

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

Программа фундаментальных исследований
«Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные
исследования мониторинга» Отделение биологических наук РАН

Учреждение Российской академии наук
Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

Учреждение Российской академии наук
Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ БИОРЕСУРСОВ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ

В двух томах

Том 1

Москва
Издательство «АКВАРОС»
2011

УДК 574.5(28)+597(28)

ББК 28.081

С 56

Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов. Материалы докладов I Всероссийской конференции с международным участием. 12–16 сентября 2011 г., Борок, Россия. В двух томах. – М.: АКВАРОС, 2011. – 901 с. (Том 1 – 468 с.)

Книга посвящена современному состоянию биологических ресурсов внутренних водоемов России и сопредельных стран. Представлены работы по следующим направлениям: современное состояние рыбных ресурсов во внутренних водоемах; видовое разнообразие рыбного населения в пресноводных водоемах; динамика популяций рыб внутренних водоемов и антропогенные воздействия; современные методы исследования рыбных ресурсов во внутренних водоемах; современное состояние охраны и правового регулирования рыбных ресурсов.

Табл. 152. Ил. 226.

Current state of inland waters biological resources. Proceedings of the First All-Russian conference with foreign partners. September 12–16, 2011, Borok, Russia. – М.: AQUAROS, 2011. – 901 p. (Volume 1 – 468 p.) – ISBN 978-5-901652-14-5.

The book is devoted to the current state of biological resources in the inland waters of Russia and its neighbouring countries. The following research areas are presented: current state of fish resources in the inland waters; species diversity of freshwater fish communities; dynamics of fish populations in the inland waters and anthropogenic impacts; modern methods for studying fish resources in the inland waters; current situation with protection and legal regulation of fish resources.

Книга печатается по решению Ученого совета Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН № 8 от 29.07.2011 г.

*Издание осуществлено при финансовой поддержке
Российского фонда фундаментальных исследований
по проекту № 11-04-06095-2*

ISBN 978-5-901652-14-5

© Издательство «АКВАРОС», 2011

© Институт биологии внутренних вод РАН, 2011

© Институт проблем экологии и эволюции РАН, 2011

ПРЕДИСЛОВИЕ

Охрана, воспроизводство и сохранение биологических ресурсов – одно из важнейших направлений современной ихтиологии и гидробиологии. Результаты исследований в этой области служат основой для развития теоретических положений и решения прикладных задач, связанных с промыслом, культивированием, охраной и восстановлением запасов гидробионтов.

Исследования рыбных ресурсов в России, а также в странах ближнего и дальнего зарубежья имеют многолетнюю историю. После Первого конгресса ихтиологов России (Астрахань, 1997), на котором были широко представлены основные направления работ, в России состоялось большое количество съездов, конференций, совещаний и симпозиумов, на которых российские ученые, а также их коллеги из дальнего и ближнего зарубежья имели возможность представить результаты своих исследований в области биологических ресурсов морских и внутренних водоемов.

Среди них – Международные конференции «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера» (Петрозаводск, 1999, 2009, Вологда, 2005), VII, IX и X Съезды Гидробиологического общества при РАН (Калининград, 2001, Тольятти, 2006, Владивосток, 2009), Международная конференция «Осетровые на рубеже XXI века» (Астрахань, 2000), Международная конференция «Атлантический лосось. Биология, охрана и воспроизводство» (Петрозаводск, 2000), Всероссийская конференция «Ранние этапы развития гидробионтов как основа формирования биопродуктивности и запасов промысловых видов в Мировом океане» (Москва, 2001), Международная конференция «Биологические основы устойчивого развития прибрежных морских экосистем» (Мурманск, 2001), Всероссийская конференция «Актуальные проблемы водохранилищ» (Борок, 2002), Международная конференция «Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов» (Петрозаводск, 2004), Международная научная конференция «Проблемы естественного и искусственного воспроизводства рыб в морских и пресноводных водоемах» (Ростов-на-Дону, 2004), Международная конференция «Поведение рыб» (Борок, 2005), IV Всероссийская конференция по поведению животных (Москва, 2007), 2-я научная конференция с участием стран СНГ «Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов» (Петрозаводск, 2007), Всероссийская конференция с международным участием «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований» (Вологда, 2008), Международная научно-практическая конференция «Комплексный подход к проблеме сохранения и восстановления биоресурсов Каспийского бассейна» (Астрахань, 2008), Всероссийская конференция «Гидроакустические исследования на внутренних водоемах» (Борок, 2008), Всероссийская конференция «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, биология, охрана», VIII Международная конференция по раннему онтогенезу рыб и промысловых беспозвоночных (г. Светлогорск Калининградской обл., 2010), Международная научная конференция «Воспроизводство естественных популяций ценных видов рыб» (Санкт-Петербург, 2010), III Международная конференция-школа «Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов» (Петрозаводск, 2010), IV Международная научная конференция «Современные

проблемы гидроэкологии» (Санкт-Петербург, 2010), IV Всероссийская конференция с международным участием «Поведение рыб» (Борок, 2010) и другие.

Интерес к проблемам сохранения и воспроизводства рыбных ресурсов постоянно растет. Только в 2011 г. запланировано несколько конференций, посвященных данному вопросу. Среди них – «Экологические проблемы пресноводных рыбохозяйственных водоемов России» (Казань), Международная научно-практическая конференция, посвященная 125-летию со дня рождения Ф.К. Баранова (Калининград), Всероссийская конференция с международным участием «Экология малых рек в XXI веке: биоразнообразие, глобальные изменения и восстановление климата» (Тольятти).

Естественно, что процессы, происходившие в отечественной и мировой науке в последние 15 лет, не могли не найти отражения в области исследования биологических ресурсов в России. С 1997 г., когда прошла последняя большая встреча ихтиологов, многое изменилось. Именно поэтому, по инициативе ученых из Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН и Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН при поддержке Программы фундаментальных исследований «Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга» Отделения биологических наук РАН в сентябре 2011 г. в п. Борок на базе ИБВВ РАН и проводится I Всероссийская конференция с международным участием «Современное состояние биологических ресурсов внутренних водоемов». Подано более 125 заявок из академических институтов, высших учебных заведений и рыбохозяйственных организаций России, Финляндии, Польши, Азербайджана, Казахстана, Украины, Вьетнама и других стран. Учитывая научное значение представленных материалов, а также получение гранта Российского Фонда Фундаментальных Исследований и финансовой поддержки со стороны Отделения биологических наук РАН, Оргкомитет счел возможным издание материалов конференции в двух томах.

Об уровне конференции, а также ее географии можно судить по участию широкого круга ученых и специалистов как из различных регионов России – от Дальнего Востока и Сибири до Северо-Запада Европейской части, так и из стран ближнего и дальнего зарубежья (более 45 институтов и организаций, 125 участников). Отрадно, что среди участников конференции достаточно много молодых исследователей, аспирантов, стажеров-исследователей и научных сотрудников.

Ряд исследований биологических ресурсов внутренних водоемов получил финансовую поддержку со стороны различных научных фондов – как отечественных, так и иностранных.

Материалы, в кратком виде отражающие содержание представленных докладов, позволят оценить современное состояние исследований биологических ресурсов внутренних водоемов России и сопредельных стран.

ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ГИПЕРГАЛИННОЙ АКВАКУЛЬТУРЫ В ЗАПАДНЫХ ПОДСТЕПНЫХ ИЛЬМЕНЯХ АСТРАХАНСКОЙ ОБЛАСТИ

В.П. Аббакумов, А.В. Мищенко

Каспийский научно-исследовательский

институт рыбного хозяйства

ФГУП «КаспНИРХ»

kaspiy-info@mail.ru

Интенсивная гипергалинная аквакультура, заключающаяся в выращивании галлофилов и галлобионтов в управляемых или частично управляемых условиях гипергалинных сред западных подстепных ильменей на территории Астраханской области с применением методов интенсификации, начала функционировать в 70–80-х годах прошлого столетия. В это время были созданы первые в СССР и области культурные гипергалинные хозяйства интенсивного типа. Такие хозяйства стали крупными производителями карпового и пищевого животного белка, стартового корма для молоди осетровых, лососевых и карповых видов рыб (Черномашенцев, Мухачев, 1970, Жуков, 1972).

Стартовые корма получали в виде активных подвижных гидробионтов – инфузорий, коловраток, науплий жаброногих рачков и др., либо в виде цист или латентных яиц, способных в сушеном виде сохранить к течению многих лет способность к репродукции и выклеву, т.е. быть своеобразными «консервами» живого стартового корма, незаменимого для личинок ракообразных и большинства культивируемых рыб.

Только для гипергалинных экосистем характерна способность быстрого формирования колоссальных популяций галлофилов и галлобионтов, которые, как и рачок артемия, могут служить мощным источником дефицитного живого корма. По данным Г.И. Шпет (1972), с 1 га пашни за сезон может быть произведено 60 кг белка крупного рогатого скота или 62.8 кг белка карпа (сазана). В то же время 1 га гипергалинной акватории ильменей в Лиманском, Красноярском, Наримановском районах, эксплуатируемой в полунинтенсивном режиме, может дать 1800–2000 кг (сухой массы) чистого и полноценного пищевого белка из артемии или коловраток, инфузорий и т.д., что не только выше показателей удельного производства животного белка крупным рогатым скотом или карпом, но и более чем в 2 раза превосходит показатели удельного производства растительного соевого белка

(Константинов, 1972, Слепцова, 1982, Черномашенцев, 1970). По данным ряда отечественных и зарубежных ученых (Шпет, 1922, Гусев, 1990, Зочуева, 1986, Тот, 1986 и др.), интенсивное культивирование артемии в проточной среде с применением кормления дешевыми бактериальными, микроводорослевыми кормами, либо отходами сельскохозяйственного производства и пищевой промышленности, позволяют получать 25 кг рачка (1.5 кг сухой массы белка) с 1 м³ за неделю выращивания.

Важнейшее достоинство гипергалинной аквакультуры – это возможность получения значительных количеств биоресурсов в виде кормовой и пищевой продукции вне пахотного массива и без использования продукции пашни, к тому же без ощутимых затрат дефицитной пресной воды. Эти качества гипергалинной аквакультуры трудно переоценить при современной экологической ситуации в стране и, в частности, Астраханской области (Гусев, 1990, Степанова, 1998, Литвиненко, 2006, 2009).

Маловодность первого десятилетия нового столетия, безвозвратное водопотребление промышленного, городского, коммунального и сельского хозяйства, рост антропогенной нагрузки на водные экосистемы в аридной зоне Астраханской области привели к интенсивной минерализации как бессточных ильменей, так и притрактовых и трактовых. Более 60% от их общей площади (5900 тыс. га) приходится на высокоминерализованные водоемы, особенно на территории Лиманского и Наримановского районов Астраханской области. Территориально гипергалинная аквакультура тяготеет к зоне с аридным и полуаридным климатом, но в варианте замкнутых аквасистем может быть разрешена повсюду. Наиболее благоприятные полигоны для размещения предприятий гипергалинной аквакультуры – это замкнутые высокоминерализованные ильмени (от 50–80‰ до 150–220‰), солончаки, пески и засоленные ирригационные системы (чеки, тракты, старицы, межбарханные впадины Бэровских бугров) на территории этих районов. Предприятия гипергалинной аквакультуры являются экологически чистыми, безотходными, вовлекают в хозяйственную эксплуатацию земли и неиспользуемые акватории стариц, ильменей, гирл и русла бывших ериков, протоков на территории Астраханской области. Присущие гипергалинной аквакультуре уникальные черты делают ее одной из наиболее выгодных для капиталовложений. Практически любая биопродукция этой аквакультуры, отвечающая своим качеством требованиям не только потребителей, но может быть предметом экспорта.

В России, располагающей миллионами гектаров высокоминерализованных вод, гипергалинная аквакультура, как ни в одной другой стране мира, имеет широкие перспективы развития. Тот факт, что у нас в стране настоящее время продукция гипергалинной аквакультуры – цисты артемии используются пока только в рыбоводстве, не должен формировать мнение, что гипергалинная аквакультура – кормовой придаток товарно-промышленного рыбоводства.

Гипергалинная аквакультура – это новое направление в ихтиологической науке и рыбохозяйственной деятельности человека, имеющее своим предметом изучения и вовлечения в народнохозяйственный оборот галлофильных растительных и животных гидробионтов на основе интенсификации биологических процессов управления ими в гипергалинных естественных и искусственно создаваемых экосистемах (Ивлева, 1969, Гусева, 1990, Иванов, 2000, Козлов, 2006).

В последнее десятилетие в Российской Федерации и за рубежом активно реализуются исследовательские проекты и практические работы по хозяйственному освоению комплекса гипергалинных организмов. Биологический комплекс гипергалинных экосистем западных подstepных ильменей согласно принятой классификации (Мейснер, 1948, Гусев, 1990) условно поделен на 3 группы: галлоксены, галлофилы и галлобионты.

Галлоксены – это падающие в соленую воду и имеющие возможность там выжить пресноводные организмы. В эту группу может входить широкий набор видов, но никогда галлоцены не дают массового развития и вспышек численности. Обычная для них соленость 25–30‰, предельная – 100‰, при которой даже визуальное наблюдение за поведением галлоксенов убеждает в том, что они находятся в стрессовом состоянии.

Галлофилы, являются ярко выраженными эвригалинными организмами, встречающимися при весьма широком диапазоне солености – от 25 до 150‰ с зоной преферендума около 100‰, когда галлоцены исчезают. Видовой состав галлофилов значительно беднее предшествующей группы, но для них характерно наличие вспышек массового развития организмов определенных видов. В эту группу, как утверждают А.И. Черномашенцев (1970) и Е.Е. Гусев (1990), входят многие водоросли, (родов *Amphora*, *Chlamydomonas*, *Zyngbya*, *Nitzschia*, *Oscillatoria*, *Spirulina* и др.) инфузории (*Euplotes* и *Pleuronema*), коловратки рода *Branchiomus*, принадлежащие к различным отрядам ракообразных (*Cyclops*, *Diaptomus*, *Moina*), олигохеты рода *Zunbricillus*, личинки нескольких видов мух и комаров (*Chironomus halophilus*, *Salinaris*).

Галлобионты – это специфические организмы пересолённых вод, которые существуют с галлофильными при солёности около 100‰, но остаются одни при повышении уровня солей до 150‰ и выше. Видов галлобионтов с преферентумом не очень много, но при благоприятных условиях они в короткие сроки создают гигантские популяции. В этой группе организмов можно отметить инфузорию *Fabria salina*, некоторых ракообразных (*Diaptomus salinus*, *Artemius* sp.), личинок комара *Trichocladus halophilus*, личинок мух рода *Ephydra*. При повышении солёности до 200‰ остаются *Dunaliella salina* и *Asteromonas gracilis*, *Rhizoclonium*, некоторые виды сине-зелёных водорослей, личинки мух рода *Ephydra* и жаброногие рачки рода *Artemia* (Ивлева, 1969, Гусев, 1990). Дальнейшее повышение солёности (хлоридных водоёмов до 250‰, сульфатных водоёмов до 300‰) приводит к постепенной элиминации всех животных гидробионтов, за исключением артемии, которая при дальнейшем возрастании солёности также испытывает угнетение и исчезает.

Наиболее весомый прямой выход в решении проблемы повышения их биопродуктивности и рыбопродуктивности замкнутых подступных ильменей может в кратчайшие сроки внести организация выращивания, как одного из наиболее продуктивного поставщика полноценного животного белка.

Имея жаброного рачка в огромном количестве в естественных гипергалинных водоёмах в западной части дельты реки Волги и её водотоков, не используются дешёвые (цисты артемии) как в России и, в частности в Астраханской области, так и республике Калмыкии, которые обладают уникальной возможностью массового создания интенсивных гипергалинных хозяйств по выращиванию из заготовленных в природе цист рачков, эффективно трансформирующие микроводорослевый, бактериальный, дрожжевой материал, отходы и стоки сельскохозяйственного производства и пищевой промышленности.

В Астраханской области, особенно в Лиманском, Наримановском, Харабалинском и Красноярском районах при большом фонде гипергалинных водоёмов в западных участках дельты, разнообразных в гидрохимическом, трофическом и других отношениях и ежегодно возобновляемых природных запасов, диапаузирующих цист артемий в них, исчисляемых сотнями тонн (сухая масса), возможно, не потребуются организация сети культурных гипергалинных аквакультур, предназначенных для производства цист артемий. Вполне достаточным для обеспечения внутреннего

рынка и поставок за рубеж будет ведение более дешевой экстенсивной гипергалинной аквакультуры, заключающейся в сборе на природных водоемах выметанных цист, их обработке и хранении. Исключением могут быть гипергалинные акватории, где диапиузирующие цисты обладают редкими ценными физиолого-биохимическими достоинствами, и где создание хозяйства будет иметь цель сохранения условий формирования цист и увеличение их продукции в годы с аномальными температурными и солевыми режимами (2006, 2009, 2010, 2011) в этих водоемах.

Для успешного планового научно-обоснованного развития отечественной гипергалинной аквакультуры необходимо провести в этих водоемах следующие мероприятия:

1) разработать комплексную программу научного и производственного развития подотрасли;

2) приступить к созданию государственного генетического банка цист, яиц и культур организмов гипергалинных водоемов области и Российской Федерации;

3) провести инвентаризацию гипергалинных акваторий области с исследованием их флоры и фауны;

4) создать селекционно-генетический центр для работы с указанными объектами;

5) выделить после инвентаризации 5–10 гипергалинных водоемов с достаточными запасами цист эталонного биохимического состава и стабильно высокой схожестью для создания культурных гипергалинных аквахозяйств;

6) завершить разработку технологий сбора, обработки и хранения цист артемий, гарантирующих соответствие продукции требованиям межгосударственного рынка;

7) разработать новые рентабельные технологии переработки рачка артемии в кормовую и пищевую продукцию;

8) создать экспериментальное гипергалинное хозяйство – полигон для отработки до стадии тиражирования технологий интенсивной эксплуатации растительных, животных и органоминеральных ресурсов гипергалинных акваторий;

9) для наблюдений, контроля, прогноза разработки мер оперативного воздействия на гипергалинные экосистемы западных подstepных ильменей необходимо организовать систему биологического мониторинга абиотической и биотической составляющих искусственных и природных гипергалинных экосистем.

Список литературы

- Дзенс-Литовский А.И. методы гидрогеологического изучения минеральных озер и лиманов // Методика комплексного изучения минеральных озер. – Л;М., 1935. – С. 6–39.
- Гусев Е.Е. Гипергалинная аквакультура. – М.: Агропромиздат, 1990. – 159 с.
- Жуков В.В. Выращивание артемии интенсивным методом в прудовых хозяйствах Астраханской области // Тр. Астрахбвтуза. – Т.1. – 1972. – С. 21–26.
- Иванов В.П. Интенсификация и методы выращивания живых кормов в осетровых рыбоводных заводах / В.П. Иванов // Тр. КаспНИРХ. – вып. 5. – Астрахань, 2000. – С. 8–15.
- Ивлева И.В. Биологические основы и методы массового культивирования кормовых беспозвоночных / И.В. Ивлева. – М., 1969. – 170 с.
- Козлов В.И. Культурные артемиевые хозяйства в гипергалинных водоемах Российской Федерации // Тр. филиала АГТУ. – Т.8. – ВНИИПРХ. – Дмитров, 2006. – С. 11–18.
- Мейснер И.Е. Классификация западных подstepных ильменей дельты реки Волги и ее водотоков // Изд. Всесоюз. Н-и ин-та озер. и речн. Хозяйства. – Т. 3. – Л. – 1948. – С. 3–23.
- Спектрова Л.В. Обзор зарубежного опыта разведения артемий для использования ее в аквакультуре – М.: ВНИРО–ЦНИИТЭИРХ, 1984. – 63 с.
- Черномашинцев А.И., Мухачев И.С. Использование артемии из водоемов в качестве корма для рыб // Рыбное хозяйство. – 1970. – № 6. – С. 21–22.
- Шпет Г.И. Интенсивные методы выращивания живых кормов в прудовых хозяйствах Украины // Гидробиологический журнал. – Т. 4. – вып. 6. – 1972. – С. 43–49.

РАЗМЕРНЫЙ И ВОЗРАСТНОЙ СОСТАВ ЛЕЩА – ABRAMIS BRAMA (L, 1758) В ВЕРХНЕЙ ЧАСТИ МЕШИНСКОГО ЗАЛИВА КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 1997–1998 И 2008 ГГ.

Д.Ф. Аверьянов

Казанский (Приволжский) федеральный университет,

г. Казань, Россия;

Татарское отделение ФГНУ ГосНИОРХ, г. Казань, Россия,

adf-66@yandex.ru

Лещ является наиболее массовым и основным промысловым видом рыб Куйбышевского водохранилища. В период относительной стабилизации экосистемы водоёма, доля его в общем объёме вылова составляла порядка 30–50%. Однако с начала 90-х годов XX столетия значение леща стало снижаться. К примеру, в центральной части водохранилища за 30 лет оно уменьшилось с 49.9 до 25.8% среди прочих рыб (Фатхуллин, Фатхулина, 1978; Назаренко и др., 2007). Данное обстоятельство связывается, как с ухудшением общей экологической обстановки, так и нерациональным выловом (Кузнецов, 2005, 2007).

Рыбопромысловой практикой и ихтиологическими исследованиями установлена следующая закономерность: чем интенсивнее ведется лов, тем меньше линейные размеры и моложе возрастной состав вылавливаемых рыб, поскольку промыслом изымаются, в первую очередь, крупные и старшевозрастные особи (Елеонский, 1936).

В данном сообщении приведены данные, отражающие изменения размерного и возрастного состава леща, заходящего на нерест в Мешинский залив Куйбышевского водохранилища, в период с 1997–1998 г. к 2008 г.

Мёшинский залив расположен в верхней половине водохранилища и примыкает к северо-западной границе Волжско-Камского плёса, от которого отделен цепью Мансуровских островов. Залив образован в результате затопления устьевой части р. Мёши. Имеет воронкообразную форму с расширением в нижней части. Общая площадь залива составляет порядка 12 600 га (при НПУ 53 м – Балтийской системы), из них примерно 5 242 га приходится на открытые мелководья с глубинами до 2 м, ещё 800 га занимают большие и малые острова, которых в заливе около 100 единиц, и заросли жёсткой водной флоры. Средняя глубина акватории – 2.54 м. Большинство островов покрыты древесной растительностью родов ивы, ольхи, шиповника, малины. Многочисленные протоки, соединяющие залив

с Волжско-Камским плёсом, а также понижения дна на местах стариц и озёр затопленной поймы, способствуют широкому распространению рыб, поднимающихся в залив на нерест. В верхней части водоём имеет естественное сужение шириной 200–250 м над бывшим руслом р. Мёши, ограниченное с одной стороны коренным берегом, с другой – плотными зарослями тростника и рогоза. Учитывая, что основная масса водохранилищных рыб в качестве миграционных путей использует постоянные маршруты, приуроченные к береговой кромке и понижениям затопленных русел рек (Поддубный, Калинин, 1988), данный участок залива представляет собой удобное место для проведения мониторинговых работ.

Материал для исследования собирался на базе стационара Татарского отделения ГосНИОРХ. В 1997–1998 гг. использовались сети длиной по 60 м и размером ячеи 36, 40, 45, 50, 55, 60, 65 мм, соединённые в связки длиной по 120 м. В 2008 г. использовались сети длиной по 12.5 м и размером ячеи 24, 30, 32, 36, 40, 45, 50, 55, 60, 65 мм, соединённые в связку длиной 125 м. Сравнивались рыбы из уловов сетей с размером ячеи 45–65 мм, облавливающих, главным образом, половозрелую часть стада леща. Обработка материала проведена по общепринятой методике (Правдин, 1966). Возраст рыб определен по спилам луча спинного плавника.

В 1997–1998 гг. и 2008 г. за исключением единичных экземпляров, в основной массе в уловах встречались рыбы одного размерного диапазона – от 23 до 42 см. Однако, в период 1997–1998 гг. значительная часть (72.7 %) приходилась на рыб размером от 29 до 34 см, доля особей от 35 см и выше составляла 17.0 %, а средняя длина рыб равнялась 31.85 ± 0.08 см. В уловах 2008 г. доминировали рыбы размером 27–32 см (72.6 %), число особей длиной от 35 см снизилось до 9.4 %, а средняя длина – до 30.14 ± 0.21 см (таблица 1 и 2). Высокое значение критерия Стьюдента (7.61), значительно превышающее величину 2.0, указывает на достоверное уменьшение размеров рыб в нерестовом стаде леща.

Таблица 1.

Размерный состав леща верхней части Мёшинского залива
в весенних уловах 1997–1998 гг. (n=1542 экз.)*, %

Длина, см	Всего	M±m, см
23 – 25 – 27 – 29 – 31 – 33 – 35 – 37 – 39 – 41 – 43		
0.7 1.7 8.0 23.9 30.6 18.2 9.5 4.5 1.7 1.3	100	31.85 ± 0.08

Примечание: * – не включены рыбы размером менее 23 см и более 43 см, общая численность которых в улове составила 0.9 %

Таблица 2.

Размерный состав леща верхней части Мёшинского залива
в весенних уловах 2008 г. (n=212 экз.), %

Длина, см	Всего	M±m, см
23 – 25 – 27 – 29 – 31 – 33 – 35 – 37 – 39 – 41 – 43		
1.9 4.7 21.7 36.3 14.6 1.3 5.2 2.8 0.9 0.5	100	30.14±0.21

Аналогичная картина просматривается и в отношении возрастного состава. Выявлено, что хотя возрастной диапазон рыб практически не изменился, но, количество рыб в возрасте от 10 лет – возраста массового созревания леща (Кузнецов, 2005) – и выше, снизилось с 67.6% в 1997 г. до 20.0% в 2008 г. (таблица 3 и 4).

Таблица 3.

Возрастной состав леща верхней части Мёшинского залива
в весенних уловах 1997 г. (n=797 экз.), %

Возраст, лет											Всего
6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	17	
7.0	1.4	7.7	16.3	57.7	4.4	3.4	0.1	1.4	0.3	0.3	100

Таблица 4.

Возрастной состав леща верхней части Мёшинского залива в весенних уловах 2008 г. (n=139 экз.), %

Возраст, лет										Всего
6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	
2.9	7.9	40.4	28.8	15.1	0.7	0.7	1.4	0.7	1.4	100

Таким образом, на основе выше сказанного, следует, что в верхней части Волжско-Камского плёса Куйбышевского водохранилища имеет место уменьшение линейных размеров рыб в стаде леща и его омоложение. Что согласуется с положением о нерациональной промысловой эксплуатации этого вида.

Поскольку рыбы являются непосредственным звеном пищевой цепи в водоеме, то качественные и количественные изменения структуры их массовых видов, происходящих под действием внешних факторов, например, того же нерационального вылова, не могут не способствовать перестройкам в структуре всего гидробиоценоза.

В последнее время гидробиологами отмечается усиление роли видов-вселенцев в формировании структурно-функциональной организации бентосных сообществ Куйбышевского и Нижнекамского

водохранилищ (Яковлев и др., 2007) и, в частности, усиление роли моллюсков рода *Dreissena* (*D. polymorpha* Pallas, 1771 и *D. bugensis* Andrusov, 1847) (Мингазова и др., 2007; Набиева и др., 2007). При изучении влияния моллюска *D. polymorpha* на экосистему евтрофируемого озера отмечено, что особо бурно этот вид развивается в водоёмах, где ведётся интенсивный лов рыбы (Ляхнович, и др., 1983), то есть изымаются естественные регуляторы его численности, к которым в Куйбышевском водохранилище относятся плотва, густера, сазан, язь, стерлядь, а также лещ. И, хотя, дрейссена начинает встречаться в пищевом комке уже молодых особей леща (от 15 см), основными её потребителями все-таки являются крупные рыбы от 36 см (Щукина, 1985). Следовательно, уменьшение размерного состава леща – как самого массового вида рыб, можно рассматривать, в качестве одного из факторов усиления роли моллюсков рода дрейссена и образуемых ими ценозов, представленных, главным образом, организмами понто-каспийского комплекса.

Список литературы

- Елеонский А.Н. Рыбоводство в естественных и искусственных водоемах. М.–Л. 1936. 464 с.
- Кузнецов В.А. Рыбы Волжско-Камского края. Казань: Kazan-Kazan. 2005. 208 с.
- Кузнецов В.А. Состояние экосистемы Куйбышевского водохранилища на современном этапе его существования // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения: Сб. науч. трудов Всеросс. конф., Ульяновск, 12–14 ноября 2007 г. Ульяновск. 2007. С. 4–9.
- Ляхнович В.П., Каратаев Л.Ю., Митрахович П.А. Влияние *Dreissena polymorpha* Pallas на экосистему евтрофируемого озера // Биология внутренних вод (биллутень) № 60. Л.: Наука. 1983. С. 25–28.
- Мингазова Н.М., Набеева Э.Г., Павлова Л.Р., Зайтова Л.М. Экологическое состояние верхнего участка Куйбышевского водохранилища в пределах РТ // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения: Сб. науч. трудов Всеросс. конф., Ульяновск, 12–14 ноября 2007 г. Ульяновск. 2007. С. 9 – 12.
- Назаренко В.А., Таиров Р.Г., Михеев В.А., Алиев Ф.Т. 2007. Куйбышевскому водохранилищу 50 – лет // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения: Сб. науч. трудов Всеросс. конф., Ульяновск, 12–14 ноября 2007 г. Ульяновск. С. 12–18.
- Набеева Э.Г., Мингазова Н.М., Набиуллин И.Р. Участие видов-вселенцев рода *Dreissena* в самоочищении верхнего участка

- Куйбышевского водохранилища в пределах РТ // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения: Сб. науч. трудов Всеросс. конф., Ульяновск, 12–14 ноября 2007 г. Ульяновск. 2007. С. 174–176.
- Поддубный А.Г., Малинин Л.К. Миграции рыб во внутренних водоёмах. М.: Агропромиздат. 1988. 224 с.
- Правдин И.Ф. Руководство к изучению рыб. М.: Пищевая промышленность. 1966. 376 с.
- Фатхуллин Ш.Г., Фатхуллина Л.Н. Состояние любительского рыболовства в бассейне Средней Волги // Известия ГосНИОРХ. Т. 89. 1978. С. 116–128.
- Щукина А.А. Питание основных промысловых рыб Нижнекамского водохранилища // Сб. науч. Трудов ГосНИОРХ. Вып. 240. 1985. С. 146–149.
- Яковлев В.А., Яковлева А.В., Сабиров Р.М. Современное состояние зообентоса Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в связи с возрастанием роли чужеродных видов // Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения: Сб. науч. трудов Всеросс. конф., Ульяновск, 12–14 ноября 2007 г. Ульяновск. 2007. С. 199 – 202.

УРОВЕНЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ КАЗАХСТАНСКОЙ АКВАТОРИИ КАСПИЙСКОГО МОРЯ

Н.А. Амиргалиев

*ТОО «Казахский научно-исследовательский институт рыбного
хозяйства», Алматы, Казахстан
Kazniirh@mail.kz*

Уникальность Каспийского моря, как крупнейшего в мире местобитания осетровых видов рыб и морского млекопитающего, эндемика данного водосема – каспийского тюленя, выводит его проблемы не только на межгосударственный, но и на глобальный уровень.

К Республике Казахстан относятся северная, северо-восточная часть Северного и восточное побережье Среднего Каспия. Гидрологический режим восточной части моря формируется в условиях континентального климата, а северной и северо-восточной - еще и в условиях мелководья и во многом зависит от стока рек Урала и Волги. Из-за малых уклонов дна прибрежной зоны северной и северо-восточной части моря и прилегающей к ней суши происходит постоянная миграция береговой черты, до 15 км при изменениях фонового уровня моря на один метр и до 20–30 км при сгонно-нагонных колебаниях уровня.

Освоение нефтегазовых месторождений Каспийского региона в настоящее время происходит возрастающими темпами. Это влечет за собой загрязнение моря нефтепродуктами и сопутствующими им токсичными соединениями, как тяжелые металлы, фенолы и др. Под влиянием этих и некоторых других антропогенных факторов происходит дестабилизация морской среды.

Источники загрязнения Каспия многообразны и расположены на территории всех Прикаспийских государств, включая их морские акватории. Большую потенциальную угрозу загрязнения моря представляют законсервированные из-за подъема уровня моря нефтяные скважины и прибрежные нефтепромыслы, аварий на транспортных средствах и разведочных скважинах. Одним из основных источников загрязнения моря в современных условиях является трансграничный перенос загрязняющих веществ (металлов, нефтепродуктов и др.) в казахстанский сектор Каспия по рекам Волга, Урал и др.

Реска Урал загрязняется в пределах РФ промышленными стоками объектов нефтехимической отрасли, в их числе: Орский нефтеперс-

рабатывающий завод, Южно-Уральский никелькомбинат, Орско-Халиловский металлургический комбинат, Оренбургский нефтеперерабатывающий завод и др. Известны научные публикации (Сальников Н.Е. и др., 2000), согласно которым в результате залпового сброса сточных вод Оренбургского нефтеперерабатывающего завода в р. Урал на участке 15 км ниже сброса погибли практически все чувствительные к условиям среды группы бентоса и сильно сократилась биомасса устойчивых к загрязнению организмов, погибли также макрофиты.

Концентрация и распределение металлов в воде предустьевого взморья р. Урал (квадраты 11, 12, 24–27) характеризуется большой изменчивостью в отдельные годы. В 2003 г. средняя концентрация в воде составила для меди и цинка 32.0 и 12.5 мкг/дм³, а для свинца и кадмия 13.8 и 2.8 мкг/дм³. По исследованиям 2005 г. содержание меди и кадмия несколько снизилось, а цинк и свинец увеличились до 21.3 и 24.0 мкг/дм³.

Морские воды восточнее устья Урала отличались более высокими значениями концентрации металлов, по сравнению с зоной междуречья Волга-Урал. Более глубоководная зона в юго-восточном направлении от предустьевого взморья Урала, как показали наши анализы, характеризуется повышенным содержанием металлов в воде.

Таким образом, предустьевая зона р. Урал и отдельные районы Северо-Восточного Каспия отличались в указанные годы довольно неоднородным составом вод в отношении тяжелых металлов. В районе междуречья четко прослеживается влияние волжского стока. Суммарная концентрация изученных металлов в морской воде, за исключением кадмия и цинка, превышает уровень ПДК для морских вод.

Выполненные нами в 2007 г. исследования, охватившие южное побережье восточной части Северного Каспия и восточное побережье Среднего, показали рост концентрации металлов в воде в направлении с севера на юг, за исключением Кендырлинского залива. Заметное возрастание содержания цинка, меди и кадмия регистрируется, начиная с мыса Саржа, где содержание цинка составило 39.3–40.0 мкг/дм³, а меди 14.2 мкг/дм³. Наиболее высокая концентрация металлов зарегистрирована в воде мыса Жыланды, где ПДК по меди 6,8 и по цинку 1,3, т.е. 34.0 и 67.1 мкг/дм³ соответственно.

Более подробные сведения по распределению тяжелых металлов по всей акватории казахстанского сектора моря получены нами в 2008–2010 гг. Данные прежде всего свидетельствуют о большой

изменчивости концентрации изученных металлов в пространственно-временном отношении.

Во время экспедиционных исследований в отдельные сезоны года наибольшие пределы колебания концентрации были характерны для меди и цинка. Максимальные их содержания, достигавшие 99 и 90 мкг/дм³ соответственно, зарегистрированы весной 2010 г., средние значения их при этом составили 33 ПДК и 6.6 ПДК. В остальные исследованные сезоны средние их концентрации характеризовались в целом близкими значениями.

Для свинца наибольшие пределы колебания концентрации отмечены в мае и августе 2009 г. Весной максимальные концентрации его в пределах 48–90 мкг/дм³ (4.8–9.0 ПДК) зарегистрированы в водах юго-восточной акватории Северного Каспия, где более активна деятельность нефтяных компаний.

Представляет определенный интерес более подробный анализ пространственно-временных изменений концентрации металлов в морских водах. Исходя из характера распределения изучаемых элементов всю акваторию казахстанского сектора моря можно условно разделить на пять районов: первый – Средний Каспий, второй – зона Кулалинского порога, третий – юго-восток Северного Каспия, четвертый и пятый – предустьевые зоны рек Волги и Урала. Из рисунка 1, где показаны районы и средние концентрации тяжелых металлов видно, что из первой группы металлов более повышенной концентрацией отличается цинк, особенно в 1, 4 и 5 районах. Максимум его концентрации регистрируется весной. Для 4 и 5 районов это можно объяснить влиянием весеннего паводкового стока рек Волга и Урал, подверженного антропогенному загрязнению. Летом содержание его в водах заметно снижается.

Медь по уровню средней концентрации занимает второе место. Аналогично цинку максимум отмечается весной. Наиболее высокое ее среднее содержание, достигавшее 7.8 ПДК, зарегистрировано в юго-восточной мелководной зоне в пределах нефтяных месторождений Каламкас, Каражанбас и др. И в летний период повышенные концентрации как меди, так и цинка сохраняются в зоне влияния волжского стока.

Кадмий, в отличие от предыдущих элементов, пресвалирует по концентрации в летний период, исключение составил четвертый район. Весной концентрация его близка в водах 1, 3 и 4 районов, летом она несколько повышена в водах Среднего Каспия и юго-восточной части Северного Каспия.

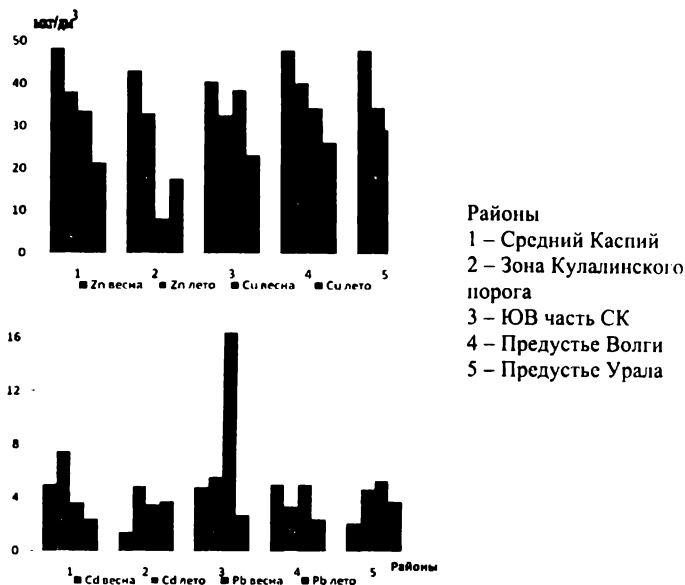


Рис. 1. Характер распределения тяжелых металлов по акватории казахстанской части моря.

Содержание свинца также выше в весенний период, максимум его отмечен в воде юго-восточной акватории, что было характерно и для меди. На остальных участках моря режим данного элемента в целом равномерный.

Согласно исследованиям Каспийского НИИ рыбного хозяйства (Егоров С.Н. и др., 2006), в 2001–2005 гг. среднегодовые концентрации ряда тяжелых металлов в воде Северного Каспия не превышали средние многолетние величины. Максимальное их содержание (Zn, Cu, Pb, Mn) отмечалось именно в воде междуречья Волга–Урал, т.е. в зоне более активного влияния волжского стока, а также на участке Кулалинского порога, южнее свала Новинского осередка.

По исследованиям Д.Н. Катунина и др. (Катунин Д.Н. и др., 2006), наиболее значительным в количественном отношении является цинк, повышенное содержание которого локализуется вдоль

Мангышлакского порога, где определенное влияние оказывали процессы физико-химического превращения тяжелых металлов в зоне гидрофронта «река-море». Более заметное повышение концентрации целого ряда металлов было также приурочено к мелководью восточной части Северного Каспия.

Факты, приведенные в цитируемых выше источниках в целом подтверждаются результатами проведенных нами исследований. К числу ведущих факторов, приводящих к концентрированию тяжелых металлов и других токсикантов в водной массе, относятся трансграничный загрязненный сток Волги и Урала, а также существование в Северном Каспии локальных зон, где происходит накопление токсикантов под воздействием антропогенных и природно-антропогенных факторов.

Юго-восточная мелководная зона Северного Каспия с относительно замедленным водообменом подвергается достаточно интенсивному загрязнению многими объектами по добыче и разведке нефтегазовых ресурсов. Концентрирование различных загрязнений, в т.ч. тяжелых металлов в зоне Кулалинского порога связано с особенностями района, где происходит активная седиментация и депонирование значительной доли взвешенного материала, что приводит к существенному увеличению содержания малорастворимых компонентов органоминерального происхождения, в т.ч. нефтепродуктов, металлов и др.

Одновременно с водными образцами отбирались пробы донных отложений, анализ которых проводился в лаборатории «Научно-аналитического центра «Биомедпрепарат». Концентрация цинка в грунтах была в пределах от 1.71 до 13.99 мг/кг весной 2009 г. и от 2.12 до 15.05 мг/кг – осенью. Содержание меди достигало 4.0 мг/кг, в ряде случаев снижалось до аналитического нуля. Частое отсутствие в пробах грунта было характерно для кадмия наиболее высокие его концентрации достигали 2.46 мг/кг. Свинец зарегистрирован во всех анализируемых пробах, его содержание достигало высоких значений весной от 9.18 до 63.88 и 179.61 мг/кг, а осенью существенно снизилось, находясь в пределах 1.01–9.84 мг/кг.

Установлен аналогичный характер распределения тяжелых металлов в воде и донных отложениях по акватории Северного Каспия. Максимальные концентрации всех рассматриваемых элементов зарегистрированы в основном в осадках юго-восточной мелководной зоны, Кулалинского порога, а также акватории моря, находящейся под влиянием стока Волги и Урала. Повышенные содержания кадмия и меди особенно в осенний период обнаруживались в

грунтах глубоководной зоны Уральской бороздины и южной части Северного Каспия, граничащей со Средним Каспием.

Таким образом, исследованиями последних лет зарегистрированы повышенные концентрации ряда металлов в воде и донных отложениях восточной части Северного Каспия. Выявлены локальные зоны, где под влиянием различных антропогенных факторов проявляются максимальные количества элементов. В пределах этих акватории регистрировался повышенный уровень концентрации и таких токсичных соединений, как нефтяные углеводороды, пестициды и др. Все это может привести к хроническому ухудшению среды обитания гидробионтов.

Список литературы

- Сальников Н.Е. и др. Влияние залпового сброса сточных вод Оренбургского нефтеперерабатывающего завода на загрязнения грунтов и бентофауны реки Урал // Материалы Междун.науч.конф., посвященной 70-летию АГГУ.-Астрахань, 2000, Т. 2. – С.182–184.
- Егоров С.Н., Рылина О.Н. и др. Эколого-токсикологическая характеристика низовий р. Волги и Каспийского моря // Рыбохозяйственные исследования на Каспий. Результаты НИР за 2005 год. Астрахань, 2006. – С. 44–65.
- Катунин Д.Н., Рылина О.Н. Распределение некоторых поллютантов в водной среде Каспийского моря и уровни их накопления в гидробионтах // Матер. Междун. конференц. «Современное состояние и пути совершенствования научных исследований в Каспийском бассейне», Астрахань, 2006. – С. 55–58.

БИОЛОГИЯ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ЗАПАСЫ БОЛЬШЕГЛАЗОГО ПУЗАНКА *ALOSA* *SAROSCHNIKOWII* В КАСПИЙСКОМ МОРЕ

С.Б. Андрианова

*Каспийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства (ФГУП «КаспНИРХ»)
kaspriy-info@mail.ru*

Длительный запрет морского промысла (с 60-х гг.) и трансгрессия Каспийского моря (с 80-х гг.) оказали положительное действие на сохранение запасов большеглазого пузанка. Эндемик Каспийского моря характеризуется большим ареалом и протяженными миграционными путями.

Целью настоящей работы являлось исследование многолетней динамики основных биологических показателей и оценки запасов одного из видов каспийских сельдей – большеглазого пузанка, который в современных экологических условиях может стать дополнительным промысловым резервом Каспийского региона.

В работе использованы биологические и промыслово-статистические материалы, собранные в 2000–2010 гг. на судах КаспНИРХа в Северном Каспии. Исследования проводились в разные сезоны года. Материал для биологического анализа собирался во время нерестового хода и нереста этой рыбы на мелководьях Северного Каспия. Для исследовательской работы использовались ставные сети с шагом ячеи 22, 28, 30, 32, 36, 40, 45 мм. Молодь отлавливали 4.5-метровым тралом с размером ячеи в кутце 6.5 мм. В экспедиционных рейсах на каждой станции определяли видовой состав улова, производили массовое измерение и взвешивание выловленных сельдей. Обработка материала осуществлялась в соответствии с общепринятыми методиками ихтиологических исследований (Правдин, 1966).

С наступлением весны большеглазый пузанок начинает миграцию с мест зимовки в Южном Каспии в северном направлении. Взрослые рыбы идут в Северный Каспий для нереста, а молодые мигрируют на север на места нагула. В Северном Каспии пузанок появляется в самом конце марта или в первые дни апреля при температуре воды 5–7 °С в небольших концентрациях в районе о. Кулалы (Навозов-Лавров, 1947; Кушнарченко, 1986, 1989; Андрианова, 2001). В начале апреля основные концентрации большеглазого пузанка обнаруживаются в западной половине Северного Каспия (о. Тюлений, банки Жемчужного, свал Сетного осередка, Белинско-

го банка, о. Укатного). В конце апреля он заходит в восточную половину, где находятся его основные районы нереста (рис. 1).

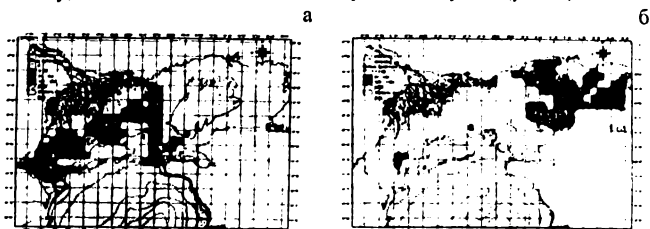


Рис. 1. Распределение производителей большеглазого пузанка: а – в апреле; б – в мае (улов кг/100 сетей)

Многолетние исследования показали межгодовую пространственно-временную устойчивость распределения производителей большеглазого пузанка в течение всего нерестового периода.

В условиях отсутствия промысла в современный период произошли качественные и количественные изменения в структуре популяции большеглазого пузанка. По своим размерно-весовым характеристикам большеглазый пузанок относится к группе некрупных сельдей (пузанков). Длина его тела в исследовательских уловах колебалась от 14 до 36 см, масса – от 37.0 до 630.0 г. Основную часть нерестовой популяции составляют особи длиной 2–28 см и массой 144–265.0 г.

Сравнивая размерный состав нерестовых скоплений большеглазого пузанка в уловах в период интенсивного морского промысла (1935) и в период после запрета (1970–1971) с исследовательскими уловами современного периода, можно проследить, как происходило увеличение рыб старших размерных групп (рис. 2).

Так, в 1935 г. модальную группу обоих полов представляли особи длиной 21–22 см, в 1970–1971 гг. – 23–24 см, а в 1999–2011 гг. – 26–28 см.

В этом в полной мере проявилось влияние запрета промысла на размерную структуру рыб, т.е. произошло накопление старшевозрастных групп репродуктивной части популяции и увеличение возрастного ряда большеглазого пузанка. Нерестовая популяция большеглазого пузанка в Северном Каспии, в отличие от состава его стада у западных берегов Южного и Среднего Каспия (где среди основной массы половозрелых рыб отмечаются и незрелые, в возрасте 1–2 лет), состоит только из половозрелых рыб.

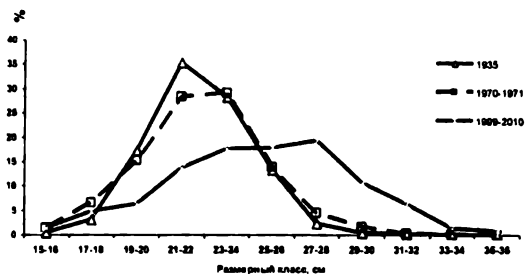


Рис. 2. Размерный состав большеглазого пузанка в нерестовой популяции в Северном Каспии, (%)

В 30-е годы, когда промысел сельдей был сравнительно интенсивным, нерестовое стадо большеглазого пузанка в Северном Каспии состояло из рыб в возрасте от 2 до 6 лет (Киселевич, 1937). По мере прекращения промысла возрастной ряд увеличился от 2 до 8 лет (Казанчев, 1976, 1981) и в настоящее время представлен особями в возрасте от 2 до 10 лет (Андрианова, 1995; Малкин, Андрианова, 2008) (рис. 3).

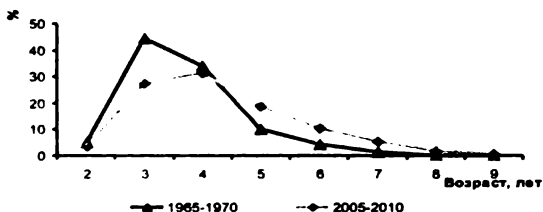


Рис. 3 Возрастной состав уловов большеглазого пузанка в разные периоды 1965–2010 гг.

После прекращения промысла повторнонерестующие особи (остаток) составили 70–80%. Основу пополнения в период наших

исследований составляют 3–4-годовики (60–70%), в остатке доминируют 4–5-годовики (50–60%).

В составе нерестового стада преобладали пузанки, идущие на нерест в первый, второй, третий раз (70–75%), очень редко отмечаются рыбы, нерестящиеся 6 сезонов (0.4–5%). Биологические показатели большеглазого пузанка (средняя длина и масса одновозрастных рыб) в современный период стабильны.

Северный Каспий играет важнейшую роль в жизненном цикле большеглазого пузанка, оказывая влияние на его биологию и процесс формирования численности в течение почти всего вегетационного периода с марта по сентябрь – октябрь. Решающим фактором динамики численности и состояния запасов большеглазого пузанка в Каспийском море является его уровень, определяющий величину и направленность абиотических факторов среды в условиях отсутствия промысла. Повышение уровня моря, начавшееся в 1978 г., привело к постепенному расширению нерестового ареала и увеличению численности большеглазого пузанка ($r=0.84$). Эта зависимость описывается степенным уравнением $y=0.058x^{4.393}$, где: y – численность сеголеток, x – уровень моря.

В последние годы площадь нерестового ареала большеглазого пузанка в Северном Каспии увеличивалась до 45–46 тыс. км против 26 тыс. км в 1969–1979 гг. и достигла величины 30-х годов, а урожайность молоди возросла с 1/26 экз./час траления в 1970–1980 гг. в 10–12 раз в настоящее время.

Несмотря на то, что в настоящее время уровень моря приближается к значениям 1934–1949 гг., когда урожайность была высокой (до 33.1 экз./час траления), в современный период численность молоди не достигла этих значений – 12.9 экз./час траления. В настоящее время на уровень запасов и воспроизводство большеглазого пузанка в большей степени, чем промысел, воздействуют загрязнение нерестилищ, освоение шельфа морской нефтедобычей, проникновение азово-черноморского вселенца – гребневика мнемииопсиса. Вследствие этого отмечается снижение биомассы кормового зоопланктона и сокращение численности килек, являющихся главным объектом питания хищных сельдей, в том числе и большеглазого пузанка.

Нерестилища большеглазого пузанка находятся в основном на мелководьях восточной половины Северного Каспия (от Забурунья до Приуральских вод, в районах Ракуши, Прорвы) и частично в западной половине (от Суюткинской до Чапурьей косы, в районах о. Тюлений и Чистая банка) (рис. 4).

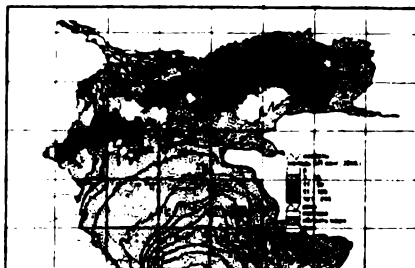


Рис. 4. Распределение молоди большеглазого пузанка в Северном Каспии

Места нереста большеглазого пузанка, а также его миграционные пути и акватория нагула сеголеток продолжают оставаться почти неизменными, что при расширении нерестового ареала, связанного с подъемом уровня в Северном Каспии, привело к увеличению численности молоди и, соответственно, запасов этого вида.

Несмотря на то, что среди каспийских сельдевых в период их морского промысла большеглазый пузанок занимал довольно скромное место (от 0.2 до 30%), его уловы в некоторые годы были значительными (рис. 5). Уменьшение численности сельдей, а затем фактическое прекращение их промысла в определенной мере повлияло и на организацию исследований.

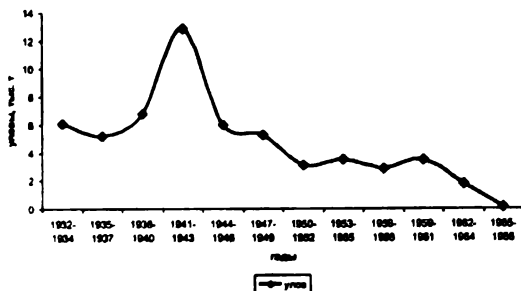


Рис. 5. Динамика промысловых уловов большеглазого пузанка

После запрета морского лова были оставлены лишь пять тоней у западного побережья Среднего Каспия в районе Азербайджана (Ялама-5, Ялама-6, Худат) и Дагестана (Каякент, Первомайская), как контрольные для наблюдений за изменениями в состоянии запасов сельдей. В Северном Каспии разрешены исследовательские лова (ставные и дрейферные сети) в местах минимального распределения осетровых.

