЛЕДНЕЕ ДЕСЯТИЛЕТИЕ ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ <i>И.К. Ривьер</i>	239
О ГРАНИЦАХ КЛАССОВ КАЧЕСТВА ВОЛЖСКИХ ВОД ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ РАЗНООБРАЗИЯ, РАЗМЕРОВ КЛЕТОК И ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА <i>Д.В. Рисник, А.П. Левич, Н.Г. Булгаков</i>	243
АВТОТРОФНЫЙ ПИКОПЛАНКТОН В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВЕРХНЕЙ И СРЕДНЕЙ ВОЛГИ <i>А.В. Романенко, А.И. Копылов</i>	247
ВЛИЯНИЕ КОЛОНИАЛЬНЫХ ПОСЕЛЕНИЙ ПТИЦ НА ГЕТЕРОТРОФНЫЕ МИКРООРГАНИЗМЫ И ВИРУСЫ В ЛИТОРАЛИ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.В. Румянцева, Д.Б. Косолапов, Н.Г. Косолапова</i>	249
ПОДХОДЫ К МОДЕЛИРОВАНИЮ ЭКОДИНАМИКИ ВНУТРЕННИХ И ВНЕШНИХ ВОДОЕМОВ НА ОСНОВЕ ДАННЫХ СПУТНИКОВОГО МОНИТОРИНГА <i>В.Б. Сапунов, А.В. Дикинис</i>	253
ПОКАЗАТЕЛИ ФИТОПЛАНКТОНА, ЧУВСТВИТЕЛЬНЫЕ К ВЛИЯНИЮ ПРОДУКТОВ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ КОЛОНИЙ ГИДРОФИЛЬНЫХ ПТИЦ НА МЕЛКОВОДЬЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.Г. Сахарова, Л.Г. Корнева</i>	254
МИГРАЦИИ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НЕРЕСТОВОГО СТАДА СИНЦА <i>ABRAMIS BALLERUS</i> (L.) В КУЙБЫШЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ <i>Ю.А. Северов</i>	257

БИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕЛОГО ТОЛСТОЛОБИКА <i>HYPOPHthalmichthys molitrix</i> (VALENCIENNES, 1844) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Д.Ю. Семенов</i>	260
ТРОФИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДОННОЙ ПОДСИСТЕМЫ В ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ (ОЦЕНКА ПО ХЛОРОФИЛЛУ) <i>Л.Е. Сигарева, Н.А. Тимофеева, В.В. Законнов</i>	261
ТЕРАТОГЕНЕЗ У МЕЖВИДОВЫХ ГИБРИДОВ ЛЕЩА И ПЛОТВЫ НА РАННИХ СТАДИЯХ РАЗВИТИЯ <i>Е.Е. Слынько</i>	264
ЦИКЛЫ РАССЕЛЕНИЯ РЫБ В БАССЕЙНЕ Р. ВОЛГА <i>Ю.В. Слынько</i>	266
РОЛЬ ГЛОБАЛЬНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ В ФОРМИРОВАНИИ СТРУКТУРЫ И ДИНАМИКИ ПОПУЛЯЦИЙ РЫБ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ <i>Ю.В. Слынько, В.И. Кияшко, В.Н. Яковлев</i>	267
ЕСТЕСТВЕННАЯ ОТДАЛЕННАЯ ГИБРИДИЗАЦИЯ РЫБ В БАССЕЙНЕ ВОЛГИ <i>Ю.В. Слынько, В.Н. Яковлев, В.В. Столбунова, Е.Е. Слынько</i>	268
ИЗМЕНЕНИЕ ГОДОВОГО И СЕЗОННОГО СТОКА ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ИВАНЬКОВСКОМ, УЧИНСКОМ И МОЖАЙСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ <i>Д.И. Соколов</i>	271
ВЛИЯНИЕ АНОМАЛЬНО ВЫСОКОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ НА ЗООПЛАНКТОН РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.А. Соколова</i>	274
РОЛЬ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.Э. Сони́на</i>	277
ЗООПЕРИФИТОН МАКРОФИТОВ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.Э. Сони́на</i>	279
СООТНОШЕНИЯ ФОРМ АЗОТА И ФОСФОРА В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ <i>И.Э. Степанова, Э.С. Бикбулатов, Е.М. Бикбулатова</i>	283
СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ПРОМЫСЛА ВОДНЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ В ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ <i>М.В. Степанов, Е.А. Зуянов</i>	284
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИБРЕЖНЫХ СКОПЛЕНИЙ МОЛОДИ РЫБ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>И.А. Столбунов</i>	286
ОЦЕНКА МНОГОЛЕТНИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПЕЛАГИЧЕСКОГО ЗООПЛАНКТОНА ИВАНЬКОВСКОГО, УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ И ВЕРХОВЬЕВ Р. ВОЛГИ <i>В.Н. Столбунова</i>	289
БАКТЕРИОПЛАНКТОН В ВОДОХРАНИЛИЩАХ СРЕДНЕЙ ВОЛГИ В ПЕРИОД АНОМАЛЬНО ВЫСОКОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ (ЛЕТО 2010 ГОДА) <i>Я.В. Стройнов, А.И. Копылов</i>	291
СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В СОСТАВЕ ФИТОПЛАНКТОНА КУЙБЫШЕВСКОГО, САРАТОВСКОГО И ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ <i>Н.Г. Тарасова, Т.Н. Буркова, Е.С. Кривина, Е.Н. Унковская</i>	294
ЗООПЛАНКТОН МАЛЫХ И СРЕДНИХ РЕК БАССЕЙНА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>М.Л. Тарбеев</i>	296
ОЦЕНКА ИНЕРЦИИ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>В.Г. Терещенко</i>	298
МАКСИМАЛЬНАЯ УДЕЛЬНАЯ СКОРОСТЬ РОСТА ПОПУЛЯЦИЙ ТЮЛЬКИ <i>CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS</i> (NORDMANN, 1840) В УСЛОВИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>Л.И. Терещенко, В.Г. Терещенко</i>	301
ВЛИЯНИЕ АНОМАЛЬНОЙ ЖАРЫ НА СОДЕРЖАНИЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПИГМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Н.А. Тимофеева, Л.Е. Сигарева</i>	304
ОСОБЕННОСТИ ВЛИЯНИЯ СИСТЕМЫ ВОДОСБОР – ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ <i>Г.Ю. Толкачёв</i>	306
ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС КАМСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ В ИЮЛЕ 2009 Г. <i>М.В. Уманская, Е.С. Краснова, М.Ю. Горбунов</i>	309
ОСОБЕННОСТИ РАССЕЛЕНИЯ ИНВАЗИОННЫХ ВИДОВ ЗООБЕНТОСА И ИХ РОЛЬ В ЭКОСИСТЕМАХ ВОДОХРАНИЛИЩ НИЖНЕЙ ВОЛГИ <i>Е.И. Филинова</i>	311
ОЦЕНКА ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА МЕТОДАМИ ГЕОИНФОРМАЦИОННОГО АНАЛИЗА <i>И.В. Филоненко, К.Н. Ивичева</i>	315
ПСАММОН ОБСОХШЕЙ РИПАЛИ Р.УЛЕЙМА <i>Е.М. Фомичёва</i>	317

ОЦЕНКА КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАЗВИТИЯ КОРМОВЫХ ОРГАНИЗМОВ МАКРОЗООБЕНТОСА В ЧЕБОКСАРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ <i>Е.А. Фролова, Н.Г. Баянов</i>	319
МОНИТОРИНГ ПЛАНКТОННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ КУЙБЫШЕВСКОГО И НИЖНЕКАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ В 2010–2011 ГГ. <i>Л.Ю. Халиуллина, М.Г. Борисович</i>	322
ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ И ДИНАМИКИ ГРУНТОВОГО КОМПЛЕКСА КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Р.Р. Хасанов, В.В. Законнов, Д.В. Иванов</i>	325
МАКРОЗООБЕНТОС ВЕРХНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ИЖ <i>Н.В. Холмогорова</i>	330