Изучение многолетней динамики исследовательских уловов показателей и оценки запасов большеглазого пузанка в Северном Каспии показало, что его значение в общем улове сельдей в зависимости от сроков и районов исследований варьировало от 2.4 до 14.3%. Его исследовательские уловы на 1 сеть по годам изменялись от 0.1 до 6.57 кг/сеть.

Промысловые уловы большеглазого пузанка в последние 2000–2010 годы изменялись от 0.25 до 11.5 т, и его доля в общем улове сельдей составила в среднем 14.7%. Промысловое изъятие большеглазого пузанка по организационным причинам в условиях современного рынка составляет 15%.

Основная информация о состоянии запасов ежегодно формировалась в процессе многолетнего мониторинга их нереста. Данный мониторинг реализовался путем проведения траловых съемок численности сеголеток сельдей в основных районах их воспроизводства в Северном Каспии.

Оценку современного состояния запасов и прогноз возможного вылова большеглазого пузанка в Северном Каспии осуществляли комбинированным методом, сочетающим прямой траловый учет численности сеголеток на акватории Северного Каспия – июль–сентябрь, и последующий расчет численности его поколений с помощью уравнений естественной смертности (Ефанов, Рихтер, 1977; Андрианова, Зыков, 2002; Зыков, 1986, 2006). В соответствии с этими расчетами и материалами по оценке ежегодной урожайности сеголеток была рассчитана убыль поколений по возрастам с 1989 по 2010 гг.

Полученные результаты дали возможность рассчитать ежегодную наличную численность большеглазого пузанка в море за эти годы, которая изменялась от 185.6 до 1256.2 млн экз., биомасса – от 4.68 до 54.4 тыс. т (рис. 6).

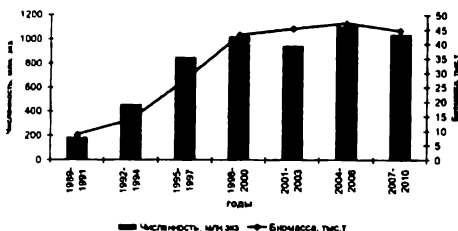


Рис. 6. Динамика численности и биомассы большеглазого пузанка.

Рассчитанный с учетом общей биомассы нерестовый запас большеглазого пузанка колебался от 4.7 до 34 тыс. т. Доля изъятия промыслового запаса по морю определена на уровне 20% (Тюрин, 1973), или 5.7 тыс. т.

Возрождение отечественного промысла сельдей в Каспийском море возможно на основе их лова, исключающего прилов осетровых. В случае организации нового промысла сельдей, в т.ч. большеглазого пузанка, предусматривается постепенное его развитие, связанное на начальном этапе с ограничением объема вылова, поэтому пока не будет получено достаточно данных для оценки влияния промысла на долговременную устойчивость запасов, изначальный объем вылова рекомендуется не более 2.0 тыс. т.

Список литературы

- Андрианова С.Б. Большеглазый пузанок (*Alosa sanoschnikowi* Grimm.) – возможный объект промысла сельдей в Северном Каспии // Каспий – настоящее и будущее: тез. докл. междунар. конф. – Астрахань, 1995. – С. 148–149.
- Андрианова С.Б. Биология большеглазого пузанка *Alosa sanoschnikowi* Grimm в условиях современной трансгрессии Каспийского моря и длительного запуска промысла // Проблемы изучения и рационального использования природных ресурсов морей: Междунар. конф., посвящ. 100-летию со дня рождения Казанчева Е.Н. – Астрахань, 2001. – С.11–17.
- Андрианова С.Б., Зыков Л.А. Состояние запасов и перспективы промыслового использования большеглазого пузанка (*Alosa sanoschnikowi* Grimm.) // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: результаты НИР за 2001 год. – Астрахань: КаспНИРХ, 2002. – С. 357–367.

- Зыков Л.А. Метод оценки естественной смертности, дифференцированной по возрасту рыб // Сб. научн. тр. Госуд. научн. иссл. ин-т озерн. и речн. рыбн. хоз-ва. – Вып. 243. – Ленинград, 1986. – С. 14–21.
- Казанчеев Е.Н. Сельди Каспийского моря, современное состояние их запасов и перспективы // Тр. ВНИРО. – 1975. – Т.88. – С.135–143.
- Казанчеев Е.Н. Рыбы Каспийского моря. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – С. 37–40.
- Киселевич К.А. Сельди Северного Каспия – Сталинград: Областное издательство, 1937. – 90 с.
- Кушнарченко А.И. Экологические основы морского промысла каспийских сельдей и пути его развития // Вопросы ихтиологии. – 1986. – Т. 26. – Вып. 1. – С. 48–55.
- Кушнарченко А.И. Каспийское море. Ихтиофауна и промысловые ресурсы – М.: Наука, 1989. – С.99–100.
- Малкин Е.М., Андрианова С.Б. Биология и особенности формирования численности большеглазого пузанка *Alosa saposhnikovii* Grimm // Вопросы ихтиологии. – Т. 48. – № 4. – 2008. – С. 485–493.
- Навозов-Лавров Н.П. Биология и промысел большеглазого пузанка (*Alosa saposhnikovii* Gr.) // Докл. ВНИРО. – 1947. – № 10. – С.11–15.
- Правдин В.Ф. Руководство по изучению рыб – М.: Пищевая промышленность, 1966. – С. 58–64, 104–106, 303–304.
- Рихтер В.А., В.Н. Ефанов Об одном из подходов к оценке естественной смертности рыбных популяций // Тр. АнтлантНИРО. – Вып. LXXIII, 1977. – С. 75–77.
- Тюрин В.П. Нормальные кривые переживания и темпов естественного смертности рыб как теоретическая основа регулирования рыболовства // Изв. ГосНИОРХ. – Т. 71. – 1972. – С. 71–128.

ТЕМПЫ ПОЛОВОГО СОЗРЕВАНИЯ ПЛОТВЫ, УКЛЕЙКИ И БЫСТРЯНКИ В БАССЕЙНЕ Р. МОКШИ (ОКСКИЙ БАССЕЙН)

О.Н. Артаев, А.Б. Ручин

*Мордовский государственный природный заповедник
им. П.Г. Смирнова, п. Луишта, Россия,
artaev@gmail.com*

В данной статье мы рассматриваем темпы уменьшения численности ювенильных особей с увеличением возраста рыб для трех массовых видов из Мокшанского бассейна. Данный показатель является обратным отражением темпов созревания особей в популяции.

Р. Мокша является правым притоком р. Оки. Бассейн реки территориально располагается в 5 субъектах РФ: Рязанской, Тамбовской, Пензенской, Нижегородской областях и Мордовии. Он вытянут в широтном направлении с 52° по 54° с.ш. включительно. Материал был собран в 2009–2010 годах в следующих точках на реках: р. Вад: с. Ширингуши; с. Каргашино (Зубово-Полянский р-н Мордовии); р. Мокша: д. Слободиновка (Ковылкинский р-н Мордовии); окрестности Мордовского заповедника (Темниковский р-н Мордовии); с. Чермные (Кадомский р-н Рязанской обл.); с. Нарма (Ермишинский р-н Рязанской обл.); р. Виндрей: с. Сосновка (Зубово-Полянский р-н Мордовии); с. Вязовка (Троболевский р-н Мордовии); р. Шуструй: с. Носакино (Троболевский р-н Мордовии); р. Сивинь: с. Новая Карьга; с. Сивинь (Краснослободский р-н Мордовии); р. Потиж: с. Новые Верхиссы (Инсарский р-н Мордовии); р. Ермишь: с. Малахово (Ермишинский р-н Рязанской обл.); р. Малый Атмис: с. Кевдо-Мельситово (Каменский р-н Пензенской области); р. Шушля: с. Соседка (Башмаковский р-н Пензенской обл.); р. Выша: с. Чернояр (Земетчинский р-н Пензенской обл.); р. Челновая: с. Лысье Горы (Тамбовский р-н Тамбовской обл.); р. Малый Ломовис: с. Митрополье (Бондарский р-н Тамбовской обл.); р. Кариан, с. Измайловка (Знаменский р-н Тамбовской обл.); р. Разазовка, с. Ракша (Моршанский р-н Тамбовской обл.); р. Кашма, с. Марусино (Моршанский р-н Тамбовской обл.); р. Цна, с. Гавриловка (Сосновский р-н Тамбовской обл.). После поймки особи фиксировались в формалине. Затем в лабораторных условиях по годичным кольцам на чешуе определяли возраст рыб, а по степени зрелости гонад определяли половозрелость

особей. Для анализа выбирали пробы уклеи и плотвы с количеством особей не менее 100, быстрянки – не менее 70.

Быстрянка.

Половое созревание в большинстве исследуемых популяциях начинается на первом году жизни, когда доля половозрелых особей составляет от 76% (р. Мокша) до 96% (реки Шуструй, Ермишь) (рис. 1). В р. Малый Ломовис, например, на 1 году жизни половозрелых особей не выявлено. На 2 году жизни доля молодых особей в основном резко падает и составляет 12–18%. Однако, в одном из наблюдаемых случаев доля ювенильных особей на 3 году жизни составила 94% (р. Ермишь). На 3 году жизни во всех исследуемых популяциях. Таким образом, быстрянка начинает созревать в возрасте 1+, в возрасте 2+ наблюдается массовое созревание, а к возрасту 3+ наблюдается полное созревание рыб., т.е. в Мокшанском бассейне быстрянка созревает на 1-2 году жизни. Некоторые авторы указывают на созревание на 2 году жизни (Жуков, 1965; Атлас..., 2003), или на 2–3 году жизни (Рыбы севера Нижнего Поволжья, 2007).

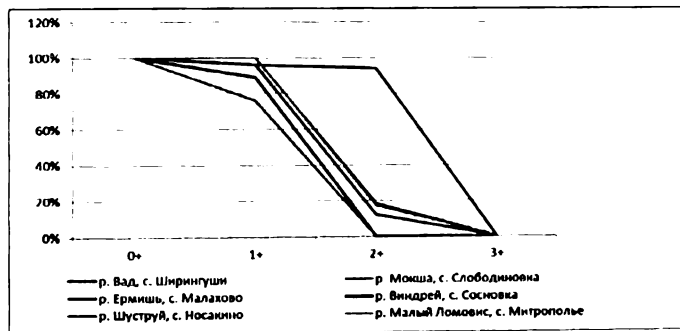


Рис. 1. Уменьшение относительной численности ювенильных особей с увеличением возраста быстрянки. По оси X указаны возрастные группы, по оси Y – относительное количество ювенильных особей в каждой возрастной группе.

Плотва.

Наблюдается ситуация, аналогичная ситуации быстрянке. Созревание в основной массе начинает происходить в возрасте 1+, когда доля ювенильных особей в некоторых популяциях уменьшается до 77%. Отдельно стоит отметить выборку из р. Сивинь у с. Сивинь, где

созревание происходит очень быстро – в возрасте 1+ созревают 75% особей, а к возрасту 2+ вся популяция состоит из половозрелых особей. В этом возрасте в исследуемых популяциях наблюдается большой разброс доли ювенильных особей, когда одни популяции состоят в этом возрасте только из взрослых особей, у других доля неполовозрелых особей может достигать 68%, а в р. Виндрей у с. Вязовка в этом возрасте вообще отсутствуют созревшие особи. К возрасту 3+ все особи являются половозрелыми. Подводя итог анализа темпов созревания рассмотренных популяций можно сказать, что созревание начинается в возрасте 1+ и идет неравномерно. Если в указанном возрасте доля несозревших особей в основном велика (за исключением отклонений), то в возрасте 2+ разброс доли ювенильных особей составляет от 0 до 100%. К возрасту 3+, как было сказано выше, абсолютно все особи становятся половозрелыми.

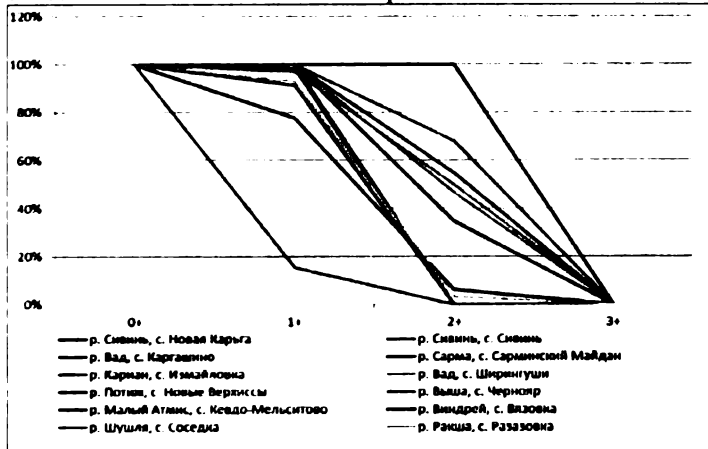


Рис. 2. Уменьшение относительной численности ювенильных особей с увеличением возраста плотвы. По оси X указаны возрастные группы, по оси Y – относительное количество ювенильных особей в каждой возрастной группе.

Полученные данные соотносятся с данными, полученными для вида в некоторых европейских странах, где в южных и средних частях ареала возраст впервые нерестящиеся особи не превышает 3-4 лет (Дгебуадзе, 2001). Здесь же делается замечание, что в се-

верной части ареала возраст впервые нерестующих самок увеличивается. В нашем случае увеличения возраста созревания к северу не прослеживается, видимо из-за относительно небольшой широтной протяженности бассейна.

Уклейка.

Что касается полового созревания, то указывается, что половозрелой она становится на 2 году жизни (Жуков, 1965), 3 году жизни при длине 7–8 см (Решетников, 2003). Для низовьев Дона Л.С. Берг указывает также 3 год жизни (1949). В рассматриваемых нами выборках созревание в большинстве случаев начинается на 1 году жизни, созревает в среднем менее половины рыб возраста 1+. В возрасте 2+ в абсолютном большинстве выборок доля ювенильных особей составляет меньшинство – менее 30%. И только в р. Кашме у с. Марусино и р. Кариан у с. Измайловка в возрасте 2+ все особи являются неполовозрелыми. В возрасте 3+ во всех выборках, за исключением р. Кариан у с. Измайловка все особи половозрелые. В р. Кариан доля неполовозрелых особей составляет 15%, а возрасте 4+ ювенильные особи не отмечены. Суммируя вышесказанное, уклейка созревает с первого полного года жизни по третий, причем большая часть – в возрасте 2+.

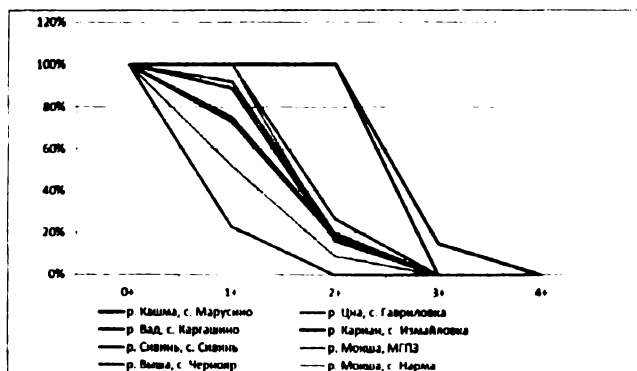


Рис. 3. Уменьшение относительной численности ювенильных особей с увеличением возраста рыб. По оси X указаны возрастные группы, по оси Y – относительное количество ювенильных особей в каждой возрастной группе.

Стоит отметить, что в одной точке отлова, где были сделаны выборки плотвы и уклейки, напр. в р. Сивинь у с. Сивинь у обоих видов наблюдаются высокие темпы созревания, когда уже в возрасте 1+ абсолютное большинство особей половозрелые а в возрасте 2+ ювенильные особи уже отсутствуют. Ускорение полового созревания связано прежде всего с увеличенным темпом роста, который может говорить о хорошей кормовой базе.

В целом, у всех рассматриваемых видов созревание начинается в возрасте 1+, к возрасту 3+ у быстрянки и плотвы все особи являются половозрелыми, а у уклейки в редких случаях в этом возрасте остается часть ювенильных особей, которые отсутствуют в более старшем возрасте – 4+.

Список литературы

- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Ч. II М.: Акад. Наук СССР, 1949.
- Дгебуадзе Ю.Ю. Экологические закономерности изменчивости роста рыб. М.: Наука, 2001. 276 с.
- Жуков П. И. Рыбы Белоруссии. Минск: Изд-во «Наука и техника», 1965. 416 с.
- Рыбы севера Нижнего Поволжья: В 3 кн. Кн. 1. Состав ихтиофауны, методы изучения / Е.В. Завьялов, А.Б. Ручин, Г.В. Шляхтин и др. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 2007. 208 с.
- Атлас пресноводных рыб России. Решетников Ю.С и др. В 2 т. М.: Наука, 2003. 379 с.

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЧИСЛЕННОСТИ ОБЫКНОВЕННОЙ КИЛЬКИ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ КАСПИЯ

А.А. Асейнова

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

Каспийская обыкновенная килька *Clupeonella cultriventris* (Svetovidov, 1941) является подвидом черноморско-азовской тюльки, распространена по всему морю, но в основном придерживается мелководной зоны. Из трех видов каспийских килек этот вид наиболее пластичен, прежде всего, по такому признаку, как эвригалинность. Существенным признаком, отличающим обыкновенную кильку от анчоусовидной и большеглазой килек, является более четко выраженная внутривидовая дифференциация по районам обитания: северо-каспийское и южно-каспийское стада. Кроме того, у обыкновенной кильки более четко выражены нерестовые миграции, сопровождаемые образованием косяков с постоянством миграционных путей и сроков. Именно на этом свойстве обыкновенной кильки и был основан раньше ее промысел.

В последние годы сохраняется устойчивое состояние запасов обыкновенной кильки, что объясняется особенностью ее экологии и биологии: несмотря на расширение ареала обыкновенной кильки в глубоководную зону, это типично прибрежная рыба. Действием негативных факторов среды затрагиваются, главным образом, районы кругового течения и в меньшей степени - прибрежные районы моря. Это, в первую очередь, и объясняет относительную стабильность запаса обыкновенной кильки, более всеядного, эвригалинного и эвритермного вида килек. Большая часть популяции держится в мелководных опресненных участках и не подвергается влиянию каспийского кругового течения, действующего, в основном, вне зоны их скопления, т.е. этот вид менее подвержен влиянию антропогенных факторов, прежде всего общего и нефтяного загрязнения.

Во вторых, размножение обыкновенной кильки происходит весной, когда биомасса мнемнопсиса и его кормовая активность минимальна.

Высокая численность гребневика мнемнопсиса в Среднем и Южном Каспии определяет формирование численности поколений анчоусовидной и большеглазой килек на низком уровне. Достаточно благоприятна с этих позиций обыкновенная килька, размножа-

яущаяся как в Северном, так и в Среднем и Южном Каспии в наиболее холодный период (февраль – апрель) в мелководной прибрежной части моря в районе массовых концентраций зоопланктона, когда биомасса мнемниопсиса и его кормовая активность минимальны в этой части моря.

В то же время обыкновенная килька широко распространена в Каспийском море и имеет полиморфную видовую структуру, что обеспечивает виду определенную экологическую устойчивость. Эта неоднородность установлена по таким наследственным признакам, как полиморфизм мышечных белков. Вероятно, главной причиной полиморфизма является необходимость приспособления организма к изменяющимся условиям среды.

У обыкновенной кильки высокий уровень адаптации к меняющемуся гидрологическому режиму моря (эвригалинность, эвритермность, наличие внутривидовой локальности).

Удовлетворительное состояние запасов обыкновенной кильки в современных экологических условиях подтверждается исследовательскими и промысловыми уловами, расширением ареала вида, а также стабильными размерно-весовыми показателями и высоким уровнем ежегодного пополнения популяции.

Улов на исследовательское усилие является одним из основных показателей, свидетельствующих о динамике запаса в многолетнем аспекте.

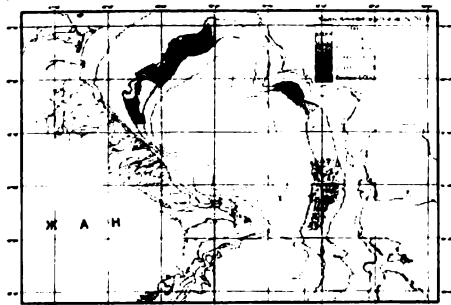
Анализ материалов последних лет подтвердил наличие в Северном, Среднем и Южном Каспии многочисленных и плотных скоплений обыкновенной кильки.

В 2010 г. доля обыкновенной кильки в исследовательском улове трех видов килек на электросвет составила 69.5%. За последние 8 лет этот показатель имел тенденцию к повышению. В сравнении с прошлым годом, улов обыкновенной кильки выше на 20.7%, что отражает дальнейший рост популяции обыкновенной кильки.

Улов обыкновенной кильки на исследовательское усилие в Среднем и Южном Каспии составлял 642 экз./лов и превышал средний показатель за период с 2003 по 2009 гг. на 26.5%. Плотные концентрации отмечены в северо-западной части Среднего Каспия (7.9–9.5 кг/лов) (рис. 1). Исследовательские уловы варьировали от 6 до 5720 экз./лов. Максимальные уловы отмечены в районе Дербента над глубиной 50 м.

Динамика исследовательского улова обыкновенной кильки в Северном Каспии также подтверждала благополучное состояние

вида. В 2010 г. этот показатель (4409 экз./час трал) был в 1,5 раза выше среднееголетнего значения.



Многолетний ряд показателей «урожайности» обыкновенной кильки свидетельствует о том, что в условиях современной трансгрессии моря относительная численность пополнения популяции по Северному Каспию возросла в 2.5 раза – с 214 экз./час траления до 546 экз./час траления (рис. 3)

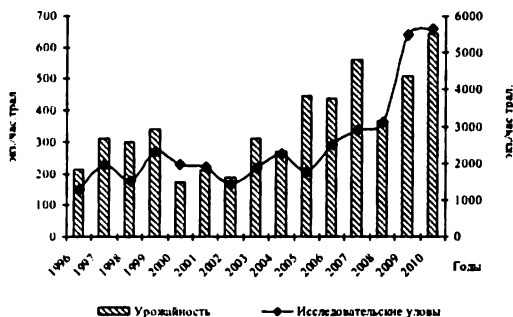


Рис. 3. Динамика относительной численности взрослых рыб и молоди обыкновенной кильки в Северном Каспии.

Формирование численности нового поколения находится в зависимости от условий среды в период размножения и нагула в Северном Каспии.

Оценка пополнения с заблаговременностью на перспективу осуществляется по установленной зависимости пополнения популяции от абиотических условий среды, описываемая следующей формулой:

$$R_{0,5} = 0.0228U + 0.111V^{0.3} + 0.2171t^{0.3} + 0.006PL - 0.4221$$

Где: $R_{0,5}$ – численность сеголеток в траловых уловах; U – уровень Каспийского моря; V – объем Волжского стока; T – средняя температура Северного Каспия в весенний период; PL – биомасса зоопланктона.

Пополнение популяции на перспективу также оценивается по зависимости пополнения популяции нового поколения от накормленности данного года.

$$R = 2769 + 129x - 1.852x^2 + 0.0085x^3$$

Используя эти показатели пополнение популяции на 2012 гг., прогнозируется в количестве 55–60 млрд экз.

Увеличению численности поколений обыкновенной кильки способствовало хорошее кормовое обеспечение, высокая числен-

ность родительского стада, широкий диапазон его возрастного состава, обеспечивающий высокую популяционную плодовитость.

Во всех частях Каспийского моря возрастная структура кильки была представлена шестью возрастными генерациями 2004-2009 гг. рождения. У обыкновенной кильки в 2010 г. отмечается увеличение старшевозрастных групп самок, обладающих высоким воспроизводительным потенциалом, что является одной из причин повышения популяционной плодовитости (табл. 1)

Таблица 1.

Популяционная плодовитость обыкновенной кильки

Годы	Популяционная плодовитость, икринок	
	северо-каспийское стадо	южно-каспийское стадо
2003	$180.6 \cdot 10^{12}$	$187.9 \cdot 10^{12}$
2004	$201.5 \cdot 10^{12}$	$195.2 \cdot 10^{12}$
2005	$210.0 \cdot 10^{12}$	$169.3 \cdot 10^{12}$
2006	$200.6 \cdot 10^{12}$	$180.5 \cdot 10^{12}$
2007	$196.8 \cdot 10^{12}$	$168.4 \cdot 10^{12}$
2008	$178.2 \cdot 10^{12}$	$180.2 \cdot 10^{12}$
2009	$208.6 \cdot 10^{12}$	$226.8 \cdot 10^{12}$
Ср.2003–2009	$199.6 \cdot 10^{12}$	$186.9 \cdot 10^{12}$
2010	$212.9 \cdot 10^{12}$	$229.7 \cdot 10^{12}$

Популяционная плодовитость южно-каспийского стада составила $229.7 \cdot 10^{12}$, что в 1.2 раза выше среднемноголетнего значения, северо-каспийского стада – $212.9 \cdot 10^{12}$.

Расчёты показали, что минимальная популяционная плодовитость, при которой возможно появление урожайного поколения при наихудшем выживании – $140 \cdot 10^{12}$ икринок, т.е. оба стада имеют популяционную плодовитость, при которой возможно появление высокоурожайного поколения.

Устойчивость размерно-весовых характеристик кильки в Северном, Среднем и Южном Каспии подтверждали удовлетворительные условия нагула, а возрастной состав свидетельствовал о балансе ежегодного пополнения и смертности входящих в популяцию поколений.

Все биологические материалы и расчеты запасов подтверждают, что запасы обыкновенной кильки недоиспользуются промыслом. Запас обыкновенной кильки за 15-летний период наблюдений остается сравнительно стабильным, изменяясь от 464.0 до 676.0 тыс. т, в среднем 540 тыс. т. Даже в 2002 г., после массовой гибели килек,

запас вида остался высоким (438.5 тыс. т), находясь в интервале межгодовых колебаний (рис. 4).

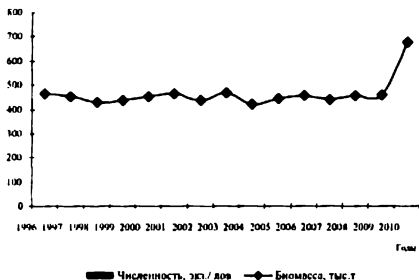


Рис. 4. Динамика численности обыкновенной кильки.

Популяция обыкновенной кильки в Каспийском море имеет потенциал к устойчивому, в сравнении с другими видами килек, противодействию неблагоприятным факторам среды и сохранению численности, обитая в условиях расширения нагульного и нерестового ареала, снижения пресса конкурентов со стороны анчоусовидной и большеглазой килек, достаточной кормовой базы в связи с малой избирательностью в питании.

Все биологические материалы, полученные по результатам исследований, подтверждают, что даже при интенсивном выедании обыкновенной кильки хищниками есть резерв в ее запасах в российских водах.

Величина допустимого вылова обыкновенной кильки определялась из современного состояния её запасов, прогнозируемого темпа пополнения популяции, показателей естественной и промысловой смертности.

Для обыкновенной кильки использовалась идея Рассела (1931) о существовании в природе биологического равновесия вида, которая формулировалась следующим образом: численность вида сохраняется, если его прирост за счёт вступления нового поколения равен убыли популяции.

В качестве критерия допустимого промыслового изъятия используется аксиома Тюринга (1972), согласно которой воспроизводство популяции не нарушается, если промысловая убыль не превышает естественной убыли и сохраняется баланс между объёмом общей годовой убыли и величиной годового пополнения.

Для сохранения численности популяции на стабильном уровне рекомендуемая величина изъятия – 49.6% (Малкин, 1999).

С учетом годового пополнения популяции 2011–2012 гг. и убыли поколений от естественных причин и промысла, промысловый запас обыкновенной кильки по Каспийскому морю в 2012 г. определяется в объеме 417.7 тыс. т. Роль России в воспроизводстве и формировании запасов обыкновенной кильки в Каспийском море определена на уровне 67.74% от промыслового запаса по всему морю, т. е. 282.9 тыс. т.

В связи с важностью вида, как консумента Каспийского моря, доля изъятия от промыслового запаса, как и в предыдущие годы, предлагается в объеме 20%, т.е. рекомендуемое изъятие обыкновенной кильки России определяется в объеме 56.6 тыс. т.

Анализ результатов исследований по оценке запасов каспийских килек показал, что наиболее перспективным районом для промысла обыкновенной кильки является район северо-западной части Среднего Каспия (траверз о. Чечень – г. Дербент). В этом районе в результате взаимодействия ветровых и градиентных течений образуется антициклонический круговорот, способствующий уплотнению температурного фронта с высоким горизонтальным градиентом в слое 30–50 м, что способствует накоплению массы кормового зоопланктона и скоплений обыкновенной кильки.

Для успешного освоения запасов обыкновенной кильки использование ставных неводов в период миграций остается перспективным способом увеличения её вылова.

Список литературы

- Малкин Е.М. Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб – М.: ВНИРО, 1999. – С. 146.
- Тюрин В.П. Нормальные кривые переживания и темпов естественной смертности рыб как теоретическая основа регулирования рыболовства // Изв. ГосНИОРХ. – Т. 71, 1973. – С. 71–128.
- Беляева В.Н., Власенко А.Д., Иванов В.П. Научные основы регионального распределения промысловых объектов Каспийского моря // Астрахань, 1992. – 112 с.
- Третьяк В.Л. Метод оценки коэффициентов смертности рыб в разном возрасте // Экология биологических ресурсов Северного Каспия и их промысловое использование: сб. научных трудов. – Мурманск, 1984. – С. 84–95.
- Кушинг Д.Х. Управление рыбными ресурсами Мирового океана / – М.: Пищевая промышленность, 1980. – С. 26–30.
- Майский В.Н. К методике изучения рыбной продукции Азовского моря (запасы тюльки) // Тр. АзчерНИРО. – Т. 12, 1940. – С. 25–69.

О НЕКОТОРЫХ ОГРАНИЧЕНИЯХ МЕТОДА МАЛКИНА

В.К. Бабаян

*Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии «ФГУП ВНИРО», Москва, Россия
vbabayan@vniro.ru*

Обоснование общего допустимого улова (ОДУ) является важнейшим и основным направлением деятельности отраслевых научно-исследовательских институтов и их филиалов. В общем виде конечная формула для расчета ОДУ предельно проста:

$$\text{ОДУ}_i = F_{\text{rec}i} B_i,$$

Где: F_{rec} – рекомендуемое значение промысловой смертности, B – прогнозное значение биомассы промыслового запаса, i – индекс календарного года, на который устанавливается ОДУ.

Однако за кажущейся простотой этой формулы скрываются достаточно сложные методы оценки ее компонентов: $F_{\text{rec}i}$ и B_i , причем трудоемкость применяемых методов возрастает по мере увеличения объемов и перечня доступной информации. Так, если имеющаяся информация ограничена промысловой статистикой, используются продукционные модели; при известной размерно-возрастной структуре эксплуатируемого запаса за достаточно продолжительный период – различные виды когортных (биостатистических) методов, а если имеется надежная информация по среде обитания или трофическим связям рассматриваемого объекта промысла, предпочтение отдается многовидовым и экосистемным моделям.

Следует отметить, что одни и те же математические модели динамики запаса используются как для прогнозирования состояния запаса, так и для нахождения биологически обоснованной величины допустимого промыслового изъятия. Однако, если с оценкой B_i обычно не возникает серьезных проблем, то научный уровень обоснования $F_{\text{rec}i}$ во многих случаях оказывается недопустимо низким. Причина, на наш взгляд, кроется в том, что современные подходы к нахождению величины оптимального промыслового воздействия на запас выходят за рамки традиционной промысловой биологии, поскольку в них все шире используются элементы имитационного моделирования, теории оптимального управления и других инженерных наук. Этим во многом объясняется, почему многие прогнозисты – биологи не стремятся следовать современ-

ным мировым тенденциям в области методологии рационального использования водных биологических ресурсов, отдавая предпочтение более простым, хотя и гораздо менее обоснованным методам оценки. (В контексте обоснования общего допустимого улова «простыми» будем называть методы, в рамках которых не используются биологические ориентиры и не проводится риск-анализ возможных последствий реализации рекомендаций по величине ОДУ). К сожалению, однако, и в этом случае некоторые специалисты пренебрежительно относятся к ограничениям используемых ими «простых» методов, что приводит к грубым ошибкам в рекомендациях промыслу и наносит ущерб эксплуатируемому запасу.

Рассмотрим в этой связи один из наиболее распространенных в отечественной практике сырьевых исследований таких методов - «методе Малкина». В своей работе «Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб» Е.М. Малкин поставил задачу определить, какая часть численности запаса «может быть изъята промыслом без ущерба для будущего воспроизводства ресурса» (Малкин, 1999). К решению этой задачи он подошел на основе сформулированной им концепции репродуктивной неоднородности популяций рыб, реализованной с помощью уравнения годовой скорости роста численности популяции (λ), предложенного Р. Риклефсом (1979):

$$\lambda = R^{1/\phi}, \quad (1)$$

где: R – эффективная плодовитость, выраженная числом самок, достигших половой зрелости; ϕ – средний возраст самок, участвующих в нересте.

Идею метода сам автор определяет следующим образом: «если известны запас и свойственная для популяции скорость его формирования, то по возрасту вступления в генеративную фазу, от которого, естественно, зависит скорость изменения численности, можно определить допустимые пределы использования запаса. Чем выше скорость, тем больший процент от запаса можно изымать в течение года». Для реализации этой идеи Е.М. Малкин произвел в уравнении (1) две замены:

– эффективную плодовитость (R) заменил продолжительностью группового генеративного периода (в годах):

$$R = (T - t + 1), \quad (2)$$

Где: T – средняя продолжительность жизни особей данной популяции, t – средний возраст массового созревания самок;

– средний возраст нерестующих самок (Φ) заменил выражением:

$$\Phi = (T+t)/2, \quad (3)$$

Воспользовавшись литературными источниками данных по оценке запасов и уловам для 132 популяций промысловых рыб, «относящихся к 18 семействам и 46 родам, с возрастом созревания от одного до 18 лет», Е.М. Малкин получил степенное уравнение регрессии, связывающее среднегодовые темпы роста численности популяции с возрастом наступления половозрелости самок:

$$л = 1.596 t^{-0.136}, \quad (4)$$

Здесь мы не будем касаться корректности выбора закона роста и всей системы доказательств, положенных в основу метода – эти вопросы достаточно подробно обсуждаются в трех публикациях В.В. Кузнецова (2002, 2003, 2004), в которых приводится подробный анализ теоретических целей ряд принципиальных замечаний и, в частности, отмечена неправомерность замены (2): «Переменная и никогда не известная заранее величина эффективной плодовитости, этого важнейшего итога взаимодействия организма и среды, заменена постоянной оценкой одной из характеристик жизненного цикла популяции», и далее: «... это – чисто искусственные построения и данное «преобразование» недопустимо. Плодовитость не равна числу лет генеративного периода».

Не вдаваясь в детальный анализ сделанных автором допущений (2) и (3), особо отметим, что данные по величине запасов и вылову, использованные для идентификации регрессионного уравнения (4), относились исключительно к запасам, состояние которых было охарактеризовано как «квазистационарное».

Следовательно, и полученные в результате коэффициенты допустимого промыслового изъятия справедливы только для запасов, находящихся в устойчивом состоянии, причем неизвестно, на каком именно уровне: в квазистационарном состоянии запас может находиться как на уровне численности, близком к емкости среды, так и на уровне, который можно охарактеризовать как критический. Таким образом, предложенные Е.М. Малкиным коэффициенты не являются универсальными. Использование этих коэффициентов для оценки ОДУ подорванных запасов неизбежно приведет к еще большему их истощению. Е.М. Малкин обращает на это внимание, указывая, что «подорванные запасы или запасы, находящиеся (по терминологии концепции «предосторожного подхода») ниже уров-

ня Blim, нуждаются в иных способах регулирования вплоть до моратория на вылов» (Малкин, 2005).

С точки зрения особенностей механизма саморегуляции биологические виды принято делить на r-стратегов и K-стратегов. Первые обеспечивают существование своих популяций с помощью высокой репродуктивной способности при сравнительно высокой естественной смертности. Очевидно, что для таких видов может быть рекомендован большой коэффициент промыслового изъятия. В противоположность этой группе видов K-стратеги обладают меньшим репродуктивным потенциалом, но при этом – сравнительно невысокой естественной смертностью. Сразу оговоримся, что в зависимости от района обитания запаса эти видовые особенности могут меняться, усиливаясь к центру ареала вида и ослабевая к его периферии. В результате, продукционные характеристики популяций одного и того же вида, обитающих в разных районах, могут заметно отличаться даже при сопоставимом прессе промысла.

Приведенная выше систематика все же позволяет внести определенную строгость в анализ механизма формирования запасов промысловых рыб и выработку научных рекомендаций по их рациональному использованию. Показателем, с которым наиболее часто связывают специфические свойства представителей этих двух групп видов служит средняя продолжительность жизни особей. На практике этот показатель часто заменяют другим – средним возрастом, при котором наступает массовая половое созревание особей. Такая замена оправдана тем, что такой возраст можно достаточно точно оценить по результатам биологического анализа.

Принимая во внимание популярность рассматриваемого метода оценки ОДУ у многих наших биологов, укажем на основные ошибки, которые нередко допускают, применяя его в практических расчетах.

Наиболее распространенная ошибка заключается в том, что его часто применяют к подорванным запасам, тогда как автор рекомендовал этот метод для благополучного состояния популяций.

Еще одна ошибка связана с применением этого метода к популяции, значительно омоложенной интенсивным промыслом. В этом случае заметно изменяются многие биологические показатели популяции, обеспечивая ее выживание в новых условиях. В частности, уменьшается средний возраст половозрелости самок, - популяционный показатель, на котором построены выводы автора метода. При сокращении этого возраста вид формально переходит в категорию видов с меньшей продолжительностью жизни, для которых согласно методу рекомендуются более высокие коэффициенты экс-

– средний возраст нерестующих самок (Φ) заменил выражением:

$$\Phi = (T + t) / 2, \quad (3)$$

Воспользовавшись литературными источниками данных по оценке запасов и уловам для 132 популяций промысловых рыб, «относящихся к 18 семействам и 46 родам, с возрастом созревания от одного до 18 лет», Е.М. Малкин получил степенное уравнение регрессии, связывающее среднегодовые темпы роста численности популяции с возрастом наступления половозрелости самок:

$$\lambda = 1.596 t^{-0.136}, \quad (4)$$

Здесь мы не будем касаться корректности выбора закона роста и всей системы доказательств, положенных в основу метода – эти вопросы достаточно подробно обсуждаются в трех публикациях В.В. Кузнецова (2002, 2003, 2004), в которых приводится подробный анализ теоретических целей ряд принципиальных замечаний и, в частности, отмечена неправомерность замены (2): «Переменная и никогда не известная заранее величина эффективной плодовитости, этого важнейшего итога взаимодействия организма и среды, заменена постоянной оценкой одной из характеристик жизненного цикла популяции», и далее: «... это – чисто искусственные построения и данное «преобразование» недопустимо. Плодовитость не равна числу лет генеративного периода».

Не вдаваясь в детальный анализ сделанных автором допущений (2) и (3), особо отметим, что данные по величине запасов и вылову, использованные для идентификации регрессионного уравнения (4), относились исключительно к запасам, состояние которых было охарактеризовано как «квазистационарное».

Следовательно, и полученные в результате коэффициенты допустимого промыслового изъятия справедливы только для запасов, находящихся в устойчивом состоянии, причем неизвестно, на каком именно уровне: в квазистационарном состоянии запас может находиться как на уровне численности, близком к емкости среды, так и на уровне, который можно охарактеризовать как критический. Таким образом, предложенные Е.М. Малкиным коэффициенты не являются универсальными. Использование этих коэффициентов для оценки ОДУ подорванных запасов неизбежно приведет к еще большему их истощению. Е.М. Малкин обращает на это внимание, указывая, что «подорванные запасы или запасы, находящиеся (по терминологии концепции «предосторожного подхода») ниже уров-

ня Blim, нуждаются в иных способах регулирования вплоть до мотория на вылов» (Малкин, 2005).

С точки зрения особенностей механизма саморегуляции биологические виды принято делить на г-стратегов и К-стратегов. Первые обеспечивают существование своих популяций с помощью высокой репродуктивной способности при сравнительно высокой естественной смертности. Очевидно, что для таких видов может быть рекомендован большой коэффициент промыслового изъятия. В противоположность этой группе видов К-стратеги обладают меньшим репродуктивным потенциалом, но при этом – сравнительно невысокой естественной смертностью. Сразу оговоримся, что в зависимости от района обитания запаса эти видовые особенности могут меняться, усиливаясь к центру ареала вида и ослабевая к его периферии. В результате, продукционные характеристики популяций одного и того же вида, обитающих в разных районах, могут заметно отличаться даже при сопоставимом прессе промысла.

Приведенная выше систематика все же позволяет внести определенную строгость в анализ механизма формирования запасов промысловых рыб и выработку научных рекомендаций по их рациональному использованию. Показателем, с которым наиболее часто связывают специфические свойства представителей этих двух групп видов служит средняя продолжительность жизни особей. На практике этот показатель часто заменяют другим – средним возрастом, при котором наступает массовая половое созревание особей. Такая замена оправдана тем, что такой возраст можно достаточно точно оценить по результатам биологического анализа.

Принимая во внимание популярность рассматриваемого метода оценки ОДУ у многих наших биологов, укажем на основные ошибки, которые нередко допускают, применяя его в практических расчетах.

Наиболее распространенная ошибка заключается в том, что его часто применяют к подорванным запасам, тогда как автор рекомендовал этот метод для благополучного состояния популяций.

Еще одна ошибка связана с применением этого метода к популяции, значительно омоложенной интенсивным промыслом. В этом случае заметно изменяются многие биологические показатели популяции, обеспечивая ее выживание в новых условиях. В частности, уменьшается средний возраст половозрелости самок, – популяционный показатель, на котором построены выводы автора метода. При сокращении этого возраста вид формально переходит в категорию видов с меньшей продолжительностью жизни, для которых согласно методу рекомендуются более высокие коэффициенты экс-

плуатации. Но поскольку омоложение является временным и естественным для популяции данного вида, увеличение темпов вылова только усугубит ее депрессивное состояние.

Довольно распространенной причиной ошибок является тривиальная невнимательность специалистов, когда искомый коэффициент эксплуатации определяют по среднему возрасту половозрелости особей без учета их половой принадлежности вместо среднего возраста половозрелости самок, как это следует из описания метода. Поскольку у многих видов разность между этими двумя показателями довольно существенна, то и найденные по ним коэффициенты Малкина будут заметно отличаться.

В биообоснованиях ОДУ можно встретить и откровенно спекулятивное использование коэффициентов Малкина, когда исполнители, «согласно предосторожному подходу», произвольно занижают соответствующий коэффициент Малкина, чтобы получить, по всей вероятности, заранее согласованную величину. В этом случае налицо профанация не только метода Малкина, но и предосторожного подхода к регулированию промысла.

В заключение отметим, что использование «простых» методов оценки ОДУ допустимо только в крайне редких случаях, когда полностью отсутствует информация, необходимая для применения более обоснованных процедур. Немотивированное использование таких методов не только наносит существенный вред водным биоресурсам, но и снижает профессиональный уровень прогнозистов, которые подменяют всесторонний детальный анализ продуктивности и динамики численности запаса чрезмерно упрощенными расчетами, умудряясь к тому же игнорировать ограничения избранного ими метода.

Практическое использование любого расчетного метода требует строго соблюдения определенных условий. В этом смысле метод Малкина не исключение, и более того - область его применения ограничена случаем, когда запас находится в устойчивом состоянии, причем на достаточно высоком уровне, а информация, позволяющая применить более совершенные методы для оценки рекомендуемого промыслового изъятия, отсутствует. С учетом этих условий метод Малкина допустимо применять, в частности, для приближенного расчета объемов вылова в первые несколько лет с начала промыслового освоения запаса. При дефиците информации оправдано также использовать коэффициенты Малкина в качестве целевых ориентиров для идентификации схем предосторожного подхода к оценке ОДУ (Бабаян, 2000).

Список литературы

- Бабаян В.К. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ). Анализ и рекомендации по применению. – М.: Изд-во ВНИРО. – 2000. 192 с.
- Кузнецов В.В. Современное состояние рыбохозяйственного прогнозирования. // «Рыбное хозяйство», 2004, № 3, С. 24–26.
- Кузнецов В.В. Кузнецова Е.Н. Методологические основы определения допустимого улова. // «Рыбное хозяйство», 2002, № 1, С. 30–32.
- Кузнецов В.В. Кузнецова Е.Н. Репродуктивный потенциал популяций и проблема определения допустимого улова. // «Вопросы рыболовства», 2003, Т. 4, вып. 2, С. 295–314.
- Малкин Е.М. Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб. – М.: Изд-во ВНИРО, 1999. – 146 с.
- Малкин Е.М. О концепции ОДУ как средстве управления промыслом. // «Рыбное хозяйство», 2005, № 5, С. 46–47.
- Риклефс Р. Основы общей экологии // Пер. с англ., М.: Мир, 1979. 424 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗАПАСА СУДАКА (*SANDER LUCIOPERCA* (L.) В ВИСЛИНСКОМ (КАЛИНИНГРАДСКОМ) ЗАЛИВЕ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

А.А. Баженова

*Атлантический научно-исследовательский институт рыбного
хозяйства и океанографии (АтлантНИРО), Калининград, Россия,
SashaBazhenova@gmail.com*

Судак является ценным и массовым объектом промысла в Вислинском (Калининградском) заливе, занимая третье место по вылову после балтийской сельди (салаки) и леща.

Вислинский (Калининградский) залив представляет собой лагуну у южного побережья Балтийского моря, режим которого определяется взаимодействием речного стока и притоком морских вод, поступающих через пролив (Хлопников, 1992).

Залив является ценным рыбохозяйственным водоемом с интенсивно развитым рыболовством, регулируемым на двусторонней основе Россией и Польшей в рамках Соглашения между Правительством Российской Федерации и Правительством Республики Польша о взаимных отношениях и сотрудничестве в области рыбного хозяйства (Москва, 5 июля, 1995 г.).

В Вислинском (Калининградском) заливе встречается свыше 40 видов рыб, 7 из которых имеют важное промысловое значение. Наибольший объем добычи приходится на долю балтийской сельди, большая часть жизненного цикла которой проходит в море. Массовыми промысловыми видами являются также лещ, судак и угорь. Плотва, чехонь и окунь имеют сравнительно большие запасы, но недоиспользуются промыслом (Кейда, 1998).

В последние десять лет российский вылов судака в водоеме составляет порядка 140 т в год, что ниже уровня 1980–1990 гг. прошлого века.

Лаборатория лиманов ФГУП «АтлантНИРО» в течение 50 лет проводит мониторинг состояния запасов рыб в российской части Вислинского (Калининградского) залива.

Представляемая работа выполнена на материалах наблюдений периода 2001–2010 гг., включающих в себя биологический анализ и массовые промеры судака из промысловых уловов. В работе использованы статистические данные Западно-Балтийского территориального управления Росрыболовства по промысловому вылову

рыб в Вислинском (Калининградском) заливе. Сбор и обработку первичного материала проводили в соответствии с общепринятыми методиками (Правдин, 1966; Чугунова, 1959). Измерялась абсолютная (зоологическая) длина, традиционно применяемая для Вислинского (Калининградского) залива. Возраст определялся по чешуе.

Объем собранного и обработанного материала составил 2864 экз. биологического анализа с определением возраста. Для составления размерно-возрастного ключа выполнены массовые измерения длины 6043 экз. рыб.

Кроме того, привлечены данные траловых съемок, ежегодно проводимых ФГУП «АтлантНИРО» в осенний период по стандартной сетке станций (рисунок 1), донным двухпластным тралом (горизонтальное раскрытие 7.5 м, шаг ячеи в крыле 60 мм, в кутке – 10 мм). По результатам съемок рассчитывались индексы численности и биомассы, представляющие собой количество и массу особей одного вида на одно стандартное траление (экз./трал, кг/трал).

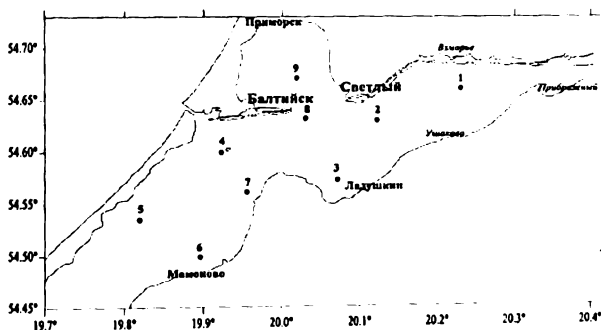


Рис. 1. Схема траловых станций на Вислинском (Калининградском) заливе.

Режим рыболовства в Вислинском (Калининградском) заливе претерпевал значительные изменения, что не могло сказаться на запасах исследуемых видов рыб.

До Второй мировой войны, в 20–30-е гг. прошлого столетия, промысел регулировался слабо, в заливе использовались преимущественно мелкочейные орудия лова и тралы, объемы вылова не лимитировались. В этих условиях происходил подрыв пополнения долгоживущих видов рыб, в том числе и судака, его уловы находились на крайне низком уровне. В период Второй мировой войны

рыболовство приостановилось, что способствовало восстановлению запасов ценных промысловых видов рыб, их вылов в послевоенный период резко вырос. В первые послевоенные годы промысел велся очень интенсивно, уловы судака были самыми высокими за весь период наблюдений. При этом рыболовство в заливе оставалось нерегулируемым, что привело к значительному снижению запаса судака, главным образом, в результате перелова.

Начиная с 60-х гг. рыболовство в заливе стало регулируемым, а вылов ценных промысловых объектов – лимитируемым. Были запрещены активные орудия лова и сокращено применение мелкочейных; введены промысловая мера и временные ограничения на проведения промысла в нерестовый период. Важной мерой регулирования промысла стало установление общего допустимого улова (ОДУ) на основании оценок запасов основных видов. Данные меры позволили стабилизировать сырьевую базу залива и ее промысловое использование. Динамика промысловых уловов стала определяться, главным образом, естественными факторами формирования их запасов в водоеме (Хлопников, 1994; Голубкова, Рябчун, 2009).

В современный период в российской части Вислинского (Калининградского) залива добывается порядка 3 тыс. т рыбы. Основной вылов (2 тыс. т) приходится на балтийскую сельдь (салаку) – проходной вид, заходящий на нерест в залив. Улов остальных видов составляет в среднем 584 т рыбы в год, из которых на леща приходится порядка 42%, или в среднем 245 т в год, на втором месте по объему вылова судак – 24%, или 140 т. Угорь является наиболее ценным объектом промысла, его вылов составляет около 7% от общей добычи, или 41 т в год. На мелкочастиковую группу рыб (плотва, чехонь, окунь) приходится 27% годового улова (158 т).

В настоящий момент промысел судака осуществляется преимущественно крупночастиковыми сетями с ячеей 70 мм. В соответствии с Правилами рыболовства его промысел ведется с 1 января по 20 апреля и с 20 августа по 31 декабря. В летний период данный вид может быть приловом в утревых ловушках. На судака установлена промысловая мера – 46 см.

За последние десять лет вылов судака в российской части залива колебался от 119 до 169 т, в польской от 56 до 129 т. Реализация общих допустимых уловов составила в среднем 81% по российской части залива (таблица 1).

Основными причинами недоосвоения ОДУ российскими рыбаками являются поздние заходы рыбы в залив из моря, ранний ледостав, но главное – совместный промысел лимитируемых видов ле-

ща и судака, в этом случае выбор квот по одному виду (чаще лещу) автоматически прекращает промысел другого.

Таблица 1.

Уровень реализации ОДУ судака в Вислинском
(Калининградском) заливе в 2001–2010 гг.

Год	Вылов России, т	Квота России, т	Освоение ОДУ Россией, %
2001	140	200	70
2002	169	200	85
2003	140	180	78
2004	150	180	83
2005	131	180	73
2006	151	180	84
2007	125	150	83
2008	119	150	79
2009	144	165	87
2010	135	150	90

Промысловая часть популяции судака за 2001–2010 гг. была представлена 2–18-годовиками, длиной от 34 до 95 см, массой от 220 до 8300 г. Средняя длина особей промысловой части популяции составила 53 см, средняя масса – 1614 г, средний возраст – 54 года. Доминировали 4–6-годовики (74.5% от численности), на долю рыб старших возрастов (10-годовиков и старше) приходилось 1.6% (рис. 2).

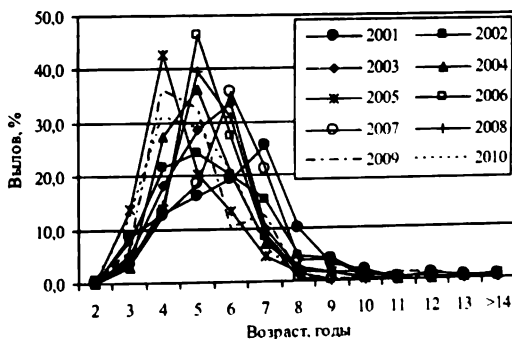


Рис. 2. Возрастной состав судака из промысловых уловов в Российской части Вислинского (Калининградского) залива, % от чис-

ленности.

В целом размерно-возрастная структура промысловой части популяции судака 2001–2010 гг. соответствовала такой периода 70–90-х годов прошлого века. В 2003–2006 гг. отмечалось увеличение вылова мелкого судака, не достигшего промысловой меры, его доля достигала 30%. Это было связано с интенсивным применением мелкоячеистых сетей с ячейей 40 мм, используемых, в основном, для ловли чехони. По этой причине наблюдалось снижение средних показателей возраста, длины и массы особей в промысловых уловах (Голубкова, Рябчун, 2009). Высокая интенсивность мелкочечного промысла снизила пополнение промыслового запаса судака, поэтому на 2007–2009 гг. были рекомендованы более низкие ОДУ на чехонь, для снижения интенсивности мелкочечного лова и сохранения запаса более ценного промыслового вида – судака.

Динамика численности и биомассы запаса, в условиях регулируемого рыболовства, определяется численностью (урожайностью) отдельных поколений (рис. 3), которая зависит, главным образом, от естественных условий воспроизводства: температуры, уровня воды и др.



Рис. 3. Динамика индексов численности поколений судака в Вислинском (Калининградском) заливе по данным осенних траловых съемок, условные единицы.

На современном этапе промысловая часть запаса судака формируется за счет поколений 2002–2008 годов рождения, урожайность которых значительно варьирует. Поколения 2002 и 2008 годов

рождения оценены на низком уровне, генерация 2005 года рождения характеризуется как урожайная, численность поколений 2003, 2004, 2006 и 2007 годов рождения является средней. За последние десять лет биомасса промыслового запаса судака в среднем составила 530 т (рисунок 4).

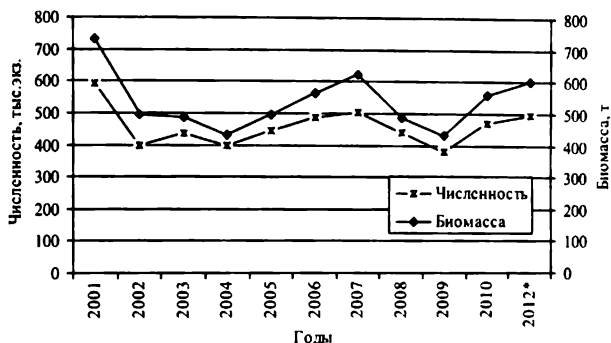


Рис. 4. Численность и биомасса промыслового запаса судака в Российской части Вислинского (Калининградского) залива.
* – прогнозируемая величина.

Проведенные наблюдения позволяют охарактеризовать современное состояние судака как удовлетворительное. В размерно-возрастной структуре его промысловых уловов имеют место значительные межгодовые колебания. На 2012 год величина промыслового запаса прогнозируется в объеме 600 т, что позволяет оценить общий допустимый улов для российской части залива на уровне 150 т.

Список литературы

- Голубкова Т.А., Рябчун В.А. Современное состояние запасов основных промысловых видов рыб в Калининградском (Вислинском) заливе Балтийского моря // Промыслово-биологические исследования АтлантНИРО в 2006–2007 годах. Т. 1. Балтийское море и лиманы: Сборник научных трудов. Калининград: Изд-во АтлантНИРО, 2009. С. 113–122.
- Кейда М.Э. Характеристика промысла и структуры уловов плотвы (*Rutilus rutilus* (L.)), чехони (*Pelecus cultratus* (L.)) и окуня (*Perca fluviatilis* L.) в Вислинском заливе // Промыслово-биологические исследования АтлантНИРО в Балтийском море в 1996–1997 го-

- дах: Сборник научных трудов. Калининград: Изд-во АтлантНИРО, 1998. С. 79–85.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
- Хлопников М.М. Питание хищных рыб в Вислинском заливе Балтийского моря // Вопр. ихтиологии. 1992. Т. 32. № 3. С. 171–176.
- Хлопников М.М. Состояние запасов рыб и их динамика в Куршском и Вислинском заливах Балтийского моря в современных экологических условиях // Гидробиологические исследования в Атлантическом океане и бассейне Балтийского моря: Сборник научных трудов. Калининград: Изд-во АтлантНИРО, 1994. С. 71–81.
- Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М.: Изд-во АН СССР, 1959. 150 с.

**СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ НЕРЕСТОВОГО
СТАДА ЕНИСЕЙСКОЙ НЕЛЬМЫ – *STENODUS
LEUCICHTHYS (GÜLDENSTÄDT, 1772)***

М.А. Белов, В.А. Заделенов, Е.Н. Шадрин¹, Е.Я. Мучкина²

¹ФГНУ «Научно-исследовательский институт
экологии рыбохозяйственных водоемов»,
nii_erv@mail.ru

²Красноярский государственный аграрный университет,
г. Красноярск
emuchkina@yandex.ru

Промысловая эксплуатация прошлых лет в значительной степени определяет современные запасы енисейской нельмы. В последние десятилетия произошли существенные изменения в структуре популяции нельмы. В настоящее время в связи со снижением численности нельмы, вызванное антропогенными причинами, назрела необходимость изучения динамики основных биологических показателей вида. Эти исследования позволяют определить ряд закономерностей, которые в свою очередь помогут в разработке методов рационального и эффективного использования нельмы, как в промысловом отношении, так и в целях аквакультуры.

Целью настоящей работы является анализ основных характеристик нерестового стада ценного полупроходного вида – енисейской нельмы.

Исследования проводились на р. Енисей в 2006–2009 гг. на местах массового нереста в Туруханском районе Красноярского края, о. Сумароковский.

Лов рыбы проводился при стандартных условиях плавными сетями с коэффициентом уловистости 8%. Всего для исследования использовано 368 экз. нельмы. Проведение ПБА (полный биологический анализ), определение возраста нельмы, снятие морфологических показателей, изучение спектра питания осуществлялось в соответствии со стандартными ихтиологическими методиками (Правдин И.Ф., 1966). Обработка данных проводилась при помощи программы Microsoft Office Excel, Statistica 6 (Лакин Г.Ф., 1980).

Морфометрическая формула нерестующей енисейской нельмы представлена следующим образом: D III-V 8–13, A II-V 11–16, P 10–16, V 9–12, I. I. 91 11–13/ 11–14 122, количество тычинок на первой, жаберной дуге 18–22.

Различия меристических показателей енисейской нельмы по половому признаку выражены весьма слабо, достоверно различаются

только два признака: количество чешуй от основания спинного плавника до боковой линии (x) у самок несколько выше ($P>0.01$). Максимальное значение чешуй в боковой линии ($l.l$) принадлежат самцам ($P>0.05$).

Сравнение меристических признаков современной енисейской нельмы и нельмы изученной в прошлом веке (1978 г.) показало, что современная нельма имеет достоверно низкие характеристики по отношению к нельме изученной в прошлом. Стоит отметить, число чешуй в боковой линии у современной нельмы достоверно выше чем у нельмы прошлого столетия ($p>0.001$). Изменения коснулись всех представленных меристических признаков нельмы, кроме количества ветвистых лучей брюшного плавника (v), где достоверных изменений не наблюдается.

Изменения коснулись как самок, так и самцов с некоторыми различиями, по истечению более 30-ти летнего срока у самок остались неизменными значения параметров d , V , $l.l$. в остальных случаях показатели достоверно ниже. У самцов неизменными остались показатели d и v , остальные достоверно понизились с течением времени кроме $l.l$, который достоверно возрос ($p>0.001$).

За время исследований производители нельмы были представлены самцами с колебаниями длины тела 56–97 см, в возрасте 5+ – 18+; самками с длиной тела 76–109 см, в возрасте 10+ – 24+ (2006–2009 гг., рис. 1) (Белов М.А., Заделенов В.А, 2010). Основу нерестового стада составляли самцы длиной 68–94 см, массой 3.5–8.2 кг в возрасте 7+ – 16+; самки размерами 87–104, массой 7. 5–15 кг, в возрасте 16+ – 18+. По сравнению с предыдущими годами исследования (1990-е гг.) произошло сокращение возрастного состава. Так в уловах не отмечены особи старше 24+лет.

По нашим данным самцы созревают в возрасте 5+ лет, самки в 10+ лет, самцы при достижении длины 63.5 см и массы 3 кг, самки при длине 78.6 см и массе 6.3 кг. По данным 1978–1996 гг. половое созревание нельмы впервые происходит у самцов в возрасте 5–6 лет при достижении длины 60 см и массы 3.0 кг, самки в 8–9 лет при длине 75 см и массе 5.5 кг. В массе самцы созревают в 7+ лет, самки в 13+, 15+ лет. Длина самцов нельмы в нерестовом стаде в районе нерестилищ – от 56 до 97 см, средняя – 77.7 см, масса варьирует от 1.9 до 8.2 кг в среднем – 5.3. Самки значительно крупнее самцов: длина – от 76.2 до 109 см, средняя – 92.9 см; масса – 5.8–15.8 кг, средняя – 9.5 кг.

В половом составе нерестового стада нельмы во все годы исследований наблюдается преобладания самцов, составляя 59% в 1978–1982 гг., 62.5% в 1990-х гг., 62.9% в 2006–2009 гг.

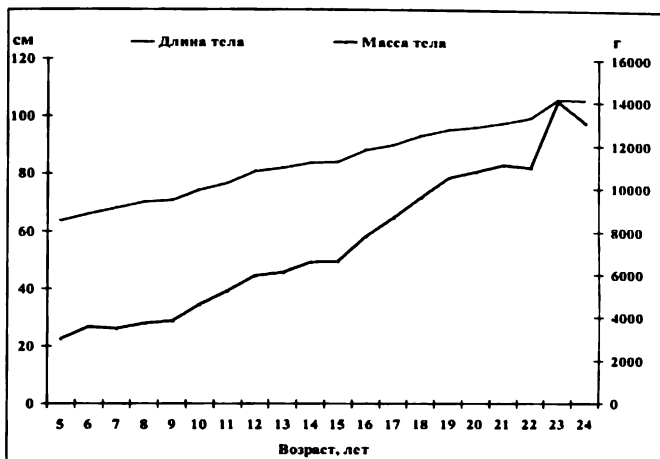


Рис. 1. Характеристика размерно-возрастных показателей нельмы р. Енисей (2006–2009 г.).

Индивидуальная абсолютная плодовитость (ИАП) нельмы по обобщённым материалам 1978–1982 гг. колебалась от 53 до 416 тыс. икринок, данный показатель функционально зависит от длины и массы тела самок (Куклин А.А., 1983). По материалам 1994 г. ИАП нельмы колебалась от 130 тыс. (длина самки 80 см) до 395 тыс. (длина самки 110 см) в среднем – 180 тыс. Плодовитость нельмы в 2006–2009 гг. составляла от 73 до 341 тыс. и в среднем составляет 149 тыс. икринок. Наиболее высокие значения плодовитости нельмы наблюдались в начале 1980-х гг. В современное время абсолютная индивидуальная плодовитость нельмы по отношению прошлым периодам исследования имеет довольно низкие характеристики.

До настоящего времени отсутствовала информация о питании нельмы во время нерестовой миграции. Наблюдения 2006–2008 гг. показали, что мигрирующая нельма питается. Из 195 половозрелых особей зарегистрировано 52 экземпляра, в желудках которых обнаружены кормовые объекты. Основным компонентом питания нель-

мы во время нерестовой миграции является ряпушка (48%), вид, у которого совпадают сроки нереста с нельмой. Следующие по значимости объекты питания – тугун, плотва, елец (Белов М.А., 2010).

По исследованиям 2007–2009 гг. нерестовый ход нельмы в р. Енисей наблюдается в Туруханском районе (о. Сумароковский) с третьей декады августа и по вторую декаду октября. Пик лова во время нерестового хода нельмы приходится на первую декаду октября. В 1981 г. первые экземпляры нерестовой нельмы отмечались во второй декаде августа, максимум лова приходился на третью декаду сентября, в 1994 наблюдалась подобная картина.

Следует отметить, что в 1981 г. основная масса производителей отлавливалась за третью декаду сентября (более 60%). В 1994 г. наблюдалась сходная картина, за третью декаду сентября отлов составлял около 50%. В настоящее время массовый подход производителей нельмы растянут на две декады – последняя декада сентября (26%) и первая декада октября (33%). Следовательно, произошла перестройка нерестового хода нельмы, выражающаяся в достаточно продолжительной миграции к нерестилищам – около 20 дней (Белов М.А., 2011).

Корреляционный анализ распределения уловов нельмы указывает на то, что наиболее выраженное влияние таких абиотических факторов как температура воды, уровневый режим р. Енисей, метеорологические условия и долгота дня прослеживается с последней декады сентября и до конца второй декады октября, что совпадает с пиком нерестового хода в 2009 г. (Корреляция по Спирмену). Наиболее важными факторами, влияющими на динамику нерестового хода производителей нельмы являются долгота дня (от – 0.9 до 0.8) и температура воды (0.7).

Таким образом, произошло качественное изменение нерестового стада енисейской нельмы. Если в 1994 году уловы состояли из рыб в возрасте от 5+ до 29+ лет, то в 2006–2009 гг. возрастной ряд был представлен рыбами в возрасте 5+ – 24+ лет. Как следствие омоложения стада происходит и уменьшение значений плодовитости. В половом составе нерестового стада нельмы наблюдается преобладания самцов 59–62.9%.

Установленно, что полупроходная нельма в Енисее питается во время нерестовой миграции.

Нерестовый ход нельмы наблюдается в Туруханском районе с третьей декады августа и по вторую декаду октября. В настоящее время произошла перестройка нерестового хода, очевидно это вызвано приспособительной реакцией нерестовой части популяции нельмы на изменение среды. Наиболее важными факторами, влия-

яющими на динамику нерестового хода производителей нельмы являются долгота дня и температура воды.

Различия меристических показателей современной енисейской нельмы по половому признаку выражены весьма слабо. По истечению 30-ти летнего срока современная нельма имеет ряд достоверно низких характеристик меристических признаков по отношению к нельме изученной в прошлом. Изменения коснулись как самок, так и самцов.

Список литературы

- Белов М.А. Динамика нерестового хода енисейской нельмы. // Вестник КрасГАУ. 2011. Вып. 1. С. 108–148.
- Белов М.А. К характеристике нерестового стада нельмы *Stenodus Leucichthys nelma* (Pallas) Енисейской популяции. // Биология, биотехника разведения и состояние запасов сиговых рыб: тезисы докладов международной научной конф. Тюмень: Госрыбцентр, 2010. С. 74–78
- Белов М.А., Заделенов В.А. Характеристика основных биологических показателей нерестового стада енисейской нельмы // Актуальные проблемы освоения биологических ресурсов Мирового океана» г. Владивосток. 2010 с. 28–31.
- Куклин А.А. Структура нерестовой части популяции енисейской нельмы // Биологические проблемы севера. Тезисы докл. X Всесоюз. симпоз. Ч. 2. – Магадан, 1983. – С. 187–188.
- Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Выс. Школа. 1980. – С. 293.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищ. Пром. 1966. – С. 376.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЕСУРСОВ СИГОВЫХ РЫБ НИЖНЕЙ ОБИ

В.Д. Богданов

*Институт экологии растений и животных УрО РАН
(ИЭРиЖ УрО РАН), Екатеринбург, Россия
bogdanov@ipae.uran.ru*

Популяции отдельных видов сиговых рыб реки Оби имеют различное демографическое состояние. Виды, наиболее предпочитаемые для промысла (муксун, чир, нельма) испытывают очень сильную промысловую нагрузку и устойчиво снижают свою численность. Чтобы контролировать состояние промыслового запаса, необходимо проводить учеты численности рыб, в том числе молоди. Наиболее точные оценки численности рожденных генераций полупроходных сиговых рыб можно получить при проведении учетов численности покатных личинок (погрешность метода составляет 30%).

Институт экологии растений и животных УрО РАН тридцать лет проводит исследования воспроизводства сиговых рыб Нижней Оби в уральских нерестовых реках (Северная Сосьва, Сыня, Войкар и Сось). Получены уникальные сведения о численности генераций, выявлены основные закономерности формирования поколений (Экология рыб..., 2006). В обобщенном виде была установлена следующая цепь событий, приводящих к появлению многочисленных генераций пеляди и чира: высокое и длительное стояние воды за год до нереста и в год нереста – повышение темпа весового роста – повышение популяционной плодовитости – размножение на верхних нерестилищах – повышенное выживание икры – вылупление многочисленного потомства.

В уральских нерестовых притоках Нижней Оби в нерестовых стадах сиговых рыб большинство производителей составляют впервые нерестящиеся рыбы с нормально функционирующими половыми железами. Слабое значение «остатка» в воспроизводстве сиговых рыб Оби является следствием сильного влияния промысла.

В 2010 г. продолжены учеты численности покатных личинок на основных нерестовых притоках – Северной Сосьве, Сыне, Войкар и Соби. Численность личинок пеляди и сига-пыжьяна на р. Северной Сосьве была близка к средней многолетней, а в северных притоках (рр. Войкар, Сыня и Сось) – ниже средней многолетней (табл. 1). Численность личинок тугуна на всех реках резко снизилась. Численность личинок чира низкая на всех притоках, кроме Соби. В целом, начался очередной цикл спада численности генераций пеля-

ди, размножающихся в уральских притоках Оби. В р. Сыне отмечена крайне низкая численность за период наблюдений, чему способствовал зимний замор на нерестилищах. Последний раз подобное сокрушительное действие замора на р. Сыне происходило в 1998 г.

Таблица 1.

Численность покатных личинок сиговых рыб на уральских нерестовых притоках Нижней Оби, млн. экз.

Год	Пелядь	Сиг- пыжьян	Чир	Тугун	Ряпушка
р. Северная Сосьва					
2010 г.	1450.0	7.1	17.2	32.3	0
Средняя за 1981 – 2010 гг.	1809.9	5.8	77.2	51.2	0
р. Сыня					
2010 г.	7.9	0	0	0	0
Средняя за 1992 – 2010 гг.	338.4	56.3	25.9	2.1	1.3
р. Войкар					
2010 г.	85.5	4.1	0.9	0	0
Средняя за 1986–1992, 1999– 2010 гг.	149.1	22.7	45.5	2.6	0.5
р. Сось					
2010 г.	0.2	1.1	34.4	0	0
Средняя за 1976–1977, 1984–1988, 1996–1998, 2006–2010 гг.	0.9	3.1	19.3	1.9	0.05
Общая средняя за период наблюдений	2555.2	122.8	182.7	63.2	0.6

Сравнивая среднюю численность генераций в 80-х, 90-х и 2000-х годах, можно видеть продолжение общего спада численности генераций пеляди, сига-пыжьяна и чира (рис. 1).

Ведущая роль в воспроизводстве пеляди и тугуна осталась у р. Северной Сосьвы, сиг-пыжьян обычно доминирующий в р. Сыне повсеместно был малочислен. Два последних года наблюдается повышение роли северных нерестовых притоков в воспроизводстве сиговых рыб. Особенно выделяется р. Сось – после 2008 г. её

значение в воспроизводстве чира превысило 30% (рис. 2). Впервые в ней появилось относительно много пеляди.

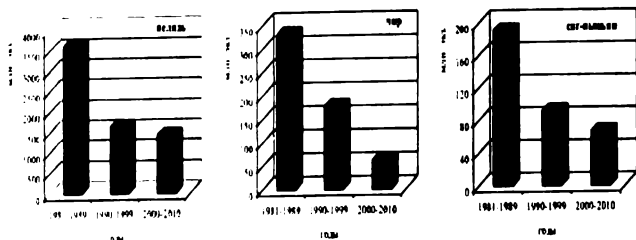


Рис. 1. Изменение средней численности поколений сиговых рыб Нижней Оби за последние 30 лет, млн. личинок.

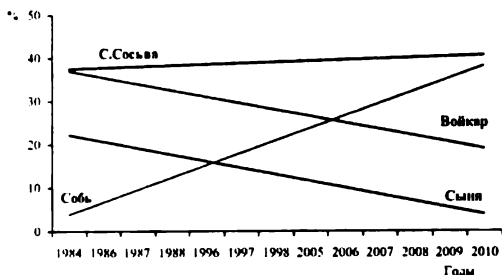


Рис. 2. Изменение роли уральских нерестовых притоков Оби в воспроизводстве сиговых рыб.

С 2006 г. экспансия нерестовой части популяции «щучьереченской» ряпушки закончилась – ее не было последних четыре года на нерестилищах в реках Северная Сосьва, Сыня и Сось. Лишь в р. Войкар отмечались единичные особи. В р. Сось в период ската в 2007 г. была поймана только одна личинка ряпушки.

Циклы численности пеляди определяются периодами максимальной водности поймы Оби (Богданов, Агафонов, 2000). После рекордного продолжительного стояния воды в пойме (наблюдались в 1979, 2007 гг.) происходит резкое увеличение численности рожденных личинок пеляди за счет ускоренного созревания сразу нескольких поколений производителей, повышенного

фонда отложенной икры и высокого её выживания. Далее следуют затухающие «волны» жизни с периодичностью 6–7 лет до следующего рекордного по водности года. Влияние водности на другие виды сиговых рыб менее незначительное (чир) или отсутствует (сиг-пыжьян). Изменения численности личинок и вступающих в воспроизводство производителей пеляди (расчет численности четырехгодовиков выполнен А.К. Матковским) четко совпадают (рис. 3), что свидетельствует о хороших условиях воспроизводства.

Главный фактор появления урожайных поколений пеляди – вступление в воспроизводство не менее двух генераций численностью 3–5 млрд. личинок. Такие генерации появились в 2008–2009 гг., что создало предпосылку для появления многочисленных производителей к 2013–2014 гг. Генерация пеляди 2010 г. рождения по численности в 1.5 раза ниже средней многолетней.

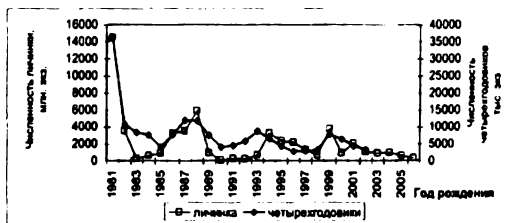


Рис. 3. Связь численности покатных личинок пеляди и четырехгодовиков пеляди.

Популяция обского чира устойчиво сокращает свою численность. Восемь его генераций из последних десяти имеют численность в 3–4 раз меньше средней многолетней. Появление в Оби особей тазовской популяции (из-за мощного антропогенного воздействия в Тазовской губе при прокладке магистрального газопровода), вступление в воспроизводство относительно многочисленной генерации 1999 г. рождения и многоводный период во время нерестового хода, способствующий слабому изъятию промыслом, в 2006 и 2007 годах снизили темпы спада численности обской популяции (в основном за счет размножения в р. Войкар и р. Соби).

В 2011 г. численность генераций чира снизилась до минимального рекордного. При нынешнем наступлении маловодного периода на Оби произойдет еще более сильный спад численности по сравнению с тем, что мы наблюдали в последние годы, так как при

маловодья в пойме Оби существующие негативные демографические явления могут только развиваться.

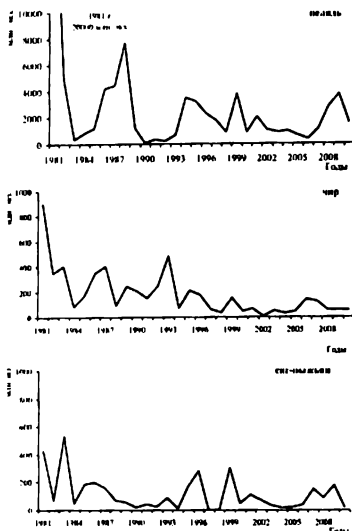


Рис. 4. Динамика численности поколений пеляди, чира, пыжьяна нижней Оби

Состояние популяции сига-пыжьяна сохраняется более благоприятное, чем чира, но и у него происходит снижение численности. С 2002 по 2006 гг. даже в р. Сыне (центр воспроизводства сига-пыжьяна) появлялись поколения в три – четыре раза меньше средней многолетней. Вступление в воспроизводство многочисленной генерации 1999 г. рождения и снижение нагрузки промысла несколько улучшило демографическую ситуацию, особенно за счет вклада р. Войкар. За счет слабого влияния промысла на производителей и хороших условий развития икры, генерация 2007 г. рождения оказалась в 1.5 раза выше средней. Но в 2008 г. начался новый спад численности сига-пыжьяна, продолжающийся и в 2011 г.

Состояние популяций тугуна р. Северной Сосьвы до 2009 г. продолжало оставаться относительно благоприятным – численность восьми предыдущих поколений высокая, что связано с низким

влиянием промысла. Однако наступившее маловодье способствовало значительному изъятию производителей промыслом (главным образом браконьерским) и произошел существенный спад численности генераций в последние два года. В остальных нерестовых реках численность популяции тугуна традиционно очень низкая. Численность популяций тугуна во всех нерестовых реках, кроме р. Северной Сосьвы, никогда не будет настолько большой, чтобы можно было организовывать специализированный промысел.

Воспроизводство обских сиговых рыб естественными факторами лимитируется в меньшей степени, нежели антропогенными. Наиболее значимые абиотические факторы – перемерзание нерестилищ и сильное ветровое волнение в период нагула ранних личинок. Фактор «перемерзание» имеет решающее значение для воспроизводства сиговых рыб только в р. Сыне (один раз в четыре-пять лет в 70–80-е годы и раз в 12 лет в 90-е и 2000-е годы) и в реках Харбей и Лонготъеган. В последние годы роль этого фактора снизилась благодаря теплым зимам. Из биотических факторов наиболее значимый – трофический по отношению к ранним личинкам. В последние четыре года личинки появляются в сорах спустя 6 – 10 суток после их залития, когда кормовые организмы еще не развиты. Такие трофические условия нагула неблагоприятны для выживания личинок.

В последние годы наиболее существенный антропогенный фактор – промысел, тогда как загрязнение, производство горных работ и водопотребление в масштабах Нижней Оби оказывают второстепенное влияние. Из уральских притоков наиболее сильное антропогенное влияние оказывается на р. Сось – водопотребление г. Лабытнанги (р. Ханмей зимой пересыхает), сброс загрязненных вод с хромитовых карьеров и с поселка Харп, добыча ПГС. Однако появление большого глубокого канала-выработки в р. Соби привлекает рыб для нагула и зимовки, и его значение в настоящее время скорее положительное, чем отрицательное, как это было в 80-х годах. Для обеспечения нормальной зимовки рыб необходимо обязательное условие – сохранение 200-метрового мелководного устьевых участка русла, который препятствует проникновению заморных обских вод вверх по Соби.

Многоводный период на нижней Оби в 1998 -2002 гг. способствовал значительному росту численности всех видов рыб, кроме ликвидных сиговых, тогда как и эти виды в силу своих биологических особенностей должны были увеличить численность, особенно пелядь и чир. Этого не произошло только из-за чрезмерного промысла. Лишь в 2007 г. изъятие потенциальных производителей промыслом из-за

высокого уровня и длительного стояния воды оказалось ниже обычного, что способствовало проходу большего числа рыб на нерестилища. Такие уникальные гидрологические условия, как в 1979 и 2007 г. в буквальном смысле спасают популяции обских сиговых рыб.

В последние годы возросла роль уральских нерестовых рек Войкара, Собь и Лонготьган в воспроизводстве сиговых рыб, особенно чира, а в северных притоках выживание икры гораздо хуже, чем в южных (притоки р. Северной Сосьвы). Поэтому усиление роли северных притоков в размножении сиговых рыб нежелательно – неизбежно увеличится общая смертность икры в популяции.

Экологическое состояние среды обитания на местах нереста и зимовки сиговых рыб в целом относительно благоприятное и не оказывает решающего влияния на эффективность воспроизводства сиговых рыб. Основная причина снижения численности – в чрезмерной промысловой нагрузке, в том числе незаконной. В последние годы наблюдаются фенологические сдвиги в воспроизводстве сиговых рыб, связанные с климатическими изменениями – смещаются сроки нерестового хода и вылупления личинок, наблюдается осенний ледоход после нереста, приводящие к повышенной смертности икры. Выявленные факты свидетельствуют об отрицательном влиянии глобальных изменений климата на существование пресноводных рыб, относящихся к арктическому фаунистическому комплексу.

Сохранение высокого уровня воспроизводства сиговых рыб Нижней Оби в основном зависит от сохранения нетронутости экосистем нерестовых притоков и рационального ведения промысла, обеспечивающего естественную структуру нерестовых стад и пропуск необходимого числа производителей на нерестилища. Для решения этой проблемы необходимо создавать на местах размножения сиговых рыб особо охраняемые территории (ООПТ). Тем более, что предстоящее освоение полярной части Урала по проекту «Урал Промышленный – Урал Полярный» может существенно нарушить экосистемы нерестовых рек.

Кроме того, необходимо ежегодно осуществлять действенные мероприятия по искусственному воспроизводству сиговых рыб Обского бассейна. Важно скорее построить рыбозавод в п. Харп, ориентирующийся на зарыбление Оби, озер Полярного Урала и Ямала.

ВЫВОДЫ

1. В последние годы наблюдается повышение роли северных нерестовых притоков Нижней Оби в воспроизводстве сиговых рыб, особенно чира. Усиление роли северных притоков в размножении

сиговых рыб нежелательно – неизбежно увеличится общая смертность икры в популяции.

2. В уральских притоках Нижней Оби большая часть нерестилищ сиговых рыб находится в благоприятном естественном состоянии. Наиболее антропогенно нарушена р. Сось.

3. В популяциях обской пеляди и сига-пыжьяна началась очередная депрессия численности. Роста их численности в ближайшие три года произойти не может.

4. Популяция обского чира устойчиво снижает численность. Появление в Оби особей тазовской популяции, участие в воспроизводстве многочисленных производителей 1999 г рождения и повышенный пропуск производителей на нерестилища, благодаря высокой водности, на некоторое время приостановило спад численности обской популяции чира, но его состояние остается наиболее критичным по сравнению с другими ситами, размножающимися в уральских притоках нижней Оби.

5. Состояние популяции тугуна р. Северной Сосьвы до 2009 года было относительно благоприятное, что связано с низким влиянием промысла. В последние два года при маловодье произошло трехкратное снижения численности тугуна в р. Северной Сосьве. В р. Сыне, р. Войкар и р. Сось численность популяций тугуна традиционно низкая и перспектив для её увеличения нет.

6. Влияние промысла на нерестовые стада сиговых рыб резко снижается только в периоды очень высокой водности, ограничивающей изъятие рыб. Такая высокая водность, как в 1979 и 2007 гг., в буквальном смысле слова спасает популяции обских сиговых рыб от уничтожения.

7. В последние годы наблюдаются нарушения фенологических явлений – смещаются сроки нерестового хода и вылупления личинок, приводящие к их повышенной смертности, что связано с климатическими изменениями.

Список литературы

Богданов В.Д., Агафонов Л.И. Влияние гидрологических условий поймы Нижней Оби на воспроизводство сиговых рыб. / Экология, 2001, № 1, с. 50–56.

Экология рыб Обского бассейна. Под науч. ред. Д.С. Павлова, А.Д. Мочка; РАН, Ин-т проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, Tobol. биол. станция. М.: КМК, 2006. 596 с.

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ДЕТОКСИКАЦИОННУЮ СИСТЕМУ РЫБ КОСТОМУКШСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.В. Борвинская, И.В. Суховская, Л.П. Смирнов, Н.Н. Немова

Институт биологии Карельского научного центра РАН,

Петрозаводск, Россия,

katsu@inbox.ru

Введение

В связи с повсеместным ростом антропогенного загрязнения большую популярность получила идея применения разнообразных биохимических показателей (биомаркеров) для индикации качества среды и здоровья населяющих её организмов. Использование только химико-аналитических методов обнаружения загрязнения не дает полной информации о его биологических последствиях, так как не учитывает комбинированные кумулятивные или антагонистические эффекты нескольких загрязнителей, продуктов их трансформации и взаимодействия с природными веществами. В свою очередь, изменения физиолого-биохимических показателей дают информацию о том, что токсин проник в организм, распределился в тканях и оказывает на них токсический эффект (Van der Oost et al., 2003). При этом биомаркеры являются «сигналами раннего оповещения»: биохимические изменения проявляются до того как нарушение процессов протекающих в организме (поведение, рост, размножение и выживание и т.д.) затрагивает популяционный уровень и становится необратимым (Кашулин и др., 1999; Немова, Высоцкая, 2004; Van der Oost et al., 2003).

Наиболее перспективными в качестве потенциальных биомаркеров загрязнения являются показатели, которые первыми реагируют на поступление токсинов в организм, такие как ферменты биотрансформации ксенобиотиков и компоненты системы антиоксидантной защиты (АОЗ). Важнейшими составляющими этих систем являются фермент глутатион S-трансфераза (GST) и кофактор фермента восстановленный глутатион (GSH). Защитный эффект глутатиона обусловлен высокой афинностью к тяжелым металлам и способностью нейтрализовать свободные радикалы и блокировать перекисное окисление липидов. Конъюгация с глутатионом хлорированных полициклических ароматических углеводородов, полихлорированных бифенилов, фенольных производных и др., атализируемая GST, является главным механизмом обезвреживания и выведения этих соединений из организма. В настоящее время накоплено большое количество экспериментальных данных о влиянии антропогенного загрязнения на активность GST рыб, и

список подобных работ непрерывно растет (Angelucci et al., 2000; Van der Oost et al., 2003; Blanchette et al., 2007; Левина и др., 2007; Ирейкина, 2008).

В то же время, всевозможные стрессорные состояния, вызванные изменением абиотических факторов среды, прежде всего, таких как соленость, pH, температура, прозрачность и др. могут влиять на показатели детоксикационной системы рыб. В литературе практически отсутствуют данные о влиянии изменения минерального состава среды на активность GST и концентрацию восстановленного глутатиона (Bebianno et al., 2007; Cailleaud et al., 2007).

Задача настоящего исследования – изучение активности GST у пресноводных рыб, выловленных из водоема с повышенным уровнем минерализации.

Материал и методы

В работе использованы три вида пресноводных рыб: щука (*Esox lucius* L.), сиг (*Coregonus lavaretus* L.) и плотва (*Rutilus rutilus* L.).

Материал собирали в июне 2010 г. в озерах, расположенных на севере Республики Карелия. Озеро Костомукшское (64°61' с.ш., 30°47' в.д.) используется Костомукшским горно-обогачительным комбинатом для сброса промывных вод и для захоронения пылеобразных фракций пустой породы (хвостов обогащения). В настоящее время вода в озере отличается аномально высокой минерализацией (до 646 мг/л), в основном за счет ионов K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^- , а также большим количеством мелкодисперсной минеральной взвеси (1.34 мг/л) (Состояние водных объектов..., 2007; Ильмаст и др., 2010). В качестве контроля использовали рыбу, выловленную в тот же период из чистого оз. Каменное (64°28' с.ш., 30°13' в.д.), которое расположено на территории Костомукшского государственного заповедника и считается эталонным водоемом таежной зоны. Общая минерализация воды в озере составляет около 11 мг/л (Состояние водных объектов..., 2007).

Органы рыб (печень, мышцы, почки, жабры) извлекали сразу после вылова и хранили до анализа в жидком азоте. Образцы ткани измельчали с помощью гомогенизатора Поттера-Эльвейзма в 0.001 М растворе ЭДТА. Гомогенат центрифугировали при 110000g в течение часа при 4 °C на ультрацентрифуге Optima 80L (Beckman, USA). Смесь для анализа ферментативной активности содержала белковый экстракт в 0.125 М калий-фосфатном буфере, 1мМ 1-хлоро-2,4-динитробензола (CDNB), 1мМ восстановленного глутатиона (GSH). Активность GST регистрировали по возрастанию оптической плотности (D_{340}) продукта конъюга-

ции CDNB с GSH (Habig et al., 1974). Относительную активность GST рассчитывали по количеству ммоль CDNB, превращенного ферментом за 1 мин. в пересчете на мг белка в цитозоле. Концентрацию восстановленного глутатиона в тканях рыб определяли флюориметрическим методом с помощью о-фталевого альдегида (Cohn and Lyle, 1966). Концентрацию белка в супернатанте оценивали по поглощению при 205 нм (Noble and Bailey, 2009; Суховская и др., 2010), используя бычий сывороточный альбумин в качестве стандартов при построении калибровочного графика.

Статистическую обработку данных вели с применением непараметрического критерия Манна-Уитни. Данные представлены в таблице в виде медиан значений.

Результаты и обсуждение

Полученные нами результаты показывают, что концентрация глутатиона во всех исследованных тканях рыб из хвостохранилища была ниже по сравнению с рыбами из оз. Каменное. Известно, что глутатион увеличивает резистентность клеток к токсическим веществам, а также играет ключевую роль в защите от последствий окислительного стресса. При его недостатке часто фиксируются серьезные нарушения тканевых функций (Кулинский, Колесниченко, 1990). Более низкая концентрация восстановленного глутатиона в тканях исследованных рыб, выловленных в хвостохранилище Костомукшского ГОКа, по сравнению с контрольной группой, указывает на снижение адаптивных возможностей организмов рыб в условиях данного типа загрязнения.

Глутатион S-трансфераза исследованных видов рыб по-разному реагирует на воздействие техногенных вод (табл. 1). Так, у плотвы, выловленной из оз. Костомукшское, не было выявлено статистически значимых изменений в активности GST по сравнению с рыбами из контрольного водоема. В тканях сига достоверное изменение активности GST под влиянием техногенных вод наблюдали только в печени (активность GST у опытных рыб ниже в 1,2 раза).

Между щуками из опытного и контрольного водоемов статистически достоверные отличия активности GST выявлены в жабрах и почках. У рыб из сильно минерализованного оз. Костомукшское активность была в 1,7 раза (жабры) и 2,5 раза (почки) выше, чем у рыб из контрольного озера. При этом в отличие от данных полученных для печени сига, значимое повышение активности фермента в жабрах и почках щук из опытного водоема наблюдалось нами ранее в 2009 г. (Борвинская и др., 2011).

Таблица 1.

Активность GST (мМ CDNB/мин/мг белка) в тканях рыб из озер с разным уровнем минерализации

Органы, ткань	Плотва		Сиг		Щука	
	Оз. Костомукшское	Оз. Каменное	Оз. Костомукшское	Оз. Каменное	Оз. Костомукшское	Оз. Каменное
Жабры	68.97	50.94	10.49	11.10	623.97*	366.58
Мышцы	4.95	4.53	16.91	15.11	48.84	11.3
Печень	70.92	84.4	91.07*	103.69	938.82	830.52
Почки	41.56	38.73	48.46	44.59	45.68*	18.16

* различия между вариантами эксперимента статистически значимы при $p \leq 0.05$.

Полученные данные можно объяснить, на наш взгляд, участием GST в поддержании интенсивного метаболизма в этих тканях. В условиях минерального загрязнения (в 60 раз превышающего контроль) на жабры и почки ложится большая нагрузка по поддержанию солевого баланса в организме. Усиленный режим работы этих органов может быть причиной накопления эндогенных токсинов, в том числе продуктов окислительного стресса, что в свою очередь является причиной активации ферментов системы детоксикации. Развитие окислительного стресса в ответ на изменение солености среды было показано в ряде работ (Martínez-Alvarez et al., 2002; Choi et al., 2008).

Интересно отметить, что уровень восстановленного глутатиона во всех тканях щуки был в несколько раз ниже по сравнению с другими исследованными видами, тогда как активность GST наоборот, была наиболее высока в тканях этих рыб. Значение активности GST в печени и жабрах щук, облигатных хищников, была в 10–92 раз выше (табл. 1), чем соответствующих тканей сига и плотвы, для которых характерно смешанное питание. Мы предположили, что, так как щука является конечным консументом в субарктических пресных водоемах, у неё могли эволюционно выработаться механизмы усиленной защиты от накопления токсинов, циркулирующих в пищевой пирамиде.

Результаты исследования свидетельствуют о модифицирующем действии повышенной минерализации Костомукшского водохранилища на детоксикационную систему обитающих в нем рыб. Активность GST и концентрация восстановленного глутатиона в тканях щук могут быть использована в качестве дополнительного биохимического маркера для оценки состояния рыб обитающих в водоемах подверженных техногенному загрязнению.

Работа выполнена при поддержке программы ОБН РАН «Биологи-

ческие ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга» на 2009–2011 гг.; гранта Президента РФ «Ведущие научные школы Российской Федерации» НШ 3731.2010.4; Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Биологическое разнообразие» на 2009–2011 гг.

Список литературы

- Борвинская Е.В., Немова Н.Н., Смирнов Л.П. Глутатион-S-трансфераза у рыб северных водоемов: влияние минерализации водной среды // Доклады Академии Наук РАН. Серия Биология, 2011., Т. 436., № 4. С. 566–568.
- Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П., Такшеев С.А., Кучко Я.А. Плотва (*Rutilus rutilus*) Костомукшского хвостохранилища // Проблемы изучения и сохранения позвоночных животных антропогенных водоемов: мат-лы Всерос. науч. конф. с междунар. участием. Саранск, 2010. С. 67–70.
- Ирейкина С. А. Молекулярные биомаркеры антиоксидантной системы и биотрансформации загрязняющих веществ у рыб и моллюсков из импактных районов залива Петра Великого (Японское море): автореф... канд. биол. наук. Владивосток, 2008. 20 с.
- Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амудсен П.А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: Кольский научный центр РАН, 1999. 142 С.
- Кулинский В.И., Колесниченко Л.С. Биологическая роль глутатиона // Успехи современной биологии. 1990. Т. 110. № 1. С. 20–23.
- Левина И.Л., Москвичев Д.В., Зинчук О.А. Экологические аспекты токсичности азоловых пестицидов для гидробионтов. Ростов-на-Дону, 2007. 180 С.
- Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 215 С.
- Состояние водных объектов Республики Карелия. по результатам мониторинга 1998–2006 гг. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. 2007. 210 С.
- Суховская И.В. Борвинская Е.В., Смирнов Л.П., Немова Н.Н. Сравнительный анализ методов определения концентрации белка – спектрофотометрии в диапазоне 200–220 нм и по Бредфорд // Труды Карельского научного центра РАН. 2010. № 2. С. 68–71.
- Bebiano M.J., Lopes B., Guerra L., Hoarau P., Ferreira A.M. Glutathione S-transferases and cytochrome P450 activities in *Mytilus galloprovincialis* from the South coast of Portugal: Effect of abiotic factors // Environment International. 2007. Vol. 33. P. 550–558.

- Blanchette B., Feng X., Singh B.R. Marine Glutathione S-Transferases // Mar. Biotechnol. 2007. Vol. 9., N 5. P. 513–542.
- Choi C. Y., An K. W., An M. I. Molecular characterization and mRNA expression of glutathione peroxidase and glutathione S-transferase during osmotic stress in olive flounder (*Paralichthys olivaceus*) // Comparative Biochemistry and Physiology, 2008. Part A. Vol. 149. P. 330–337.
- Cohn V.H., Lyle J. A Fluorometric assay for glutathione // Anal. Biochem. 1966. Vol. 14. P. 434–440.
- Habig W.H., Pabst M.J., Jakoby W. B. Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation // J. Biol. Chem. 1974. Vol. 249, N 22. P. 7130–7139.
- Martínez-Alvarez R. M., Hidalgo M. C., Domezain A., Morales A. E., García-Gallego M., Sanz A. Changes of sturgeon *Acipenser naccarii* by increasing environmental salinity // Journal of Experimental Biology. 2002. Vol. 205. P. 3699–3706
- Noble J.E. and Bailey M.J.A. Quantitation of protein// Methods Enzymol. 2009. Vol. 463. P. 73–95.
- Van Der Oost R., Beyer J., Vermeulen P.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review // Environ. Toxicol. Pharmacol. 2003. Vol.13. P. 57–149.

ГИДРОАКУСТИЧЕСКИЙ МЕТОД ИССЛЕДОВАНИЯ РЫБНЫХ РЕСУРСОВ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ

Э.С. Борисенко, А.Д. Мочек, Д.С. Павлов

*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Москва Россия y-e-mail: esborisenko@gmail.com*

Состояние рыбных запасов находятся в прямой зависимости от степени антропогенного воздействия на экосистемы водоемов. В наибольшей степени эти последствия проявляют себя во внутренних водоемах, водотоках и прибрежной зоне, где сосредоточены и самовоспроизводятся основные виды рыб и расположены перспективные рыбохозяйственные районы. Особая опасность и потенциальная угроза от складывающейся сейчас на водных акваториях экологической ситуации состоят в том, что антропогенные изменения в различных экосистемах могут быть не только скоротечными, но чаще всего носят медленный, скрытый характер. Огромное разнообразие природных условий внутренних водоемов и прибрежных морских экосистем дает основание для выделения отдельных районов по ряду признаков, которые отражают состояние биологических объектов на данной акватории и позволит определить наиболее эффективные методы инструментальных исследований биоресурсов и их постоянного экологического мониторинга.

Методы и аппаратура, вертикальное зондирование. В настоящее время существует ряд общепризнанных инструментальных способов исследования биоресурсов. В основном они базируются на гидроакустических методах оценки численности промысловых рыб морских акваторий при вертикальной локации с использованием научных эхолотов (однолучевых или с расщеплённым лучом). Наиболее распространенными являются косвенный метод оценки плотности биомассы и метод эхосчета. Косвенный метод основан на решении фундаментального уравнения эхоинтегрирования, в котором плотность биомассы на единицу площади находится в прямо пропорциональной зависимости от метрологических характеристик гидроакустической измерительной аппаратуры и коэффициента обратного рассеяния рыб в действующем объеме диаграммы направленности антенны. Этот метод является наиболее универсальным и позволяет оценивать биомассу как разреженных рыбных скоплений, так и стай различной плотности. Метод эхосчета основан на суммировании рыбных целей, которые регистрируются отдельно в зоне действия эффективной диаграммы направленности антенны. Этот метод очень успешно реализуется на разреженных скоплениях рыб и

в ночное время, но более эффективная работа возможна с эхолотами, имеющими узкую диаграмму направленности.

Для обеспечения необходимой точности этих методов используются прецизионные эхолоты имеющие высокие тактико-технические и метрологические характеристики с фиксированной временной автоматической регулировкой усиления (ВАРУ). Для множественных целей (скоплений и стай рыб) используется ВАРУ – $20\lg R$, где R – дальность действия эхолота. Для одиночных целей, а также при исследовании разреженных скоплениях рыб, применяется закон $40\lg R$, или программируемая ВАРУ по любому из необходимых законов в пределах действия динамического диапазона приемного тракта эхолота. Электро-акустические параметры эхолотов определяются путем калибровки с использованием гидрофона или эталонной сферы. Наиболее полно методы градуировки аппаратуры и расчетов параметров аппаратуры приведены в руководстве по проведению гидроакустических съемок (Юданов и др., 1984).

При работе на внутренних водоемах в основном используются научно-исследовательские комплексы, производимые фирмами: Simrad (Норвегия), – EY-M, EY-500 и EY-60 с антеннами как однолучевыми, так и с расщепленным лучем; Biosonics Inc. (США) и Hydroacoustic Technology, Inc. (США) – антенны с расщепленным лучем; ООО «Промгидроакустика» (Россия) – АСКОР с одно и двух лучевыми антеннами. Используемые рабочие частоты эхолотов – 38, 50, 70, 120 и 200 кГц, и диаграммы направленности антенн этих комплексов в основном унифицированы, что позволяет сопоставлять данные, получаемые при выполнении гидроакустических съемок разных водоемов (Auvinen and all, 2003, Кудрявцев и др. 2006). Эти комплексы предназначены для количественной оценки рыбных запасов на внутренних водоемах и в прибрежных районах морей с глубиной обитания гидробионтов от 3 до 300 м. Программное обеспечение этих комплексов состоит из двух частей: программы сбора и обработки информации в реальном времени и программы камеральной обработки полученных данных. Высокие метрологические электроакустические параметры аппаратуры, возможность их программного управления и корректировки позволяет выполнять полный комплекс эхометрических измерений непосредственно во время съемок. Осуществляется автоматическое разделение одиночных и групповых целей по параметризованному двухстороннему критерию длительностей с независимой параллельной корректировкой их амплитуд по программируемым законам ВАРУ. Для распознавания одиночных объектов осуществляется непрерыв-

ный анализ огибающей эхо-сигналов, превышающих шумовой порог. В программу обработки вводятся реальные значения огибающей амплитуд эхо-сигналов и их длительностей по уровню амплитуд соответственно $A/2$ и $A/8$. Если эхо-сигналы превышают значения половинной и восьмой части амплитуды с соответствующими длительностями, они измеряются и классифицируются. Если длительность импульса половинной амплитуды меньше установленной минимальной длительности, то сигнал воспринимается как шумовой всплеск и исключается из обработки. По соотношениям измеренных длительностей импульсов половинной амплитуды и длительностей импульсов восьмой части амплитуды, которые должны соответствовать определенным пределам, осуществляется селекция одиночных и множественных целей. Во время обработки данных имеется возможность плавной регулировки параметров длительностей и амплитуд, значения которых являются критерием распознавания эхо-сигналов одиночных рыб. Это позволяет использовать одновременно оба метода количественной оценки, а также осуществлять измерение размеров рыб (силу цели) «in situ» в широком динамическом диапазоне непосредственно во время проведения съемок – как за лаг, так в любом интересующем слое глубины. Автоматическое фиксирование положения дна с динамическим определением значения донного дискриминатора и всех сопутствующих параметром донного сигнала с возможностью их корректировки реализует наиболее полный учет придонных объектов, а также дает возможность построения точных планшетов дна водоемов.

В результате камеральной обработки данных измерений, формируется полное представление о характере пространственного распределения гидробионтов в водоеме, плотности скоплений рыб и их количественная оценка. По планшетам распределения рыб, построенным по глубинам, можно получить отдельные распределения пелагических и донных рыб. С учетом полученных гистограмм размерного состава рыб осуществляется оценка их биомассы на обследуемой акватории как общая, так и по идентифицированным видам.

Согласно базовой методике (Юданов и др., 1984) гидроакустические съемки включают в себя рекогносцировочные, подробные и детальные. Рекогносцировочные съемки выполняются для получения предварительной информации о глубинах, общем характере распределения рыб по биотопам и планирования сетки галсов подробной эхометрической съемки. Галсы подробных (основных) съемок охватывают всю акваторию интересующего участка водоема. Они проводятся для изучения пространственно-временного распределения рыб

и их количественной оценки по отдельным биотопам и акватории в целом. Детальные съемки выполняются на отдельных участках акваторий, наиболее важных для ихтиологического и экологического анализа состояния рыбных популяций – местах нереста, нагула, зимовки и т.д. Подробные и детальные съемки сопровождаются соответствующими контрольными обловами с помощью тралов, плавных и ставных сетей с разной ячеей и других орудий лова. Все перечисленные работы выполняются в разное сезоны и время суток для получения наиболее полной информации о динамике распределения рыб разных размерных групп. На основе полученных материалов осуществляются расчеты статистических параметров характеризующих организацию сообществ рыб водоемов. Исследуются пространственно-временные зависимости важнейших биологических показателей, а также ресурсные характеристики популяций в связи с воздействием основных факторов среды.

Наиболее сложной в гидроакустических методах оценки численности является задача определения силы цели рыб (или размеров рыб) и ее размерно-видовая идентификация.

Методы измерения силы цели рыб. Точность гидроакустического метода количественной оценки рыбных скоплений полностью зависит от величины поперечного сечения обратного рассеяния или силы цели рыбы. Методы определения силы цели рыб в разреженных скоплениях включают в себя теоретические расчеты, контрольные измерения по неподвижной рыбе, а также необходимое аппаратное обеспечение для измерения силы цели «in situ». Все они основаны на определении силы цели объектов по измеренным значениям амплитуды отраженных от них сигналов и последующим пересчетом в длину рыб по эмпирическим формулам (Урик, 1978; Craig, Forbes, 1969). Указанные способы базируются на приведении амплитуд принимаемых от объектов эхосигналов к оси диаграммы направленности приемоизлучающей акустической антенны рыбопоисковой аппаратуры

Косвенный метод Крейга и Форбса (Craig, Forbes, 1969), Робинсона (линейные однолучевые антенны) основан на решении сложной системы уравнений, выполняемой по специальной программе с использованием статистической модели распределения рыбы в зоне облучения эхолота. Этот метод может использоваться при разреженных скоплениях с унимодальным распределением силы цели с дисперсией 2.5 дБ, с погрешностью в оценке средней силы цели 0.5 дБ. При увеличении дисперсии предложенный алгоритм дает смещение в оценке

силы цели, что накладывает ограничение на характер исследуемых скоплений рыб и ограничивает возможности данного метода.

Прямые методы измерения силы цели рыб основаны на использовании двухлучевой антенны и антенны с расщепленным лучом (Ehrenberg, 1974). Измерение силы цели методом двойного луча включает в себя излучение акустической энергии узким лучом и прием эхо-сигналов от рыб двумя соосными лучами разной, но точно известной ширины – узкой и широкой. Рыба, облучаемая энергией антенны с узкой диаграммой направленности, вызывает появление эхо-сигнала на выходе обеих антенн. При этом функция направленности антенны с широким лучом остается практически постоянной в пределах диаграммы направленности антенны с узким лучом для всех эхо-сигналов, регистрируемых обеими антеннами. Метод расщепленного луча технически значительно сложен, но имеет существенные преимущества перед методами косвенным и двойного луча. Принцип расщепленного луча заключается в том, что отраженная от объекта акустическая энергии принимается, как минимум, тремя несоосными элементами. Реальный вибратор делится на четыре четверти с обозначением «нос», «корма», «левый борт», «правый борт» относительно диаметральной плоскости судна. Путем использования сложных электронно-аппаратурных решений и программного обеспечения идентифицируются эхо-сигналы от одиночной рыбы, исключая эхо-сигналы от скоплений. Основным недостаток этого метода заключается в большой «мертвой зоне» более 5 м, что ограничивает возможность использования данной аппаратуры при работе в условиях мелководий.