МОДЕЛИРОВАНИЕ РЕЛЬЕФА ДНА УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ МАЛОГО ПРИТОКА ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.И. Цветков, М.И. Малин, Ю.И. Малина, М.В. Цветкова</i>	332
СОЛЕВОЙ СОСТАВ ВОДЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В НАЧАЛЕ ХХІ ВЕКА <i>О.Л. Цельмович, Н.Г. Отюкова</i>	334
СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА БИОМАССЫ И ПРОДУКЦИИ <i>NUPHAR LUTEA</i> (L.) SMITH НА МАЛОЙ РЕКЕ ИЛЬД – ПРИТОКЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>А.М. Чернова</i>	335
БИОМАРКЕРЫ ОКСИДАТИВНОГО СТРЕССА И БИОТРАНСФОРМАЦИИ КСЕНОБИОТИКОВ У ЛЕЩА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ИЗ ЗОН С РАЗЛИЧНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ <i>Г.М. Чуйко, А.А. Морозов, В.В. Юрченко</i>	338
РОЛЬ ВСЕЛЕНЦЕВ В ИЗМЕНЕНИИ ВИДОВОГО СОСТАВА ИХТИОФАУНЫ КУЙБЫШЕВСКОГО И НИЖНЕКАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ <i>Ф.М. Шакирова</i>	242
ЗНАЧЕНИЕ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ (УРОВЕННЫЙ РЕЖИМ И ТЕМПЕРАТУРА) ДЛЯ ЭФФЕКТИВНОГО ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ПРОМЫСЛОВЫХ ВИДОВ РЫБ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Ф.М. Шакирова, Ю.А. Северов</i>	345
ПРОБЛЕМЫ ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ПРИКЛАДНЫХ (ГОСКОНТРАКТНЫХ) РАБОТ НА ВОДОХРАНИЛИЩАХ <i>С.И. Шапоренко</i>	348
УТОЧНЕНИЕ МОРФОМЕТРИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ВОДОХРАНИЛИЩ МОСКВОРЕЦКОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ <i>С.И. Шапоренко, С.В. Ясинский</i>	351
ТИПИЗАЦИЯ МЕЛКОВОДИЙ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПАРАМЕТРАМ <i>Е.А. Шашуловская, С.С. Мосияш</i>	353
ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В КОМПОНЕНТАХ БИОГИДРОЦЕНОЗА САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш, И.Г. Филимонова, Л.В. Гришина</i>	355
СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДИНАМИКИ РЫБНЫХ РЕСУРСОВ НИЖНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ <i>В.А. Шашуловский, С.С. Мосияш, В.П. Ермолин, К.К. Карагойишев, И.А. Белянин, Л.В. Гузеева, В.Б. Руденко-Травин, В.С. Тен</i>	358
ДИНАМИКА ВИДОВОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ХОДЕ ЭКЗОГЕННОЙ СУКЦЕССИИ <i>Г.В. Шурганова, В.В. Черепенников</i>	362
РОЛЬ ДОННЫХ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ПИТАНИИ РЫБ-БЕНТОФАГОВ В ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ <i>Г.Х. Щербина</i>	366
МЕТОДИКА И РЕЗУЛЬТАТЫ ПРОГНОСТИЧЕСКИХ РАСЧЕТОВ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В МАЛОВОДЫЙ ГОД ВТОРОЙ ПОЛОВИНЫ ХХІ ВЕКА <i>К.К. Эдельштейн, М.Г. Гречушникова</i>	368
ИНВАЗИИ ДРЕЙССЕНИД (<i>D. BUGENSIS</i> и <i>D. POLYMORPHA</i>): ЭВОЛЮЦИОННЫЙ АСПЕКТ <i>В.Н. Яковлев, И.С. Ворошилова, В.В. Павлова</i>	371
СООТНОШЕНИЕ АЭРОБНЫХ И АНАЭРОБНЫХ ПРОЦЕССОВ ДЕСТРУКЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГО-КАМСКОГО КАСКАДА. РОЛЬ МЕТАНОГЕНЕЗА <i>А.Н. Дзюбан</i>	375