Для определения размера рыбы величина силы цели каждой одиночной рыбы вводится в память в диапазоне -60 дБ до -16 дБ с шагом 0.5 дБ. После того как последовательность, состоящая из 100 звуковых посылок, обработается, значения силы цели данного регистра памяти сравниваются с величинами силы цели от четырех предшествующих 100 посылочных выборок. Результирующие данные представляются затем в виде распределения силы цели одиночной рыбы. Используя известное уравнение, значения силы цели одиночных рыб можно преобразовать в относительное значение биомассы. Процентное распределение биомассы, в зависимости от длины рыбы, отображаются также в виде гистограммы в соответствии с основной классификацией силы цели. По результатам съемки все данные силы целей рыб представляются как в табличном, так и в графическом виде.

Все перечисленные методы позволяют, с определенной погрешностью, решать вопрос измерения размеров рыб, однако остается нерешенной проблема видового распознавания рыб, особенно при наличии в обследуемой акватории большого видового разнообразия. Поэтому, необходимо производить контрольные обловы рыбных скоплений в местах проведения эхотрических съемок с последующим анализом размерно-весовых характеристик скоплений рыб по видам и с учетом их вертикального и пространственного распределения. Впервые, используя анализ огибающей эхосигналов от одиночно разрешаемых рыб, была выполнена инструментальная идентификация наиболее массовых видов рыб р. Иртыш в акватории Горнослинкинской суводи (Павлов и др.2010). Расчеты выполнялись по специализированной программе, разработанной для комплекса АСКОР на основе данных, полученных в результате прецизионных измерений силы цели рыб и статистического анализа огибающей эхосигнала (Borisenko et al., 2006). Полученные результаты позволили оценить численность отдельных карповых, окуневых и сиговых рыб на акватории суводи, в том числе их распределение по глубине.

Научно-исследовательский комплекс «АСКОР» широко использовался в ихтиологических исследованиях и внедрен в практику количественных оценок запасов рыб на следующих внутренних водоемах РФ: озера Байкал, Онежское и Ладожское; Северный Каспий; Куйбышевское водохранилище р. Волга; Белое Море и др. С 2005 по 2010 г. с помощью этого комплекса проведены исследования ряда участков р. Иртыш начиная от суводи Горнослинкинской до суводи Кандинская (Pavlov et al., 2005, 2006.2008). Наиболее детальные исследования Горнослинкинской суводи (лето, осень и зима) позволили получить ценные оригинальные данные по особенностям распределения рыб в зависимости от времени суток и сезона (Pavlov et al., 2008, 2009, 2010). Выполнена количественная оценка скоплений рыб, установлен их размерный и видовой состав, выявлены биотопические свойства экосистемы этой суводи. Получены данные по гидроакустическим характеристикам фоновых рыб Обь-Иртышского бассейна, что позволит формировать банк данных по силе цели рыб этого бассейна для их последующего использования при проведении эхотрических съемок (Borisenko et al.2006).

Горизонтальное зондирование. Внутренние водоемы России характеризуются наличием большого количества озер, пойменных акваторий и водотоков с преобладающей глубиной менее 5 м. В этих водоемах невозможно использование гидроакустической аппаратуры вертикальной локации. Поэтому для количественной оценки рыбно-

го населения этих водоемов был разработан гидроакустический научно-исследовательский комплекс с использованием высокочастотной многолучевой сканирующей системой «PanSon» (ООО «Промгидроакустика», Россия). Гидролокатор этого комплекса позволяет регистрировать рыбу в приповерхностных слоях воды и в условиях мелководий с глубинами до 0.5 м. Основные тактико-технические характеристики комплекса: рабочая частота – 455 кГц; длительность зондируемых импульсов от 0.1 до 0.8 мс; электрическая мощность на антенне от 20 до 80 Вт; сектора обзора водной среды – 70°; ширина диаграммы направленности одиночного луча сканирующей антенны на уровне – 3 дБ 10°; диапазоны дальности программно-переключаемые от 2 до 20 м; возможность работы в горизонтальном и вертикальном режимах, а также при любом наклоне диаграммы направленности антенны; частота дискретизации эхосигнала – до 100 кГц, с разрядностью АЦП – 14 бит; определение координат осуществляется непрерывно спутниковым навигационным приемником GPS, подключенным к компьютеру-ноутбуку; электрическое питание – 12 вольт постоянного тока.

Экспедиционная программа управления позволяет с компьютера-ноутбука устанавливать режимы работы комплекса, осуществлять ввод и хранение данных цифрового представления эхосигнала, а также координат местоположения через порт USB. Визуализация подводной обстановки осуществляется в виде движущейся эхограммы – интегральной и по секторам. Специализированное программное обеспечение камеральной обработки использует современные программные геоинформационные продукты, такие как «MapView», «MapInfo», «Surfer», «Voxler» и другие. В результате эхометрических съемок акватории реки строятся карты-планшеты пространственного распределения рыбы на обследованном участке водоема, определяется общая численность рыбы и ее размерный состав.

В отличие от гидроакустического метода, использующего вертикальную локацию, методики проведения гидроакустических съемок с использованием однолучевых, и тем более сканирующих гидролокаторов не существует. Первый положительный опыт проведения гидроакустических съемок комплексом, был получен нами в 2007 г на мелководных пойменных водоемах р.Иртыш – протоки Варпак и оз.Арынное (Pavlov et al, 2007). Для разработки методики проведения съемок в 2007 г. решали ряд вопросов, связанных с определением ширины зоны обнаружения при выполнении галсов съемки, углов наклона антенны гидролокатора, интерпретацией полученных данных, определение плотностей распределения рыб

на акватории водоемов, построением планшетов съемки и т.д. Поэтому перед проведением съемок при помощи калибровочной сферы выполнили ряд экспериментальных измерений, для определения углов наклона антенны сонара на участках водоема с разными глубинами. Эти работы проводили с целью оптимизации зондирования водоемов с разными глубинами для максимального повышения вероятности обнаружения рыбы. Гидроакустические характеристики антенны гидролокатора позволили полностью перекрывать профиль мелководных водоемов в вертикальной плоскости. Согласно проведенным измерениям, зона обнаружения в вертикальной плоскости на расстоянии 2 м от антенны составляла около 0.4 м, а на расстоянии 20 м – 3.5 м. Сфера хорошо регистрировалась на всех горизонтах, вблизи поверхности воды и у дна.

Другим существенным параметром, который необходимо учитывать при выполнении съемок в режиме горизонтального зондирования, является скорость лодки, или носителя антенны сонара (Яковлев, Каблов, 1983). Для достоверного измерения размеров рыб, как показали калибровочные измерения по живой рыбе, а также опыт обработки данных эхометрических съемок, требуется не менее 3–4 циклов регистрации рыбы при сканировании водного пространства. В этом случае погрешность определения размеров рыб, не превышает 5%. Исходя из ширины сектора обзора 70° , дальности действия локатора 10–20 м и частоты сканирования 10 циклов/сек, для минимальной зоны регистрации 2–3 м рассчитали оптимальную скорость лодки. Расчеты показывали, для того, чтобы получить не менее 4 регистраций от рыбы, скорость лодки не должна превышать значений 2.25 м/с. На дистанциях более 3 м, число регистраций от каждой рыбы возрастает, пропорционально увеличению ширины зоны обнаружения. На расстояниях от антенны 10 м количество регистраций превышает 25. При работе на водотоках направление галсов эхометрических съемок наиболее оптимально осуществлять вниз по течению реки, под небольшими углами к береговой линии, что позволяет исключить влияние положительной рефракции, приводящей к искривлению акустических лучей в сторону поверхности и к уменьшению эффективной ширины зоны обнаружения.

Ширина зоны обнаружения (перекрытие зоны поиска) при оптимальной скорости носителя антенны определяется максимальной дальностью обнаружения и углом сканирования антенны. Мгновенная площадь S , обзора пространства сонара, определяется пространственной характеристикой направленности многолучевой антенны и равняется около 28 м^2 за один цикл лоцирования, при

дальности действия сонара 10 м. Соответственно просматриваемая за единицу времени площадь S_r является площадью прямоугольника, одной стороной которого служит дальность действия сонара D и другой – пройденное расстояние:

$$S_r = D \vartheta_i t_i, \quad (1)$$

где t_i – время проведения съемки i – го участка реки, с. ϑ_i – скорость носителя антенны (лодки) на данном участке реки, м/с.

Для получения средних значений плотностей распределения рыб в водосеме, используемых в дальнейшем в интерполяции локализованных значений в узлы регулярной решетки, при горизонтальном сканировании предпочтительно применять поисковые характеристики гидролокаторов: поисковый потенциал $U_i(t_i)$, интенсивность поиска $\gamma(t_i)$ и накапливающуюся вероятность обнаружения рыбы $P_{об}(t)$:

$$U_i(t_i) = \int_{t_0}^{t_0+t_i} \gamma(t_i) dt, \quad (2)$$

$$\gamma(t_i) = S_{ci} / S_{pi} = D \vartheta_i t_i / S_{pi}, \quad (3)$$

$$P_{об}(t) = 1 - \exp \left[- \int_{t_0}^{t_0+t_i} \gamma(t_i) dt \right]. \quad (4)$$

где t_i – время проведения съемки i -го участка реки; S_{ci} – площадь зондированная гидролокатором на i -ом участке реки; S_{pi} – площадь участка реки на котором выполнялась съемка; ϑ_i – средняя скорость лодки на i -ом участке реки.

При этом средняя плотность распределения рыб $\bar{\rho}$ на обследованном участке определяется путем деления численности зарегистрированных рыб N_i на площадь зондирования i -го участка реки S_{ci} . В автоматизации процесса обработки информации средняя плотность $\bar{\rho}$ определяется за n -е количество циклов лоцирования. Так как площадь обзора каждого цикла известна и при дальности действия 10 м составляет 28 м²:

$$\bar{\rho} = 1 / F_i \sum_0^n \rho_{i,m} \quad (5)$$

где F_i – число циклов лоцирования, полученных за время съемки i -го участка: $\rho_{i,m} = N_{i,m} / 28$ – мгновенная плотность распределения рыб в

одном цикле лоцирования; $N_{ин}$ – количество рыб, зарегистрированных в одном цикле лоцирования.

В этом случае возможна аппроксимация плотностей распределения рыб в реке методом «криггинга» (Surfer 8, 2000.) с линейной моделью вариограммы. Следует отметить, что при построении планшетов распределения рыб, для интерполяции локализованных значений плотности в узлы регулярной решетки и дальнейшего численного интегрирования, значения плотности по берегам реки необходимо обнулить. Тогда в расчетах абсолютной численности рыб будут использоваться только те значения зарегистрированной плотности, которые находятся в заданном интервале интерполяции между узлами регулярной решетки, т.е. последовательные i -е участки водоема с границами, находящихся в пределах интересующего участка (или берега) водоема в данном месте съемки. Интервалы интерполяции выбирали исходя из 100 циклов лоцирования и заданной накопленной вероятности правильного обнаружения рыбы $P_{об}(i)$, которая рассчитывается с учетом выражений (2) и (3).

Экспериментальные эхометрические съемки осуществляли на постоянной скорости моторной лодки галсами вниз по течению водотока протоки Варпак., а в пойменном оз.Арынное равномерными галсами. Сетку галсов съемок определяли с учетом характеристик рельефа дна и изгибов водоемов. Зондирования акватории протоки выполняли в направлении увеличения глубин.

Метод измерения силы цели рыб сканирующей системой. При горизонтальной локации с использованием многолучевого гидролокатора используется метод измерения силы цели рыб сканирующей системой (Борисенко, 2008). Анализ известных технических решений в данной области техники, позволяет сделать вывод о том, что в настоящее время этот метод является единственно возможным для определения силы цели рыб «in situ» в условиях мелководий с глубинами менее 5 м.

Реализация этого метода осуществляется следующим образом. При движении судна пространство водной акватории последовательно озвучивается широким лучом в поперечной плоскости относительно направления перемещения. Узкая приемная характеристика направленности с высокой скоростью (до нескольких кГц или более) электронным способом сканирует в пределах указанного широкого луча. В каждом такте сканирования запоминаются амплитудные значения принимаемых эхосигналов от отдельных гидробионтов. В результате за один цикл лоцирования может быть получено m максимальных выборок эхосигналов от m отдельно разрешаемых объектов. В следую-

щем цикле лоцирования выборки амплитуд эхосигналов, от обнаруженных объектов, соответствующим образом сравниваются с предыдущими значениями, и в блоке памяти остаются лишь максимальные значения амплитуд из m сравниваемых. Далее циклы повторяются. Таким образом, в процессе движения судна (от цикла к циклу лоцирования и от такта к такту сканирования) осуществляется отбор наибольших значений эхосигналов от отдельно разрешаемых рыб, попавших в зону зондирования широкого луча. Запомненные амплитуды пересчитываются в значения силы цели рыб, относительно амплитуд эхосигналов от образцовой сферы, полученных при градуировке аппаратуры. При использовании сканирующих локаторов нет необходимости пересчета амплитуд эхосигналов от цели для приведения ее значений к акустической оси антенны – любая цель при скоростном сканировании попадает на акустическую ось антенны гидролокатора. По полученным значениям силы цели рыб рассчитываются их размеры с использованием известных эмпирических формул.

Этот метод был использован в комплексе «РанСог» с многолучевым сканирующим гидролокатором. При градуировке аппаратуры комплекса с помощью калибровочной сферы и живой рыбы очень хорошее совпадение результатов экспериментальных измерений и расчетов силы цели рыбы, что подтверждают высокую точность и оперативность метода определения размеров рыб в условиях мелководий с использованием сканирующих гидролокаторов.

Таким образом, комплексное использование методов и аппаратуры вертикального и горизонтального зондирования позволяет успешно выполнять биоресурсные исследования во внутренних водоемах различного типа, в том числе мелководных.

Список литературы

- Борисенко Э.С. Измерение силы цели рыб «in situ» с помощью сканирующих гидроакустических систем // Мат. Докл. Всероссийской конференции. ИБВВ: Издательство ООО «Принтхаус», 2008. С. 12–19.
- Кудрявцев В.И., Дегтев А.И., Борисенко Э.С., Мочек А.Д. Опыт использования гидроакустического метода и аппаратуры количественной оценки водных биомасс во внутренних водоемах // Рыб. хозяйство. 2006. № 5. С. 79–71.
- Павлов Д.С., Борисенко Э.С., Дегтев А.И. Исследования распределения рыб в реках с помощью гидроакустических комплексов. Материалы 2-й МНПК. М.: Изд-во ВНИРО, 2008. С. 25–28
- Урик Р.Дж. Основы гидроакустики. Л.: Судостроение, 1978. 448 с.

- Юданов К.И., Калихман И.Л., Теслер В.Д. Руководство по проведению гидроакустических съемок. М.: ВНИРО, 1984. 124 с.
- Auvinen H., Bergstrand E., Degtev A., Enderlein O., Jurvelius J., Knudsen F., Peltonen H., Lilja J., Marjomaki T., Lindem T. Comparison and development of assessment methods for pelagic fish stocks in northern great lakes. Final report. Project number 661045. Journal number 660102111301 January 10, Enonkoski, Finland, 2003, 19 p.
- Borisenko E. S., Degtev A. I., Mochek A. D., Pavlov D. S. Hydroacoustic characteristics of mass fishes of the Ob-Irtysh Basin // J. of Ichthyology. 2006. V. 46. Suppl. 2. P. S227–S234.
- Craig R.E., Forbes S.T. Desing of a sonar for fish counting // Fisk Dir. Skr. Ser. Hav.Unders. 1969. V. 15. P. 210–219.
- Eherberg J.E. Two applications for a dual beam transducen in hudroacoustic fish assessment system // Proc. 1974 IEEE Conf. Eng. Ocean Envirin.,1. 1974 . P. 152–155.
- Pavlov D.S., Borisenko E.S., Degtev A.I., Degtev E.A. Distribution of fish in the complex of floodplain-riverbed biotopes of the Irtysh // J. of Ichthyology. 2009. V. 49. № 11. P. 1021–1031.
- Pavlov D.S., Mochek A. D., Borisenko E.S., Degtev A.I.. Irregularities of the bottom and fish aggregations on a stretch of the Irtysh // J. of Ichthyology. 2010. V. 50. № 11. P. 997–1001.
- Pavlov D.S., Mochek A. D., Borisenko E.S., Degtev A.I.. Hydroacoustic investigation of taxonomic composition and of vertical distribution of fish in the riverbed depression // J. of Ichthyology. 2010. V. 50. № 11. P. 969–976.
- Pavlov D.S., Mochek A. D., Borisenko E.S., Degtev A.I., Degtev E.A.. Comparative analysis of fish aggregation in channel depression of the Irtysh // J. of Ichthyology. 2008. V. 48. № 11. P. 919–936.
- Pavlov D.S., Mochek A. D., Borisenko E.S., Degtev A.I., Degtev E.A., Shakirov R.R. Biological significance of the Gornoslinskaya riverbed depression in the Irtysh // J. of Ichthyology. 2006.V. 46. Suppl. 2. P. S125–S133.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЫБНЫХ РЕСУРСОВ ОЗЕРА ВОЖЕ (ВОЛОГОДСКАЯ ОБЛАСТЬ)

**М.Я. Борисов, А.Ф. Коновалов,
Н.Ю. Тропин, И.В. Филоненко**

*Вологодская лаборатория – филиал ФГНУ «Государственный
научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного
хозяйства», Вологда, Россия, gosniorch@vologda.ru*

В Вологодской области при разнообразии и богатстве водных объектов рыбный промысел всегда играл важную роль в жизни населения. В последние годы наряду с промышленным рыболовством водоемы стали активно использоваться для отдыха и туризма, привлекательность которых для этих целей во многом зависит от состояния их рыбных ресурсов. В настоящее время промышленный и любительский лов рыбы в основном осуществляется на крупных водоемах региона. Одним из таких водоемов является озеро Воже, которое отличается от других крупных озер Вологодской области меньшей антропогенной нарушенностью. Актуальность оценки современного состояния рыбных ресурсов озера Воже определяется важностью для организации водного туризма и возможностями для развития промышленного рыболовства.

Материал и методика

Оценка современного состояния рыбных ресурсов озера Воже основывается на полевом материале, сбор которого осуществляется в ходе осенних траловых съемок, анализа уловов из основных орудий рыболовства. Сбор и обработка ихтиологического материала проводились по стандартным методикам (Правдин, 1966). Для изучения размерной структуры популяций, определения численности и биомассы осуществлялись массовые промеры рыб. Часть особей подвергалась полному биологическому анализу. Сбор проб и определение возраста рыб осуществлялись по общепринятым методикам (Правдин, 1966). Численность и промысловые запасы рыб рассчитывались по методу площадей (Сечин, 1990). Питание рыб изучалось по стандартным методикам (Методическое пособие..., 1974). Для характеристики уловов использовались материалы, предоставленные Вологодским филиалом ФГУ «Севзапрыбвод».

Состав рыбного населения озера Воже. Возможности использования рыбных ресурсов водоемов определяются, прежде всего, составом ихтиофауны. В настоящее время ихтиофауна озера Воже насчитывает 17 видов рыб из 6 отрядов. Большинство видов (лещ,

густера, язь, плотва, уклея, судак, окунь, ерш, щука, налим) встречаются в уловах постоянно, некоторые виды (сиг, елец, девятиглазая колюшка) попадаются редко. В последнее десятилетие не регистрируются как в промышленных и любительских, так и в научно-исследовательских уловах такие виды как снеток и ряпушка. Кроме того, в 2002 году ставной сетью в северной части озера была отловлена семга, которая, по-видимому, иногда проникает при нерестовых миграциях из реки Онеги. В 2009 году в питании нескольких окуней пойманных в районе острова Спасс отмечен редкий для озерных экосистем, занесенный в Красную книгу Р.Ф. вид – подкаменщик обыкновенный. Из выше перечисленных 17 видов рыб рыбопромысловой статистикой регистрируется 10.

Общая характеристика уловов. В последнее десятилетие общие уловы рыбы на озере Воже колеблются в пределах 86–146 т, составляя в среднем 124 т (табл. 1). Общие объемы добычи рыбы на озере достаточно стабильные. Исключение составил лишь 2010 год, когда уловы значительно сократились, что было связано со снижением интенсивности лова плавными сетями. В структуре вылова значительно преобладает промышленный лов рыбы, на долю которого приходится 84–94% от общего объема добычи.

Таблица 1

Динамика уловов рыбы на озере Воже, тонн

Годы	Лещ	Судак	Щука	Налим	Плотва	Окунь	Язь	Прочие	Всего
2001	70.5	31.7	13.2	0.8	4.6	4.6	0.9	0.6	126.9
2002	83.2	35.4	13.2	1.0	2.7	6.7	2.6	1.4	146.2
2003	72.6	34.6	16.1	1.1	6.3	9.7	3.2	2.5	146.1
2004	55.7	25.9	16.3	1.4	6.2	6.1	1.9	0.6	114.1
2005	73.7	30.6	19.0	1.4	2.1	5.9	1.9	0.8	135.4
2006	66.9	21.8	13.9	1.5	5.9	7.9	3.2	1.4	122.5
2007	77.7	31.0	19.7	1.5	4.6	6.4	3.5	1.4	145.8
2008	64.2	18.7	9.8	0.5	2.2	6.1	1.8	0.8	104.1
2009	66.6	26.2	10.0	0.6	0.7	4.4	2.7	0.8	112.0
2010	40.3	27.1	9.4	0.5	1.0	5.1	1.6	0.6	85.6

В озере Воже наиболее ярко проявляется тенденция ориентации промышленного рыболовства на добычу ценных крупночастиковых видов рыб. Доля леща, судака и щуки в общих уловах рыбы на водоеме достигает 80–90%. Высокая роль этих видов в структуре уловов связана с особенностями промысловой базы, где главную роль игра-

ют плавные и крупноячейные ставные сети. Этими орудиями рыболовства добывается 80–90% рыбы. Кроме того, на озере Воже применяются мелкочейные ставные сети, закидные невода и курляндки.

Структура любительского лова рыбы более разнообразна. Наряду с более ценными видами рыб значительную долю занимают плотва и окунь, встречаются также ерш и уклейка.

Ниже приводится краткая промысловая и биологическая характеристика основных промысловых видов рыб озера Воже.

Лещ. В озере Воже лещ является главным промысловым видом, что обусловлено его доминированием в структуре ихтиоценоза при благоприятных условиях нереста. В связи с регулярным пополнением популяции промысловые запасы этого вида в водоеме стабильны и в последние годы оцениваются на уровне 600–700 тонн (табл. 1). Вылов леща в озере Воже в последнее десятилетие изменяется от 40.3 до 83.2 т, а доля в общих уловах – от 47 до 61%. Этот вид добывается главным образом плавными и крупноячейными ставными сетями. В основных орудиях промышленного рыболовства на протяжении последних пяти лет доминируют особи длиной 22–25 см урожайного поколения 1999 года.

В сравнении с другими крупными водоемами темп роста леща озера Воже очень низкий. Это связано с невысоким уровнем развития кормовой базы данного водоема на фоне благоприятных условий воспроизводства. Половое созревание леща в озере Воже наступает в возрасте 3+, при котором половозрелыми становятся только 5% рыб. Массовое созревание этого вида наблюдается в возрасте 7–10 полных лет. В целом вследствие очень низкой скорости роста сроки полового созревания и достижения промысловых размеров у леща озера Воже сильно растянуты. Нерест леща происходит во второй половине мая – первой декаде июня.

Несмотря на то, что лещ является типичным бентофагом, в питании этого вида в озере Воже значительную долю составляют планктонные организмы. Основными объектами питания леща являются олигохеты (72%), личинки хирономид (57%), ракообразные (40%), личинки ручейников (*Trichoptera*) (6%), растительные остатки (9%), и моллюски (*Mollusca*) (3%). Среди олигохет наиболее часто встречались представители вида *Tubifex tubifex*, а хирономид – *Chironomus plumosus* и *Ch. dorsalis*. Из ракообразных преобладают ветвистоусые (*Cladocera*) с явным доминированием *Bosmina longispina*, *Daphia cristata*, *Ceriodaphnia* sp. Отряд циклопиды (*Cyclopoida*) представлен родами *Cyclops*, *Mesocyclops*. Индексы наполнения кишечника (IP) варьировали в пределах 5–370‰, в

среднем составляя 55.7‰. Доля особей с пустым кишечным трактом была около 6% от всего количества исследованных рыб.

Судак. Этот вид в озеро Воже был вселен в 1987 году из озера Кубенского. Судак быстро акклиматизировался в водоеме и через 5–6 лет стал встречаться в уловах. В последние годы вылов судака колеблется от 21 до 35 т, а его доля в общих уловах составляет от 17% до 32%. В последние пять лет в научно-исследовательских уловах в озере Воже встречались особи судака возрастом до 16 лет. В уловах основными орудиями промышленного рыболовства доминировали особи поколения 2004 и 2005 годов, доля которых в уловах плавными сетями в отдельные годы достигала 70%.

Линейный рост судака в озере Воже на протяжении последнего десятилетия остается высоким. Это связано с хорошими кормовыми возможностями водоема для судака при высокой численности молодежи ерша, окуня и плотвы. Промысловой меры судак озера Воже достигает на четвертом – пятом годах жизни. Массовое созревание у судака происходит в возрасте 2+ – 3+. Массовый ход судака на нерестилища, которые расположены в центральной части водоема, наблюдается при температуре воздуха +17 °С во второй декаде мая.

Основными объектами питания судака озера Воже являются ерш, окунь, плотва, мелкий лещ и судак. В пище доминируют ерш, встречающийся у 77% исследованных особей судака и окунь (встречался у 42% рыб). Эти виды рыб присутствовали в желудках судака в количестве 2–3 экземпляров на желудок. Остальные виды рыб, такие, как лещ (15%), плотва (11%), судак (4%) встречаются в меньшем количестве.

Щука. Уловы щуки в озере Воже в течение последних двух десятилетий изменяются от 7.6 т до 22.4 т. В 1970–1980-е годы вылов щуки достигал величин в 50–60 т, когда существовал специализированный ее лов во время нереста. Уловы этого вида стали сокращаться после вселения в озеро судака и его включения в систему пищевых отношений. В настоящее время, как и другие крупноростовые виды рыб, щука вылавливается плавными и крупноячеистыми ставными сетями. В уловах доминируют особи длиной 60–70 см и возрастом 6+ – 8+.

Достижение промысловых размеров у щуки происходит в возрасте 3+ – 4+. В этом же возрасте у щуки наблюдается массовое достижение половой зрелости. Нерест щуки на озере Воже происходит в конце апреля – начале мая. Щука как типичный хищник выполняет важную роль регулятора численности мелкочастиковых видов рыб. По результатам исследований последних лет объектами питания щуки являются судак, окунь, ерш, плотва и лещ.

Заключение

В целом в последние годы запасы основных промысловых видов рыб озера Воже стабильны, что связано с благоприятными условиями воспроизводства и нагула. Незначительные колебания связаны с вступлением в промысел отдельных наиболее «урожайных» поколений. Главными промысловыми видами на протяжении двух десятилетий остаются лещ, судак и щука.

Список литературы

- Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. М.: Наука, 1974. 256 с.
- Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). М., 1966. 376 с.
- Сечин Ю. Т. Методические указания по оценке численности рыб в пресноводных водоемах. М., 1990. 50 с.

БИОРЕСУРСЫ ПРЕСНЫХ ВОД РОССИИ: ВЧЕРА, СЕГОДНЯ, ЗАВТРА

С.Ю. Бражник

ФГУП Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, Москва, Россия
Svetlana_sh@vniro.ru

Издавна, селясь по берегам рек и озер, человек начинал осваивать их рыбные запасы. Первоначально рыболовство преследовало только цели удовлетворения потребностей местного населения, но с развитием торговли, расширением транспортных путей, оно приобретало все более широкие масштабы.

На территории современной России сколько-нибудь значительное рыболовство на Волге началось в 16 столетии со времени завоевания этого края русскими, в бассейне Азовского моря – со времени окончательного утверждения за нами устья Дона в 1769 году (Данилевский, 1862). Первые сведения о рыболовстве в Онежском, Ладожском озерах и озере Ильмень относятся к 1785 г (Озерцовский, 1812). Наиболее достоверные данные о развитии рыболовства на озере Байкал относятся к периоду заселения побережья Байкала и Забайкалья русскими (XVII в.), рыболовство на сибирских реках – Оби и Енисее также стало развиваться после появления там русских первопроходцев.

В дореволюционный период основными рыбохозяйственными водоемами России были реки и озера Европейской ее части. Промысел на сибирских реках только начинал развиваться, все более и более продвигаясь на север, к их устьям.

Отдельные элементы правил рыболовства существовали только на реках Каспийско-Волжского региона, все же остальное находилось в большем или меньшем пренебрежении, а никем не регулируемое и не охраняемое хозяйство Крайнего Севера стало очагом крайне хищнического промысла и всевозможных злоупотреблений. Что касается рыбных промыслов на сибирских реках, то выяснилось их потрясающее неустройство и отсутствие каких-либо достоверных сведений о них (Очерки..., 1999).

Несколько особняком в этом отношении стоял Дальний Восток. Начало амурской рыбопромышленности относится к 70–90 годам 19 столетия, когда в низовьях Амура укреплялись все больше русские переселенцы (Бражников, 1904). Отсутствие каких бы то ни было общений с рынками долгое время не давало возможности развиваться русскому рыболовству, и рыба шла только для нужд мест-

ного населения. С 90-х годов Амур начал интенсивно осваиваться японскими предпринимателями, в это же время в противовес ему начинает развиваться и чисто русский промысел, которому правительство было готово оказывать поддержку. Все более приобретала известность амурская кета и кетовая икра, и уже к 1913 году развившийся амурский промысел совершенно неожиданно для рыбопромышленников столкнулся с серьезной опасностью быстрого уменьшения уловов кеты (Мейснер, 1923).

В это же время в Волжско-Каспийском регионе стали падать уловы осетровых, в бассейне Азовского моря – судака. Стали уменьшаться доходы от рыболовства.

Развитие в середине 19 столетия крупного промышленного рыболовства, возросшее значение рыбного промысла в экономике страны, появление первых жалоб на оскудение рыбных запасов потребовали накопления научных знаний о состоянии рыбных запасов и рыбных промыслах. Для решения этой проблемы по предложению Русского географического общества в 1851 г. была снаряжена большая экспедиция, которую возглавляли Карл Максимо-вич Бэр и Николай Яковлевич Данилевский.

Результатом работы этой крупнейшей экспедиции стал выход в течение нескольких лет многотомного издания «Исследования о состоянии рыболовства в России», где впервые были обобщены сведения о российском рыбном промысле, данные о вылове рыбы и морского зверя, сделаны выводы о причинах различия продуктивности рек.

О рыбных богатствах Волги в своей книге «Рыболовство в Каспийском море и его притоках» (1860) К.М. Бэр пишет так: «Как и во всех богатых рыбою водах, здесь вовсе не шадят рыбного запаса моря и Волги. Рыболовство здешнее имеет в виду лишь мгновенные выгоды и производится в самых сильных размерах в то время, когда рыбы собираются, приготавливаясь к метанию икры. Кроме того, что миллионы бешенки употребляются на жиротопление, из которого извлекаются самые ничтожные выгоды, тысяча других рыб уничтожается без всякого употребления. В то время именно, когда Волга, так сказать, переполнена рыбою, невода закидываются и вытягиваются так часто, как только возможно. В это время невода бывают столь полны рыбою, что содержание одного невода весит несколько десятков и даже сотен пудов, слабейшие рыбы усыпают от этого давления прежде чем их выбросят в воду. Что касается лещей, то несомненно, что места сбыта никогда не были ими так переполнены, как теперь. Ежегодную потребность в них для всего государства полагают в 12000000. Такое количество их быстро и

хорошо сбывается. В 1852 году было наловлено их гораздо более: по приблизительному исчислению одних – до 20, по другим же – до 24 миллионов».

Однако нельзя не упомянуть и об отрицательной роли этой экспедиции, которую она невольно сыграла в развитии волжского сельдяного промысла с 60-х годов 19 века до первых лет войны. Как известно, до 60-х годов 19 в. серьезного сельдяного промысла на Волге не было. Сельдь не считалась там вполне пригодной в качестве пищи человека, и сравнительно небольшое количество ее вылавливалось для вытапливания жира. Только после экспедиции К.М. Бэра, по его совету, стали употреблять волжских сельдей на посол. Быстро развиваясь, сельдяной промысел принял безобразные, хищнические формы. В 1855 г. годовые уловы сельди дошли до максимума и составляли 8.3 тыс. т, но уже через 2 года началось резкое падение уловов, и в 1898 г. улов равнялся лишь 1.7 тыс. т, т.е. в 5 раз меньше максимального (Книпович, 1961). Годовые уловы в Северокаспийском районе позднее (в начале 20 в.) повысились довольно значительно вследствие расширения района и увеличения интенсивности промысла, однако за период с 1913 по 1922 гг вновь упали более, чем в 4.5 раза (Милованов, 1924).

Несколько позже, в начале 20 века стали развиваться рыбохозяйственные исследования в Сибири. В целях оживления рыбной промышленности на севере Сибири была создана специальная комиссия, выработавшая программу исследований, которые должны были дать материал для проектирования мероприятий по упорядочению и развитию рыболовства на Енисее.

В 20-е годы прошлого столетия, когда страна немного оправилась от революционных потрясений и рыбная промышленность стала государственной, Правительство стало уделять большое внимание развитию рыбохозяйственной науки. В 1921 г. состоялся первый съезд научных работников по рыбному делу, на котором были подведены итоги изученности Российских водоемов в рыбопромысловом отношении и намечены дальнейшие направления исследований (Очерки..., 1999).

С началом Великой Отечественной войны рыбная отрасль, сосредоточенная преимущественно в западных районах страны, понесла немалый урон. Часть рыболовных судов была мобилизована для военных нужд. Во власти оккупантов оказался почти весь Азово-Черноморский бассейн, северный рыбопромысловый район находился под обстрелом вражеской авиации и подводных лодок. вследствие чего практически выбыл из промысла. Японские милли-

таристы чинили серьезные препятствия промысловикам Дальнего Востока. Все это усугубляло тяжелое продовольственное положение страны. Выход состоял в том, чтобы изыскать и поставить на службу неиспользованные ресурсы, в максимально сжатые сроки вовлечь в хозяйственный оборот промысловые запасы водоемов в глубинных восточных районах страны, ранее использовавшиеся крайне слабо.

Реки Сибири по их величине и потенциальной продуктивности к началу Великой Отечественной войны не имели равных среди внутренних рыбохозяйственных водоемов страны, а степень их изученности и уровень хозяйственной эксплуатации в довоенный период совершенно не отвечали требованиям военного времени. Необходимо было осуществить глубокую и всестороннюю промысловую разведку, вооружить рыбаков исходными данными для резкого увеличения добычи рыбы.

В результате по рекомендациям ученых рыбаки Нарыма в 1942 г. освоили 450 угодий, восстановили на Оби 29 стрелевых «песков». Были выявлены и учтены запасы, позволяющие увеличить добычу рыбы до 35 тыс. тонн только в Нарымском округе. В 1943 г. в Обь-Иртышском бассейне было добыто 60 тыс. т. рыбы, в 1944 – уже 80 тыс. т. Уловы рыбы в бассейне Енисея за годы Великой Отечественной войны возросли с 4,5 до 9 тыс. т., в р. Лена – с 2 до 10 тыс. т, в р. Амур – с 2 до 10 тыс. т.

В силу чрезвычайных обстоятельств Правительство отменило ряд ограничений по охране рыбных запасов в Сибири. Это повлекло значительное сокращение запасов омуля в Байкале, сигахов и лососевых на Иртыше и Оби. Поэтому в 1943 г. были введены жесткие правила рыболовства и взяты под охрану нерестилища наиболее ценных промысловых рыб. В декабре 1944 г. Всесоюзное совещание работников рыбной промышленности наметило пятилетний план мероприятий по охране и воспроизводству рыбных запасов в водоемах Сибири (Очерки..., 1999).

За годы войны, когда основное внимание рыбной промышленности уделялось Сибири и Дальнему Востоку, на водоемах Европейской части России произошел запуск рыболовства и некоторое восстановление подорванных ранее запасов. Так, в 50–60 годы в Печорском бассейне уловы сигахов возросли до 1000 т. Впоследствии, к 80-м годам они снизились очень существенно – до 60–70 т.

В 70-е годы 20 века в пресных водах, относящихся к современной территории Российской Федерации, добывалось около 285 тыс. т. рыбы, к 90-м годам уловы упали до 107 тыс. т. По данным офици-

альной статистики среднегодовой вылов рыбы в 1990–2010 гг. колебался в пределах 45.2–103.0 тыс. т., составив в среднем 65.2 тыс. т при средней прогнозируемой величине за эти годы 131.5 тыс. т.

Как видно из рисунка 1, начиная с 1994 года запасы водных биоресурсов в эксплуатируемой части рыбохозяйственного фонда страны осваивались, согласно данным официальной статистики, не более, чем на 50%, и только в 2009–2010 гг суммарная официальная величина вылова практически достигла уровня начала 90-х годов.

Анализируя рисунок, можно заметить, что, начиная с середины 90-х годов, расхождение прогнозных величин и величин официального вылова стало более существенным, чем в доперестроечные годы, поскольку именно в это время начался распад крупных рыбодобывающих предприятий, промысел приобрел мелкозвеньевой характер, произошло нарушение системы статистической отчетности. Все это привело к существенному росту неучтенного вылова. Промысел в пресноводных водоемах традиционно носит многовидовой характер, однако в последнее десятилетие 20 века и по настоящее время изъятие стало все более ориентировано на виды, обладающие высокой рыночной стоимостью и спросом: осетровые, сиговые, лососевые, судак. Масштабы ННН промысла в отношении этих видов особенно значительны.

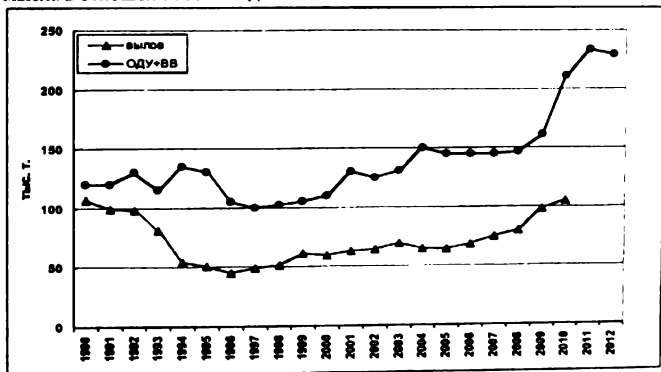


Рис. 1. Динамика уловов и прогнозных величин вылова водных биоресурсов в пресноводных водоемах Российской Федерации

С другой стороны, опережающий рост прогнозов, отмечающийся с 1999 года, явился следствием постепенного накопления в водоемах биомассы недоиспользуемых промыслом запасов мелкого

частика и малоценных видов рыб в результате определяемой спросом преимущественной эксплуатации более ценных видов.

В последние годы влиянию чрезмерной интенсивности промысла стали подвергаться и менее ценные виды. В результате вылов леща, одного из ключевых объектов пресноводного промысла, снизился за период с 1994 по 2006 гг с 10.1 до 6.8 тыс. т, а его доля в общем вылове сократилась с 23.1 до 10.5% (Бражник, Быков, 2007). В то же время запасы таких малоценных видов рыб как плотва, окунь, карась регулярно недоосваиваются промыслом, что приводит к ускоренному росту их биомассы и сукцессии видов в составе промысловой ихтиофауны.

Неравномерно эксплуатируются и водоемы, расположенные в различных частях страны. Так, если для Европейской части России, где сосредоточена основная часть населения страны, в результате чрезмерной эксплуатации водоемов характерно некоторое сокращение рыбных запасов, то в Сибири и на Дальнем Востоке они постепенно увеличиваются: если в 1999 г в Европейской части России было сосредоточено 55% запасов, то к 2008 г. доля их сократилась до 43% (Brazhnik, Sechin, 2009).

В настоящее время к проблеме нерационального использования запасов рыб добавляется проблема строительства и эксплуатации нефтяных, газовых и горнорудных предприятий в Западной Сибири, бассейне Енисея и других районах Арктики, что сопровождается значительным загрязнением водоемов, растет безвозвратное водопотребление, нарушаются русла рек. Места нагула и зимовки полупроходных рыб оказываются в зоне интенсивного отрицательного влияния промышленной деятельности. Все это не может не сказаться на состоянии их запасов (Крохалевский, 1996).

Так, например, в Лене запасы нельмы по сравнению с 1943 г. снизились в 8 раз, запасы муксуна – в 30 раз. В Обь-Иртышском бассейне сокращаются запасы осетра, стерляди, тугуна, хариуса, гольца, практически исчезла ледовитоморская минога.

В то же время, несмотря на описанные выше негативные тенденции, нельзя не отметить, что ресурсный потенциал пресных вод России в настоящее время используется недостаточно и неэффективно. Анализ современной ситуации показал, что существует несколько направлений, реализация которых позволит оптимизировать использование запасов пресноводных биоресурсов и существенно повысить объемы их добычи.

Как уже отмечалось выше, в 90-е годы прошлого века причины экономического характера привели к сворачиванию промысла в

отдаленных водоемах и увеличению нагрузки на водоемы, расположенные в густонаселенных районах. Такая ситуация сохраняется и по сей день. Одним из резервов повышения уловов в пресноводных водоемах страны является возобновление промысла в удаленных водоемах и вовлечение в сферу управляемого рыболовства водоемов, не используемых ранее.

Еще одним направлением, на которое необходимо обратить внимание в самое ближайшее время – это восстановление рыбохозяйственного статуса и продуктивности интенсивно эксплуатируемых водоемов. В настоящее время траловый и неводной промысел на большинстве водоемов практически свернут, лов ведется, в основном, крупноячейными сетями и ориентирован на добычу ценных в коммерческом отношении видов рыб, что приводит к истощению их запасов и замене малоценными видами рыб. Применение на водоемах специально подобранного комплекса орудий лова позволит эксплуатировать запасы более рационально, не нарушая сложившегося в водоеме соотношения видов и не снижая его рыбопродуктивность.

Кроме того, развитие организованного любительского и спортивного рыболовства, более полное освоение недоосваиваемых в настоящее время запасов мелкочастиковых и короткоцикловых видов рыб, использование значительных запасов пресноводных моллюсков, практически не используемых в настоящее время – все это позволит в последующее десятилетие увеличить вылов в пресноводных водоемах России до 300–350 тыс. т.

Список литературы

- Бражников В. К. Очерк современного положения Николаевского рыбного промысла. Вести. Рыбопр., 1904, С. 280.
- Бражник С.Ю., Быков А.Д. Лещ (*Abramis brama*), как ведущий объект рыболовства в пресноводных водоемах России // Состояние, охрана, воспроизводство и устойчивое использование биологических ресурсов внутренних водоемов: Материалы междунаучно-практич. конф. – Волгоград, 2007. – С. 39–42.
- Бэр К.М. «Рыболовство в Каспийском море и его притоках» Исследования о состоянии рыболовства в России, т. 2, СПб. 1860
- Данилевский Н.Я. «Рыбные и звериные промыслы на Белом и Ледовитом морях» Исследования о состоянии рыболовства в России. Т. 6, СПб., 1862
- Книпович Н.М. Роль человека в изменении гидрологических и биологических условий и промысловой продуктивности водоемов

- Очерки по биологическим основам рыбного хозяйства, изд. АН СССР, 1961
- Крохалевский В.Р. Обь-Иртышский бассейн: состояние и проблемы использования сырьевых ресурсов. Рыбное хозяйство, 1996, № 1
- Мейснер В.И. Рыбное хозяйство, 1923, кн. 3.
- Милованов С.И. Каспийско-Волжский рыбный промысел за последние 25 лет с его количественной стороны. Сб. краеведения «Астрахань и Астраханский край», 1924
- Озерецковский Н. Путешествие по озерам Ладожскому, Онежскому и вокруг Ильменя. СПб., 1812, С. 559
- Очерки истории рыбохозяйственных исследований Сибири (1908–1968) Под ред. В.Н. Лопатина. Новосибирск: Наука. Сиб. предприятие РАН, 1999, С. 354
- Brazhnik S.Y, Sechin Y.T. 2009. Optimization of freshwater fisheries in Russia //Proceedings of the symposium on «Interactions between social, economic and ecological objectives of inland commercial and recreational fisheries and aquaculture, Antalya, Turkey, 21–24 May 2008. EIFAC Occasional Paper No.44. Rome, FAO. P. 272–276

**SIMULATION OF COMMON BREAM STOCK DYNAMICS
IN THE ZEGRZE RESERVOIR BY CHANGES
OF THE EXPLOITATION SYSTEM**

Paweł C. Buras, Wiesław Wiśniewolski

*The Stanisław Sakowicz Inland Fisheries Institute, 10-917 Olsztyn
Kortowo, Oczapowskiego 10, Department of River Fisheries Żabieniec,
Główna 48, 05-500 Piaseczno, abramis.brama@wp.pl*

Introduction

The basis of rational management of fish resources in fresh waters requires good knowledge of fish population dynamics. Exploitation of any fish population with the use of different fishing gears, should enable to reach maximum production catches, but on the other hand, must secure fish stock sufficient for further rearing. Managers need to have knowledge on how exploitation of fish resources affects fish populations. From the point view of population dynamics, rational utilization of fish resources can be achieved by ensuring optimal values of exploitation parameters: intensity and selectivity. In constant biotic and abiotic conditions as well as under sustained fishing effort and yield, sustainable recruitment of new year-classes and stable condition of the virgin stock can be ensured (Beverton et Holt 1957, Tiurin 1962, Kazanskij et al. 1986). Modification of exploitation parameters with relation to the size of the exploited stock helps to optimize the sustainable yield (Kazanskij et al. 1986).

In water bodies of Poland, fish resources are exploited by two fishing systems: by commercial fishing and recreational angling. With regard to the common utilization of fish resources, these fishing systems may be regarded as contradictory with relation to each other (Nabialek 1995, Sych 1997). There is an opinion that these two systems of fish exploitation are even competitive. Not infrequently, this may lead to the elimination of one of their. This problem is important because, as a result of exploitation patterns of some fish species, such as common bream, white bream, roach, a natural tendency for massive growth of their populations may occur, resulting in over domination of these species in fish communities, in consequence causing degradation of water environment (Wiśniewolski W. 2002).

The aim of this study is to describe the size of bream population and its dynamics by simulating changes in the exploitation patterns, in the Zegrze Reservoir. The Numerical Model of Fish Exploitation (CMER), created in the Department of River Fisheries of the Inland Fisheries Institute in Żabieniec was used in the simulation analyses.

Material and method

Fish samples were taken from commercial (gillnets) and recreational (anglers) fishing, every month, in the years 1995–2000, in the Zegrze Reservoir (geographical position 21°02'06,67»E, 52°26'59,99»N; max vol. $111 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, surface 3300 ha, usable 2500 ha).

The surveys included measurements of total length and weight of fish, as well as age and growth calculations from individuals scales. In addition, daily landings and measurements of total length obtained from fishermen were recorded; catches taken by anglers from morning to night, were registered per each week of the month. The frequency of data collection allowed to outline the variations in the annual life cycle of bream population. Thus the data was divided into 3 characteristic growth seasons (periods): the summer (June to September); the autumn-winter (October to February); the spring (March to May). By means of the CMER model, the following population parameters were estimated: the size of the gill-net and angling fishing S_{ij} in age groups and seasons, the initial amount of fish in the first year (period) of life N_0 , the frequency of fish catches B_{ij} , as well as natural mortality M_i and fishing mortality F_{ij} . Using the outlined parameters the following simulations (CMER model) were carried out.

Results

The average annual catch in the subsequent years was as follows: by means of gill-nets – 25.390 pieces and 19.491 kg; with the use of angling rods – 16.736 pieces and 10.409 kg. The age structures of exploited stock ranged from 2+ to 12+ year old. Initial number N_0 at the beginning of the summer season (birth time and start growth in CMER model) was 2.924, 849.348 pieces of spawn grains.

Simulations with extending intensity of gill-net catch E were carried out in 8 steps, every step 1 (100%), at constant intensity of catch with fishing rods $E=1$. As long as the intensity of gill-net fishing was growing, the catch with gill-nets expressed in pieces and kilograms was gradually increasing. At the same time, the angling catch noticeably decreased (Fig. 1).

An optimal level of the catches was assured by 2- and 4-fold increased intensity of gill-net fishing. This meant increasing the real catch effort from the level of 6.520 gillnets-days, to 13.040 and 26.080 gillnets-days respectively. These variants 2- and 4-fold increase in catching intensity with gill-nets was used as the basis for estimating the amount of fish that died as a result of natural mortality, the size of fishing and angling catch and the amount of fish remaining in the reservoir (Tab. 1).

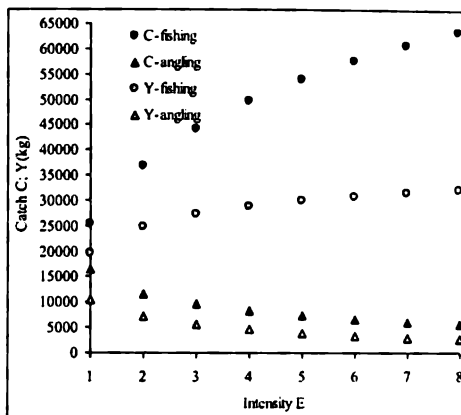


Fig. 1. Changes of value catch by increasing the fishing intensity in bream population of the Zegrze Reservoir.

Table 1.

The features of bream population at 2 and 4 – fold increasing of fishing intensity E: in F on the left fishing on the right angling catches

E	Stock	3+ – 12+		4+ – 12+	
		N	%	N	%
2	Ni	680906	100.0	349185	100.0
	M	135984	20.0	69788	20.0
	F	47999	5.3/1.7	41334	8.9/3.0
	AV	496923	73.0	238062	68.2
4	Ni	680906	100.0	349185	100.0
	M	135605	19.9	65591	18.8
	F	57162	7.2/1.2	45282	10.9/2.0
	AV	488139	71.7	238312	68.2

In the case of a stock of fish entering exploitation at age of 3+ to 12+ and a stock of fully-grown fish aged 4+ to 12+, natural mortality eliminates 20%, the catches – 7% and 11.8% respectively, and 73% (496.923 pieces) and 68.2% (238.062 pieces) remain respectively in the reservoir (Tab 2). At 4-fold increased intensity of catches, out of a fish stock aged 3+ to 12+ (680.906 pieces) nearly 20% die as a result of natural mortality, 8.4% undergo exploitation and 71.7% remain in the reservoir, that is

488.139 fish. In the case of fully-grown fish stock, aged 4+ to 12+ (349.185 pieces) 18.8% die naturally, 13% is taken in the catch and 68.2%, i.e. 238.312 fish, remain in the reservoir.

Simulations of increased angling intensity were carried out in every step (100%) of 8 steps. Growth in the size of the angling fishing in each examined variant was gradual (Fig. 2).

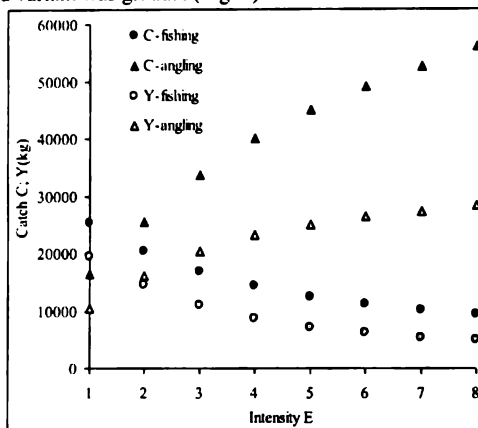


Fig. 2. Changes of value catch by increasing the angling intensity in bream population of the Zegrze Reservoir.

The population at 2- and 4-fold increased intensity of angling fishing was taken into consideration.

As a result of the 2-fold increase in catch intensity, out of the population exploited at the age of 3+ to 12+ composed of 680.906 fish, 20% died for natural reasons, 3.0% and 3.7% were caught by fishing and angling respectively, and 73.3%, that is 499.0087 bream, remained in the reservoir. In the case of a stock of grow-up fish aged 4+ to 12+ numbering about 349.185 pieces, the fishing and angling catches amounted to 5.0% and 6.6% and 68%, i.e. 237.571 bream, remained in the reservoir. With angling catch intensity increased 4 times, fishing and angling catch in the stock of full exploitation from 3+ to 12+ and in the stock of grown-up fish (4+ to 12+) takes 2.1% and 5.9% and 3.3% and 10.0% respectively, 20% died due to natural mortality, and respectively 72% – 490.622 pieces or 66.8% – 233.344 bream remained in the reservoir.

Tab. 2.

The features of bream population at 2 and 4 – fold increase in angling intensity E: in F on the left fishing, on the right angling catches

E	Stock	3+ – 12+		4+ – 12+	
		N	%	N	%
2	Ni	680906	100.0	349185	100.0
	M	136174	20.0	71118	20.4
	F	45725	3.0/3.7	40496	5.0/6.6
	AV	499008	73.3	237571	68.0
	Ni	680906	100.0	349185	100.0
4	M	136174	20.0	69454	19.9
	F	54110	2.1/5.9	46386	3.3/10.0
	AV	490622	72.1	233344	66.8

Fig. 3 represents changes in catch values with increasing fishing and angling intensity in 8 steps.

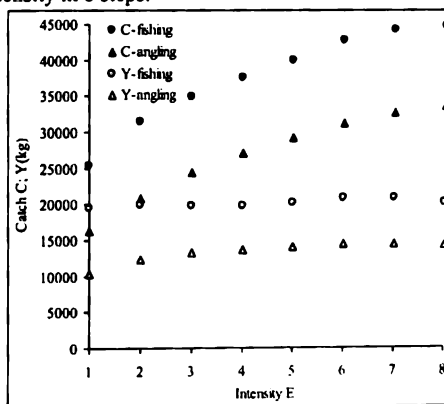


Fig. 3. Changes of value catch by increasing both fishing and angling intensity in bream population of the Zegrze Reservoir.

Table 3 shows variants of 2- and 4-fold increase in catching intensity using both gill-nets and angling rod as basis to further estimation.

Table 3.

The features of bream population at 2 and 4 – fold increase in fishing and angling intensity E: in F on the left fishing, on the right angling catches

E	Stock	3+ – 12+		4+ – 12+	
		N	%	N	%
2	Ni	680906	100.0	349185	100.0
	M	135984	20.0	68969	19.8
	F	51849	4.6/3.1	43956	7.3/5.2
	AV	493073	72.4	236260	67.7
4	Ni	680906	100.0	349185	100.0
	M	135605	19.9	63209	18.1
	F	63745	5.4/4.0	48255	7.5/6.3
	AV	481556	70.7	237721	68.1

In the case of twofold increase in the catch intensity of catches, out of a stock of fish entering exploitation at age of 3+ to 12+ and a stock of full-grown fish aged 4+ to 12+, natural mortality eliminates nearly 20% of the stock, the fishing and angling catches respectively – 4.6% and 3.1% and 11.8% respectively, and 73% (496.923 pieces) and 68.2% (238.062 pieces) of fish respectively remained in the reservoir. At 4-fold increased intensity of catches, out of a fish stock aged 3+ to 12+ (680.906 pieces) nearly 20% die as a result of natural mortality, 5.4% and 4.0% undergo fishing and angling exploitation and 71.7% remain in the reservoir, that is 488.139 pieces. In the case of full-grown fish stock, aged 4+ to 12+ (349.185 pieces) 18.1% die naturally, 7.5% and 6.3% is taken in the caught and 68.2%, i.e. 238.312 pieces of fish, remain in the reservoir.

At last, the simulation of a decline in fishing intensity at constant intensity of angling was considered in 4 steps.

Under the decreasing fishing intensity to the level of the actual catch effort occurring in the Zegrze Reservoir (from $E=1$ to $E=0.23$; respectively from 6.520 to 1482 gillnets-days) fishing catches of bream from 25.390 pieces and 19.491 kg declined to respectively 8616 and 7990, whereas angling catches increased from 16.736 pieces and 10.409 to 18362 and 13084 kg only.

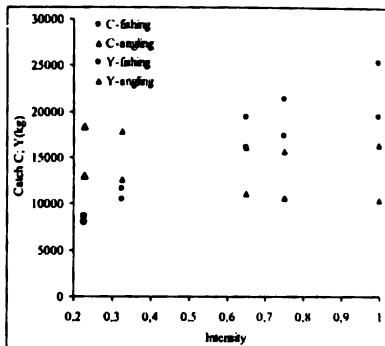


Fig. 4. Changes of value catch by decreasing fishing intensity relatively to actual CPUE, in Zegrze Reservoir.

Discussion

The study describes mainly basic variations in catch values under stimulated changes in exploitation conditions with the use of the CMER model. The earlier version of the CMER model had already been used in Poland for the management of the sea trout population in the Baltic Sea (Sych 1976, Sych and Bartel 1979). Furthermore, it was used for the management of roach populations in the Masurian Lakes (Sych and Wilkońska 1978). This study constitutes a continuation of earlier studies on the bream population exploitation and management in the Zegrze Reservoir (Nabiałek 1995).

Exploitation of fish population requires good knowledge of basic population parameters, catch values and necessity the use of various models (Beverton et Holt 1957, Tiurin 1962, Nikanorov and Baranowa 1986, Kazanskij et al. 1986, Nebolsina et al. 1986, Szybaev 1986 Szlakowski et Wiśniewolski 2001). It is necessary to use models to assess fish populations in various water environment, because some cyprinids species appear to have a tendency for massive population growth, resulting in domination in fish communities (Nabiałek 1995, Sych 1997). In particular, most of inland waters, dam reservoirs as well as lakes are under stronger effects of trophic changes and may encounter biological and ecological processes resulting in the formation and over explosion of 2 or 3 species in the fish community: common bream, roach and white bream.

Biologists draw attention to the environmental effects of the under-exploitation of fish stock in dam reservoirs (Lammens 2004). This is a result of the use of passive gears, for example gill- or trap-nets in

catches at constant intensity and fishing pattern. On the other hand, even if fishing intensity increases, it does not result in a substantial reduction of population (Dementeva 1955, Kazanskij et al. 1986, Szybaev 1986, Nebolsina et al. 1986, Horppila i Peltonen 1994, Szlakowski et Wiśniewolski 2001). The noticeable reduction of fish density in a population may be obtained by using an active gear (seines) and capturing younger year-class (Biró 1978, Biró et Garádi 1974, Nebolsina et al. 1986, Horppila and Peltonen 1994, Lammens 2004).

On the basis of the research results it was concluded that the increase of fishing and angling intensity under the unchanged size structure of the exploited stock of bream in the Zegrze Reservoir, will not regulate effectively the amount of fish in the population.

References

- Beverton R. J., Holt S. J. On the dynamics of exploited fish populations. London, 1957. 533 p.
- Biró P. Yield-per-recruit estimates for bream (*Abramis brama* L.) in Lake Balaton, Hungary // Aquacul. Hungar. (Szarvas). 1978. V. 1. P. 80–95.
- Biró P., Garádi P. Investigations on the growth and population – structures of bream (*Abramis brama* L.) at different areas of Lake Balaton, the assessment of mortality and production // Annal. Biol. Tihany. 1974. V. 41. P. 153–175.
- Cushing D.H. The dependence of recruitment on parent stock in different groups of fishes // J. Cons. Int. Explor. Mer. 1971. V. 33. № 3. P. 340–362.
- Dementeva T.F. Izmieneniya v raspredelenii i tempie rosta leszcza v Azovskom More pered zaregulirovaniem stoka r. Dona // Trudy VNIRO. 1955. V. XXXI. P. 164–173.
- Horppila J., Peltonen H. The fate of a roach *Rutilus rutilus* stock under an extremely strong fishing pressure and its predicted development after the cessation of mass removal // J. Fish Biol. 1994. V. 45. № 5. P. 777–786.
- Kazanskij A.B. Matematicheskaja model populacii sinca *Abramis ballerus* (L.) Cymlanskogo Vodokhraniliszcza // Vopr. Ikhtiol. 1977. V. 17. № 6 (107). P. 1024–1033.
- Kazanskij A.B., Koval W.P., Sappo G.B. Imitacionnaja dinamiczeskaja model populacii leszcza Ivanskovskogo Vodokhraniliszcza // Izuczenie i racionalnoe ispolzovane zasobov ryb vo vnutriennych vodoiomach. Sbornik Naucznych Trudov. 1986. V. 244. Leningrad, GosNiorch, NPO PromRybVod. P. 38–44.
- Lammens E.H.R.R., van Nes E.H., Meijer M.L., van den Berg M. S. Effects of commercial fishery on the bream population and the expansion of *Chara aspera* in lake Veluwe // Ecol. Model. 2004. V. 177. P. 233–244.

- Nabiałek J. Przewidywania przyrodniczych skutków zmian eksploatacji ryb przy zastosowaniu symulacyjnego modelu CMER-94 na przykładzie leszcza ze Zbiornika Zegrzyńskiego. Wydawnictwo PZW, Warszawa, 1995. 19 p.
- Nebolsina T. K., Abramova L. P., Ermolin V. P., Smirnova L. K. Metodika uczeta rybnih zapasov i prognoza vylova v Volgogradskom vodokhraniliszcze // Izuczenie i racionalnoe ispolzovane zapasov ryb vo vnutriennych vodoiomach. Sbornik Naucznych Trudov. 1986. V. 244. Leningrad, GosNiorch, NPO PromRybVod. P. 70–79.
- Nikanorov J.I., Baranova V.V. 1986. Metodika opredelenija czislennosti ryb i prognoza vozmozhnyh ulovov na Ivankovskom i Ugliczskom vodokhraniliszczah // Izuczenie i racionalnoe ispolzovane zapasov ryb vo vnutriennych vodoiomach. Sbornik Naucznych Trudov. 1986. V. 244. Leningrad, GosNiorch, NPO PromRybVod. P. 80–88.
- Sych R. A numerical model of the commercial exploitation of fish // Acta Biologica Iugoslavica, Ichthyologia (Separat). 1976. V. 8. № 1. P. 155–162.
- Sych R. Kilka rozważań nad zagęszczeniem ryb, przykłady ze zbiorników zaporowych. 1997. Referat na Sympozjum Zarządu Głównego Polskiego Związku Wędkarskiego, Łódź.
- Sych R., Bartel R. Model matematyczny gospodarki lososiowej na Bałtyku. 1979. Referat na Międzynarodowe Sympozjum Marikultury, MIR Gdynia, listopad 1979.
- Sych R., Wilkońska H. Sprawozdanie z pierwszego etapu prób wykorzystania cyfrowego modelu eksploatacji ryb w gospodarce jeziorowej, na przykładzie płoci jeziora Śniardwy. 1978. Maszynopis.
- Szlakowski J., Wiśniewolski W. Biomasa ryb Zbiornika Zegrzyńskiego w aspekcie ich eksploatacji na przykładzie krapia, *Blicca bjoerana* (Linnaeus, 1758) // Supl. ad Acta Hydrobiol. 2001. V. 1. P. 67–76.
- Szybaev C.V. Ocenka czislennosti leszcza w Czeboksarskom Vodokhraniliszcze po dannym priamogo uczieta // Izuczenie i racionalnoe ispolzovanie zapasov ryb vo vnutriennych vodoiomach. Sbornik Naucznych Trudov. 1986. V. 244. Leningrad, GosNiorch, NPO PromRybVod. P. 53–69.
- Tiurin P.V. Faktor estestviennoj smiertnosti ryb i jego znaczenije pri regulirovanji rybolovstva // Vopr. Ikhtiol. 1962. V. 2. № 3 (24). P. 403–427.
- Wiśniewolski W. Zmiany w składzie ichtiofauny, jej biomasa oraz odłow w wybranych zbiornikach zaporowych // Polski. Arch. Pol. Fish. 2002. V. 10. Suppl. 2. 73 p.

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ СТОКОВ КОСТОМУКШСКОГО ГОКА НА НЕКОТОРЫЕ ЛИПИДНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ТКАНЕЙ СИГОВ *COREGONUS LAVARETUS* L.

О.Б. Васильева, М.А. Назарова, Н.Н. Немова

Учреждение Российской академии наук Институт биологии
Карельского научного центра РАН, Петрозаводск, Россия,
vasil@krc.karelia.ru

Человеческая деятельность, среди множества внешних и внутренних факторов, наиболее значимо влияет на состояние рыбных ресурсов внутренних водоемов России. В настоящее время существует достаточно широкий спектр различных параметров, позволяющих оценить степень воздействия антропогенного фактора, в том числе и на биохимическом уровне (Немова, 2004). С целью определения влияния техногенных стоков проведен сравнительный анализ липидного состава жабр и печени сигов *Coregonus lavaretus* L. разного возраста из двух водоемов: оз. Костомукшское (хвостохранилище Костомукшского ГОКа) и оз. Каменное (контроль).

В данной работе изучен липидный состав общих липидов (ОЛ) и их отдельных фракций: фосфолипидов (ФЛ), триацилглицеринов (ТАГ), холестерина (ХС) и его эфиров (ЭХС). Экстракцию липидов осуществляли смесью хлороформ/метанол (2/1) (Folch, 1957). Анализ липидного состава проведен с помощью тонкослойной хроматографии и спектрофотометрическими методами (Сидоров и др., 1972; Engelbrecht et al., 1974).

В результате проведенного исследования установлен более низкий уровень общих липидов в жабрах сигов из хвостохранилища Костомукшского ГОКа по сравнению с контролем, однако, содержание триацилглицеринов у них значительно преобладало (рис. 1). Возрастание уровня ТАГ в условиях антропогенной нагрузки может обуславливаться снижением аэробного обмена и, как следствием, накоплением одного из основных субстратов окисления (Моисеенко, 2009). Основное функционирование жабр рыб направленно на регуляцию газообмена и поддержание ионного и осмотического гомеостаза, поэтому различия в липидных спектрах данного органа у сигов из двух водоемов, вероятно, указывают на влияние высокоминерализованных техногенных стоков Костомукшского горнообогатительного комбината и повышенной взмученности хвостохранилища.



Рис. 1. Содержание общих липидов и триацилглицерина в жабрах сига *Coregonus lavaretus* L., выловленных из озера Каменное и хвостохранилища, % от сухой массы. * – отличие от контроля достоверно при $p \leq 0.05$.

Обнаружены количественные различия липидного состава печени сига разного возраста. Содержание ОЛ у младших возрастных групп рыб из двух водоемов достоверно не отличалось, хотя следует отметить более низкие значения липидных показателей печени сига из хвостохранилища. Напротив, для сига возраста 7+ и 8+ выявлена противоположная тенденция соотношения изученных параметров: концентрация ОЛ печени рыб из оз. Костомукшское фактически в 1.5 раза превышала содержание общих липидов сига из оз. Каменное (рис. 2). Увеличение содержания липидов в печени сига старших возрастных групп из хвостохранилища обусловлено возрастанием доли ТАГ, что, возможно, свидетельствует о жировом перерождении печени в условиях антропогенной нагрузки (Шарова, Лукин, 2000; Моисеенко, 2005).

Для всех возрастных групп рыб установлен более высокий уровень холестерина в печени сига из хвостохранилища, что, возможно, связано с индукцией синтеза стероидных компонентов при неблагоприятном воздействии внешней среды (рис. 3). Согласно литературным данным, влияние техногенного загрязнения на метаболизм печени рыб приводит к ингибированию ферментов ЦТК и, как следствие, увеличению концентрации ацетил-КоА, который поступает на синтез холестерина и жирных кислот, что, с возрастом может привести к стеатозу и жировому перерождению печени рыб (Kati, Sathyanesan, 1983; Prasada, Ramana, 1984; Speranza, Colombo, 2009).

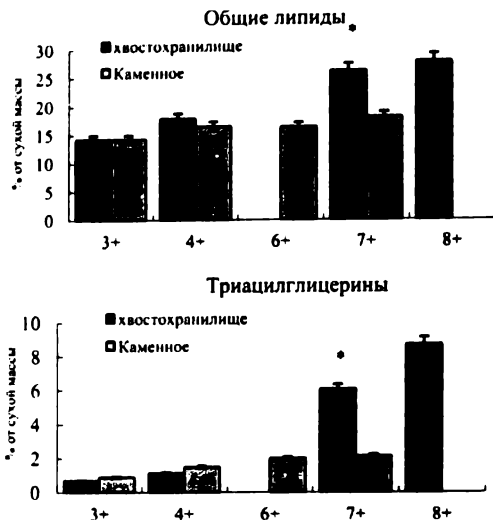


Рис. 2. Содержание общих липидов и триацилглицеринов в печени сига *Coregonus lavaretus* L., выловленных из озера Каменное и хвостохранилища, % от сухой массы. * - отличие от контроля достоверно при $p \leq 0.05$.

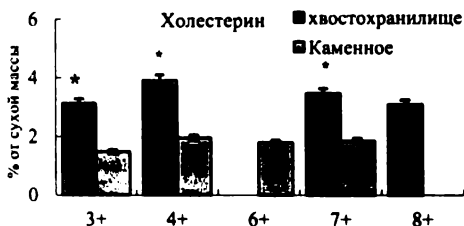


Рис. 3. Содержание холестерина в печени сига *Coregonus lavaretus* L., выловленных из озера Каменное и хвостохранилища, % от сухой массы. * - отличие от контроля достоверно при $p \leq 0.05$

Биохимические механизмы адаптаций рыб при техногенном воздействии прежде всего определяются изменением функционирования биологических мембран, одной из характеристик которой является соотношение структурных липидов – холестерина и фосфоли-

пидов (индекс Дьердии – ХС/ФЛ). В результате проведенных исследований показано увеличение данного показателя в печени сигов из хвостохранилища Костомукшского ГОКа по сравнению с контролем (рис. 4). Возрастание индекса Дьердии свидетельствует об изменении проницаемости биомембран и, как следствие, снижении функциональной активности мембранных ферментов и клеточных рецепторов, а также уменьшении скорости транспорта ионов, метаболитов и воды (Лопухин и др., 1985; Мелконян и др., 1989).

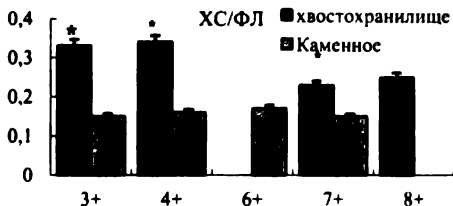


Рис. 4. Индекс Дьердии (ХС/ФЛ) в печени сигов *Coregonus lavaretus* L., выловленных из озера Каменное и хвостохранилища. * – отличие от контроля достоверно при $p \leq 0.05$

Таким образом, в результате проведенного исследования установлены различия в спектре липидных показателей тканей сигов из двух водоемов, причем степень модификации изученных параметров имеет возрастную зависимость, что, возможно, в первую очередь определяется влиянием техногенного воздействия сточных вод Костомукшского ГОКа.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга» на 2009–2011 гг., программы президиума РАН «Биологическое разнообразие» на 2009–2011 гг., грантов РФФИ № 08–04–01140-а и № 11–04–00167-а; программы Президента РФ «Ведущие научные школы России» НШ № 3731.2010.4.

Список литературы

- Лопухин Ю.М., Арчаков Ю.А., Владимиров А.И., Коган Э.М. Холестериноз / М.: Медицина. – 1985. – 350 с.
- Мелконян М.М. Карагезян К.Г., Овакимян С.Р. Особенности обмена фосфолипидов-глицеридов в мембранах эритроцитов белых крыс при акустическом стрессе // *Вопр. мед. химии.* – 1989. – Т. 35. – № 2. – С. 68–71.

- Моисеенко Т.И. Влияние загрязнения на водные экосистемы // Экология. – 2005. – № 2. – С. 120–126.
- Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты / М.: Наука. – 2009. – 400 с.
- Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб / М.: Наука. – 2004. – 215 с.
- Сидоров В.С., Лизенко Е.И., Болгова О.М., Нефедова З.А. Липиды рыб. 1. Методы анализа. Тканевая специфичность ряпушки *Coregonus albula* L. // Лососёвые (Salmonidae) Карелии. Петрозаводск: Карел. фил. АН СССР. – 1972. – Вып. 1. – С. 152–163.
- Шарова Ю.Н., Лукин А.А. Система воспроизводства сига *Coregonus lavaretus* в условиях многофакторного загрязнения // Вопр. ихтиологии. – 2000. – Т. 40. – № 3. – С. 425–428.
- Engelbrecht F.M., Mari F., Anderson J.T. Cholesterol determination in serum. A rapid direction method // S.A. Med. J. – 1974. – V. 48. – № 7. – P. 250–356.
- Folch J., Lees M., Sloan-Syanley G.H. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissue (for brain, liver and muscle) // J. Biol. Chem. – 1957. – V. 226. – P. 497–509.
- Prasada K.S., Ramana K.V. Changes in the tissue lipid profiles of fish (*Oreochromis mossambicus*) during methyl parathion toxicity // Toxicology Letters. – 1984. – V. 21. – № 2. – P. 147–153.
- Katti S.R., Sathyanesan A.C. Lead nitrate induced changes in lipid and cholesterol levels in the freshwater fish *Clarias batrachus* // Toxicology Letters. – 1983. – V. 19. – № 1–2. – P. 93–96.
- Speranza E.D., Colombo J.C. Biochemical composition of a dominant detritivorous fish *Prochilodus lineatus* along pollution gradients in the Paraná-Río de la Plata Basin // Journal of Fish Biology. – 2009. – V. 74. – № 6. – P. 1226–1244.
- Tocher D.R. Metabolism and Functions of Lipids and Fatty Acids in Teleost Fish // Reviews in Fisheries Science. – 2003. – Vol. 11. – № 2. – P. 107–184.

**ФОРМИРОВАНИЕ В ПРИЛЕДНИКОВЫХ ВОДОЕМАХ
ВОСТОЧНОЙ ФЕННОСКАНДИИ ПУТЕЙ
РАССЕЛЕНИЯ АТЛАНТИЧЕСКОГО ЛОСОСЯ**

А.Е. Веселов¹, И.Н. Демидов² К.Р. Пример³, Я.И. Лумме⁴

¹ Учреждение Российской академии наук Институт биологии
КарНЦ РАН, Петрозаводск, Россия, veselov@krc.karelia.ru

² Учреждение Российской академии наук Институт геологии
КарНЦ РАН, Петрозаводск, Россия

Университет Турку, департамент биологии, Финляндия,
Craig.Primmer@utu.fi

Университет Оулу, департамент биологии, Финляндия,
Jaakko.Lumme@oulu.fi

Палеоэкологические условия приледниковых водоемов. При изучении вопросов миграции и расселения ихтиофауны на обширных территориях, освобождающихся от материковых льдов, необходимо знать и палеоэкологические условия водоемов, как потенциальных убежищ – рефугиумов в ходе наступления ледникового покрова, а также путей миграции ихтиофауны при деградации оледенения. В ходе деградации последнего поздневалдайского скандинавского оледенения вслед за отступающим краем ледника быстро продвигались приледниковые прогляциальные озера. В зависимости от положения края ледника, рельефа территории, а также гляциоизостатического поднятия земной коры и эрозионных процессов формировались стоки из приледниковых озер, связывающие их с различными бассейнами.

Совместно с геологами, изучающими четвертичные структуры (Институт геологии КарНЦ РАН), были проанализированы стоки, формировавшиеся при дегляциации территории Восточной Фенноскандии. Этапы процесса визуально представлены на 10 картах-схемах и подробно даны в описательной модели. Ниже приводятся две схемы исследуемого процесса (рис. 1, 2).

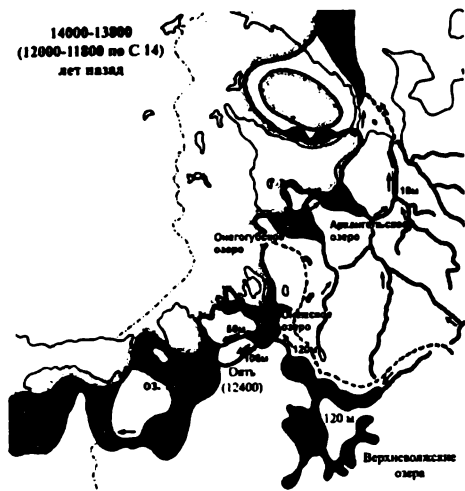


Рис. 1. Приледниковые водоемы последнего Скандинавского оледенения и направления речного стока в древнем дриасе – начале интерстадиала аллеред (12–11.8 т.л.н. по С14). Обозначения: красным (сплошная линия) – край ледника; стрелки – направление стока; пунктир – положение порогов стока.

Показано, что к началу аллереда (11.8 т.л.н.) вокруг Фенноскандии формируется система приледниковых озер, включающих Балтийское с заливом в Ладожской котловине и прилегающих низменностях, Онежское, занимавшее южную половину современного Онежского озера, Онегогубское в низовьях р. Онеги и южной части Онежского залива Белого моря и Архангельское, в районе дельты Северной Двины. Водораздел между Балтикой и Ледовитым океаном проходит вдоль восточных границ Карелии. К концу аллереда (11.0 т.л.н.) освобождаются ото льда Балтийская (кроме Ботнического залива), Ладожская, Онежская и Беломорская котловины, в которых существуют пресноводные водоемы, а также большая часть Карелии. Онежское озеро получает сток на север через озера Сегозеро и Выгозеро в Беломорскую котловину. Водораздел Балтики и Ледовитого океана проходит через Олонецкую и Вепсовскую возвышенности.

Эти группы воспроизводятся в близких по своим гидрографическим и гидрологическим характеристикам реках. Среди них пресноводные популяции атлантического лосося являются живым примером адаптации к изменениям условий обитания, вызванным ледниковыми циклами. Уникальность генофонда этих популяций подчеркивается почти полной их резистентностью к опасному паразиту *Gyrodactylus salaris*. Наибольшим количеством лососевых нерестовых рек обладают два крупнейших европейских озера: Ладожское и Онежское, из которых исследовали генетическую структуру и временную стабильность популяций пресноводного лосося. Изученные популяции образовали генетические кластера в соответствии с бассейном их происхождения. Несмотря на то, что изменения частот аллелей наблюдалось для большинства популяций, большинство тестов показало, что данные изменения относительно незначительны по сравнению с изменчивостью, обусловленной географическим расстоянием между популяциями из разных рек, которая была в 8 раз больше изменчивости, обусловленной временными факторами. Популяции, обитающие в речных системах с большей озерностью, обладали большей временной стабильностью. Учитывая высокий уровень генетической подразделенности в обеих озерных системах и явный низкий уровень потока генов (миграции), рекомендуется рассматривать одну реку, как отдельную единицу управления. Дополнительно, поскольку количество популяций почти два десятка, наилучшей стратегией является проверка того, что уровень естественного воспроизводства достаточен для естественного поддержания численности популяций в каждой нерестовой реке. Эту информацию необходимо включить в ГИС и постоянно обновлять, т.к. при ограниченности средств, стратегия по расстановке приоритетов в сохранении популяций, основанная на оценке относительной роли движущих сил эволюции в формировании генофондов, может помочь в определении популяций требующих дальнейшего мониторинга или популяций, которые можно использовать в качестве «живого» банка генов.

Таким образом, комплексный анализ гидрологии нерестовых рек, популяционно-генетических характеристик и истории формирования современных речных стоков позволил выявить пути расселения лососевых рыб и заложить теоретические основы сохранения и управления группами популяций.

Работа выполнена по Программе Президиума РАН «Биологическое разнообразие», при финансовой и технической поддержке РФФИ (№ 08-04- 91-771-АФ_а) и Варзугского НИЦ полярных экосистем.

ИНВЕНТАРИЗАЦИЯ И СИСТЕМАТИЗАЦИЯ НЕРЕСТОВЫХ РЕК И ЛОСОСЕВЫХ ПОПУЛЯЦИЙ РАЗЛИЧНЫХ БАССЕЙНОВ ВОСТОЧНОЙ ФЕННОСКАНДИИ

**А.Е. Веселов¹, М.И. Сысоева¹, Д.А. Ефремов¹,
Е.Н. Белякова², К.Ю. Потапов²**

*¹ Учреждение Российской академии наук Институт биологии
КарНЦ РАН, Петрозаводск, Россия, veselov@krc.karelia.ru*

*² Петрозаводский государственный университет,
Петрозаводск, Россия*

В 2010–2011 гг. продолжена работа по разработке структуры обобщённых баз данных включающих абиотические и биотические факторы, и наполнению их первичными данными, полученными из архивных материалов и при осуществлении полевых работ. На основе многопараметрического анализа исследована связь биологических характеристик популяций лосося с ландшафтно-климатическими, геологическими и гидрологическими показателями. В результате осуществлена ревизия ранее установленных типов и групп нерестовых рек за счет расширения и дополнения систематизируемых показателей. Это позволило выявить комплексы характерных признаков для типичных лососевых рек, а также для рек со смешанными запасами (лосось – кумжа) и на основе этого модифицировать структуру обобщенных баз данных.

По гидрологическим показателям ранее нами была проведена систематизация и инвентаризация нерестовых водотоков Восточной Фенноскандии (Веселов, 2006). Однако при этом не были учтены важные для воспроизводства лосося характеристики, такие как площадь нерестово-выростных участков (НВУ), плотности распределения молоди лосося, запасы нерестовых мигрантов. В связи с этим цель работы состояла в сборе и анализе гидрологических и «биологических» показателей нерестовых рек и лососевых популяций, принадлежащих к Баренцеву, Белому и озерному бассейнам Восточной Фенноскандии.

По комплексу показателей (длина, падение, относительное падение, коэффициент озерности, площадь НВУ, плотность молоди, реальный запас производителей, потенциальный запас производит), представленных как многопараметрическая система, был проведен многомерный статистический анализ (Харин, 1992) с целью выявления группы ведущих факторов для последующей систематизации нерестовых рек. Анализ проводился отдельно по

бассейнам морей и озер Восточной Фенноскандии. Основные характеристики рек и популяций приведены в табл.

Кольский полуостров. На основе метода главных компонент нами проведена систематизация 38 рек Баренцева моря. Исследуемые показатели объединились в два обобщенных фактора. В **факторе 1** (дисперсия 49%) основные величины нагрузок пришились на *длину рек* и *площадь НВУ*. В **факторе 2** (дисперсия 15%) наибольшие величины нагрузок имели *падение*, *площадь водосбора* и *модуль стока*. Анализ расположения в факторном пространстве этих рек позволил выявить две различные группы.

Большинство рек (30 из 38) по комплексу показателей объединились в одну группу (рис. 1, I), что свидетельствует о сходстве условий воспроизводства в них лосося. В отдельную группу выделились реки Кола, Печенга, Харловка, Большая Западная Лица, Рында, Титовка, которые характеризуются средней протяженностью, весьма высокими плотностями распределения молоди лосося (40–50 экз./100 м²) и относительно высокими запасами (рис. 1, II). Самостоятельно представлены две крупные реки – Иоканьга и Тулома. Первая, как типичная озерно-речная система, обладает наибольшими запасами лосося и значительным нерестово-выростным фондом. Вторая представляет собой развитую речную систему, которая обладает качественными НВУ, но не имеет достаточного запаса производителей.

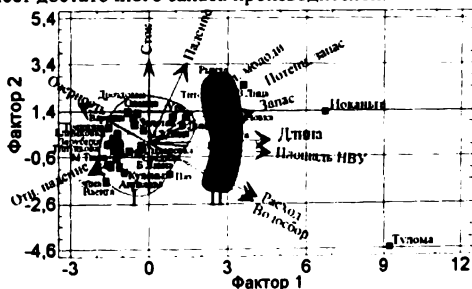


Рис. 1. Распределение лососевых рек бассейна Баренцева моря в факторном пространстве.

В беломорском бассейне Кольского п-ова проанализировано 38 нерестовых рек. В **факторе 1** (дисперсия 55%) величины нагрузок наибольшие величины пришились на показатели: *запас*, *площадь НВУ*, *длина реки*, *площадь водосбора* и *расход воды*. В **факторе 2**

(дисперсия 16%) выделился один показатель – *падение реки*. Большинство водотоков, с примерно одинаковыми запасами, но существенно различающимися по падению, объединились в одну группу (рис. 2, I). Во вторую группу (рис. 2, II) вошли реки Стрельна, Умба, Кица, характеризующиеся более высокими показателями плотностей молоди, возросшей длиной и увеличенным стоком. Кроме того самостоятельно выделились две крупные реки – Варзуга и Поной, из которых первая имеет большее падение, максимальные запасы и площади НВУ.

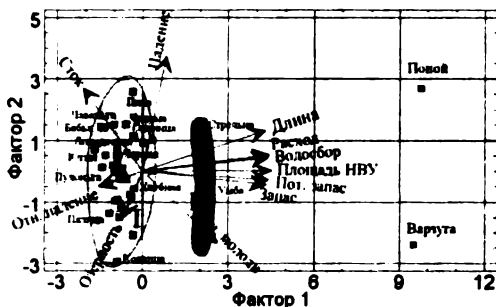


Рис. 2. Распределение лососевых рек бассейна Белого моря Кольского полуострова в факторном пространстве.

Карелия. В беломорском бассейне Карелии было систематизировано 22 реки. Методом главных компонент выделено два ведущих фактора. В факторе 1 (дисперсия 38%), основные нагрузки пришлись на показатели: *длина, площадь водосбора и расход воды*. В факторе 2 (дисперсия 24%) основную нагрузку несет только *потенциальный запас*. Анализ расположения рек в пространстве выделенных факторов показал, что большинство из них объединилось в одну группу (рис. 3, I), характеризующуюся низкими запасами, существенными площадями НВУ и потенциальными возможностями воспроизводства лосося в них.

Отдельно от них расположена река Кереть, обладающая сравнительно высоким запасом и возможностями увеличения численности лососей. Также в факторном пространстве выделились две крупные озерно-речные системы – Выг и Кемь (II), утратившие при их зарегулировании запасы лосося и основные площади НВУ.

Притоки бассейнов Ладожского и Онежского озер, по причине геоморфологического сходства рельефообразующих структур и

общего послеледникового происхождения, были исследованы как единая совокупность. В результате выделено два фактора. В факторе 1 (дисперсия 34%) основные нагрузки имели показатели *потенциальный запас, длина реки, площадь водосбора и расход воды*. В факторе 2 выделился только один показатель – *падение реки*. В отдельную группу (рис. 4, I) объединились такие реки, как Сюскуанйоки, Тулема, Лижма, Кумса, Пяльма, Уукса, характеризующиеся высокими значениями относительного падения и плотности молоди лосося, но недостаточными запасами. Другие, протяженные реки – Паша, Оять (Ладога), Водла (Онего) также в настоящее время не обладают промысловыми запасами, однако имеют весьма крупные и неиспользуемые площади НВУ, которые потенциально связаны с возможной высокой численностью естественно воспроизводящегося лосося. Среди них отдельно расположены другие две крупные реки – Шуя (Онего) и Бурная (Ладога). Первая еще 5–7 лет назад (1999–2005 гг., наши данные) имела достаточно высокую численность нерестовых мигрантов, несмотря на наличие потенциально не используемых в настоящее время площадей НВУ, а вторая характеризуется как протяженная озерно-речная система с большой площадью водосбора и высоким расходом воды, но обладающая малыми площадями НВУ и, как следствие, низким запасом лосося.

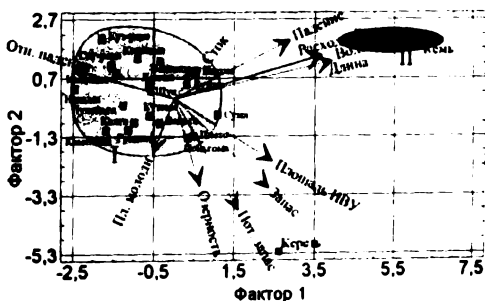


Рис. 3. Распределение лососевых рек бассейна Белого моря Карелии в факторном пространстве.

Таким образом, после включения биологических показателей, для лососевых рек всех бассейнов можно выделить три ведущих гидрологических показателя – *длина реки, площадь водосбора и падение*. Однако падение для беломорских рек Карелии имеет

значение только на относительно коротких пороговых участках, где воспроизводится лосось, и которые связывают между собой цепи многочисленных озер, формирующих равнинный характер этих рек. Наличие озер определяет для большинства рек повышенные значения среднегодового расхода воды, за исключением баренцевоморских рек. Для этого бассейна дополнительно ведущим показателем становится *модуль стока*, что вполне согласуется с увлажненным климатом данного района. Из других показателей для рек Кольского п-ова важнейшим является *площадь НВУ*: чем она больше, тем больше запас производителей. Однако для рек Карелии (как беломорских, так и озерных), при благоприятных соотношениях прочих показателей – *потенциальный запас* выходит на первое место, т.е. в настоящее время в реках неустает производителей лосося в несколько раз меньше, чем обеспечен естественный ресурс для его молоди.

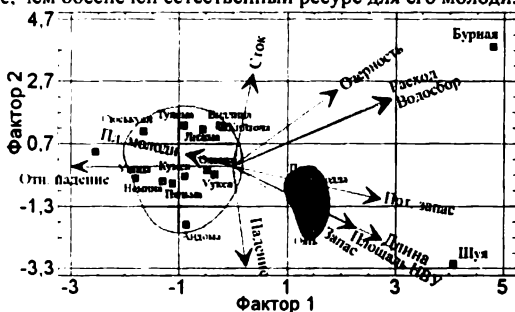


Рис. 4. Распределение лососевых рек озерного бассейна в факторном пространстве.

В целом проведенный анализ рек по бассейновому принципу позволил выявить комбинации совокупности ведущих факторов, определяющих продуктивность нерестовых рек.

Работа выполнена при финансовой и технической поддержке программы Президиума РАН «Биологическое разнообразие», РФФИ (грант № 08-04-91-771-АФ_a) и Варзутского НИЦ полярных экосистем.

САМООРГАНИЗАЦИЯ ПАСТБИЩНОЙ ПОПУЛЯЦИИ РАДУЖНОЙ ФОРЕЛИ: ФРАКТАЛЬНЫЕ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ СТРУКТУРЫ

Л.А. Воловова

ФГУП «ВНИРО», Москва, Россия, arsmititello@mail.ru

Предлагается современная концептуальная трактовка экспериментального материала многолетних исследований на Балтике (о. Саарема) по формированию управляемого пастбищного нагула радужной форели с помощью гидроакустического сигнала. Феномен управляемого пастбищного нагула интродуцированных рыб проанализирован с позиции самоорганизации живых систем. Показано, что использование синхронизирующего воздействия звукового сигнала обеспечивает пастбищной популяции рыб более выгодную энергетику, устойчивую фрактальную пространственно-временную структуру.

Modern conceptual interpretation of the experimental data of years of research on the Baltic Sea (Saarema island) is proposed on the formation of managed pasture feeding of rainbow trout using the sonar signal. The phenomenon of the behavior of fish pasture introduction evolution has been analyzed from the perspective of self-organization of living systems. It is shown that the use of sync sound effects provides grazing fish populations a better energy, sustainable fractal space-time structure.

Современная концептуальная трактовка экспериментальных материалов, полученных в результате реализации программы «форелевое ранчо, управляемое по гидроакустическому каналу» в бухте Тагалахт (о. Саарема, Балтийское море) в период 1980–1988 гг., подтверждает их актуальность тридцать лет спустя (Воловова 1980, 1981, 1983, 1988а, б; Воловова, Ярвик, 1981; Воловова, Шабалин, 1982; Воловова и др., 1985; Воловова, Красюк, 1987, 1989).

Дело в том, что в этих материалах остается много «белых пятен» феноменов поведения форели (*Oncorhynchus mykiss*), наблюдаемых на разных этапах исследований, что обусловило и неожиданные неудачи, и ожидаемые успехи методических решений.

В связи с этим представлен ретроспективный анализ поведенческих феноменов пастбищной группировки форели с позиции современной теории самоорганизации живых систем (Хакен, 1980; Сороко, 1984; Пригожин, Стенгерс, 1986; Путилов, 1987; Князева, Курдюмов, 1992; Евин, 2004).

В терминах этой теории тенденция живых систем к самоорганизации является тенденцией к ритмичности, упорядоченности, гармонии.

Богатство ритмов внешней среды адекватно соответствует их обилию в природных биологических системах.

Ритмические и стохастические флюктуации, происходящие на разных иерархических уровнях, приводят к изменению самых разных параметров (недетерминированность живых систем). В связи с этим само существование живых систем становится возможным благодаря согласованию, синхронизации этих параметров. Потеряв устойчивость, блуждая в пространстве возможных состояний, живая система попадает в поле притяжения некоего аттрактора и с неизбежностью эволюционирует к определенному относительно устойчивому состоянию.

Для сложных биологических систем популяций рыб информационные воздействия, становятся управляющими (Гаркави и др., 2003)

В связи с этим, очевидно, структурная и функциональная устойчивость природных популяций обеспечивается наличием необходимого и достаточного спектра аттракторов на ареале обитания и реализуется ситуационным поиском через соответствующие информационные реперы.

Для пастбищной интродукции форели действие этой закономерности осуществлялось через корреляционную связь звукового ритмического сигнала и кормового стационара плавучего рифа в роли аттрактора.

Этот современный концептуальный взгляд позволяет достроить методологическую пирамиду многолетних поисков (1981–1988 гг.) основ формирования управляемого гидроакустическими сигналами форелевого ранчо (Воловова и др., 1985; Воловова, Красюк, 1987; Воловова, 1988б).

Историческая последовательность выдвигаемых и отвергаемых подходов на разных этапах экспериментальной разработки проекта управляемого форелевого ранчо на Балтике (Эстония) в сути своей отображали современные представления о принципах управления поведением рыб (Воловова, 1981, Воловова, 1988б; Воловова, Ярвик, 1981; Воловова и др., 1985).

Тогда мало кто понимал, что «конструировать конечную и полную целесообразность биологических систем, игнорируя их внутреннюю диалектическую противоречивость – бесплодная стратегия» (Панов, 1983).

Стартовая идея, предложенная Таллинским отделением БалтНИРХ, заимствованная из японской программы «Энсей», формулировалась так: для управления пастбищным нагулом радужной форели необходимо и достаточно подобрать «правильный» звуковой сигнал:

- в диапазоне частот слухового восприятия рыб;
- достаточной мощности для дистанционного восприятия рыбами;

- оптимальной структуры, обеспечивающий при слуховом восприятии рыб выделение его на шумовом фоне акватории нагула;
- не пугающий рыб.

Сигнал предназначается для выработки у рыб условного рефлекса на корм в период содержания их в неволе (садке, пруду, вольере и т.п.) и для последующего привлечения к месту кормления после выпуска в море на контролируемой акватории.

Поиск сигнала вели специалисты лаборатории промысловой гидроакустики ВНИРО на биологической станции Таллинского отделения в бухте Кыйгусте (Рижский залив) и при участии эстонских коллег (Воловова, 1980, 1983; Воловова, Шабалин, 1982).

Критерием технологической адекватности искомого сигнала для «управления пастбищным нагулом радужной форели» считалась его способность устойчиво привлекать рыб к месту их выпуска на нагул после тренинга.

Первый выпуск рыб из вольера не дал возврата на сигнал, синтезированный из бишумов, сопровождающих кормление рыб.

Анализ этого этапа определил основные причины неудачи так:

- рыбы стрессированы после выпуска и ищут укрытие (оборонительный рефлекс);
- сигнал энергетически слаб и малоинформативен.

В этот же период наблюдений в садках биостанции были отмечены регулярные экспрессивные проявления в поведении рыб во время ожидания подачи корма. Сигнальное значение для рыб приобретают устойчивые признаки – процедурные детали, сопутствующие регулярной подаче корма. А именно, приближение тачки с кормом к садковой линии вызывало легкое возбуждение в садках, рыбы всплывали к поверхности. Появление постоянного «кормильца» на понтонной линии уже запускало волну кормового возбуждения, усиливающуюся и передающуюся от садка к садку при подаче корма.

Возникающая и бегущая по садковой линии волна предкормового возбуждения у тысяч рыб свидетельствует о значимости социума в запуске континуального подражательного поведения. «Совместное действие большого числа случайных факторов приводит к результату, почти не зависящему от случая» (закон больших чисел).

В силу малочисленности первой партии рыб в условно-рефлекторном тренинге эффект синхронного синергичного запуска самоорганизации после их выпуска на пастбище не мог состояться. Эта социальная недостаточность пастбищного массива была второй причиной неудачи. Была и третья – топографическая неадекват-

ность акватории для интродукции форели на пастбищный нагул. Бухта Кыйгусте – нерасчленимая акватория.

То, что стало очевидным значительно позже, тогда, в начале 80-х, в методологии управления поведением популяций рыб не рассматривалось (Панов, 1983; Жирмунский, Кузьмин, 1990).

- континуум социальных систем в экологическом окружении;
- прошлое определяет способ существования живых систем в настоящем;
- консервативные черты и структуры предшествующих состояний накладывают ограничения на характер поведения системы сегодня;
- лабильность живой системы в ее отношении с внешней средой, возможности модификации не безграничны.

Второй этап исследований должен был компенсировать методологические издержки первого этапа, понимаемые тогда, скорее, на интуитивном уровне:

- недостаточность дальности действия сигнала;
- численная (социальная) недостаточность группировки;
- топографическая неадекватность акватории для организации форелевого ранчо.

Экспериментальный полигон переместился в бухту Тагалахт (Таллинский БалтНИРХ в дальнейших исследованиях участия не принимал).

Глубоко, на 4 км, врезанная в остров бухта Тагалахт с высокими обрывистыми берегами у местных рыбаков традиционно считалась лососевой. Атлантический лосось некогда заходил сюда на нерест в речку Пидула, на нагул и укрывался от сильных штормов. Здесь на базе выростного морского форелевого хозяйства колхоза «Сааре Калур» еще пять лет продолжали свои исследования специалисты ВНИРО.

П-образными рифами пирсов морской бассейн хозяйства площадью приблизительно 4 га был выгорожен из моря у подветренного берега (местечко Куре Сааре). Форели – беглецы из хозяйства обитали в каменных рифах пирсов.

Миграционные трассы выпускаемой в бухту форели были прослежены с помощью ультразвуковых меток, поставленных на рыбах массой не менее 500 г. Дальность стационарной регистрации пеленга ультразвуковых меток с автономностью до 30 суток составляла 500 м.

Анализ картированных пеленгов удаляющихся и приближающихся рыб и непродолжительность потери пеленга, свидетельствовали, что трассы миграции рыб располагались на ближней акватории бухты.

Часть рыб, судя по продолжительности потери пеленга (до 6 дней), уходила в мористую часть бухты, но возвращалась обратно.

Стихийное форелевое пастбище уже существовало в бухте. Предстояло решить задачу по ее управляемости с помощью гидроакустического комплекса «Сигнал-М».

На основе ритмической структуры биошумов кормящихся рыб была сформирована кодированная звуковая посылка (последовательность четырех импульсов) с частотой заполнения 300 Гц. Дальность ненаправленного излучения достигала приблизительно 1 км.

Специальный морской понтон с вольером для содержания и подготовки стартовой пастбищной группировки рыб был установлен изначально мористее пирсов хозяйства. Не менее 500–700 экземпляров меченой форели в возрасте 2+, средней навеской 120 г помещались в вольер для условно-рефлекторного тренинга по определенному алгоритму в течение 2-х недель и затем выпускались в бухту (6, 9) (Воловова и др, 1985; Воловова, Красюк, 1987).

В «мористый» понтон выпущенная форель не вернулась. Очевидно, как и в первом варианте в бухте Кыйгусте, оборонительный рефлекс возобладал над пищевым и рыбы ушли в укрытия.

Когда понтон был перемещен под укрытие пирса, во внутренний залив, повторился двухнедельный тренинг с новой партией рыб. Выпуск в бухту этой партии обученных рыб стал тем самым «снежным комом», который запустил устойчивый процесс формирования пастбищной популяции форели в бухте.

Это был успешный пастбищный сигнальный сезон 1985 г. Осенний возврат рыб на стационарную площадку понтона постепенно слабел, снижалась численность до 30% от выпуска. При этом не учитывались перманентно наблюдаемые «дикари». На этом уровне сигнальное управление на пастбище прекращалось (конец сентября – начало октября) и возобновлялось летом еще в трех сезонах до 1988 г.

Каждый последующий сезон начинался с контроля сигнального привлечения «прошлогодных» свободно пасущихся рыб с заведением без тренинга в вольер для оценки численности и состава. По наличию или отсутствию метки различали «своих» и «чужих». По мере того, как от сезона к сезону с выпуском новых обученных партий рыб пастбищное сообщество пополнялось «своими», отмечалось увеличение дополнительного пополнения и за счет привлечения «чужих» (эффект «больших чисел»).

Получить представление о количестве рыб, перманентно находящихся в управлении нагульным поведением, позволил формажорный случай: один из самых мощных штормов, известных на Балтике, разразился летом 1987 г. После штормовой ночи, при выполнении очередного контрольного сеанса оказалось, что вольер

уже полон рыбы еще до включения сигнала. В вольере было обнаружено около 4000 рыб возрастом от 3.5 лет, нашедших в нем убежище. При осмотре почти у половины рыб не было выявлено никаких следов меток. Таким образом, вольер послужил убежищем для «своих» и «чужих». Энтропийный фактор сработал на поддержание самоорганизации пастбищного сообщества в бухте Тагалахт.

Понимание того, что для товарного форелевого ранчо в масштабах бухты в принципе недостаточно одного центра управления и контроля, привело к необходимости создания нескольких центров. Центры такого назначения в разных участках бухты должны осуществлять «эстафетное» сопровождение рыб в период пастбищного нагула. На сеть таких центров должны будут ситуационно замыкаться ближайшие нагульные трассы рыб.

Второй экспериментальный центр, аналогичный первому, был установлен в двух километрах по тому же берегу бухты в небольшом заливе Везре. Оба центра работали в сезоне параллельно, почти синхронно, по единому алгоритму управления. После выпуска обеих обученных группировок, помеченных метками разного цвета, частичное присутствие «иноцветных» рыб наблюдалось во время сеансов контроля в каждом центре, но доминировали рыбы своей цветовой группы. Таким образом, оба центра взаимодействовали в едином ключе привлечения объединенной пастбищной группировки рыб. Это безусловное свидетельство фрактальной пространственно-временной организации пастбища форели.

В окрестностях основного центра часть рыб обитала постоянно. Нередко наблюдались случаи, когда рыбы, получив ранения от покусыв хищника (тюлень, щука), сами заходили в вольер и подолгу не покидали его, кормились во время сеансов (самоорганизация благодаря энтропии).

От сезона к сезону, с каждым выпуском рыб в силу подражательной преемственности пополнялась и группа рыб, постоянно обитающих в окрестностях центра. Эти рыбы, наиболее толерантные к «диалогу» с центром, сформировали социум со специфическим поведением: выполняли синхронные «свечки» при появлении у причала в поле их видимости оператора-кормильца; сопровождали лодку с оператором от причала до понтона; синхронно с оператором плавали в бухте.

Устойчивого управления пастбищным нагулом форели, реализованного в бухте Тагалахт в течение трех сезонов, не удалось достичь позже в другой бухте Паписаре. Обученная группа форели покинула перманентно штормящую «бухту ветров» сразу после выпуска.

Между тем, через два года после последнего сезона управления нагулом в бухте Тагалахт на первое же предъявление сигнала из центра управления можно было наблюдать стремительное приближение рыб с дальних акваторий бухты.

Таким образом, устойчивый пастбищный нагул форели в бухте Тагалахт сформировался в соответствии с основными принципами самоорганизации живых систем:

- структурно-функциональная разнокачественность компонентов системы со слабыми связями между ними сменяется процессами снижения внутреннего разнообразия и усиления кооперативного взаимодействия;

- фрактальный принцип пространственно-временной организации системы (т.е. подобие целостной системы и ее частей) определяет известный порядок и последовательность в выполнении системой необходимых ей действий, направленных на достижение ближайших и долговременных целей.

Список литературы

- Воловова Л.А. К вопросу об информационной структуре биозвуков рыб. Поведение рыб в связи с техникой рыболовства и организацией марикультур. Тез. докл. участников Всесоюз. конф. Т. I. Клайпеда, 1980 (ДСП).
- Воловова Л.А. Задачи экспериментов по управлению поведением рыб с помощью звуковых сигналов // Сборник научных трудов ВНИРО «Вопросы промысловой гидроакустики». М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1981. С. 85–96.
- Воловова Л.А. О структуре биозвуков питающейся форели // Вопросы промысловой гидроакустики. Сборник научных трудов ВНИРО. М., 1983. С. 65–71.
- Воловова Л.А. Форелевое ранчо, управляемое по гидроакустическому каналу // Физические поля в рыбоводстве (Приложение к журн. «Рыбное хозяйство»). М.: В.О. Агропромиздат, 1988а. С. 39–52.
- Воловова Л.А. Статистическая модель управляемого по звуковому каналу форелевого ранчо // Тез. докл. Всесоюз. совещ. «Поведение рыб». М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1988б. С. 143.
- Воловова Л.А., Красюк В.В. Методические рекомендации по управлению пастбищным нагулом и отловом форели с помощью гидроакустических стимулов. М.: ВНИРО, 1987.
- Воловова Л.А., Красюк В.В. Формирование устойчивой пастбищной агрегации форели в технологии управляемого пастбища. Тез. докл. Всесоюз. совещ. «Искусственные рифы» М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1989.

- Воловова Л.А., Шабалин В.Н. Некоторые проблемы разработки гидроакустических методов и средств для управления поведением промысловых объектов. Тез. докл. научно-технического совещ. «Использование физических раздражителей в целях развития морского рыбного промысла» (Клайпеда, 20–22 апр. 1982 г.) ПМУ опытного завода ВНИКТИ холодпрома. М., 1982. С. 27–28.
- Воловова Л.А., Шабалин В.Н., Питк А.А. «Способ обеспечения возврата рыб на локальную акваторию». Авторское свидетельство Заявка № 383050913 (161006) положит. решение в 1985 г.
- Воловова Л.А., Ярвик Л. Исследования по привлечению форели к источнику звука // Рыбное хозяйство. 1981. № 7. С. 44–45.
- Гаркави Л.Х., Квакина Е.Б., Кузьменко Т.С., Шихлярова А.И. Антистрессорные реакции и активационная терапия. Реакция активации как путь к здоровью через процессы самоорганизации. Екатеринбург: Филантроп, 2003. 336 с.
- Евнин И.А. Искусство и синергетика. М.: Едиториал УРСС, 2004. 164 с.
- Жирмунский А.В., Кузьмин В.И. Критические уровни в развитии природных систем. Л.: Наука, 1990. 223 с.
- Князева Е.Н., Курдюмов С.П. Синергетика как новое мировоззрение: диалог с И. Пригожиным // Вопр. философии. 1992. № 12. С. 320.
- Панов Е.Н. Поведение животных и этологическая структура популяций М.: Наука, 1983. 424 с.
- Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса М.: Прогресс, 1986. 432 с.
- Путилов А.А. Системообразующая функция синхронизации в живой природе. Новосибирск: Наука, 1987. 144 с.
- Сороко Э.М. Структурная гармония систем Минск: Наука и техника, 1984. 264 с.
- Хакен Г. Синергетика. М.: Мир, 1980. 404 с.

ТЕХНИЧЕСКИЕ СРЕДСТВА ПИНРО ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ РЫБНЫХ РЕСУРСОВ ВО ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМАХ

Е.Н. Гаврилов, В.И. Zubov, М.А. Носов

*Полярный научно-исследовательский институт морского рыбного
хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича (ПИНРО),*

Мурманск, Россия,

gavrilov@pinro.ru, zubov@pinro.ru, nosmik@pinro.ru

Гидроакустический метод количественной оценки численности промысловых рыб признан специалистами ИКЕС наиболее оперативным и достоверным при оценках морской сырьевой базы, однако на внутренних водоемах нашей страны он пока не получил достаточного распространения. Вызвано это на наш взгляд отсутствием соответствующей, проводимым исследованиям гидроакустических приборов и сложностями обнаружения рыбы, обусловленными разными факторами. Прежде всего, такими как наличие водоемов с малыми глубинами и рассеянными одиночными объектами, иногда расположенными у дна или в местах с повышенной растительностью и другими.

Занимаясь совершенствованием и повышением точности оценки запасов гидробионтов при выполнении тралово-акустических съемок, специалисты ПИНРО особое внимание уделяют исследованиям по изучению отражательных свойств морских и пресноводных промысловых рыб, а также отражательных свойств ламинариевых водорослей. Поскольку еще недостаточно изучены зависимости силы цели рыб *in situ* от их длины, глубины, поведения, физического и биологического состояния, а этот параметр является одним из основных источников систематических ошибок при оценке их запаса.

Для проведения гидроакустических съемок во внутренних водоемах и губах Кольского побережья в институте имеются программные и технические средства, включающих малогабаритные научные эхолоты типа EY500, EY60, работающие на частотах 38, 70 и 120 кГц с антеннами, имеющими обычный и расщепленный луч. Малогабаритные навигационные приборы, а для визуальных наблюдений или видовой идентификации объектов исследования используется малогабаритный подводный аппарат «Гном».

Технические параметры и характеристики этих устройств позволяют их использовать на малотоннажных судах, катерах и даже на резиновых лодках. Первоначальная установка и подключение оборудования занимает не более 1 часа, где самая сложная часть это выбор и способ надежного места крепления антенны.

Разработанные методические пособия, руководства и рекомендации (Методическое пособие..., 2006, Методические рекомендации..., 1993) позволяют правильно выбрать время проведения съемки, составить её маршрут, и обработать полученные данные с использованием статистического анализа.

Часто в процессе работы возникает необходимость проводить исследования одновременно двумя эхолотами, т.е. на двух частотах, например 38 и 70 кГц или 38 и 120кГц. В последнее время для увеличения эффективности поиска скоплений рыб на обследуемой акватории некоторые исследователи используют два эхолота с размещением антенн в вертикальном и в горизонтальном направлениях. Однако при использовании двух эхолотов чтобы исключить появление интерференционных помех на эхограммах обоих приборов необходимо обеспечить их синхронизацию.

Для синхронизации совместной работы двух малогабаритных научных эхолотов EY500 было изготовлено специальное устройство (Устройство для синхронизации..., 2005), которое обеспечивало одновременное излучение ультразвуковых импульсов в воду. Устройство синхронизации представляет собой отдельный блок, подключаемый к двум эхолотам, один из которых выполняет функции «ведущего», а второй «ведомого». Подключение эхолотов к блоку осуществляется с помощью трех кабелей по схеме, представленной на рисунке 1.

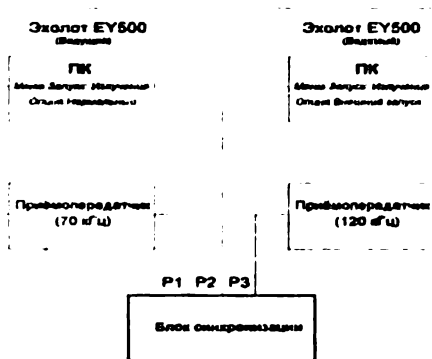


Рис. 1. Схема подключения эхолотов EY500 к блоку синхронизации.

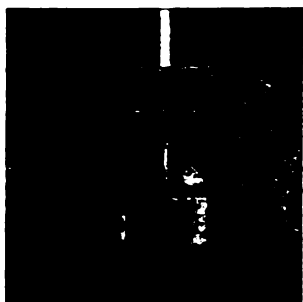
На рисунке 2 показаны два научных эхолота EY500, подключенных между собой через блок синхронизации.



Рис 2. Два научных эхолота EY500, подключенных между собой через блок синхронизации.

Разработка блока синхронизации и изготовление дополнительного крепления на выносном штоке для установки и регулировки угла наклона антенны позволили оценить перспективы и возможности работы эхолота в горизонтальном направлении. Регулировка угла наклона антенны в горизонтальной плоскости (с шагом в 13°) позволяет выбрать наиболее оптимальный режим просмотра.

Крепление антенны для вертикального и горизонтального трактов представлено на рис. 3.



а



б

Рис.3. Крепление антенны для вертикального и горизонтального трактов: а) вид спереди, б) вид сбоку.

Предварительные результаты испытаний показывают целесообразность использования двух трактов при проведении гидроакустических съемок.

На рис. 4, 5 представлены эхограммы совместной работы эхолотов, работающих на частотах 38 и 70 кГц.

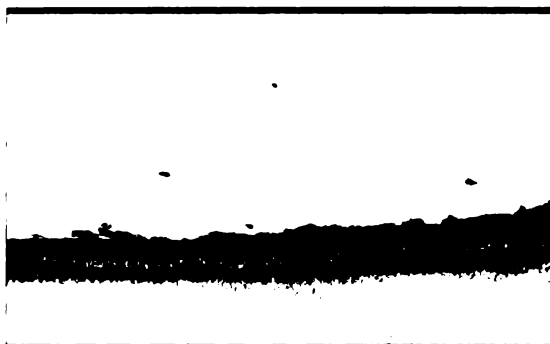


Рис.4. Эхограмма эхолота 38 кГц. Диапазон 0–150 м, глубина 100 м. Вертикальный тракт.

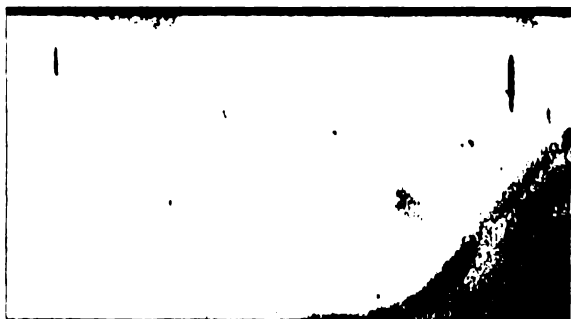


Рис.5. Эхограмма эхолота 70 кГц. Диапазон 0–100 м. Горизонтальный тракт.

На рис.5 показаны косячки молоди сайды, которые находились в стороне от судна на расстояниях 15–25 м. При работе эхолота в вертикальном тракте подобных записей рыб не наблюдалось.

Однако для количественной оценки обнаруженных рыб горизонтальным трактом необходимо проведение исследований по изучению их силы цели в боковом аспекте.

На озёрах Кольского полуострова, в частности, на озере Вял, проводятся работы по определению количественной оценки и измерению силы цели пресноводных рыб при помощи научного эхолота ЕУ500 на частоте 70 кГц (рис. 6). Подобные работы (измерение силы цели пресноводных рыб) проводили в 1989 г. Борисенко и др. (Borisenko E.S. et al, 1983).



Рис. 6. Эхограмма с записью сига на озере Вял на частоте 70 кГц.

Еще одним полезным техническим средством при проведении различных рыбохозяйственных исследований на небольших глубинах является подводный телеуправляемый аппарат «Гном» (рис. 7, 8). Он предназначен для дистанционного осмотра различных подводных объектов.

Аппарат (Описание, состав...) приводится в движение четырьмя погружными электродвигателями типа ДП20: два для горизонтального хода и два для вертикального хода. Работа двигателей обеспечивает поворот аппарата по курсу, вращение вокруг вертикальной оси и дифферент. Связь с надводным блоком осуществляется с помощью одножильного коаксиального кабель-гросса РК-50 диаметром 3.5 мм с кевларовым силовым элементом.

Прием видеонизображения производится на видеомонитор или телевизор любого типа. На экране в режиме телетекста отображает-

ся информация о глубине, курсе, напряжении питания, режимах работы двигателей и освещении.

Управление аппаратом осуществляется с помощью джойстика. Источником внешнего освещения служит набор из 21 мощного светодиодов белого цвета, расположенных кольцеобразно вокруг объектива. Мощность и сила света светодиодов регулируются с пульта управления.

Аппарат выполнен в виде переносного устройства, пригодного для работы с самых малых судов или с берега. Вся система, как подводная, так и надводная части, размещается в двух пластмассовых чемоданах общим весом 12 кг: в одном — подводный аппарат и катушка с кабелем-тралом, а другом — пульт управления, джойстик, блок питания, аккумулятор и зарядное устройство.



Рис. 7. Подводный телеуправляемый аппарат «I ном». Слева — катушка с кабелем, тралом, справа — подводный аппарат

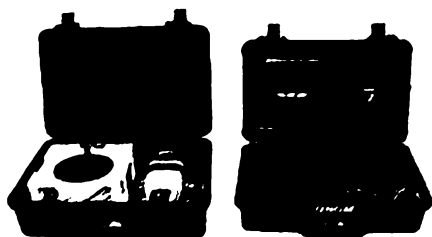


Рис. 8. Упаковка аппарата в переносных чемоданах: слева аппарат с кабелем, тралом, справа — пульт управления и источник питания

Электропитание может осуществляться как от электросети (220 В, 50 Гц, так и от встроенного герметичного аккумулятора. Полного заряда аккумулятора хватает на 40-60 минут работы в зависимости от интенсивности работы двигателей и осветителя.

Видеоизображения, снятые с помощью аппарата «Гном», пригодны для видовой и количественной оценки донного гидробиоценоза (рис. 9).

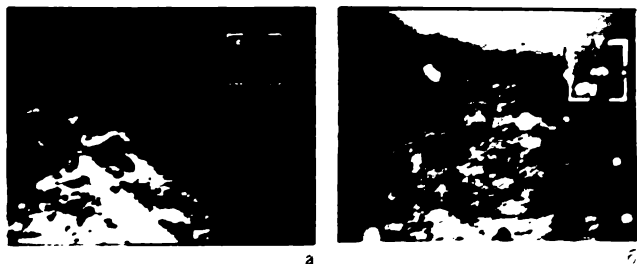


Рис. 9. Донный ландшафт на глубине 50 м. а) Морские ежи на скальном грунте б).

С помощью аппарата Гном, достаточно легко производилась идентификация рыб, как например, молоди сайды (рис. 10).

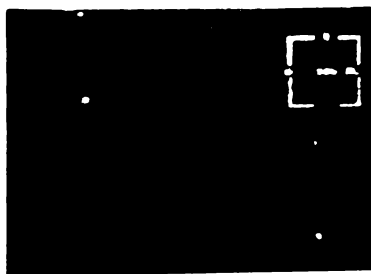


Рис. 10. Разреженное скопление молоди сайды на экране монитора аппарата «Гном».

В заключение следует отметить, что компактность представленных технических средств позволяет их эффективно использовать при выполнении гидроакустических исследований не только в при-

брежных водах Баренцева моря, но и практически во всех внутренних водоёмах Кольского полуострова.

Обычно во время проведения гидроакустических съёмок регистрируется и учитывается рыба, которая находится непосредственно под судном. Использование дополнительного горизонтального тракта позволяет определять наличие рыбных записей в стороне от судна и тем самым более достоверно учитывать их численность. Однако практическая реализация этого режима требует еще проработки, а главное получения данных о силе цели рыб в боковом аспекте.

Использование телеуправляемого подводного аппарата «Гном» при проведении гидроакустических работ позволяет существенно улучшить поиск скоплений донных беспозвоночных (морских ежей, голотурий, донных моллюсков) на малых глубинах и в условиях сложного рельефа прибрежной зоны. Осуществлять наблюдения за поведением гидробионтов в естественных условиях на локальных участках дна, а также за поведением рыб и беспозвоночных при искусственном выращивании в садках и при лове ставными орудиями.

Список литературы

Методическое пособие по проведению инструментальных съёмок запасов промысловых гидробионтов в районах исследований ПИНРО \Мурманск, ПИНРО, 2006 г., стр. 162.

Методические рекомендации по организации и выполнению гидроакустических съёмок запасов гидробионтов \Мурманск, ПИНРО, 1993 г., стр. 132.

«Устройство для синхронизации работы малогабаритных научных эхолотов», рег. № 5/2005 от 24.11.2004 г.

Borisenko E.S., Gusar A.G., Goncharov S.M., «The Target Strength Dependence of Some Freshwater Species on Their Length-Weight Characteristics» in Proceedings of the Institute of Acoustics. Progress in Fisheries Acoustics and Underwater Acoustics, Lowestoft, England, Proc. I.O.A. 11, Part 3, 27–34 (1989).

Описание, состав и инструкция по эксплуатации подводного телеуправляемого обзорного аппарата ГНОМ.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИИ КАСПИЙСКОГО ДЛИННОПАЛОГО РАКА (*PONTASTACUS EICHWALDI* VOTT) В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ КАСПИЙСКОГО МОРЯ

Д.А. Гаврилова

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

kaspiy-info@mail.ru

Pontastacus eichwaldi Bott – автохтонный вид для экосистемы Каспийского моря. Раки населяют западный и восточный шельфы, многие банки открытых частей Каспийского моря. Они выступают не только как потребители кормовых ресурсов водоема, но и сами являются кормом для крупных хищных рыб и тюленя. Заслуживает внимания гастрономическая ценность раков, мясо которых на 75% состоит из белка и обладает высокими вкусовыми качествами (Румянцев, 1974; Ушивцев 1992). Несмотря на хозяйственное значение раков и широкое распространение по Каспию, исследования по изучению их запасов имеют отрывочный характер, так как проводились в ограниченных районах. Литературные сведения о запасах раков относятся в основном к туркменским водам Каспия (Черкашина, 1974; Ушивцев 1992). В настоящее время, наряду со снижением запасов промысловых видов рыб Каспийского моря, приобретает особую актуальность поиск новых перспективных объектов промысла. Решение данной задачи лежит в основе мониторинговых исследований популяции каспийского длиннопалого рака. Определение запасов раков с целью их возможно-го вылова может способствовать в дальнейшем организации многови-дового морского промысла на Каспии.

Материалом для данной работы послужили данные по морфо-метрическим показателям и распределению каспийского длиннопалого рака (*Pontastacus eichwaldi* Bott) в пределах Северо-Каспийского рыбохозяйственного подрайона, собранные в 2009–2010 гг. Сбор биоматериала осуществлялся на судах КаспНИРХа. В качестве основных учетных орудий лова применялись раколовки. Дополнительно биоанализу подвергались раки, попадающие в качестве прилова в донные тралы (4.5, 9 и 24.7 м). За период исследо-ваний на указанной акватории полному биологическому анализу было подвергнуто 780 экз. морских раков.

Видовую принадлежность выловленных раков определяли по таксономическим признакам половозрелых особей согласно совре-менной классификации Старобогатова (1995). Сбор биологического

материала включал линейные промеры, взвешивание и определение пола раков. Зоологическую длину раков измеряли от острия рострума до конца хвостовой пластинки; взвешивание каждого экземпляра производили с точностью до 1 г. Пол раков определяли путем внешнего осмотра абдомена. Соотношение полов в популяции устанавливали путем их анализа в уловах. Дальнейшую статистическую обработку проводили по методу Лакина (1980) на ПК с использованием программ Microsoft Excel. Графическое отображение данных производили на программном обеспечении ArcGIS.

Для оценки численности раков применялся метод прямого учета, модификацией которого является метод площадей (Аксютин, 1968):

$$N=p \times S,$$

где: N – численность, экз.; p – плотность раков, экз./км²; S – площадь распределения, км²

При использовании раколов за площадь распределения раков принималась акватория, в пределах которой производился облов. При траловом учете площадь распределения рассчитывалась, исходя из площади облова тралом:

$$g=l \times t \times V,$$

где: g – площадь облова тралом, м²; l – горизонтальное раскрытие трала, м; t – время траления, с.; V – скорость траления, м/с.

Для определения плотности раков (экз./км²) суммарный улов приводился к единице площади района лова.

Биомасса запаса раков определялась как произведение расчетной численности и средней массы особей:

$$B=N \times w,$$

где: B – общий запас, кг; N – численность, экз; w – средняя масса, кг.

Общий допустимый улов (ОДУ) раков представлял собой величину абсолютного изъятия из запаса:

$$\text{ОДУ} = \varphi_f \times B,$$

где: ОДУ – общий допустимый улов, т; φ_f – доля изъятия; B – общий запас, т.

Для обнаружения скоплений раков, пригодных для промыслового освоения, производились перерасчет их численности на 1 км² и построение карт сезонного распределения раков в северной части Каспийского моря. В летний период 2009 г. учёт раков выявил максим-

мальные скопления в районах свала о. Укатный и Чистая Банка (рис. 1). В районах выхода Кировского, Белинского и Карайского банков отмечались скопления средней плотности. У о. Очиркин и восточнее о. Малый Жемчужный концентрации раков были разреженными. Летом 2010 г. по аналогии с предыдущим годом исследований высокая плотность скоплений раков наблюдалась на свале о. Чистая банка, а также в районе выхода Гандуринского банка. Вблизи о. Укатный концентрация раков в сравнении с 2009 г. оказалась ниже.

Скопления раков в летний период 2009–2010 гг. распределялись на глубинах от 2.5 до 6.5 м и были приурочены к участкам с илистым песком и битой ракушей, которые наиболее предпочтительны для строительства нор. Макрофиты, которые встречались в районах скоплений раков, использовались ими в качестве естественных укрытий. Содержание растворенного кислорода в придонных горизонтах колебалось в широких пределах, но в местах обитания раков зон гипоксии не наблюдалось.

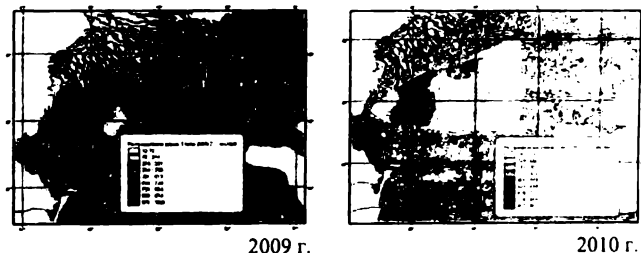


Рис. 1. Распределение раков в летний период, экз./км².

В осенний период 2009 г. максимальные концентрации раков отмечались в районе банки Часовая (рис. 2). Средние плотности были обнаружены в районе свала Чистой банки и в более глубоководной зоне, вблизи банки Кулалинская. Восточнее банки Малая Жемчужная скопления раков были разреженными. Учетная съемка раков осенью 2010 г. выявила мозаичность их распределения. В 2010 г. отмечалось смещение максимальной численности раков в район о. Чистая банка. Вблизи Малая Жемчужная и Средняя Жемчужная банок скопления раков были разреженными. Снижение концентрации регистрировалось также с продвижением к о. Укатный, что идентично распределению раков в 2009 г.

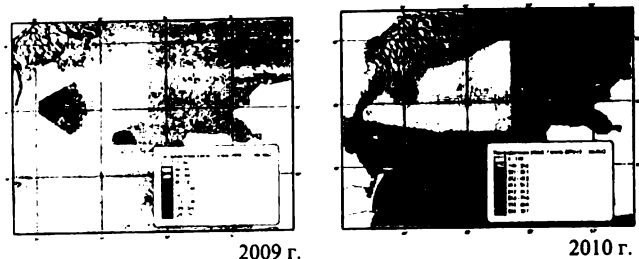


Рис. 2. Распределение раков в осенний период, экз./км².

Рачьи биотопы в осенний период 2009–2010 гг. располагались на глубине 2.3–7.0 м. Сокращение численности раков на участках, где они встречались летом, было обусловлено окончанием периода их нагула и перераспределением к местам зимовки. Как отмечал Ушивцев (1992), осенью частые шторма, с одной стороны, улучшают кислородный режим придонных горизонтов моря, с другой, оказывают жесткое гидродинамическое воздействие на донные биоценозы, частью которых являются раки. С изменением гидролого-гидрохимической обстановки раки начинают миграцию в районы, более благоприятные для зимовки.

Значения длины и массы тела раков приведены в виде варьирующих средних к генеральной средней с доверительной вероятностью $P=0.95$, которой соответствовала величина нормированного отклонения $t=1.96$.

Зоологическая длина самцов в 2009 г. варьировала от 7 до 13 см, средняя взвешенная составляла $\bar{x}=(10.1\pm 0.1)$ см; 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $9.9\leq\mu\leq 10.3$. Зоологическая длина самцов в 2010 г. варьировала от 7.5 до 13 см, средняя взвешенная – $\bar{x}=(9.45\pm 0.08)$ см. 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $9.29\leq\mu\leq 9.61$ (табл. 1).

Таблица 1.

Динамика биостатистических показателей самцов раков

Годы	Зоологическая длина, см		Масса, г	
	$M\pm m$	min-max	$M\pm m$	min-max
2009 г.	10.1 ± 0.1	7.0–13.0	40.54 ± 1.31	14–89
2010 г.	9.45 ± 0.08	7.5–13.0	34.04 ± 0.97	16–87

Сравнительный анализ по критерию Стьюдента разности средних зоологической длины самцов в 2009 и 2010 гг. показал их достоверные различия по наивысшему III порогу ($t_{\phi} = 4.97$, $t_{\text{факт}} > t_{Si}$).

Масса тела самцов в 2009 г. колебалась от 14 до 89 г, средняя взвешенная составляла $\bar{x} = (40.54 \pm 1.31)$ см; 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $37.94 \leq \mu \leq 43.06$. Масса тела самцов в 2010 г. колебалась от 16 до 87 г, средняя взвешенная – $\bar{x} = (34.04 \pm 0.97)$ см; 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения массы тела имеет следующее выражение: $32.15 \leq \mu \leq 35.93$. При сравнительном анализе показателей массы самцов за два года оказалось, что $t_{\phi} = 4.0$, $t_{\phi} > t_{Si}$. Таким образом, разница между средними массами самцов в 2009 г. по сравнению с 2010 г. оказалась достоверной по III порогу.

Зоологическая длина самок в 2009 г. варьировала от 7.5 до 12 см, средняя взвешенная составляла $\bar{x} = (9.4 \pm 0.08)$ см; 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $9.25 \leq \mu \leq 9.55$. Зоологическая длина самок в 2010 г. варьировала от 6 до 11 см, средняя взвешенная составляла $\bar{x} = (8.67 \pm 0.13)$ см; 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $8.42 \leq \mu \leq 8.92$ (табл. 2). Сравнительный анализ по критерию Стьюдента длины самок за два года показал, что разница между средними длинами самок в 2009 г. по сравнению с 2010 г. оказалась в высшей степени достоверной ($t_{\phi} = 4.86$, $t_{\phi} > t_{Si}$).

Таблица 2.

Динамика биостатистических показателей самок раков

Годы	Зоологическая длина, см		Масса, г	
	$M \pm m$	min-max	$M \pm m$	min-max
2009 г.	9.4 ± 0.08	7.5-12.0	30.85 ± 0.74	12–57
2010 г.	8.67 ± 0.13	6.0-11.0	24.5 ± 1.05	8–46

Масса тела самок в 2009 г. колебалась от 12 до 57 г, средняя взвешенная составляла $\bar{x} = (30.85 \pm 0.74)$ см. 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $29.36 \leq \mu \leq 32.24$. Масса тела самок в 2010 г. колебалась от 8 до 46 г, средняя взвешенная составляла $\bar{x} = (24.5 \pm 1.05)$ см; 95% доверительный интервал для генеральной средней μ распределения длин тела имеет следующее выражение: $22.45 \leq \mu \leq 26.55$. При сравнительном анализе показателей массы самок за два года оказалось, что $t_{\text{факт}} = 4.95$, $t_{\text{факт}} > t_{Si}$. Разность между

средними величинами массы самок в 2009 г. по сравнению с 2010 г. оказалась в высшей степени достоверной.

Таким образом, сравнительный анализ выявил снижение размерно-весовых показателей раков в 2010 г. в сравнении с предшествующим годом исследований. Данное явление непосредственно связано с приростом особей за период нагула. Замедление линейного роста раков обусловлено уменьшением интенсивности их питания в летний период 2010 г. Нагул проходил при температуре воды 27–29 °С на границе резистентности раков, при этом самцы приступили к нагулу раньше самок, у которых процесс линьки и последующее активное потребление пищи всегда происходит позже, сразу после схода с них личинок.

По литературным данным, для популяции каспийского длиннопалого рака характерно соотношение полов, близкое 1:1 (Румянцев, 1974). В научно-исследовательских уловах в летний и осенний периоды 2009–2010 гг. преобладали самцы, что объясняется отсутствием стабильного промысла. Добыча раков пассивными орудиями лова изымает из популяции в большей степени самцов, что способствует уравниванию полов в популяции. Необходимо отметить сезонную динамику полового состава научно-исследовательских ловов, что связано с особенностями биологии раков. Весной и в начале лета самки раков вынашивают потомство до перехода личинок на активное питание и схода на грунт. В данный период они малоактивны: прячутся в норах и других укрытиях. Под облов попадают в основном самцы, что привело к их значительному доминированию в уловах (72–78%). В осенний период перед спариванием раки обоих полов становятся наиболее активными и усиленно питаются. В этот сезон года их соотношение в уловах выравнивалось (54–63%).

Проведенные исследования позволяют оценить современное состояние популяции каспийского длиннопалого рака в прибрежной зоне северной части Каспия. Площадь распределения раков в пределах Северо-Каспийского рыбохозяйственного подрайона в 2010 гг. составляет 6174 км². Стабильные высокие концентрации этот вид образует на акватории о. Чистая банка, где максимальная численность раков достигает 917 экз./км². Средняя плотность скопления раков на обследованной акватории за весь период исследований не превышает 221 экз./км². Сравнительный анализ биостатистических показателей в 2009–2010 гг. указывает на их динамику в сторону уменьшения значений, но является нормой колебания длины и массы особей данного вида раков. Соотношение полов также

свидетельствует о стабильном состоянии популяции. По расчетным данным, в российских водах северной части Каспия, включая морские подрайоны Калмыкии и Дагестана, запасы раков на 2012 г. прогнозируются в объеме 143.6 т, общий допустимый улов установлен в 35.9 т. Таким образом, в Каспийском море имеются резервы для промыслового освоения раков.

Список литературы

- Аксютин З.М. Элементы математической оценки результатов наблюдений в биологических и рыбохозяйственных исследованиях / М., 1968. – 34 с.
- Лакин Г.Ф. Биометрия: учеб. пособие для биолог. спец. вузов, 3-е изд. перераб. и доп. / М.: Высшая школа, 1980. – 293 с.
- Румянцев В.Д. Речные раки Волго-Каспия / М., 1974. – 38 с.
- Старобогатов Я.И. Систематика и географическое распространение речных раков Азии и Восточной Европы (Crustacea Decapoda Astacoidei) // Arthropoda Selecta 4 (3/4), 1995. – С. 3–25.
- Ушивцев В.Б. Влияние колебаний уровня Каспия на запасы раков // Тезисы докл. I Международной конференции «Биологические ресурсы Каспийского моря». – Астрахань, 1992. – С. 93.
- Черкашина Н.Я. Биология *Astacus leptodactylus eichwaldi* Bott и *Astacus pachypus* Rathke в туркменских водах Каспия // Тр. ВНИРО. – Т. 99. – Вып. 5, 1974. – С. 70–83.

СТРУКТУРА УЛОВОВ МОЛОДИ РЫБ В ВОДОЕМАХ ЛЕНКОРАНСКОГО РЕГИОНА АЗЕРБАЙДЖАНСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

Р.В. Гаджиев¹, С.Н. Надиров²,
Р.Ю. Абдурахманова¹, М.М. Ахундов²

¹Бакинский Государственный Университет, Азербайджан

²Азербайджанский Научно-Исследовательский Институт Рыбного
Хозяйства, Азербайджан, salamat1964@mail.ru

В последние десятилетия под совокупным воздействием антропогенных и природных факторов в экосистеме водоемов Ленкоранского региона Азербайджана происходят значительные изменения. Следует отметить, что состояние ихтиофауны рек этой южной зоны республики изучалось нерегулярно, а в Малом и Большом Кызылагачском заливах последние ихтиологические исследования проводились в 1980–1990-х гг. В целях изучения современного состояния рыбного населения начиная с 2007 г. проводятся мониторинговые исследования водоемов Ленкоранской природной зоны, некоторые результаты которых приводятся в данном сообщении.

Материал и методика

В настоящей работе использован материал, собранный мальковой волокушей длиной 20 м (ячей 6х6 мм) на 7 реках (Ленкоранчай, Тянгяруд, Каладахна, Астарачай, Камышовка, Виляшчай, Алашачай) и в Кызылагачском заливах в летний сезон 2007–2009 гг. Основная часть собранного материала проанализирована в полевых условиях (определена видовая принадлежность рыб и подсчитан улов), а некоторая часть фиксирована 4%-ным формалином для дальнейшей камеральной обработки. Видовую принадлежность молоди определяли по А.Ф. Коблицкой (1981) и Ш.М. Багировой (2010). Сбор и обработку ихтиологического материала проводили по общепринятым методикам (Правдин, 1966 и др.). Названия рыб приведены в соответствии с Каталогом бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями (Богуцкая, Насека, 2004).

Результаты и обсуждение

Исследованные реки относятся к бассейну Каспийского моря, большинство берет свое начало с Талышских гор. Длина их не превышает 100 км, исключение составляет Виляшчай, длина которой 115 км. Большой Кызылагачский залив (площадь 40000 га, длина 29 км, ширина 24 км, максимальная глубина 3.5 м) и Малый Кызыла-

гачский залив (площадь 16000 га, длина 16.7 км, ширина 6.5 км, максимальная глубина 2.5 м) расположены в юго-западной части Каспийского моря (Ленкоранский район Азербайджана). В Большой залив прорыты 3 канала, с помощью которых Большой и Малый заливы имеют сообщение. В Малый залив впадают речки Вилшчай, Гумбаш, Болгарчай. Соленость воды Большого залива составляет 9–12 промилле, на участках близких к выходу каналов она снижается. В Малом заливе в прошлом вода была совершенно пресной. В результате подъема уровня Каспия соленость воды в Малом заливе в настоящее время составляет 1.8–2.4 промилле (Потенциальные Рамсарские угодья Азербайджана, 2000).

По данным Ю.А. Абдурахманова (1962) в реках Талыша обитают 42 вида и подвида рыб, в Большом Кызылагачском заливе встречаются 44, а в Малом заливе – 31 вида и подвида рыб (Кулиев, 1989). Кроме того, в заливах зарегистрированы гибриды воблы с кутумом и воблы с лещом. Общими для обоих заливов, являются 20 видов рыб, со сравнительно широким ареалом и эвригалиностью, способных обитать как в морской, так и пресноводной среде (Кулиев, 1989).

В уловах мальковой волокуши в исследованных реках Ленкоранского региона были отмечены представители 2-х семейств (табл.): семейство карповых – 8 видов рыб, и семейство бычковых – 3 [бычок-песочник *Neogobius fluviatilis*; бычок-головач *Neogobius gorlap*; бычок-кругляк *Neogobius melanostomus*]. *Cyprinidae* составили 94.9% выловленных рыб, представители рода *Neogobius* всего 5.1% улова молоди рыб. В речных уловах преобладала плотва *Rutilus rutilus*, составляя по численности 21.1% улова. Многочисленными видами (доля в улове более 10%) были кавказская уклейка *Alburnus hohenerkeri* (18.6%), храмуля *Capoeta capoeta* (17.0%), быстрянка *Alburnoides bipunctatus* (16.5%) и шемая *Alburnus chalcoides* (10.4%). Численность остальных представителей карповых рыб [усач булат-маи *Luciobarbus capito*, густера *Blicca bjoerkna* и рыбец *Vimba vimba*] колебалась в пределах 1. 9–5.9%.

В летний период 2007–2009-х гг. в уловах мальковой волокуши в Малом Кызылагачском заливе были зарегистрированы 14 видов рыб, относящихся к 5-и семействам, а в Большом Кызылагачском заливе – 18 видов рыб из 7 семейств (табл. 1). Большим видовым разнообразием отличалось семейство карповых рыб. Во время исследований в уловах волокуши в Малом заливе были отмечены 7 видов рыб из семейства *Cyprinidae*, а в Большом – 9. В обоих заливах, также как и в речных уловах, семейство бычковых было представлено 3 видами рыб. В уловах мальковой волокуши были зарегистрированы 2 вида окуне-

вых, остальные 4 семейств были представлены одним видом рыб (табл. 1). Общими для обоих заливов оказались 14 видов рыб, из них семь видов из семейства карповых, три вида бычковых, два вида окуневых и по одному виду из семейств щуковых и гамбузиновых. Кутум *Rutilus frisii kutum*, рыбец, каспийская атерина *Atherina boyeri* и кефаль-остронос *Liza saliens* были отмечены только в Большом заливе.

Таблица 1.

Состав уловов молоди рыб и соотношение отдельных видов рыб (%) в исследованных водоемах

Таксоны	Водоемы		
	1	2	3
Cyprinidae			
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	4.7	0.7	—
<i>Capoeta capoeta</i> (Gueldenstaedt, 1773)	—	—	17.0
<i>Lutobarbus capito</i> (Gueldenstaedt, 1773)	—	—	1.9
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	1.1	16.6	—
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	3.3	3.5	—
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	4.2	9.3	3.5
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	—	—	16.5
<i>Alburnus chalcoides</i> (Gueldenstaedt, 1772)	—	—	10.4
<i>Alburnus hohenerkeri</i> Kessler, 1877	21.6	9.3	18.6
<i>Rutilus caspicus</i> (Yakovlev, 1870)	11.6	18.7	—
<i>Rutilus frisii kutum</i> (Kamensky, 1901)	—	5.9	—
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	21.1
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	—	2.8	5.9
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	12.2	0.3	—
Esocidae			
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	5.0	1.0	—
Mugilidae			
<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	—	4.2	—
Atherinidae			
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	—	11.7	—
Poecilidae			
<i>Gambusia affinis</i> (Baird et Girard, 1853)	13.0	1.4	—
Percidae			
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	15.2	4.2	—
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	0.6	2.1	—
Gobiidae			
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	3.0	1.5	2.0
<i>Neogobius gorlap</i> Iljin, 1949	2.5	4.3	1.6
<i>Neogobius melanostomus</i>	2.0	2.5	1.5

Примечание: (1 – Малый Кызылагачский залив, 2 – Большой Кызылагачский залив, 3 – реки).

По численности в Малом Кызылагачском заливе преобладала уклейка (21.6%), многочисленными видами были окунь *Perca fluviatilis*, гамбузия *Gambusia affinis*, линь *Tinca tinca* и вобла *Rutilus caspicus*. Среднечисленными видами (доля в улове 1–10%) оказались сазан *Cyprinus carpio*, лещ *Abramis brama*, густера, горчак *Rhodeus amarus*, щука *Esox lucius* и бычки. В уловах мальковой волокуши судак *Sander lucioperca* встречался эпизодически и в малых количествах, его доля в общем улове не превышала 1%.

В уловах мальковой волокуши из Большого Кызылагачского залива многочисленными видами рыб были вобла, сазан и атерина, по численности составляя 11. 7–18.7% улова. В Большом заливе, в отличие от Малого, численность линя, горчака и щуки была невысокая, они составили группу малочисленных видов рыб, их доля в улове колебалась от 0.3 до 1.0%. Остальные зарегистрированные в уловах виды рыб относятся к среднечисленным, их доля в улове изменялась в пределах 1. 4–9.3%.

Таким образом, в 2007–2009 гг. в летних уловах мальковой волокуши в 7 реках (Ленкоранчай, Тянгярюд, Каладахна, Астарачай, Камышовка, Виляшчай, Алашачай) Ленкоранского региона Азербайджана были отмечены 8 видов карповых рыб и 3 вида бычковых. Ввиду малочисленности они не имеют промыслового значения, являются объектами любительского рыболовства. Большим видовым разнообразием отличались уловы молодежи в Кызылагачском заливах. В уловах в Малом заливе были зарегистрированы 14 видов рыб, относящихся к 5-и семействам, а в Большом заливе – 18 видов рыб из 7 семейств. Как по количеству видов, так и по численности выловленных особей преобладали карповые виды рыб. Представители *Cyprinidae* в реках составили 94.9% улова, в Малом Кызылагачском заливе 58.7%, в Большом заливе – 67.1% всех выловленных рыб. Часть обнаруженных в Кызылагачском заливе карповых рыб (кутум, сазан, рыбец, плотва) и кефаль-остронос имеют промысловое значение. Атерина, бычки и др. не являются объектами промысла, они конкурируют в питании с молодь многих промысловых рыб и входят в пищевой рацион хищных рыб.

Список литературы

- Абдурахманов Ю.А. Рыбы пресных вод Азербайджана. Баку.: Изд-во АН Азерб. ССР, 1962. 408 с.
- Багирова Ш.М. Ранние этапы развития пресноводных рыб Азербайджана. Баку. Элм, 2010. 238 с.

- Богущая Н.Г., Насека А.М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 389 с.
- Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. М.: Легкая и пищ. пром-сть, 1981. 208 с.
- Кулнев З.М. Рыбы залива Кирова Каспийского моря. Баку.: Элм, 1989. 184 с.
- Потенциальные Рамсарские угодья (водно-болотные угодья международного значения) Азербайджана. Баку: Wetlands International, AEME Publ., 2000. 152 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Изд. Пищевая промышленность, 1966. 375 с.

РАЗРАБОТКА БИОТЕХНИКИ ВОСПРОИЗВОДСТВА ПОПУЛЯЦИЙ РЫБ НА ОСНОВЕ ЭКОЛОГО- ГИСТОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ И ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ПОЛНОСИСТЕМНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

П.Е. Гарлов¹, Н.Б. Рыбалова², Б.С. Бугримов²,

¹ *ФГНУ Государственный научно-исследовательский институт
озерного и речного рыбного хозяйства «ГосНИОРХ»,*

Санкт-Петербург, Россия, garlov@mail.ru

² *Санкт-Петербургский государственный аграрный университет,
tahiya@rambler.ru*

Сочетание эколого-гистофизиологического и экспериментального подходов с применением количественных гистоморфометрических и цитохимических методик, включая спектрофотометрию, иммуногистохимию и ультрацитохимию, позволило установить участие гипоталамо-гипофизарной нейросекреторной системы рыб в реализации всех этапов нереста независимо от его сезона (Рис. 1).

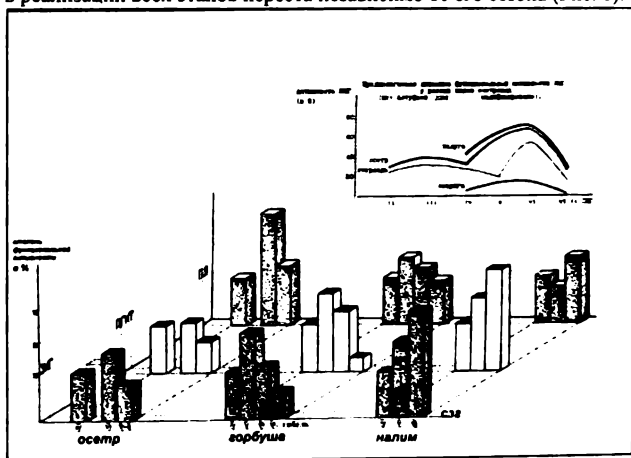


Рис. 1. Динамика изменений функциональной активности различных отделов гипоталамо-гипофизарной нейросекреторной системы некоторых видов осетровых и костистых в процессе нереста. По вертикали: степень функциональной активности заднего нейрогипофиза (ЗНГ), преоптического ядра (ЛЯ), преоптико-гипофизарного нейросекреторного тракта (ПГНТ). По горизонтали: стадии зрелости гонад (СЗГ).

Сопоставление собственных морфометрических результатов световой электронной микроскопии с литературными данными позволило установить ключевую роль нонапептидергической нейросекреторной системы в интеграции размножения рыб (Гарлов, Кузик, 2008).

Так, нонапептидные нейрогормоны, воздействуя на ЦНС, гипофиз и комплекс висцеральных органов, инициируют нерестовое поведение и появление брачного наряда, затем стимулируя сокращения гладких мышц гонад, способствуют овуляции и спермации. К завершению нереста они участвуют в адаптациях организма, направленных на преодоление физиологического стресса-нереста, особенно на поддержание метаболического равновесия организма. Это обеспечивается их ярким антигонадотропным эффектом, реализуемым путем торможения секреции гонадолиберина, стимуляцией секреции адренокортикотропного гормона, прямым влиянием на эндокринные и генеративные функции гонад.

Анализ ведущих механизмов нейроэндокринной регуляции нереста позволил разработать представление о двойственном регуляторном значении этой системы в осуществлении нереста. Оно заключается в стимулирующем и тормозящем влияниях нейрогормонов на функции висцеральных органов-мишеней по принципу саморегуляции (Рис. 2).

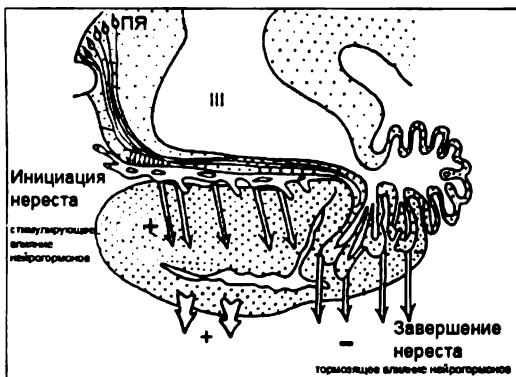


Рис. 2. Схема основного принципа участия и функциональной роли гипоталамо-гипофизарной нейросекреторной системы рыб в размножении.

Результаты проанализированы методом сопоставительного анализа, применяемый, в области инновационных разработок, при кото-

ром сравниваются альтернативные комплексы строго формализованных признаков. (Garlov, 2005). Показано, что только для ноналптергической гипоталамо-гипофизарной нейросекреторной характерны формы массовой аккумуляции и депонирования нейрогормональных продуктов. Это рассматривается как проявление максимальных признаков ее пластичности. С другой стороны количественный ультраструктурный анализ динамики изменений функциональной активности этой системы при экспериментальном и физиологическом стрессах показывает ее наибольшую реактивность. Поэтому сформулировано представление о том, что наиболее высокая степень пластичности системы обеспечивается способностью к восстановлению умеренного исходного уровня функционирования, его обратимости или «функциональной реверсии». Последняя особо ярко выражена в секреторных и сезонных циклах функционирования с длительными «латентными» периодами и конечной мобилизацией системы (аккумуляцией ресурсов) для последующего участия в реализации разнообразных защитных и приспособительных реакций организма. Например, при миграциях и размножении процессы мобилизации системы являются важнейшим механизмом их функциональной детерминации. Пластичность нейросекреторной системы при этом обеспечивается механизмами комплексной обратной связи, интенсивность функционирования которых и определяет степень выраженности этой способности. Таким образом, результаты анализа пластичности нейросекреторной системы, как ключевого звена в интеграции размножения, показывают, что она организована по принципу триады равновесной системы (Рис. 3).

В этой системе 2 разнонаправленных альтернативных состояния: расходования и аккумуляции материально-энергетических ресурсов находятся под управлением центра саморегуляции или механизма реверсии. Подобная структурно-функциональная организация ключевых звеньев биологических интеграционных систем, реализуемая на разных уровнях биологической организации, позволяет расширить их пластичность до интегративных возможностей.

На основе этих теоретических представлений разработан ряд важнейших принципов разработки и эффективности применения методов биотехники воспроизводства (как упрощенных искусственных моделей биорегуляторных процессов) путем оптимизации комплексных экологических и гормональных воздействий. Прежде всего, необходимо учитывать, что максимально сниженный уровень физиологической устойчивости организма в «критические» периоды – нереста производителей, выклева и перехода личинок на

активное питание, метаморфоза (например смолтификации лососевых) предъявляет и особо жесткие требования к разработке и применению методов биотехники промышленного рыбоводства.

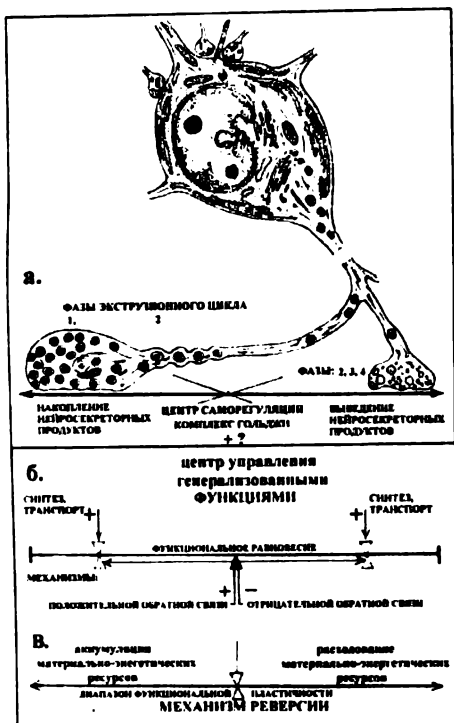


Рис. 3. Принцип структурно-функциональной организации ключевых звеньев биологических интеграционных систем – «триады равновесной системы» на примере нонапептидергической гипоталамо-гипофизарной нейросекреторной системы (по: Garlov, 2005).

Так, в основе биотехники управления размножением рыб, прежде всего, должен быть заложен принцип физиологически адекватных воздействий (в пределах «физиологической нормы» для данного вида и этапа репродукционного цикла особи), учитывающих прежде всего эколого-физиологические особенности исходного

состояния организма. При этом *комплексный экологический подход* (воздействия комплексом экологических факторов сигнального значения) *необходимо сочетать с «физиологическим»* (использование наиболее эффективных гормональных препаратов, биоактивных веществ и их сочетаний). И, наконец, необходимо использовать также и основной *принцип поиска наиболее эффективных воздействий на центры интеграции управляемой функции* и в естественные периоды функциональной лабильности, например осенью или весной. И, наконец, установление, выбор и использование принципа биотехнического воздействия в целом определяется его целью, соответствующей достигаемому эффекту, важнейшую область приложения которого необходимо представить в первую очередь (например эффект физиологический, рыбохозяйственный, экономический и т.п.).

В итоге, на основе этих биотехнологических принципов и рабочих схем (Рис. 2, 3) с целью повышения эффективности биотехники заводского воспроизводства популяций промысловых рыб с любым сезоном нереста были выдвинуты ряд предложений, доработанных до системы управления их размножением и выращиванием и защищенных 5 авторскими свидетельствами и патентом на изобретение РФ (см. список литературы). Конкретно, было предложено:

1. Удалять заднюю долю гипофиза и использовать препарат только изолированной передней доли гипофиза, где содержатся гонадотропные гормоны,
2. Стимулировать половое созревание рилизинг-гормонами вентрального гипоталамуса, активирующими гонадотропную функцию гипофиза,
3. Задерживать половое созревание и резервировать производителей в среде «критической» солености 5–8‰, пороговой для созревания гамет и физиологической устойчивости организмов, содержание в которой вызывает выброс «тормозящих» нейrogормонов задней доли гипофиза;
4. Поддержание численности (и продуктивности) природных популяций рыб возможно путем сохранения их биологически разнокачественной структуры, как важнейшего элемента триады признаков состояния биологического прогресса вида. Поэтому был предложен способ воспроизводства популяции промысловых рыб путем синхронизации сроков получения гетерогенного потомства в едином заводском рыбоводном цикле. С этой целью разработана система управления размножением, сроками и качеством получения и выращивания потомства промысловых рыб с любым сезоном нереста (рис. 4).

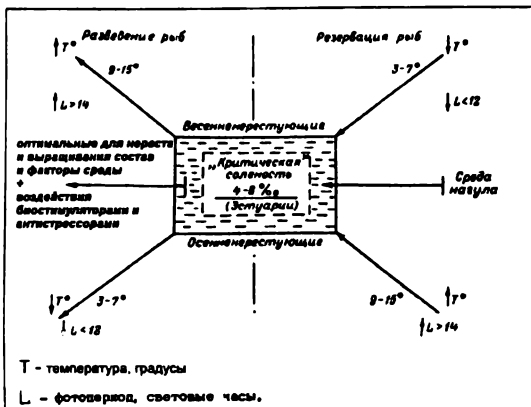


Рис. 4. Принцип управления разведением, резервацией и выращиванием промысловых рыб триадой ведущих экологических факторов сигнального (T° , L) и филогенетического (4–8‰) значения, обеспечивающих метаболический гомеостаз организма.

Для стимуляции полового созревания разработан, усовершенствован и внедрен в осетроводство препарат изолированной передней доли гипофиза. Производственными проверками эффективности использования этого препарата на осетровых рыбоводных заводах нижней Волги и Дона доказано повышение степени рыбоводного использования производителей в среднем на 15%, при сохранении высоких рыбоводно-биологических показателей.

Для задержки созревания, сохранения рыбоводного качества и повышения степени рыбоводного использования производителей разработан метод их длительной промышленной резервации в среде критической солености – 4–8‰, включая растворы промышленной поваренной соли. Результаты производственной проверки показали возможность длительной резервации осетровых и костистых рыб в этой среде и получения от них доброкачественного потомства даже при верхних пороговых нерестовых температурах.

Разработанный метод резервации производителей может быть широко использован для повышения эффективности рыбоводных работ в целом, поскольку давно известны эффекты усиления темпов роста и выживаемости молоди (и производителей) в этой среде. При этом, растворы дешевой поваренной соли широко применимы на всех этапах биотехники, что позволяет внедрить известные и

новые методы резервации и управления созреванием производителей, повышения выживаемости икры, личинок и молоди, усиления ее темпов роста и многие другие перспективы (Garlov, 2008).

С целью массовой стандартизации доброкачественной продукции на рыбоводных заводах, например путем синхронизации наступления смолтификации лососей, предлагается сочетать 2 пути совершенствования биотехники выращивания молоди. Прежде всего этого можно достичь наиболее эффективными рационами кормления с биоактивными добавками, пробиотиками, витаминами, иммуномодуляторами и пр., основном при нормативных сроках выращивания.

Другим возможным способом достижения того же эффекта может быть метод усиления и акселерации развития и роста молоди путем выращивания ее в физиологически оптимальной обстановке. Для этого и используются методы воздействия на организм адекватным комплексом ведущих экологических факторов, прежде всего – составом среды и сигнального порогового значения – температурой и продолжительностью светового дня (Рис. 4).

Для внедрения предложенной биотехнологии, внесезонного рыбоборазведения, наконец защиты продукции от загрязнений, любых нарушений условий окружающей среды разработана *система замкнутого водоснабжения рыбоводных хозяйств* путем внесезонного подземного гидрокондиционирования среды на новых принципах инженерной экологии (см. ссылку).

Таким образом, нами проведено полносистемное научное исследование, которое, как известно, проходит четыре последовательные ступени: I. Наблюдение, II. Анализ, III. Синтез, IV. Управление (в виде разработки биотехники управления биологическим процессом). Исследования, в которых сочетаются эколого-гистофизиологический и экспериментальный подходы мы рассматриваем как комплексный полносистемный научный метод, все этапы которого объединены прямыми и обратными структурно-функциональными связями (рис. 5).

При этом эколого-гистофизиологический подход позволяет анализировать адаптивные механизмы «как результат эксперимента, поставленного самой природой», по определению проф. Н.Л. Гербильского. Мы предлагаем рассматривать их даже «как новые биотехнологические решения, достигнутые самой природой» и для выяснения их основных морфо-функциональных механизмов применять методику формализованного сопоставительного анализа, как завершающее звено каждого исследовательского цикла. Такой анализ позволяет разрабатывать наиболее конструктивные биотехниче-

ские решения и более объективно оценить насколько предлагаемая биотехника является инновационной. Экспериментальный подход в ихтиологии, имеющей важный прикладной целевой аспект, особенно целесообразно применять на рыбохозяйственных (производственно-биотехнических) моделях, решая одновременно теоретические и прикладные задачи.

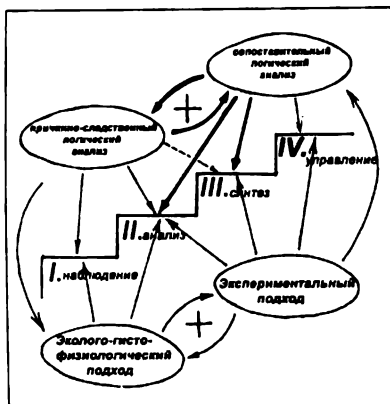


Рис. 5. Структурные и функциональные составляющие метода комплексных эколого-гистофизиологических и экспериментальных полносистемных исследований. **Обозначения:** + – комплексное исследование, сочетающее два подхода: методические (эколого-гистофизиологический и экспериментальный), либо аналитические (логические: причинно-следственный и сопоставительный). I-IV – этапы развития полносистемного исследования. Узкими стрелками (†) указаны этапы исследования, осуществляемые с использованием данного подхода. Широкими стрелками (▲) указаны новые возможности исследования путем комплексации подходов, либо путем применения их по новому назначению.

Эффективность такого ступенчатого полносистемного метода обеспечивается комплексным анализом, сочетающим в себе 2 методических подхода, теоретические и прикладные методики и охватывающим всю систему разноуровневых исследований и разработок – от конкретной биотехники до организационного графика воспроизводства. Полносистемность метода и обеспечивает высокую конструктивность результатов его применения, от научных исследований до биотехнологических разработок – методов биотехники и графиков организации воспроизводства.

Список литературы

- Авторские свидетельства: № 682197 «Способ воспроизводства популяций рыб», № 719671 «Способ приготовления гормонального препарата для стимуляции полового созревания производителей рыб», № 965409 «Способ резервации производителей рыб», № 982614 «Система водоснабжения рыбоводных заводов», № 1163817 «Способ стимуляции полового созревания самцов рыб». Патент на изобретение № 2400975 «Система водоснабжения рыбоводных хозяйств». Патентообладатель: ФГНУ ГосНИОРХ. Зарегистрировано в Гос. реестре изобретений РФ 10.10.2010. (Гарлов П.Е., Гарлов с соавт.).
- Гарлов П.Е., Кузик В.В.. «Нейроэндокринная регуляция размножения рыб» (РАН, ФГНУ «ГосНИОРХ», ИЭФБ им. И.М.Сеченова РАН, ИНЦ РАН. Под. ред. проф. А.И.Кривченко). «Аграф». СПб, 2008. 296с.
- Garlov P.E. Plasticity of Nonapeptidergic Neurosecretory Cells in Fish Hypothalamus and Neurohypophysis. International Review of Cytology. 2005. 245, 123–170.
- Garlov P.E. «Conserving sturgeon populations is a current natural protection and aquaculture issue». In: «Actual status and active protection of sturgeon fish populations enlarged by extinction» (ed. Ryszard Kolman, Andrzej Kapusta). Inst. Rybactwa Srodladowego, Olstyn, 2008. «Unia Europejska». P. 55–58.

ДИНАМИКА И СОСТОЯНИЕ ЗАПАСОВ РЫБ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Ю.В. Герасимов, А.С. Стрельников, С.Ю. Бражник

Учреждение Российской Академии наук Институт биологии
внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН (ИБВВ РАН)
gu@ibiw.yaroslavl.ru

Более чем за 60 лет эксплуатации Рыбинского водохранилища общий официальный вылов рыбы колебался в значительных пределах. В период с 1945 г. до начала 90-х эту динамику во многом определяли естественные причины, характерные для крупных искусственных водоемов на стадии формирования их биотической структуры. Так, биотический режим Рыбинского водохранилища формировался в соответствии с известными схемами (Баранов, 1961), пройдя несколько фаз: 1 – фаза вспышки трофии, 2 – фаза трофической депрессии, 3 – фаза постепенного повышения трофии.

В фазе «вспышки трофии» с 1954 по 1960 годы на Рыбинском водохранилище наблюдались максимальные зарегистрированные промысловые уловы (до 4304 т/год) (рис. 1).

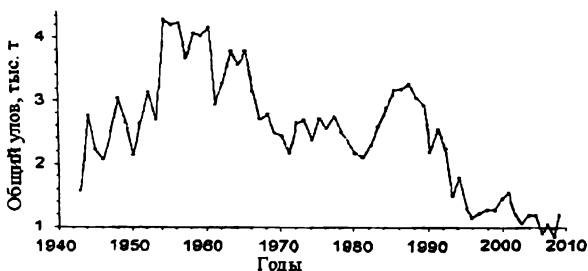


Рис. 1. Динамика промысловых уловов в Рыбинском водохранилище.

Фаза трофической депрессии началась в середине 60-х годов. Наряду с уменьшением запасов планктона и бентоса в водохранилище в результате процесса формирования рельефа дна большинство мелководий превратились в песчаные пляжи, где заросли составляли всего лишь 1.3% площади водохранилища, что привело к ухудшению условий нереста фитофильных рыб. Эти процессы обусловили ухудшение условий обитания рыб и в дальнейшем стали причиной постепенного снижения уловов в 2.5 раза.

Наряду со снижением трофии, второй, и не менее важной, причиной сокращения запасов рыб было воздействие промысла. Развитая промысловая база, сформировавшаяся на водохранилище за 50–60-е годы, когда наблюдались максимальные промысловые уловы, продолжала воздействовать на снижающиеся в результате естественных причин запасы рыб, значительно ускоряя и усугубляя этот процесс, что привело к значительному перелову. На этом этапе, одновременно со снижением уловов, наблюдалось снижение числа рыбаков (в 5.8 раза), а сетей (в 1.3 раза). При этом видно, что количество сетей уменьшалось гораздо медленнее. Исследование связи промысловых уловов с этими показателями показало, что число рыбаков ($r=0.80$) имеет более сильную связь с величиной промысловых уловов, чем количество сетей ($r=0.31$). Это объясняется тем, что снижение уловов вызывает снижение рентабельности промысла, вследствие чего сокращается число рыбаков, а оставшиеся рыбаки пытаются компенсировать снижение улова постановкой большего количества сетей. Это подтверждается наличием отрицательной связи между числом рыбаков и количеством сетей на одного рыбака ($r=-0.72$) в исследуемый период. Если до 1967 года на одного рыбака в среднем приходилось 19.2 сети, то с 1968 по 1980 гг. – уже 32.5. Снижение запасов рыб на фоне практически неизменного общего количества сетей привело к перелову.

Фаза постепенного повышения трофического уровня в результате антропогенного эвтрофирования началась с 70-х годов. Увеличилась площадь наиболее продуктивных серых илов, на которых биомасса кормовых организмов возросла в 5 раз по сравнению с начальным периодом существования водохранилища (Экологические факторы..., 1993). Кроме того, в конце 70-х и начале 80-х годов зарегистрировано самое низкое за исследуемый период число рыбаков и используемых ими сетей. Сочетание этих факторов способствовало увеличению запасов рыб и последовавшему за этим повышению промысловых уловов, что продолжалось до конца 90-х годов. Однако в дальнейшем естественные причины, во многом определявшие динамику численности рыб Рыбинского водохранилища перестали быть столь очевидными. Несмотря на благоприятные условия для нагула (повышение продуктивности водохранилища) и нереста (увеличение площадей нерестилищ) (Экологические проблемы..., 2001), в середине 90-х годов началось сокращение запасов рыб, обусловленное исключительно антропогенным фактором – интенсивным изъятием рыбы из водохранилища. За период с 1980 по 2002 гг. число рыбаков вернулось к той же вели-

чине, которая наблюдалась в середине 50-х годов при значительно большей численности рыб, а количество сетей превысило их число в те годы в 4 раза. В 2003–2005 гг. количество сетей на одного рыбака возросло до уровня, не наблюдавшегося за все время существования Рыбинского водохранилища (до 100 сетей) (рис 2), и это произошло на фоне сокращения уловов ($b=-0.76$). Все это привело к очередному подрыву запасов. Общая ихтиомасса на водохранилище снизилась более чем в 3 раза. В результате, в настоящее время уловы упали до самого низкого уровня за все время существования водохранилища (рис. 1).

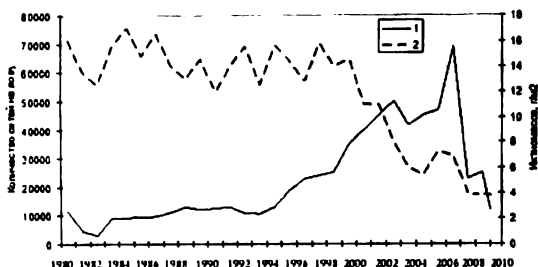


Рис. 2. Динамика показателей количества сетей на лову (1) и общей ихтиомассы (2).

Подобный уровень промысловой нагрузки, помимо подрыва запасов, привел и к значительным изменениям всех структурных показателей популяций рыб. В первую очередь это сказалось на видах, которые являются коммерчески наиболее ценными: лещ (*Abramis brama*), судак (*Sander lucioperca*), щука (*Esox lucius*). На объективность значительного снижения запасов этих видов указывает произошедшее в 90-е и 2000-е годы снижение, как промысловых уловов, так и уловов учетного трала (рис. 3, 4). Кроме того, произошли значительные изменения и в популяционных показателях леща, судака и щуки Рыбинского водохранилища.

Например, у леща в последние годы существенно снизились показатели среднего возраста и размера особей в исследовательских уловах. Возрастные группы старше 7–10 лет, составлявшие в прежние годы значительную часть уловов, сейчас представлены крайне незначительным количеством особей, а основу промыслового стада леща в настоящее время составляют особи младших возрастов и, соответственно, меньших размеров. Сроки появления первых поло-

возрелых особей сместились с 7-летнего на 3-летний возраст, средний возраст производителей на нерестилищах снизился с 11,3 до 6,9 лет. Наблюдавшееся ранее соотношение полов, близкое к 1:1, изменилось в сторону существенного преобладания самцов.

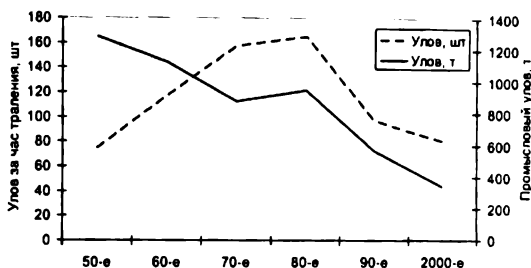


Рис. 3. Многолетняя динамика промысловых и научных уловов леща.

У судака, как и у леща, существенно снизились показатели среднего возраста и размера особей в исследовательских уловах. Возрастные группы старше 8 лет и длиной более 50 см, составлявшие в прежние годы значительную часть уловов, сейчас представлены крайне небольшим количеством особей. Наблюдавшееся ранее соотношение полов, близкое к 1:1, изменилось в сторону некоторого преобладания самцов.

В отличие от леща, у которого под действием промысла произошло омоложение нерестовой части популяции, у судака, наоборот, начиная с 80-х годов увеличился средний возраст производителей (с 4,7 до 6 лет), возраст достижения половозрелости (с 2,8 до 5,6 лет) и средний возраст неполовозрелой части популяции (с 2 до 3,3 лет). Причина отличий в том, что высокой коммерческой ценностью у леща обладают только особи крупного размера, которые изымались в первую очередь. У судака высокой коммерческой ценностью обладают и малоразмерные особи, едва достигшие промысловых размеров. В результате в последние годы преимущество получают наиболее тугорослые позднеосозревающие особи. На их наличие в популяции судака Рыбинского водохранилища указывали В.В. Барсуков (1959) и А.Г. Поддубный (1971).

Кроме того, у судака чрезмерная промысловая нагрузка начала сказываться на эффективности нереста этого вида. Исследования, проводимые в районе основных нерестилищ судака, показали, что количество молодежи скатывающейся с этих нерестилищ, начиная с 1990 г.

уменьшилось почти в тридцать раз. На удалении от нерестилищ в пелагических нагульных скоплениях ее численность уменьшилась в 44 раза. При этом, в 1990 году молодь судака в пелагических скоплениях составляла до 65%, тогда как в 2009 году не более 16%.

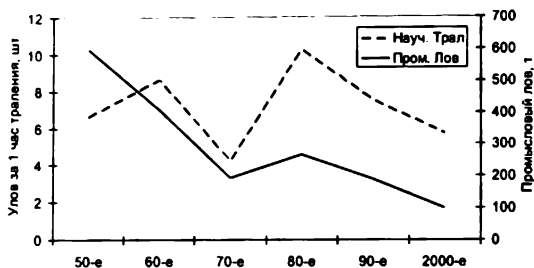


Рис. 4. Многолетняя динамика промысловых и научных уловов судака.

Сходная с судаком ситуация и в популяции щуки Рыбинского водохранилища. В последние годы существенно снизились показатели среднего возраста и размера особей в исследовательских уловах. Размерный ряд значительно сузился за счет крупных размерных классов. При этом, увеличился средний возраст производителей (с 3.3 до 4.2 лет) и возраст достижения половозрелости (с 2 до 3 лет). Поскольку у щуки, как и у судака, высокой коммерческой ценностью обладают малоразмерные особи, в том числе и не достигшие промысловых размеров, в результате в последние годы преимущество получают наиболее тугорослые поздносозревающие особи.

Иная ситуация у наиболее массовых промысловых видов рыб Рыбинского водохранилища синца (*Abramis ballerus*) и плотвы (*Rutilus rutilus*). У них относительно низкая коммерческая ценность, что не способствует их массовому изъятию промыслом. У синца, как и у вышеописанных видов, произошло снижение промысловых уловов, но уловы учетным тралом, наоборот, возросли (рис. 5). Причины снижения промысловых уловов скорее связаны с переориентацией промысла на более ценные виды, а не со снижением запасов, т.е. обусловлены низким освоением квот.

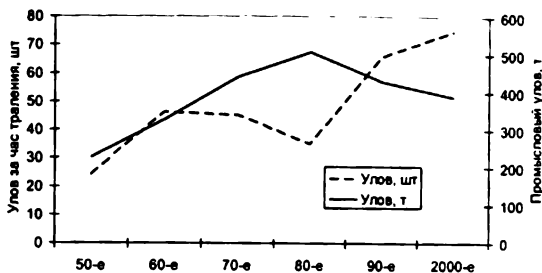


Рис. 5. Многолетняя динамика промысловых и научных уловов синца.

Средний процент освоения квот на вылов синца за последнее десятилетие составил около 65%, а плотвы – 70%. В 2008 году квота на вылов синца была освоена на 48%, а плотвы на 39% (рис. 6). Только в 2009–10 гг. наметилась тенденция к увеличению вылова, что связано со значительным снижением запасов и, соответственно, уловов более ценных видов.

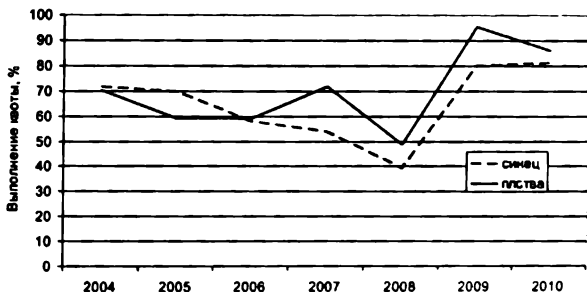


Рис. 6. Процент освоения квот на вылов плотвы и синца за период с 2004 по 2010 гг.

С этими же причинами связано и снижение уловов плотвы. Плотва Рыбинского водохранилища образует скопления на местах обитания двухстворчатого моллюска (*Dreissena polymorpha*) – затопленная пойма рек с остатками древесной растительности с глубинами 3–8 метров. На русловых местообитаниях она практически отсутствует, поэтому в траловых уловах встречается единично. Но,

при снижении промысловой нагрузки и увеличении численности, ее встречаемость на несвойственных ей русловых местообитаниях увеличивается, соответственно, увеличивается её доля в траловых уловах. Этим обусловлена зеркальность кривых динамики промысловых уловов и уловов учетного трала (рис. 7).

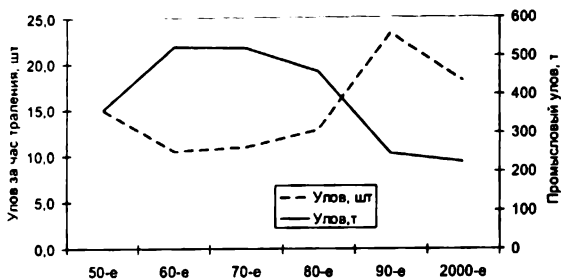


Рис. 7. Многолетняя динамика промысловых и научных уловов плотвы.

Кроме того, на отсутствие чрезмерного промыслового изъятия данных видов указывает иная, чем у леща, судака и щуки динамика популяционных показателей синца и плотвы.

У синца практически не изменилась средняя длина в уловах, достоверно увеличилась масса и возраст. Не изменилась возрастная и половая структура.

У плотвы в последние годы существенно повысились показатели среднего возраста и размера особей в исследовательских уловах. За все годы наблюдений размерный и возрастной состав в уловах остается относительно постоянным. В уловах отмечено значительное преобладание самок.

Отсутствие заметных отклонений в показателях популяционного роста указанных видов свидетельствует о том, что естественные факторы среды в водохранилище в настоящее время не оказывают отрицательного воздействия на условиях их существования, а все негативные изменения в популяциях разных видов рыб Рыбинского водохранилища вызваны исключительно воздействием высокой промысловой нагрузки, характеризующейся отсутствием реального регулирования. Зарегистрированные изменения свидетельствуют о том, что существующая в настоящее время промысловая нагрузка

превышает адаптационные возможности популяций основных ресурсных видов рыб Рыбинского водохранилища.

В последнее время все чаще отмечается воздействие потепления на популяционные показатели рыб населяющих водоемы умеренной и северной зон (Wrona et al., 2006; Rijnsdorp et al., 2009).

В настоящее время получены данные о потеплении воды Рыбинского водохранилища по сравнению с предыдущими периодами его существования. Так, более чем на градус увеличилась средняя июльская температура и почти на градус температура в августе – октябре. Начиная с 1995 года, время ледостава на Рыбинском водохранилище в среднем сместилось на 1 месяц.

Реакция на увеличение среднемесячных температур было отмечено у представителя арктического комплекса – налима. Уловы этого вида в Рыбинском водохранилище в начале 60-х годов прошлого века достигали 500 т. В промысловых уловах встречались особи в возрасте до 11 лет. В период 1990–2002 гг., уловы налима снизились с 200 до 50 т. В 2009 году промысловые уловы налима начали вновь увеличиваться, но при этом произошло снижение показателей линейного и весового роста. Снижение темпа роста холодноводных рыб при повышении температуры воды в последнее время отмечается исследователями занимающимися проблемами, связанными с потеплением климата (Rijnsdorp et al., 2009). Сейчас нерестовое стадо налима состоит из особей 6 возрастных групп. Доминируют по численности особи в возрасте 3 и 4 лет, т.е. поколения 2005–2006 года.

Анализ многолетней динамики популяционных показателей основных ресурсных видов рыб Рыбинского водохранилища показал, что до 90-х годов прошлого века величина запаса рыб в водохранилище изменялась в широких пределах в зависимости от стадии формирования экосистемы водохранилища и величины промысловой нагрузки. Однако, начиная с 90-х годов, промысловая нагрузка стала расти непропорционально существующим запасам, что к началу 2000-х годов привело к их подрыву и резкому снижению уловов. Потепление климата пока не оказало определяющего влияния на популяционные показатели большинства ресурсных видов рыб Рыбинского водохранилища, за исключением представителя арктического фаунистического комплекса – налима.

Работа выполнена в рамках Программы Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России».

Список литературы

- Баранов И.В. Опыт биогидрохимической классификации водохранилищ Европейской части СССР // Изв. ГосНИОРХ. 1961. Т. 50. С. 279–322.
- Барсуков В. В. Возрастной состав стада и темп роста судака Рыбинского водохранилища // Тр. Инст. биол. водохр. АН СССР. 1959. Вып. 1(4). С. 188–322.
- Поддубный А.Г. Экологическая топография популяции рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 312 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги. 2001. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 427 с.
- Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов. С-Петербург: Гидрометеиздат, 1993. 333 с.
- Rijnsdorp A. D., Peck M. A., Engelhard G. H., Möllmann C., Pinnegar, J. K. Resolving the effect of climate change on fish populations // ICES Journal of Marine Science. 2009. V. 66. P. 1570–1583.
- Wrona F. J., Prowse T. D., Reist J. D., Hobbie J. E., Levesque L. M. J., Vincent, W. F. Climate impacts on Arctic freshwater ecosystems and fisheries: background, rationale and approach of the Arctic Climate Impact Assessment (ACIA) // J. of the Human Environment. 2006. V. 35. P. 326–329.

ТЕМПЕРАТУРА КАК ФАКТОР ОПТИМИЗАЦИИ В ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ РЫБ. ЕСТЕСТВЕННЫЕ УСЛОВИЯ И ЭКСПЕРИМЕНТ

В.К. Голованов

*Учреждение Российской академии наук
Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
пос. Борок, Ярославской обл., vkgolovan@mail.ru*

Известно, что температура как абиотический фактор среды, играет важную контролирующую, направляющую и лимитирующую роль в жизнедеятельности водных животных (Fry, 1971). Несмотря на большое количество публикаций, связанных с вопросами непосредственного влияния температуры на питание, рост, развитие, воспроизводство, поведение и распределение рыб в процессе прохождения ими сезонных жизненных циклов, многие вопросы до сих пор остаются невыясненными и малоизученными. Бесконечное видовое разнообразие рыбного населения, существование многих видов в широком или узком диапазоне условий среды, огромное количество методов исследования и оценки влияния температуры на эффективность жизнедеятельности у рыб отнюдь не способствуют прояснению ряда вопросов. Кроме того, между данными термоадаптационных полевых исследований и лабораторных экспериментов с одной стороны установлено достаточно хорошее соответствие, с другой – имеются пробелы и расхождения, требующие уточнений.

Цель настоящей работы – анализ и оценка температуры как фактора оптимизации в жизнедеятельности рыб. Предпринята попытка собрать и систематизировать отдельные факты и закономерности, характеризующие взаимоотношения «рыбы – температура среды».

Температурный диапазон жизнедеятельности рыб. Известно, что рыбы относятся к пойкилотермным организмам, температура тела которых полностью подчинена и следует за температурой окружающей среды. В зарубежной литературе принято считать рыб эктотермами в отличие от теплокровных эндотермов – птиц и млекопитающих. В то же время есть ряд фактов, которые заставляют усомниться в четкости определения рыб как абсолютных пойкилотермов. Существуют отдельные виды тунцов и акул, температура тела которых посредством ряда физиологических механизмов, на несколько градусов превышает температуру водной среды. Известен и феномен терморегуляционного поведения рыб, при котором в градиентных условиях температуры рыбы различного возраста

самопроизвольно выбирают зоны температур, оптимальных для их жизнедеятельности в определенный сезон года.

Диапазон жизнедеятельности морских и пресноводных рыб исключительно широк, от -2.0 до ~ 50 °C. Однако, если рассматривать отдельные группы видов, картина несколько изменяется. Так, некоторые антарктические и тропические виды обитают в очень узком интервале температур, от -2 до $+6$ °C и от 28 до 34 °C соответственно. В то же время для многих видов рыб, обитающих в умеренных широтах, амплитуда сезонных колебаний температуры превышает 30 °C.

Широко распространено деление рыб на две группы по степени их эврибионтности – на эвритермных и stenотермных, а также на теплолюбивых и холодолюбивых. Первые обитают в широком интервале температур, вторые – в более узком. Количественные критерии эвритермности и stenотермности, так же как теплолюбивости и холодолюбивости, в принципе не установлены. Это скорее качественные оценки. Принято считать, что такие виды, как карповые, окуневые, сомовые и некоторые другие – это эвритермные и теплолюбивые рыбы. Напротив, лососевых, сиговых и корюшковых относят к stenотермным, а также холодолюбивым рыбам. Следует отметить, что даже среди каждой отдельной такой группы можно выделить виды, несколько отличающиеся по своим температурным требованиям.

Оптимум и пессимум жизнедеятельности. В диапазоне от нижних летальных до верхних летальных температур для каждого вида рыб существует зона с оптимальными для питания, роста и развития условиями. Данная область эколого-физиологического оптимума (ЭФО), где все жизненные процессы скоординированы наилучшим образом может располагаться выше или ниже по температурной шкале, ближе или дальше к зонам верхнего или нижнего пессимума, возле которых продолжительность жизни рыб резко ограничена по времени. Например, для большинства карповых и окуневых видов ЭФО расположен на уровне $25-30$ °C, при этом граница верхней летальной температуры (ВЛТ) – на уровне $35-40$ °C. В то же время у лососевых сиговых, чей температурный диапазон несколько уже и ограничен температурой ~ 30 °C, ЭФО существенно ниже, на уровне $13-18$ °C. Установленные значения ЭФО рыб в лабораторном эксперименте не означают, что в естественной среде рыбы обитают преимущественно в оптимуме или около него. Чаше складывается ситуация, при которой рыбы вынуждены существовать при температуре или близкой, или сравнительно далекой от оптимальных условий. Тогда, при прочих равных условиях, эф-

фективность роста и питания зависит от продолжительности времени, проведенного в той или иной температуре.

Понятия экологического и эволюционного оптимума водных животных разработаны пока недостаточно. Вместо представления об оптимуме как некоторой зоне, выделяемой по кривой перегиба многих физиологических функций и достаточно статичной величине (Brett, 1971) в настоящее время предпочитают рассуждать об астатичности оптимума. Речь идет о колебаниях фактора вокруг некоторого центрального значения температуры, что совершенно необходимо для более эффективного функционирования живого организма (Зданович, Пушкар, 2007; Константинов, 1993; Константинов, Зданович, 1996). Вместе с тем, только в градиенте фактора (температуры, pH, освещенность и др.) среды при условии самопроизвольного выбора достигается максимальная эффективность питания, роста и развития рыб и других водных животных (Константинов и др., 1991; Golovanov, 2006).

Следует отметить и тот факт, что ЭФО скорее не статичен, а динамичен, поскольку отражает изменяющиеся температурные требования животных в их онтогенезе в разные сезоны года (Голованов, 1996, 2009; Голованов и др., 1997). Кроме того, не исключено, что зон ЭФО у некоторых видов рыб, например, карповых и окуневых, может быть и не одна, а несколько (Сви́рский, Голованов, 1999).

Эффективность питания, роста, развития и воспроизводства рыб. Известно, что рост леща в возрасте от 4 до 10 лет в 35-и водохранилищах России и стран СНГ, а также плотвы на 70–80% определяется температурным и трофическим фактором (Баканов и др., 1987; Касьянов и др., 1995). При этом, судя по частным коэффициентами уравнения множественной регрессии, в популяциях плотвы из водохранилищ наибольший вклад в темп роста рыб вносит именно температура (Касьянов и др., 1995). По данным В.Н. Коваля и А.Б. Казанского (1984), корреляция между термическим режимом водоема и рыбопродуктивностью в ряде случаев может достигать величины 0.808–0.853. Тесная связь между ростовыми показателями и температурой установлена и в эксперименте (Brett, 1971; Jobling, 1981). Показательно, что при прочих равных условиях температурный фактор важнее, чем трофический (Смирнов, Голованов, 2011). В градиенте температуры смещение корма в зону более низкой или высокой температуры по сравнению с выбранными оптимальными у речного окуня *Perca fluviatilis* L. не приводило к существенному изменению зоны окончательно избираемой температуры (ОИТ).

Приведенная выше связь – наиболее общая. Однако существует и ряд других особенностей. Так, наиболее важна температура в стартовый период развития организма, в эмбриональном, личиночном и мальковом периодах. При этом играет роль не только абсолютная величина температуры, но и направленность ее изменений во времени. Высокие значения температуры после нереста в мае для фитофильных рыб Рыбинского водохранилища чаще приводят к высокоурожайным поколениям (Ильина, Гордеев, 1980). И наоборот, кратковременное (до 1–3 недель) понижение температуры воды в мае-июне весной, характерное для мелководий Рыбинского водохранилища, отрицательно сказывается на выживании молоди рыб (Голованов и др., 1997). Личинки плотвы на первом месяце после вылупления в экспериментальном градиенте температур устойчиво избирают все более высокие значения температуры, подтверждая тем самым необходимость повышения температуры по мере своего развития (Голованов, Смирнов, 2011).

Характерно, что у теплолюбивых видов рыб высокая урожайность и численность, так же как хороший темп роста и развитие, наблюдаются только при определенных значениях «летней» температуры среды. Так, высокая корреляция между численностью отдельных поколений и температурными условиями у карповых, окуневых видов и щуки *Esox lucius* L. видов отмечена только при температуре выше 14 °C (Broughton, Jones, 1978; Le Gren, 1958; Karjalainen et al., 1996 и др.). Особое значение летние уровни температуры имеют на первом, определяющем году жизни, как это показано на примере молоди судака (Karjalainen et al., 1996).

Оценивая уровень режим как один из определяющих факторов для рыбного хозяйства водохранилищ, Л.К. Ильина и Н.А. Гордеев (1980) проанализировали среднемесячную температуру воды в годы с разной урожайностью поколений леща за период с 1950 по 1973 гг. В годы с самыми урожайными поколениями наблюдаются и наиболее высокая температура воды за период с мая по август. Для среднеурожайных лет характерны более низкие показатели температуры в вегетационный период, а низкоурожайные – отмечены в годы с холодным летом. В случае очень низкого уровня воды не «спасают» даже высокие летние температуры водных масс – урожайность поколений резко падает. Необходимо подчеркнуть, что высокоурожайные поколения приходятся также на годы с самой высокой весенней температурой (порядка 12 °C в мае). Такая ситуация наиболее благоприятна для воспроизводства леща *Abra-mis brama* (L.) и других фитофильных видов рыб.

Как известно, основные промысловые виды водохранилищ Верхней Волги принадлежат к различным фаунистическим комплексам. Так, ряпушка *Coregonus albula* (L.), корюшка *Osmerus eperlanus* (L.) и налим *Lota lota* (L.) входят в состав арктического пресноводного комплекса. Щука, плотва и окунь – представители бореально-равнинного, лещ и синец *Abramis ballerus* (L.) – понтического пресноводного, а судак *Stizostedion lucioperca* (L.) – амфибореального фаунистического комплексов (Никольский, 1980). В силу различных требований к температурным условиям среды рассматриваемые виды рыб занимают разное местоположение в пределах своих ареалов (Baranescu, 1989). Так, границы распространения щуки, плотвы *Rutilus rutilus* L. и речного окуня расположены значительно севернее широты Рыбинского водохранилища. Местная популяция леща располагается ближе к северной границе ареала, чем к южной. Синец и судак, напротив, обитают в северных «приграничных» областях их географического распространения на европейской территории.

Приведенные данные следует учитывать при оценке запасов и прогнозе, поскольку, биологическая потенция рыб тесно связана с местом популяции в ареале данного вида (Карпевич, 1992). Потенциальные возможности роста рыб определяются той суммой тепла, которую они получают за весь год, особенно за период нагула. Кроме того, возможности зависят также от числа и длительности периодов теплового стресса в течение годового жизненного цикла. Так, лещ в возрасте 7 лет на севере ареала получает за год 2. 5–3.0 тыс. градусодней и дает прирост до 60 г, требуя на прирост одного кг веса около 50 тыс. градусодней. При этом данный вид реализует не более 15% потенциальной возможности своего массонакопления. В то же время южнее (в центральной части ареала) степень реализации достигает 70–80% (Карпевич, 1992).

Экспериментальные подходы к оценке температурных требований рыб. Существует большое разнообразие методов, посредством которых определяют оптимальные и пессимальные условия существования. Однако в последнее время чаще предпочитают использовать методы оценки окончательно избираемой температуры (ОИТ), а также верхней и нижней сублетальной и летальной температуры (ВЛТ и НЛТ) у рыб. Суть метода «термопреферендума» заключается в том, что рыб помещают в условия температурного градиента, после чего регистрируют в течение часов, суток или 1–2 недель самопроизвольный выбор животными зоны ОИТ, совпада-

ющей по значениям с областью эколого-физиологического оптимума (Jobling, 1981; Голованов, 1996; Golovanov, 2006).

Для оценки границ жизнедеятельности температуру воды в аквариуме с единичной особью или группой рыб нагревают или охлаждают с определенной скоростью, регистрируя текущее поведение и реакции рыб, и в конечном итоге, переворот вверх брюшком или на бок (Beitinger et al., 2000; Голованов, Смирнов, 2007). Потеря локомоторной способности характеризует сублетальную температуру – критический термический максимум (КТМ) – в случае определения верхних границ жизнедеятельности. В случае возврата к исходным температурам среды рыбы остаются живы, при продолжении нагрева они погибают. Это верно для скоростей нагрева от 1 до 60 °C/ч. При очень медленной скорости нагрева или охлаждения 0.04–0.08 °C/ч (~1–2 °C/сут) получают значение хронического летального максимума (ХЛМ) или, соответственно, минимума. Значения ХЛМ характеризуют максимально возможную верхнюю (или в области вблизи нулевых значений температур – нижнюю) границу жизнедеятельности рыб. Величины КТМ и ХЛМ для верхних и нижних температурных границ жизнедеятельности, как правило, имеют общее название верхних и нижних летальных температур (ВЛТ и НЛТ).

Данные методики позволяют получать количественную информацию о температурных требованиях рыб и использовать их в биоресурсном и рыбохозяйственном прогнозах, а также при оценке поведения и распределения рыб в естественных водоемах. Кроме того, они выявляют ряд особенностей и фактов, характеризующих отношение рыб к температурному фактору среды. Установлено, что экологические термальные ниши, оцениваемые по амплитуде в 4 °C (ЭФО±2 °C) у теплолюбивых и холодолюбивых видов отличаются на порядок, занимая разные позиции в температурном диапазоне жизнедеятельности рыб от –2 до +50 °C (Magnuson et. al., 1979).

Одна из форм температурных адаптаций у рыб – температурная акклимация. При переносе рыб из температуры содержания в более высокую или низкую температуру акклимация происходит со скоростью ~ 3–4 °C/сутки, при этом вверх по шкале температур несколько быстрее, чем вниз (Лапкин и др., 1979).

Немаловажно и то, что значимость каждого градуса температуры в большой степени зависит от места на температурной шкале жизнедеятельности, в котором происходит процесс адаптации к новым температурным условиям (Голованов, 1996, 2009). Перенос на 2–4 °C в диапазоне температуры, близкой к оптимуму, рыбы

переносят безболезненно. Однако, в непосредственной близости у верхних или нижних границ жизнедеятельности, изменение температуры среды даже на 1 °C приводит к температурному шоку и последующей гибели. Возможно также попадание рыб в зону столь низкой температуры, что это приводит к переходу рыб в состояние оцепенения. Последняя ситуация не страшна только ротану *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, способному «вмерзать» в лед (Артаев, Ручин, 2009; Голованов, Ручин, 2011).

Три количественных показателя – диапазон температурной жизнедеятельности вида, верхняя летальная температура (критический термический максимум и хронический летальный максимум) и окончательно избираемая температура позволяют выстроить принципиально новую классификацию рыб по их отношению к температурному фактору среды (Голованов, 2009, 2010)

Феномен суточных вертикальных миграций рыб. Суточные вертикальные, а также горизонтальные миграции рыб – удивительный процесс, который в последнее время вызывает большой интерес у ихтиологов и гидробиологов. Феномен суточных вертикальных, а также горизонтальных миграций рыб в диапазоне значений 3–15 °C происходит в системе триотрофа (хищник – рыба – корм), чаще при условии недостатка кормовых объектов (Малинин и др., 1996; Мантейфель, 1980, 1987; Brett, 1971). Очевидно, верно представление о том, что пусть и небольшое, но изменение температуры обитания позволяет рыбам оптимизировать процессы роста, питания и развития. Известен классический пример таких миграций у молоди нерки *Oncorhynchus nerka* (Walbaum) в оз. Бэбин (Brett, 1971). С 70-метровой глубины из температуры около 4 °C нерка мигрирует вечером к поверхности в зоны с температурами 13–17 °C, где осуществляет откорм. Затем ранним утром опускается в донные слои воды, после чего аналогичная миграция начинается уже у второй части популяции молоди нерки. Вполне вероятно, что это происходит в силу ограничения пищевых ресурсов в водоеме. Небольшие суточные вертикальные миграции в водохранилищах и озерах отмечены у многих видов пресноводных рыб, в частности, у леща. Диапазон их невелик по амплитуде температуры, до 2–8 °C, но этого, очевидно, вполне достаточно для оптимизации процессов жизнедеятельности рыб (Малинин и др., 1996). Такие же суточные колебания избираемой температуры иногда возникают и в горизонтальных градиентных температурных условиях (Голованов, 1996).

Экологические температурные риски обитания рыб. Относительно температуры для рыб существуют определенные экологи-

ческие риски. В первую очередь, это изменения климата, т.е. длительные климатические тренды. Не имеет значения, продолжается ли медленное потепление, или затем наступит постепенное похолодание на несколько градусов. Важно то, что рост, питание, развитие и воспроизводство рыб будет происходить при несколько иных значениях температуры, которые станут или ближе к оптимальным, или ниже их. Возможна и ситуация, при которой часть сезонного жизненного цикла, пусть и небольшую, рыбам «придется» проводить в зоне сублетальной, т.е. опасной для существования температуры. Например, известно, что значения температуры выше удивительных, по мнению Ф.Д. Мордухай-Болтовского (1975) 30 °С опасен для многих теплолюбивых видов рыб прежде всего ввиду возможности теплового шока и генотоксических явлений (Anitha et al., 2000). Исходя из наших данных по термоустойчивости рыб, для сиговых и лососевых, например, радужной форели *Oncorhynchus mykiss* Walbaum опасен уровень температуры, превышающий 20–24 °С (Голованов, Валтонен, 2000).

Не менее опасны для многих видов рыб и так называемые зоны «термального загрязнения» в районах сброса подогретых вод тепловых, атомных электростанций и крупных промышленных предприятий. Особенно велик риск в том случае, когда сброс осуществляется не в водоемы-охладители, а непосредственно в озера, реки или побережье морей. Судя по приведенным выше соотношениям температуры ЭФО у холодолюбивых и теплолюбивых видов рыб в случае повышения температуры сбросных вод до уровня 28–30 °С в первом случае, и еще выше – во втором возможна массовая гибель молоди рыб и взрослых производителей, обитающих непосредственно в этих водах. Еще большие неприятности возможны в рыбоводных хозяйствах, расположенных вблизи АЭС и ГРЭС и использующих эти воды в качестве основных источников водоснабжения.

Температурные аномалии вследствие потепления климата или увеличения числа районов «термального загрязнения» могут быть усугублены вследствие природных артефактов. К их числу, например, можно отнести наблюдавшийся в 2010 г. на территории России, а также стран СНГ и Европы длительный период очень жаркой погоды в летнее время. В силу сложившихся обстоятельств температура воды в прибрежье водохранилищ Верхней Волги «зашкаливала» за черту опасных для жизнедеятельности рыб 30 °С. Такие, хотя и менее продолжительные периоды, могут быть чрезвычайно опасны для некоторых видов рыб, показатели ВЛТ у которых несколько выше данного уровня. Кроме того, при столь высокой температуре, как

правило, более сильно воздействие токсических веществ, а также уменьшается количество растворенного в воде кислорода.

Еще одним экологическим риском следует считать появление во многих регионах мира и России видов-вселенцев, которые по своим температурным характеристикам более устойчивы к температуре в сравнении с аборигенными видами, или, по крайней мере, не уступают им. Например, значения ВЛТ ротана, устойчивого также и к низким температурам, находятся на уровне 38 °С. Они практически равны аналогичным показателям ВЛТ у серебряного карася *Carassius auratus* (L.) и только на несколько градусов ниже значений ВЛТ у карпа *Cyprinus carpio* (L.). В то же время, термоустойчивость молоди леща, плотвы, окуня и щуки существенно ниже.

Заключение. Что же такое температура как абиотический фактор? Прежде всего, это фактор оптимизации условий существования и жизнедеятельности рыб. Как пресноводные, так и морские популяции рыб существуют в условиях, которые им предоставлены естественной средой. Они реже оптимальны, чаще неоптимальны, а иногда и сублетальны. Если условия неоптимальные, а в среде присутствует пусть незначительный, но градиент температуры, при прочих равных условиях рыбы используют терморегуляционное поведение, позволяющие им успешно выбирать зоны ЭФО или близкие к ним. Важен каждый градус и длительность каждого интервала времени, позволяющие достигать соответствующего размера и необходимого запаса массы тела для последующей зимовки, выживания и развития.

Количественная оценка температурных характеристик жизнедеятельности у разных по экологии видов рыб актуальна и в теоретическом, и в практическом отношении. Экспериментальные и полевые исследования температурных адаптаций и требований рыб необходимы как составной элемент оценки биологических ресурсов рыб во внутренних водоемах.

Работа выполнена в рамках Программы Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России».

Список литературы

- Артаев О.Н., Ручин А.Б. Некоторые сведения о распространении и биологии ротана *Perccottus glenii* в Саранске // Вестн. Мордовск. гос. ун-та. 2009. № 1. С. 105–106.
- Баканов А.И., Кияшко В.И., Сметанин М.М., Стрельников А.С. Уровень развития кормовой базы и рост рыб // Вопр. ихтиологии. 1987. Т. 27. Вып. 1. С. 609–617.

- 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. Температурные критерии для пресноводных рыб Северо-Запада России // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Материалы XXVIII Международной конференции, 5–8 октября 2009 г., г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009. С. 148–153.
- Голованов В.К. Термоадаптации – критерии поведения и распределения рыб в естественной и экспериментальной среде // Поведение рыб. Материалы докладов IV Всероссийской конференции с международным участием. 19–21 октября 2010 г. Борок, Россия. М: АКВАРОС, 2010. С. 43–49.
- Голованов В.К., Валтонен Т. Изменчивость термоадаптационных свойств радужной форели *Oncorhynchus mykiss* Walbaum в онтогенезе // Биол. внутр. вод. 2000. № 2. С. 106–115.
- Голованов В.К., Ручин А.Б. Критический термический максимум головешки-ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 в разные сезоны года // Вопр. ихтиологии. 2011. Т. 51. № 6.
- Голованов В.К., Сви́рский 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. 92–123.
- Голованов В.К., Смирнов В.К. Влияние скорости нагрева на термоустойчивость карпа *Cyprinus carpio* в различные сезоны года // Вопр. ихтиол. 2007. № 47. № 4. С. 555–561.
- Голованов В.К., Смирнов А.К. Особенности терморегуляционного поведения ранней молоди плотвы *Rutilus rutilus* в термоградиентных условиях // Вопр. ихтиол. 2011. Т. 51. № 4.
- Зданович В.В., Пушкарь В.Я. Температурная астатичность среды как экологический оптимум гидробионтов // Биологические науки Казахстана. 2007. № 4. С. 68–78.
- Ильина Л.К., Гордеев Н.А. Значение уровня режима для рыбного хозяйства водохранилищ // Водн. ресурсы. 1980. № 2. С.1 23–136.
- Карпевич А.Ф. Биопотенция и теплоемкость рыб // VII Научн. конф. экол. физиол. и биохим. рыб. Петрозаводск, 1992. Т. 1. С. 135–136.
- Касьянов А.Н., Изюмов Ю.Г., Касьянова Н.В. Линейный рост плотвы *Rutilus rutilus* (Cypriniformes, Cyprinidae) в водоемах России

- и сопредельных стран // *Вопр. ихтиологии*. 1995. Т. 35. Вып. 6. С. 772–781.
- Коваль В.Н., Казанский А.Б. Эмпирический подход к прогнозированию рыбопродуктивности проектируемых водохранилищ // *Сб. научн. тр. ГосНИОРХ*. 1984. Вып. 215. С. 119–134.
- Константинов А.С. Влияние колебаний температуры на рост, энергетику и физиологическое состояние молоди рыб // *Изв. РАН. Сер. Биол.* 1993. № 1. С. 55–63.
- Константинов А.С., Зданович В.В. Влияние колебаний температуры на процессы рыбоводуцирования // *Водн. ресурсы*. 1996. Т. 23. № 6. С. 760–766.
- Константинов А.С., Зданович В.В., Шолохов А.М. Астатичность температурных условий как фактор оптимизации роста, энергетики и физиологического состояния молоди рыб // *Вестн. Моск. ун-та*. 1991. Сер. 16. Биология. № 2. С. 38–44.
- Лапкин В.В., Сопов Ю.Н., Свирский А.М. Избираемая температура и температура акклимации рыб // *Зоол. журн.* 1979. Т. 58. Вып. 11. С. 1659–1670.
- Малинин Л.К., Базаров М.И., Голованов В.К., Линник В.Д. Влияние температуры воды на диапазон суточных вертикальных миграций рыб // *Поведение и распределение рыб. Докл. 2-го Всеросс. совещ. «Поведение рыб»*. Борок, 1996. С. 103–118.
- Мантейфель Б.П. *Экология поведения животных*. М.: Наука, 1980. 220 с.
- Мантейфель Б.П. *Экологические и эволюционные аспекты поведения животных*. М.: Наука, 1987. 272 с.
- 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.
- Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. М., Пищевая пром-сть, 1980. 184 с.
- Свирский А.М., Голованов В.К. Изменчивость терморегуляционного поведения рыб и ее возможные причины // *Усп. соврем. биологии*. 1999. Т. 119. № 3. С. 259–264.
- Смирнов А.К., Голованов В.К. Распределение речного окуня *Perca fluviatilis* L. в термоградиентных условиях в зависимости от местоположения корма // *Вопр. рыболовства*. 2011. Т. 12. № 3(47).
- Anitha B., Chandra N., Gopinath P.M., Durairaj G. Genotoxicity Evaluation of Heat Shock in Gold Fish (*Carassius auratus*) // *Mutat. Res. Genet. Toxicol. Environ. Mutagen.* 200. V. 469. № 1. P. 1–8.

- Baranescu P.M. Vicariant pattern and dispersal in European freshwater fishes // *Spixiana*. 1989. V. 1. № 3. P. 91–103.
- Beitinger T.L., Bennet W.A., McCauley R.W. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature // *Environ. Biol. Fish.* 2000. V. 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.
- Broughton N.M., Jones N.V. An investigation into growth of 0-group roach (*Rutilus rutilus* L.) with special reference to temperature // *J. Fish. Biol.* 1978. V. 12. № 4. P. 345–357.
- Fry F.E.J. The effect of environmental factors on the physiology of fish // *Fish. Physiol.* Vol. VI. N.Y., 1971. P. 1–98.
- Golovanov V.K. The ecological and evolutionary aspects of thermoregulation behavior of fish // *J. Ichthyology*. 2006. V. 46. Suppl. 2. P. S180–S187.
- Jobling M. Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperature // *J. Fish. Biol.* 1981. V. 19. № 4. P. 439–455.
- Le Cren E.D. Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density // *J. Anim. Ecol.* 1958. V. 27. № 2. P. 287–334.
- Magnuson J.J., Crowder L.B., Medvick P.A. Temperature as an ecological resource // *Amer. Zool.* 1979. V. 19. № 1. P. 331–343.
- Willemsen J. Population dynamics of percids in Lake Issel and some smaller lakes in the Netherlands // *J. Fish. Res. Bd. Can.* 1977. V. 34. № 10. P. 1710–1719.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГОРИЗОНТАЛЬНОЙ ГИДРОАКУСТИЧЕСКОЙ ЛОКАЦИИ ДЛЯ КОЛИЧЕСТВЕННОЙ ОЦЕНКИ РЫБ В УСЛОВИЯХ МЕЛКОВОДЬЯ

С.М. Гончаров, С.Б. Попов

*Федеральное государственное унитарное предприятие
«Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного
хозяйства и океанографии», Москва, Россия, sgonch@vniro.ru*

Если в глубоководных районах и прибрежных морских зонах промышленного рыболовства гидроакустический метод количественной оценки запасов рыбных ресурсов и их состояния находят широкое распространение, то в отношении мелководных внутренних водоёмов (реках, озёрах, водохранилищах и др.) его применение пока ещё достаточно ограничено. Это обусловлено следующими основными факторами:

- при вертикальной локации (обычно применяемой при дистанционной количественной оценке) на малых глубинах, характерных для большинства внутренних водоемов, эхолокационная аппаратура имеет весьма малую зону действия даже при использовании широких характеристик направленности, что, естественно, затрудняет получение достаточно репрезентативных данных как при количественной оценке концентраций рыбы, так и при оценке их распределения;

- эффект распугивания рыбы движущимся судном вследствие его шумового и визуального воздействия на нее, что особенно существенно сказывается при работе на малых глубинах (до 2.5 м), влияя на горизонтальное распределение рыбы и уменьшение плотностей, наблюдаемых на близких дистанциях;

- высокая вероятность вариаций в ориентации рыбы при её отпугивании судном, что приводит к колебаниям в определении силы цели рыб и, соответственно, к уменьшению точности численности (биомассы) при количественной оценке;

При вертикальной локации в условиях малых глубин желательно использовать эхолоты с широкой диаграммой направленности антенн для увеличения облучаемого объема. Но в условиях вертикальной локации в любом случае остается приповерхностный слой (ближняя зона Френеля) (Кудрявцев, 1978), где диаграмма направленности еще не сформирована. Ширина этого слоя зависит от частоты излучения (рабочей поверхности антенны) и при обработке гидроакустических данных он должен исключаться из обработки. Для того, чтобы данные в

этом слое не были потеряны, необходимо использовать боковую горизонтальную локацию. Также при боковой локацией возможна регистрация рыбы, ушедшей от судна в результате шумового и визуального воздействия на нее. По этим причинам из года в год растет интерес к использованию горизонтальной локацией для оценки рыбных биоресурсов на внутренних водоемах (Kubecka, 1996; Kubecka & Wittenbergerova, 1998; Knudsen & Saegrov, 2002).

Для оценки преимуществ горизонтальной локацией и ее различий (при количественной оценке рыб в приповерхностном слое до 2.5 метров и на мелководье) по сравнению с традиционной вертикальной локацией были выполнены гидроакустические исследования на акваториях Вазузского и Яузского водохранилищ.

Аппаратура и методика. Для того, чтобы реализовать метод горизонтальной локацией на внутренних водоемах на базе имеющегося в распоряжении лаборатории аппаратуры, а именно научного эхолота EY 500 и антенны с расщепленным лучом ES 70–11 (ширина диаграммы направленности по уровню 3 дБ 11 град.), было разработано и изготовлено специальное устройство для антенны эхолота, позволяющее менять ее ориентацию в пределах 90 градусов.

При выполнении гидроакустических съемок (ГАС) на акваториях вышеназванных водохранилищ одновременная работа в режиме вертикальной и горизонтальной локацией была невозможна из-за отсутствия второго комплекта эхолота и мультиплексора (устройства, позволяющего одновременное использование двух эхолотов попеременно). Поэтому по заранее спланированной сетке галсов (рис.1 и рис.3) первоначально была выполнена ГАС в режиме вертикальной локацией, а затем по тому же маршруту – съемка в режиме горизонтальной локацией.

При проведении гидроакустических работ на акватории Вазузского вдхр. использовалось безмоторное маломерное судно, что с одной стороны заметно снизило скорость проведения работ, но с другой стороны значительно снизило уровень шумов, по сравнению с эхосигналами, записанными при работах на Яузском вдхр. При проведении ГАС на акватории Яузского вдхр. использовалась моторная лодка «Казанка 5М 4» с установленным навесным мотором.

Для обработки гидроакустических сигналов, записанных на компьютер в процессе съемок, использовалась ППС EchoView версия 3.5 (Sonar Data Ltd.), любезно предоставленная нам нашими итальянскими коллегами из института прибрежной морской окружающей среды при национальном совете по науке «IAMC-CNR». При обработке данных использовался метод эхосчета, поскольку на

эхограммах отчетливо регистрировались отдельные разноразмерные рыбы. Интервал эхосчета при обработке данных ГАС на акватории Вазузского вдхр. составлял 40 метров и 100 метров – при обработке данных съемок акватории Яузского вдхр.

Гидроакустические работы на акватории Вазузского вдхр.
Время проведения работ – июнь 2010 г. На рис. 1 представлена сетка галсов съемок и результаты обработки данных на каждом интервале эхосчета (количество рыб в пределах озвученного объема) в режиме вертикальной (А) и горизонтальной локации (Б) в приповерхностном слое до 2,5 метров.

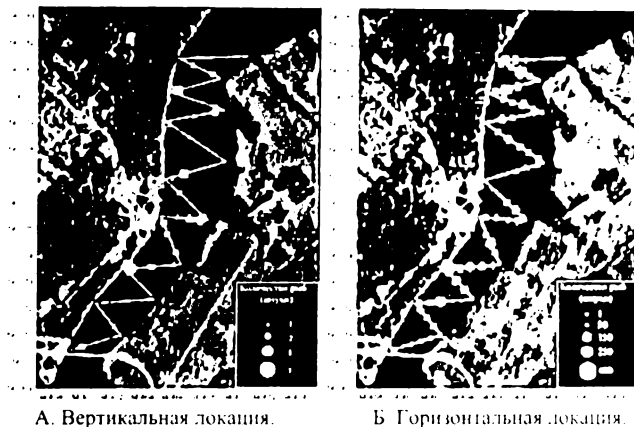


Рис. 1. Планшет сетки галсов ГАС в режиме вертикальной и горизонтальной локации и распределение количества рыб на каждом интервале эхосчета в пределах озвученного объема в приповерхностном слое 0-5, 2,5 м (Белые окружности вдоль траектории движения судна)

Очевидно, что количество распознанных рыб в приповерхностном слое вдоль галсов ГАС в режиме вертикальной локации на порядок меньше количества рыб в случае горизонтального зондирования (см. шкалы рис. 1 А и Б). На некоторых галсах съемки при вертикальном зондировании рыба вообще не определена в отличие от горизонтального излучения (рис. 1. А и Б). Поэтому использование только вертикальной локации при проведении ГАС приводит к существенной недооценки рыбных концентраций в приповерхностном слое. Незначительное количество распознанных одиночных рыб в приповерхностном слое не дает представления и о размере рыб.

пределении рыб. На рис. 2 представлены гистограммы распределений TS рыб с шагом в 1 дБ в диапазоне от -38 дБ до -60 дБ, рассчитанные по результатам всех распознанных рыб при вертикальной локации во всей толще воды (гист. А), в приповерхностном слое (0.5–2.5 м) (гист. Б) и при горизонтальной локации в приповерхностном слое (0.5–2.5 м) (гист. В). В приповерхностном слое было зарегистрировано всего 93 рыбы, поэтому гистограмму Б нельзя считать представительной, отражающей истинную картину размерного распределения рыб в приповерхностном слое. Совершенно иная картина представлена на гистограмме С (горизонтальная локация), построенная по выборке силы целей (TS) 20578 рыб. Сравнивая эту гистограмму с гистограммой А, построенной по данным вертикальной локации во всей толще воды (размер выборки – 29996 рыб) можно отметить, что на обследованной акватории представлено двухмодальное распределение TS рыб (гист. А), а значит и размеров рыб (так как зависимость между TS рыбы и десятичным логарифмом ее размера прямо пропорциональная), но менее крупные особи расположены ближе к поверхности (гист. В).

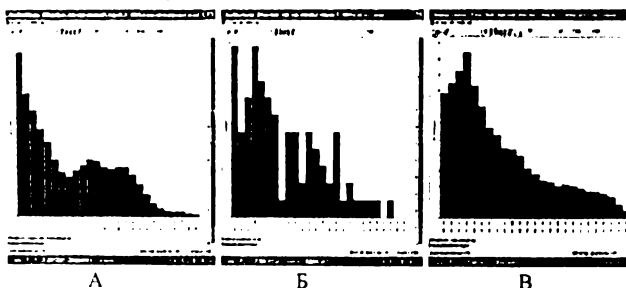
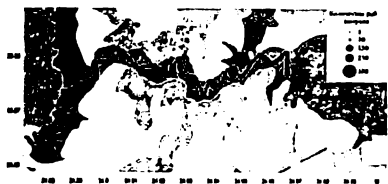


Рис. 2. Гистограммы распределения TS рыб (шаг 1 дБ в диапазоне от -38 дБ до -60 дБ) на акватории Вазузского вдхр. по результатам постпроцессинговой обработки всех зарегистрированных рыб во всей толще воды в режиме вертикальной локации (гистограмма А), а также в приповерхностном слое 0.5–2.5 м в режиме вертикальной (гистограмма Б) и горизонтальной (гистограмма В) локации.

Гидроакустические работы на акватории Яузского вдхр.
 Время проведения работ – сентябрь 2010 г. На рис. 3 представлена сетка галсов ГАС и результаты обработки данных на каждом интервале эхосчета (количество рыб в пределах озвученного объема) в режиме вертикальной (А) и горизонтальной локации (Б) в приповерхностном слое от 0.8 до 2.5 метров.



А - Вертикальная локация



Б - Горизонтальная локация

Рис. 3. Планшет сетки галсов ГАС в режиме вертикальной и горизонтальной локации и распределение количества рыб на каждом интервале эхосчета в пределах озвученного объема в приповерхностном слое 0.8–2.5 м (Красные окружности вдоль траектории движения судна).

Как и на Вазузском вдхр. при использовании вертикальной локации в приповерхностном слое в диапазоне 0.8–2.5 м рыбные скопления практически не регистрировались. Общее количество зарегистрированных рыб по всей дистанции съемки составило 120 экземпляров. Количество рыб в том же приповерхностном слое при горизонтальной локации в сотни раз превышали число зарегистрированных рыб при вертикальном зондировании. На всей протяженности галсов было зарегистрировано 12853 рыб, что сопоставимо с общим числом рыб (13638 экземпляров), зарегистрированных во всей толще воды при вертикальной локации.

Очевидно, что имея столь бедную статистику по количеству зарегистрированных рыб в случае вертикальной локации невозможно построить достоверную гистограмму распределения TS рыб (размеров рыб) в приповерхностном слое. На рис. 4 представлены гистограммы распределения TS рыб во всей толще воды (гист. А), и в слое 0.8–2.5 м (гист. Б) по данным вертикальной локации и в слое 0.8–2.5 м при горизонтальной локации. Сравнивая гистограммы А и В можно прийти к аналогичному выводу как и на Вазузском водохранилище: в приповерхностном слое распределены менее крупные рыбы.

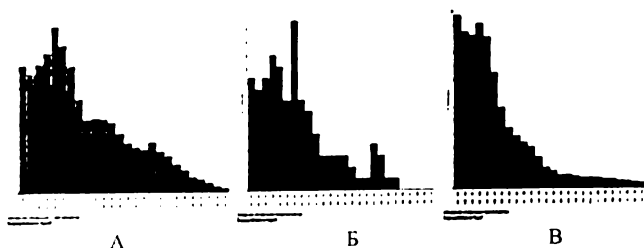


Рис. 4. Гистограммы распределения TS рыб (шаг 1 дБ в диапазоне от -38дБ до -60 дБ) на акватории Яузского вдхр. по результатам постпроцессинговой обработки всех зарегистрированных рыб во всей толще воды в режиме вертикальной локации (гистограмма А), а также в приповерхностном слое 0.8-2.5 м в режиме вертикальной (гистограмма Б) и горизонтальной (гистограмма В) локации.

Особенности регистрации донного сигнала при горизонтальной локации на мелководье. При выполнении ГАС на акваториях водохранилищ были отмечены некоторые особенности в регистрации эхосигналов и их обработки при горизонтальном зондировании, не свойственные вертикальному излучению. Наличие боковых лепестков у диаграммы направленности антенн, присущих всем антеннам (Simmonds & MacLennan, 2005), за исключением параметрических антенн профилирующих эхолотов, построенных на принципах нелинейной акустики (Гончаров и Левашов, 2010), создают определенные сложности при обработке эхосигналов, записанных на мелководных участках водоема. При горизонтальном облучении, когда основной луч антенны ориентирован по отношению к поверхности под небольшим углом, акустическая ось одного из боковых лепестков ориентирована под углом 90 градусов по отношению к поверхности дна. Т.е. мы имеем ситуацию, аналогичную вертикальной локации, когда одним из боковых лепестков как бы является основной луч антенны, а некоторые боковые лучи ориентированы в строго вертикальном направлении. Несмотря на то, что энергетический уровень излучаемого сигнала в направлении боковых лепестков во много раз меньше энергии сигнала в направлении основного луча антенны, в условиях мелководья происходит регистрация дна боковым (-ми) лепестком (-ами) антенны до регистрации дна основным лепестком.

Очевидно, что наличие донного слоя регистрируемого боковым лепестком затеняет полезные сигналы от рыб, расположенных внутри этого слоя и являются помехой. Но уровень этих донных сигналов во много раз ниже донного сигнала, регистрируемого в

пределах основного лепестка антенны. Разница между уровнями составляет около 21 дБ. Легко отфильтровать полезные эхосигналы от донных эхосигналов бокового лепестка, используя при обработке соответствующие пороговые значения. Например результаты интегрирования нескольких рыбных скоплений показывают, что их значения до и после фильтрации изменились незначительно. Например, величина коэффициента поверхностного рассеяния s_d в размерности $\text{м}^2/\text{га}$, характеризующего отражательные способности рыбных скоплений и являющейся одной из результирующих величин (например, наряду с силой обратного объемного рассеяния S_v) при интегрировании эхосигналов (MacLennan et al., 2002). До фильтрации величина s_d была равна $20.7 \text{ м}^2/\text{га}$, после – $20.5 \text{ м}^2/\text{га}$.

Существенным отличием горизонтальной локации по сравнению с вертикальной, является крайне нестабильное определение дистанции от антенны до дна, связанное с высокой вариабельностью амплитуд донного сигнала и алгоритмы распознавания донного сигнала в эхолоте часто не срабатывают или срабатывают с большой ошибкой. Естественно эта проблема возникает и при обработке данных. Необходимо вручную корректировать донную линию для автоматического извлечения донных сигналов из обработки. Это важно в условиях мелководья. При обработке данных в приповерхностном слое при больших глубинах такой проблемы не существует, т.к. данные обрабатываются в слое, не пересекающем донную линию.

Заключение. Результаты проведенных работ в разные сезонные периоды и на различных водоемах с разными батиметрическими характеристиками дают однозначный ответ о необходимости использования горизонтальной локации. Использование только вертикальной локации дает существенную недооценку рыбных запасов в приповерхностном слое. В условиях мелководья эта недооценка может привести к существенному занижению общего запаса и значительной ошибке при определении размерной структуры рыбных популяций в водоеме. Наиболее оптимальным вариантом является проведение ГАС с одновременным использованием горизонтальной и вертикальной локации.

В данной работе не был решен вопрос о влиянии угла наклона акустической оси антенны по отношению к продольной оси тела рыбы. Известно, что согласно индикатрисе обратного рассеяния ультразвука отдельной рыбой (Юданов, 1992) энергия отраженного сигнала изменяется. Наибольшая энергия отражается от рыбы при нормальном падении луча к ее туловищу. Понятно, что при боко-

вом (горизонтальном облучении) энергия отраженного сигнала как от одиночных рыб, так и от косяков будет несколько иной. Существуют работы по определению зависимостей силы цели рыб от угла облучения (Kubecka & Duncan, 1998), но их немного и они представлены только для некоторых пресноводных видов. Наличие достоверных зависимостей позволит решить вопрос о компенсациях недоучета биомасс рыб при горизонтальном зондировании. Необходимо продолжить работы в этом направлении.

Список литературы

- Гончаров С.М., Левашов Д.Е. Гидроакустическое оснащение. Левашов Д.Е. Современные суда и судовое оборудование для рыбопромысловых исследований. Москва: ВНИРО, 2010. 90 с.
- Кудрявцев В.И. Промысловая гидроакустика и рыболокация. М.: Изд.: Пищевая промышленность, 1978. 146 с.
- Юданов К.И. Гидроакустическая разведка рыбы. М.: Изд. Судостроение, 1992. 16 с.
- Knudsen F.R., Saegrov H. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes // Fisheries Research. 2002. V. 56. № 2. P. 205–211.
- Kubecka J. Use of horizontal dual-beam sonar for fish surveys in shallow waters // Stock assessment in inland fisheries. Oxford: Blackwell Science 1996. P. 165–178.
- Kubecka J., Duncan A. Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish // Fisheries Research. 1998. V. 35. P. 115–125.
- Kubecka J., Wittingerova M. Horizontal beaming as crucial component of acoustic fish stock assessment in freshwater reservoirs // Fisheries Research. 1998. V. 35. P. 99–106.
- MacLennan D.N., Fernandes P.G., Dalen J. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics // ICES Journal of Marine Science. 2002. V. 59. P. 365–369.
- Simmonds J., MacLennan D. Fisheries Acoustics. Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science, 2005. p. 33.

ДОННЫЕ СООБЩЕСТВА (МЕЙО- И МАКРОЗООБЕНТОС) КАК КОРМОВОЙ РЕСУРС ИХТИОФАУНЫ ВОДОЕМОВ СРЕДНЕГО И ЮЖНОГО ВЬЕТНАМА (ПРЕДВАРИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА)

В.А. Гусаков¹, Нгуен Тхи Хай Тхань², Чан Дык Зьен²

¹ *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
Борок, Россия, Igusakov@mail.ru*

² *Приморское отделение Российско-Вьетнамского Тропического
научно-исследовательского и технологического центра, Нячанг,
Вьетнам, haithanh_2008@yahoo.com*

В Юго-Восточной Азии и, в частности, во Вьетнаме нерегулируемое рыболовство, а также целенаправленное разведение и вылов рыбы, являются важным источником продовольственного обеспечения растущего из года в год населения. В связи с этим, все возрастающее значение приобретает оценка потенциала и путей рационального использования различных внутренних водоемов региона для рыборазведения и рыболовства (De Silva, 2001 и др.). Решение этих вопросов невозможно без всестороннего изучения факторов, контролирующих продуктивность ихтиофауны, включая ее трофические связи с другими компонентами гидрозосистем.

В рыбохозяйственной оценке кормовых ресурсов водоемов существенное значение играют донные беспозвоночные (зообентос), входящие в рацион питания многих видов рыб, в том числе и в тропиках (Пидгайко и др., 1968; Kirk et al., 2008; Spieth et al., 2011 и др.). В 2010 г. в ряде провинций Среднего и Южного Вьетнама совместно с изучением фитобентоса, фито- и зоопланктона и ихтиофауны начаты исследования мейо- и макробентоса, конечная цель которых – оценка места и роли донных сообществ в трофических цепях разнотипных внутренних водоемов страны и в непосредственном пропитании рыб. Основные задачи первого этапа наблюдений следующие: 1) анализ таксономического разнообразия мейо- и макробентоса в различных биотопах в разные периоды года (сухой и влажный сезоны); 2) выявление доминирующих таксонов; 3) определение количественных параметров сообществ (плотности особей и их биомассы), характеризующих потенциальную кормовую базу ихтиофауны.

Материал и методы

В настоящей работе изложены первые (рекогносцировочные) результаты исследований. Проанализировано ~60 количественных проб мейо- и ~20 качественных и количественных проб макрозообентоса, отобранных в сухой сезон года (июль – сентябрь) в: 1)

р. Кай и ее притоках (р. Кхе, Кау, Зау) и водохранилищах Да Бан, Суон Чау и Суон Зау в пров. Кхань Хоа; 2) естественном оз. Лак и 9 водохранилищах (Еа Бар, Дак Минь, Еа Суп Туонг, Буон Триа, Буон Триет, Еа Као, Еа Най, Буон Йонг и Хо С7) в пров. Дак Лак; 3) пойменных озерах Бау Сау, Бау Чим и Дау Ча, р. Донг Най, 3 ручьях и временном водоеме в национальном парке Кат Тиен в пров. Донг Най. Сбор и первичную обработку материала выполняли стандартными пробоотборниками по стандартной методике (Методика..., 1975). Мейобентос отбирали микробентометром «С-1» (3 подъема в каждой точке) и фиксировали 4% формалином. В лаборатории грунт промывали через сеть с ячейей 82 мкм, остатки просматривали в камере Богорова под бинокуляр, извлекая пипеткой обнаруженных животных. Макробентос собирали дночерпателем «ДАК-100» (1–2 подъема) в мешок из сети с ячейей 200 мкм и промывали непосредственно на водоеме. При качественных сборах грунт помещали в эту же сеть, промывали и перекладывали в емкости объемом 1 л до их заполнения. Материал привозили в лабораторию в живом виде (в термобоксах) и просматривали небольшими порциями в кювете. Животных выбирали пинцетом и фиксировали 4% формалином или 70% спиртом (моллюсков).

Результаты исследований

Таксономический состав мейо- и макробентоса изученных водоемов. В материале обнаружены представители ~20 таксономических групп гидробионтов: круглые (Nematoda) и кольчатые (Polychaeta, Oligochaeta) черви, гастротрихи (Gastrotricha), тихоходки (Tardigrada), водяные клещи (Acari), ветвистоусые рачки (Cladocera), копеподы (Cyclopoida, Harpacticoida), ракушковые рачки (Ostracoda), рачки-синкариды (Syncarida), моллюски (Bivalvia и Gastropoda) и насекомые – личинки стрекоз (Odonata), поденок (Ephemeroptera), веснянок (Plecoptera), личинки и имаго водяных клопов (Hemiptera), личинки ручейников (Trichoptera), жуков (Coleoptera) и двукрылых (Ceratopogonidae, Chironomidae, Chaoboridae и др.). В пробах мейобентоса также встречались турбеллярии (Turbellaria), которые нами не изучались из-за необходимости специальных методов фиксации.

В мейобентосе максимальную встречаемость имели нематоды, аннелиды (олигохеты и полихеты) и хирономиды, выявленные во всех исследованных водоемах и практически во всех биотопах. В проточных водоемах совместно с ними почти постоянно присутствовали водяные клещи и поденки, а в прибрежье водохранилищ, озер и небольших водоемах – кладоцеры, циклопы и остракоды. По сравнению с аналогичными водоемами умеренного пояса Евразии

во Вьетнаме в составе сообщества заметно реже встречались гарпактициды, совсем редко – тихоходки, но чаще – гастротрихи.

В макрозообентосе самыми распространенными группами были олигохеты и хирономиды. В прибрежье непроточных водоемов при наличии водной или затопленной наземной растительности, а также в реках и ручьях (особенно на участках с каменисто-галечным дном), совместно с указанным таксонам регулярно встречались моллюски, поденки, мокрецы и ряд других групп насекомых. Подобный состав макробентоса (на уровне таксонов крупного ранга) обычно характерен и для водоемов более северных регионов.

Численность сообществ и доминирующие группы.

Река Кай и притоки. Численность мейобентоса в период наблюдений варьировала от 2 до 120 тыс. экз./м². В р. Кай отмечена четкая тенденция увеличения средних значений от верхнего (13 тыс. экз./м²) к среднему (59) и нижнему (81) течению. В притоках наибольшая средняя плотность (73 тыс. экз./м²) зарегистрирована на перекате с каменисто-галечным дном в устье р. Кхе. В мутных (прозрачность <20 см) р. Кау и Зау на песках и глинистом иле показатель равнялся 41–56 тыс. экз./м². Основу сообщества в верхней и средней части р. Кай составляли личинки хирономид (до 74% от всех организмов). В середине реки заметный вклад вносили также нематоды (до 19%), аннелиды (21%) и поденки (10%). В низовье преобладали моллюски-пизидииды (в среднем 45%) и нематоды (33%). В р. Кхе и Кау доминировали аннелиды (28–36%), поденки (10–39%) и хирономиды (14–38%), в устье р. Зау (наиболее эвтрофированная точка) – нематоды (44%), олигохеты (22%) и остракоды (24%).

Плотность макробентоса, как правило, не превышала 1–2 тыс. экз./м². В июле-августе в верховье р. Кай представители сообщества не обнаружены совсем. В отдельные месяцы в среднем течении р. Кай и устьях р. Кхе и Зау отмечены значения ~10 тыс. экз./м². В большинстве проб доминировали хирономиды (до 90% от общей численности), в нижнем течении р. Кай 50–60% составляли моллюски-пизидииды и олигохеты. В притоках вместе с хирономидами преобладали поденки (р. Кхе, Кау) и брюхоногие моллюски (р. Кхе), в устье р. Зау в ряде проб преобладали олигохеты (до 90%).

Водохранилища пров. Кхань Хоа. В профундали водоемов плотность мейофауны была чрезвычайно низкой (в среднем 2–13 тыс. экз./м²). Наименьшие значения отмечены в водохранилище Да Бан (глубина до 24 м), где уже в июле придонный слой воды был насыщен H₂S. К сентябрю (когда содержание O₂ у дна из-за низкого водообмена в сухой сезон снизилось до 2–4 мг/л) наблюдалось заметное

уменьшение численности (до 4–5 тыс. экз./м²) и в других водоемах. Доминировали нематоды (в среднем 18–76% от общей величины), аннелиды (14–31%) и гастротрихи (12–19%), в сравнительно мелком (до 9 м) водохранилище Суои Чау – также циклопы и остракоды (до 30%). В литорали водохранилищ численность, как правило, не выходила за рамки 13–200 тыс. экз./м². Только в июле в Да Бане она достигала 587 тыс. экз./м², 75% из которых составляли мелкие (400–600 мкм) нематоды. В прибрежье всех водоемов преобладали нематоды и аннелиды (в среднем соответственно 18–69% и 18–40% от всей мейофауны), иногда – также хирономиды (10–26%).

Макробентос в центре водохранилищ весь период наблюдений был представлен в основном единичными личинками комаров-хоаборид, в Суои Чау в отдельных пробах встречались олигохеты (до 1 тыс. экз./м²). В прибрежье доминировали мелкие олигохеты (до 90%) и хирономиды (до 100%). Численность сильно колебалась. Максимально она составляла 5–10 тыс. экз./м². В то же время, в Да Бане в июле на плотной глине не было найдено ни одного представителя макрофауны.

Водоемы пров. Дак Лак. За пределами мелководья исследованных водохранилищ количество мейобентоса составляло 3–87 тыс. экз./м² (в среднем 32), в литорали – 5–285 тыс. экз./м² (93). Максимумы отмечены в прибрежье Дак Минь и Еа Као (121–285 тыс. экз./м²), минимумы – в центре Еа Бар, Еа Као, Буон Йонг (3–7 тыс. экз./м²) и в обеих зонах акватории Еа Наи (5–19 тыс. экз./м²). В большинстве водоемов и в профундали, и в литорали господствовали нематоды, аннелиды и хирономиды, составляя каждая >10% от всей мейофауны. В центре некоторых в состав доминантов в разных пропорциях входили также кладоцеры и остракоды, в прибрежье – гастроподы и циклопы. В открытых центральных частях мелкого (глубина до 2.5 м) оз. Лак плотность сообщества равнялась 25–35 тыс. экз./м², в пятнах макрофитов – 49–58 тыс. экз./м². В первых зонах мейофауна состояла почти исключительно из аннелид, во вторых – из нематод, аннелид, циклопов и остракод.

Макробентос в центре большинства водохранилищ был малочислен (< 1–1.5 тыс. экз./м²) или отсутствовал совсем. Преобладали олигохеты, хирономиды и хоабориды. На средних глубинах и в прибрежье плотность сообщества иногда превышала 10 тыс. экз./м². Доминировали почти исключительно мелкие олигохеты и хирономиды. В оз. Лак численность особей составляла 5–15 тыс. экз./м². Максимум отмечен в зарослях макрофитов. Практически везде преобладали олигохеты (до 100%), местами – также хироно-

миды (до 20–30%).

Водоёмы национального парка Кат Тиен. Численность мейобентоса в изученных водоёмах варьировала от 0,4 до 280 тыс. экз./м². Наименьшие значения (0,4–18 тыс. экз./м²) отмечены на торфянистом иле в сильно заросшем мелком (~2 м) высокоцветном оз. Бау Сау (у дна отмечено присутствие H₂S) и в быстротекущей (~1 м/с) р. Донг Най (7–36 тыс. экз./м²). Максимальные величины зафиксированы в почти полностью пересохшем оз. Бау Чим (280 тыс. экз./м²), в низовьях одного из ручьев (153 тыс. экз./м²) и во временном водоёме (110 тыс. экз./м²). Как и в большинстве других исследованных водоёмах Вьетнама, в мейофауне парка в основном доминировали нематоды, аннелиды и хирономиды, иногда также (ручьи и оз. Дау Ча) – остракоды.

Плотность макробентоса в оз. Бау Сау, Бау Чим и в р. Донг Най не превышала 1,5 тыс. экз./м². В озерах преобладали олигохеты (>95%), в реке также выделялись хирономиды и мокрецы (>10%). Максимальные показатели (>15 тыс. экз./м²) отмечены в литорали оз. Дау Ча, временном водоёме и ручьях. В озере макрофауна состояла почти из одних олигохет, во временном водоёме – исключительно из хирономид, в ручьях в разных пропорциях доминировали олигохеты, хирономиды и поденки.

Особенности качественной и количественной структуры мейо- и макробентоса исследованных водоёмов. Среди главных особенностей, немаловажных для оценки мейо- и макробентоса как кормового ресурса ихтиофауны исследованных водоёмов, отметим следующие. Во-первых, численность обоих сообществ в большинстве случаев оказалась ниже ожидаемой для тропического региона. Обычно она не превышала, а нередко даже сильно уступала показателям из аналогичных по типу водоёмов и биотопов умеренной зоны (если провести такое условное сравнение). Иногда невысокие значения плотности организмов можно объяснить вполне понятными факторами – заморными явлениями в профундали водохранилищ и озёр, высокими скоростями течения в реках и т.д., но чаще всего не находилось видимых толкований данному факту. Одной из причин, как мы предполагаем, может быть невысокое содержание органического вещества в грунтах, что лимитирует развитие бактериобентоса и простейших – основной пищи многих представителей мейо- и макрофауны. Этот вопрос требует специального рассмотрения.

Вторая особенность – преобладание в составе доминирующих по численности таксонов мейо- и макробентоса в основном небольших, имеющих невысокую массу тела (следовательно, меньшую кормовую ценность), организмов. Так, в мейофауне достигающие наиболее су-

щественной плотности круглые и кольчатые черви обычно были представлены мелкими (до 1 мм) видами, прямое потребление которых вряд ли возможно даже молодью рыб. В макробентосе полностью отсутствовали такие ценные объекты питания рыб умеренного пояса, как крупные личинки хирономид (подобные, например, р. *Chironomus*). В основном встречались представители длиной ~ 3–7 мм. Совсем редко (лишь в явно эвтрофных условиях) регистрировались единичные крупные олигохеты, которые в водоемах умеренной зоны более обычны и многочисленны и в мезотрофных зонах.

Оценка биомассы сообществ. Представленные выше особенности состава и структуры мейо- и макробентоса исследованных водоемов определяли не высокие, в целом, значения биомассы сообществ. По нашим оценкам, на сильно проточных песчаных участках рек и в центральной части большинства водохранилищ и озер биомасса мейобентоса не превышает 0.5–1.0 г/м². В устьях рек с каменисто-галечным дном (где в заметном количестве присутствуют личинки разных групп насекомых), в прибрежье и на мелководье озер и многих водохранилищ, в ручьях и других мелких водоемах (где доминанты разнообразнее за счет низших ракообразных, а численность достигает 100–300 тыс. экз./м²) она составляет ~ 2–4 г/м². Даже в прибрежье водохранилища Да Бан, несмотря на численность ~600 тыс. экз./м², из-за преобладания мелких нематод биомасса мейофауны не выше 5 г/м². Только в отдельных биотопах показатель достигает больших значений – 5–6 г/м² в устье р. Зау, где высока плотность молоди макробентических видов олигохет, и 7–10 г/м² в нижнем течении р. Кай, где отмечена значительная численность молодых моллюсков-пизидиид.

Биомасса макробентоса в центре водохранилищ и озер, где наблюдается дефицит O₂, и на быстротекущих участках рек и ручьев при отсутствии на дне гальки и валунов (на подвижных песках) также не превышает 1 г/м². В большинстве остальных исследованных биотопах она составляет от 3–4 до 6–7 г/м². Лишь в некоторых случаях биомасса сообщества превосходит эти величины. Например 10 г/м² она составляет в устье р. Зау, где встречены крупные представители олигохет, и в озерах и литорали ряда водохранилищ, где доминировали сравнительно некрупные хирономиды и олигохеты, но их количество доходило до 10–15 тыс. экз./м². На участках рек с каменисто-галечным дном, где многочисленны личинки различных водных насекомых и встречаются моллюски-гастроподы, а также в нижнем течении р. Кай, выделяющимся доминированием моллюсков-пизидиид, биомасса макробентоса, достигает ~20 г/м².

Заключение

Таким образом, согласно первым исследованиям в сухой сезон года мейо- и макробентос разнотипных водоемов Среднего и Южного Вьетнама представлены богатой и разнообразной фауной. В то же время, плотность организмов в большинстве изученных местообитаниях сравнительно не высока, а среди доминантов преобладают мелкие представители. Как следствие, и биомасса сообществ чаще всего имеет относительно низкие показатели, и они (сообщества), выходит, не играют существенного значения в качестве потенциальной кормовой базы ихтиофауны. Подчеркнем предварительный характер данной оценки. Не исключено, что выявленные нами особенности качественной и количественной структуры мейо- и макробентоса являются отражением только локальной картины, полученной в данный конкретный период наблюдений (июль – сентябрь 2010 г.) в данных конкретных водоемах (биотопах), так как никаких других данных для сравнения мы пока не имеем. Насколько полученные результаты свойственны или, наоборот, не типичны для других сезонов года и водоемов, покажут дальнейшие наблюдения.

Работа выполнена в рамках темы «ЭКОЛАН 3.2» Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра. Авторы глубоко признательны Е.С. Гусеву и Н.В. Лобусу, а также администрации и сотрудникам Приморского отделения тропцентра за помощь при выполнении исследований.

Список литературы

- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И., Максимова Л.П., Петров В.В., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР // Изв. ГосНИОРХ. 1968. Т. 67. С. 205–228.
- De Silva S.S. Reservoir Fisheries: Broad Strategies for Enhancing Yields // Reservoir and culture-based fisheries: biology and management. Proc. Int. Workshop held in Bangkok, Thailand, 15–18 Feb. 2000. Canberra: ACIAR, 2001. P. 7–15.
- Kirk O.W., Agostinho A.A., Caramaschi E.P. Fish ecology in tropical streams // Tropical stream ecology. Amsterdam et al.: Academic Press, 2008. P. 107–146.
- Spieth H.R., Moller T., Platscheck Ch., Kazemi-Dinan A., Traunsperger W. Meiobenthos provides a food resource for young cyprinids // J. Fish Biology. 2011. V. 78. P. 138–149.

ВИДОВОЙ СОСТАВ УЛОВОВ МОЛОДИ РЫБ В ВАРВАРИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ (Р. КУРА)

Р.М. Гусейнова

*Мингечаурский Политехнический Институт, Азербайджан,
ruqiya_aliyeva@mail.ru*

Варваринское водохранилище создано в 1956 году ниже Мингечаурского водохранилища в целях регулирования суточного режима воды в Нижней Куре в связи с требованиями ирригации, судоходства и рыбного хозяйства. Площадь водохранилища составляет 21.4 км², объем – 62.7 млн. м³. Длина водоема равна 13 км, ширина колеблется от 1 км до 3.4 км, максимальная глубина – 14 м (в приплотинной зоне), длина береговой линии – 86 км. Площадь водосбора в створе гидроузла – 66000 км². Сработка уровня воды в течение года колеблется в небольших пределах (0.5- 2.0 м). Прозрачность воды составляет 0.3–3.1 м, содержание растворенного кислорода изменяется в пределах 80–110%. В настоящее время более 60% водохранилища покрыто высшими водными растениями. В зоопланктоне водохранилища выявлено 48 видов, в бентосе зарегистрировано 118 видов и форм донных животных (Халилов, 1997; Мамедов, 2002; Биология каскада водохранилищ р. Кура, 2010; Гусейнова, 2011).

Материал и методика

В настоящей работе использован материал, собранный мальковой волокушей (длина 20 м, ячея 6х6 мм) на 10 прибрежных станциях с различных участков Варваринского водохранилища с глубинами не более 2 м в летне-осенние сезоны 2005–2006 гг. (рис. 1).

Сбор и обработку ихтиологического материала проводили по общепринятым методикам (Правдин, 1966 и др.). Основная часть собранного материала проанализирована (определена видовая принадлежность и подсчитана) в полевых условиях, а некоторая часть фиксирована 4% формалином. При камеральной обработке видовую принадлежность молоди определяли по А.Ф. Коблицкой (1981) и Ш.М. Багировой (2010). Названия рыб приведены в соответствии с КATALOGом бесчелостных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями (Богущая, Насека, 2004). Всего за время исследований нами было собрано и обработано около 100 проб молоди, т.е. в среднем по 25 сборов в каждый сезон. Для объективизации относительного обилия вида в уловах выбрана логарифмическая шкала (Терещенко, Надилов,

1996): многочисленный вид (+++) – более 10%, среднечисленный (++) – 1–10%, малочисленный (+) – 0.1–1.0%, редкий (+, P) – менее 0.1% от общей численности улова. Кроме того, виды, спорадически встречающиеся в единичных экземплярах, определены как крайне редкие (+, KP).

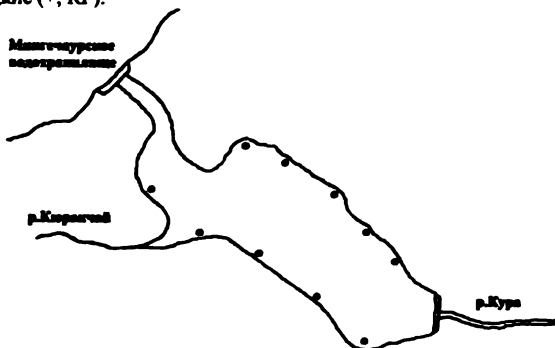


Рис. 1. Станции сбора молоди в Варваринском водохранилище.

Результаты и обсуждения

Ихтиофауна Варваринского водохранилища формировалась из видов рыб, обитающих в зоне затопления р. Кура, попадающих сюда из вышестоящего Мингечаурского водохранилища, а также за счет вселенцев, выращиваемых в Варваринском рыбоводном заводе и вселяемых в исследованный водоем. В Нижней Куре и водоемах ее долины обитали 44 вида, подвида и 2 гибрида рыб (Касымов, 1965). В 1960–1980-х гг. в Варваринском водохранилище были отмечены 34 вида, подвида и гибрида рыб (Халилов, 1997), а в 2000 году – 29 (Биология каскада водохранилищ р. Кура, 2010).

В период исследований (лето–осень 2005–2006-х гг.) в уловах мальковой волокуши в Варваринском водохранилище были зарегистрированы 20 видов рыб, относящихся к 6-и семействам (табл. 1).

Большим видовым разнообразием отличалось семейство карповых рыб – 14 видов рыб. В уловах волокуши были отмечены 2 вида рыб из семейства бычковых, а остальные 4 семейства (сомовые, шушковые, гамбузиновые, окуневые) были представлены одним видом рыб. Многочисленными видами были вобла *Rutilus caspicus*, лещ *Abramis brama*, кавказская уклейка *Alburnus hohenackeri* и кавказский речной бычок *Neogobius constructor*. Численность молоди 7-и видов

(карась *Carassius carassius*, сазан (капн) *Cyprinus carpio*, шемая *Alburnus chalcoides*, жерех *Aspius aspius*, щука *Esox lucius*, гамбузия *Gambusia affinis*, судак *Sander lucioperca*) рыб в уловах изменялась в пределах 1–10%, т.е. они составляли группу среднечисленных видов рыб. В 2005–2006 гг. в уловах мальковой волокуши белый амур *Ctenopharyngodon idella*, красноперка *Scardinius erythrophthalmus*, сом *Silurus glanis*, бычок-песочник *Neogobius fluviatilis* были малочисленными, их доля не превышала 1% от общей численности улова. Остальные виды [горчак *Rhodeus amarus*, густера *Blicca bjoerkna*, быстрянка *Alburnoides bipunctatus*, голавль *Squalius cephalus*, линь *Tinca tinca*] составляют группы редких и крайне редких видов рыб, в уловах регистрируются эпизодически и в небольших количествах.

Таблица 1.

Состав уловов молоди рыб в Варваринском водохранилище

Таксоны	Годы	
	2005	2006
Cyprinidae		
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	+,KP	+,KP
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	+	+
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	++	++
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	++	++
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	+++	+++
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	+,P	+,P
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	+,KP	+,KP
<i>Alburnus chalcoides</i> (Gueldenstaedt, 1772)	++	++
<i>Alburnus hohensekeri</i> Kessler, 1877	+++	+++
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	++	++
<i>Rutilus caspius</i> (Yakovlev, 1870)	+++	+++
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	+,KP	+,P
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+,P	+,KP
Siluridae		
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	+	+
Esocidae		
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	++	++
Poeciliidae		
<i>Gambusia affinis</i> (Baird et Girard, 1853)	++	++
Percidae		
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	++	++
Gobiidae		
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+	+
<i>Neogobius constructor</i> (Nordmann, 1840)	+++	+++

Девять видов рыб, отмеченных в уловах молоди, имеют промысловое значение. В последние годы, по сравнению с 1970–1980 годами, отмечается устойчивая тенденция увеличения доли хищных видов рыб. Значения воблы и сазана (карпа) в уловах снижается, а жереха, щуки и судака – повышается. В настоящее время в связи с усилением зарастания исследуемого водохранилища и нарушением условий естественного нереста многих видов рыб, повышается роль искусственного разведения на Варваринском рыбноводном предприятии в целях увеличения рыбопродуктивности водоема, сохранении и восстановлении запасов промысловых рыб.

В 2001–2010 гг. в Варваринском рыбноводном заводе получено и выпущено в водоемы Азербайджанской республики более 81 млн. личинок и молоди карповых рыб. Основную часть выращенной молоди составлял растительноядный белый амур – около 85%. В отдельные годы численность сазана (карпа), выращенного в Варваринском рыбноводном заводе, колебалась в пределах 0.1–2.0 млн. шт., а белого амура – от 5.65 до 9.62 млн. шт. молоди рыб (рис. 2).

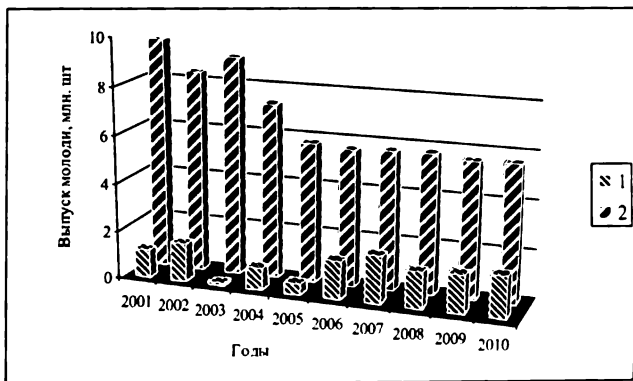


Рис. 2. Динамика численности молоди карповых рыб, выпущенных с Варваринского рыбноводного завода в 2001–2010 гг. 1 – сазан (карп), 2 – белый амур.

Улучшения условий обитания рыб и увеличения рыбопродуктивности Варваринского водохранилища возможно с помощью рыбноводно-мелиоративных мероприятий и борьбы с жесткой растительностью. Для этого необходимо:

1. Строго контролировать сброс с целью стабилизации оптимального уровня воды, предотвращающую подсыхания прибрежной зоны водоема.

2. Не допускать загнивания растительности путем создания проточности воды в особо неблагоприятных участках.

3. Систематически проводить выкос жесткой растительности в рекомендованных объемах и участках.

4. Ежегодно вселять в него молодь растительноядных рыб, в частности белого амура и т.д.

Список литературы

Багирова Ш.М. Ранние этапы развития пресноводных рыб Азербайджана (на азерб. языке). Баку: Элм, 2010. 238 с.

Биология каскада водохранилищ р. Кура (на азерб. языке). Баку: Изд-во «Сада», 2010. 268 с.

Богущая Н.Г., Насека А.М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2004. 389 с.

Гусейнова Р.М. Видовой состав зоопланктона Варваринского водохранилища в новых изменившихся экологических условиях //Современные проблемы биологии и экологии: Материалы докладов Межд. Науч.-прак. конф. Махачкала: ДГПУ, 2011. С. 25–27.

Касымов А.Г. Гидрофауна нижней Куры и Мингечаурского водохранилища. Баку: Изд-во АН АзССР, 1965. 372 с.

Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. М.: Легкая и пищ. пром-сть. 1981. 208 с.

Мамедов М.А. Гидрография Азербайджана (на азерб. языке). Баку, 2002. 261 с.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Изд. Пищевая промышленность, 1966. 375 с.

Терешенко В.Г., Надиров С.Н. Формирования структуры рыбного населения предгорного водохранилища // Вопр. ихтиологии. 1996. Т. 36. Вып. 2. С. 169–178.

Халилов А.Р. Биология Мингечаурского водохранилища. Баку: Элм, 1997. 180 с.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БЫЧКОВ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ КАСПИЙСКОГО МОРЯ

С.А. Гуцуляк

Каспийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства

ФГУП «КаспНИРХ», kaspiy-info@mail.ru

Каспийское море – самый большой и уникальнейший внутренний водоем, в котором определено 37 видов и подвигов бычковых рыб (сем. *Gobiidae*), относящихся к 3 зоогеографическим группам: средиземноморские, понто-каспийские и эндемики.

В Каспии насчитывается 17 видов и подвигов бычковых, относящихся к понто-каспийской группе. Многие виды из этой группы в бассейне Каспийского моря распространены в пресных водоемах, опресненных прибрежных участках и в открытой части моря. В открытой части моря они не уходят на большие глубины: обычно придерживаются глубин 5–10 м летом, зимой уходят до глубины 40–50 м.

Бычки, будучи массовыми формами, играют существенную роль в пищевых цепях Каспийского моря. В северной части моря, потребляя бентос, они вступают в острые противоречия с осетровыми и карповыми рыбами из-за пищи, хотя сами служат пищей для этих рыб.

Данные по состоянию популяции бычковых рыб (сем. *Gobiidae*), численности и распределению необходимы для определения кормовой базы морских рыб и тюленя.

Задачей данной работы является анализ материала по распределению бычковых в летний период 2010 г. в северной части Каспийского моря.

В статье был использован и проанализирован материал, собранный во время выполнения комплексных научно-исследовательских съемок в летне-осенний период 2010 г. в Северном Каспии (от о. Тюлений до о. Укатный), в результате которых было взвешено и промерено 7600 экз. бычковых.

Видовой состав уловов донным тралом в этот период был представлен 6 видами, из которых 5 принадлежали к роду бычков (*Gobius*): бычок-песочник (*Neogobius fluviatilis*), бычок-кругляк (*Neogobius melanostomus*), бычок-цуцик (*Proterorhinus marmoratus*), бычок-головач (*Neogobius kessleri gorlap*), бычок-ширман (*Neogobius syrman eurystomus*) и к роду пуголовок (*Bentophilus*) (табл. 1).

Таблица 1.

Видовой состав бычковых в летний период 2010 г.
в северной части Каспийского моря

Видовой состав бычковых	Доля в улове, %	Улов экз./час траления
Бычок-песочник (<i>Neogobius fluviatilis</i>)	96.5	279
Бычок-кругляк (<i>Neogobius melanostomus</i>)	0.4	1.3
Бычок-цуцик (<i>Proterorhinus marmoratus</i>)	1.8	5
Бычок-головач (<i>Neogobius kessleri gorlap</i>)	0.4	1.3
Бычок-ширман (<i>Neogobius syrmian eurystomus</i>)	0.4	1.2
Пуголовка (<i>Bentophilus</i>)	0.4	2
Всего:	100	289.8

Основу уловов составлял эвригалинный бычок-песочник – 96.5%, оставшиеся 3.5% пришлось на долю остальных видов бычков.

Бычки были встречены практически на всем исследуемом участке от о. Тюлений до о. Укатный. Уловы варьировали от 6–5472 экз./час траления, составив в среднем 289.8 экз./час траления.

Основным районом обитания рыб являлась акватория о. Чистая банка и банок Малая и Средняя Жемчужная с глубинами 5–8.8 м, температурой воды 29–31.1 °С и соленостью 6.54–9.19‰, здесь был отмечен максимальный улов – 5472 экз./час траления, средний улов в этом районе составил 1983 экз./час траления (рис. 1).

По мере продвижения на восток к о. Укатный с уменьшением глубин (2.8–4.5 м) и понижением температуры воды в среднем до 27.5 °С и солености до 5.7‰ уловы бычковых снижались. На акватории у о. Укатный уловы варьировали от 6–105 экз./час траления, средний улов составил 35.7 экз./час траления, минимальный улов – 6 экз./час траления на глубине 2.8 м с температурой воды 27.4 °С и соленостью 5.7‰.

Наиболее массовым и доминирующим видом среди бычковых был эвригалинный вид бычок-песочник, доля его в траловых уловах была максимальной и составила 96.5%. Бычок-песочник встречался в траловых уловах от о. Тюлений до о. Укатный, но максимальные его скопления отмечены у о. Чистая банка и банок Малая и Средняя Жемчужная: здесь на глубинах от 5–8.8 м и температурой воды 30 °С были отмечены максимальные уловы – от 252–5472 экз./час траления, что в среднем составило 1968 экз./час траления в

этом районе. По мере продвижения на восток к о. Укатный, с уменьшением глубины и снижением температуры воды, падают и уловы. Уловы колебались от 6–72 экз./час траления, в среднем – 23 экз./час траления.

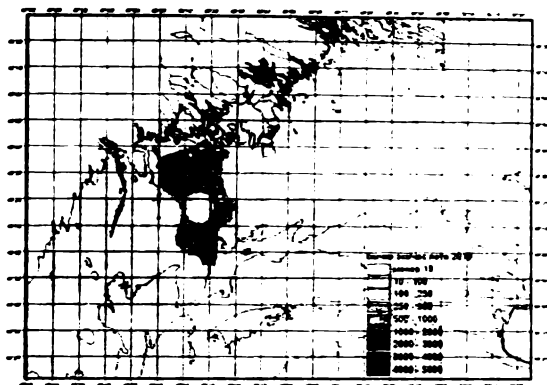


Рис. 1. Распределение бычковых в летний период 2010 г. в северной части Каспийского моря

Бычок-песочник был представлен взрослыми особями длиной от 3.5 до 9.5 см, в среднем 5.5 см. Масса варьировала от 0.5 до 6.6 г, в среднем 3.4 г. Упитанность по Фультону составила 2.04 (табл. 2).

Таблица 2.

Биологические характеристики бычковых в летний период 2010 г. в северной части Каспийского моря

Виды бычковые рыб	Средняя длина, см	Средний вес, г	Упитанность по Фультону
Бычок-песочник (<i>Neogobius fluviatilis</i>)	5.5	3.4	2.04
Бычок-кругляк (<i>Neogobius melanostomus</i>)	6.3	5.0	1.99
Бычок-цуцук (<i>Proterorhinus narmoratus</i>)	4.9	3.2	2.7
Бычок-головач (<i>Neogobius kessleri gorlap</i>)	7.1	6.6	1.84
Бычок-ширман (<i>Neogobius svrman eurystomus</i>)	5.9	3.4	1.65
Пуголовка (<i>Bentophilus</i>)	4.0	1.3	2.03

Доля бычка-цуцика в траловых уловах была невелика и составила 1.6% от общего улова бычковых. Распределение бычка-цуцика было локальным: в уловах он был встречен на станциях только у о. Чистая банка с глубинами от 5–8.8 м и температурой воды 30 °С, здесь средний улов на станцию составил 24 экз./час траления и у о. Укатный с глубинами 2.8- 4.5 м и температурой воды 27.4 °С, здесь средний улов составил 10 экз./час траления.

Доля остальных видов бычковых: бычка-кругляка, бычка-головача, бычка-ширман и пугловки в траловых уловах была невелика и составляла по 0.4% каждого вида от общего улова. Основная масса бычков также концентрировалась у о. Чистая банка и банок Малая и Средняя Жемчужная.

Таким образом, в летний период в северной части Каспийского моря у о. Чистая банка и банок Малая и Средняя Жемчужная, которые являются основными районами нагула морских рыб, находились основные концентрации бычковых, которые являются кормовым объектом осетровых, карповых рыб и тюленя

АНАЛИЗ ДИНАМИКИ АНАДРОМНОЙ МИГРАЦИИ И КАЧЕСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ СЕВРЮГИ В МНОГОЛЕТНЕМ АСПЕКТЕ (2006–2010 ГГ.).

Г.Ф. Довгопол

*Каспийский научно-исследовательский институт рыбного
хозяйства, ФГУП «КаспНИРХ», Астрахань, Россия*

Сложившийся к настоящему времени гидрологический режим Волго-Каспийского бассейна, в результате гидростроительства, осложнил состояние проходных осетровых, потерявших полностью или частично нерестилища на нижней Волге. Миграция анадромных рыб находится в непосредственной связи с общими изменениями в природном экологическом комплексе Волго-Каспийского бассейна.

В главных чертах характер миграции севрюги в Волгу за последние пять лет не претерпел коренных изменений. Как и прежде весенний ход преобладал над осенним (табл. 1, 2).

В то же время задержка паводковых вод Волгоградским гидроузлом и нарушение гидрологических условий привели к изменению сроков миграции севрюги. По сравнению с периодом 1964–1969 гг., то есть более чем за сорокалетний промежуток времени, весенний ход её сместился к лету (возросло значение июня), а осенний, наоборот, стал более выраженным (таблица 2).

Таблица 1.

**Доля яровых и озимых форм севрюги в 2006–2010 гг.,
(экз./прит.,%)**

Годы	расы рыб	яровые	озимые
2006	экз./прит.	2.34	1.57
	%	59.8	40.2
2007	экз./прит.	2.91	2.09
	%	58.2	41.8
2008	экз./прит.	2.68	0.98
	%	73.2	26.8
2009	экз./прит.	1.56	0.65
	%	70.6	29.4
2010	экз./прит.	1.35	0.79
	%	63.0	37.0
Среднее за 2006–2010 гг.	экз./прит.	2.17	1.22
	%	64.1	35.9

Температура воды прямолинейной зависимости с динамикой хода севрюги не имеет. Однако, многолетние материалы показывают, что основные элементы хода (начало, пик и конец) из года в год происходят при сходных термических условиях. Более того, начало весеннего хода и начало осеннего, весенний и осенний пики, конец весеннего и осеннего хода приурочены к одним и тем же температурам воды.

Таблица 2.

Миграция производителей севрюги на нерест по Главному банку реки Волги за периоды наблюдений 1967–1969; 2006–2010 гг.

Месяцы	Годы			
	1967–1969 гг.		2006–2010 гг.	
	экз./прит	%	экз./прит	%
Апрель	4.2	6.6	0.26	7.7
Май	48.7	76.1	0.97	28.6
Июнь	7.2	11.4	0.77	22.7
Июль	0.84	1.3	0.18	5.3
Август	0.61	1.0	0.26	7.7
Сентябрь	1.08	1.7	0.77	22.7
Октябрь	0.75	1.2	0.18	5.3
Среднее	9.93	100.0	0.54	100.0

По существу температура воды является одним из важнейших факторов среды, сигнализирующим севрюге о благоприятных условиях миграции. Это заключение подтверждается отсутствием хода севрюги при повышенной (22.0–25.0 °C) и пониженной (менее 5 °C) температурах воды.

По многочисленным данным, на лицевых тоновых участках Главного банка поимка первых мигрантов севрюги отмечается в начале апреля при температуре воды 6.0–8.0 °C и совпадает с весенним подъёмом горизонта воды в реке. В мае при температуре воды 10.0–14.0 °C ход севрюги достигает максимума. В дальнейшем интенсивность миграции начинает ослабевать и к концу июня заход яровой севрюги в реку Волгу практически прекращается. В течение июля и августа нерестовый ход севрюги выражен слабо. Лишь в конце августа, с началом охлаждения водных масс, нерестовая миграция вновь постепенно активизируется и в середине сентября (иногда к концу месяца) при температуре воды 17.0–13.0 °C достигает второго осеннего максимума, за счёт мигрантов ози-

мой расы. В октябре интенсивность хода резко снижается и в конце месяца в реку мигрируют единичные производители севрюги.

В целом, нерестовая миграция севрюги укладывается в исторически сложившиеся закономерности. В величине относительного показателя произошли значительные изменения. За последние две пятилетки средний улов на усилие снизился с 5.1 (2001–2005 гг.) до 0.54 экз./прит. (2006–2010 гг.), то есть в 9.4 раза. С 2006 по 2010 гг. относительный показатель варьировал от 0.34 экз./прит. (2009 г.) до 0.75 экз./прит. (2007 г.) (табл. 3).

Таблица 3.

Динамика нерестовой миграции производителей севрюги в дельте Волги на Главном банке, экз./прит.

Месяцы	Годы				
	2006	2007	2008	2009	2010
Апрель	0.19	0.47	0.29	-	0.34
Май	1.12	1.13	1.10	0.47	1.01
Июнь	0.74	1.04	1.17	0.89	0*
Июль	0.29	0.27	0.12	0.20	0*
Август	0.10	0.77	0.14	0.30	0.006*
Сентябрь	1.34	1.02	0.67	0.27	0.57
Октябрь	0.13	0.30	0.17	0.08	0.21
Средние значения	0.62	0.75	0.56	0.34	0.52 0.002*

Примечание – * данные по плавным сетям.

Причиной резкого снижения относительного показателя является слабое пополнение и чрезмерное браконьерское изъятие севрюги как в море, так и на путях нерестовых миграций. Объёмы выпуска (ОРЗ) поколений формирующих современную нерестовую популяцию (1992–2005 гг. рождения) имели численность от 3.986 млн экз. (1994 г.) до 24.3 млн экз. (2001 г.) при среднем показателе 12.415 млн экз., что ниже значений 1997–1991 гг. на 3.609 млн экз. Объём естественного воспроизводства у этих поколений в среднем составил – 85.2 тыс. экз. при колебаниях от 32.6 (1996 г.) до 201.8 тыс. экз. (1994 г.), что на 173.4 тыс. экз. меньше предыдущего периода. Неучтенное изъятие в 2010 году составило 523 т. На снижение вылова за замёт речным закидным неводом по Главному банку оказывает влияние наличие плавов, расположенных ниже экспериментальных участков. Заготовка производителей для целей воспроизводства велась преимущественно плавными сетями, что привело к

снижению и искажению материалов по относительным показателям вылова севрюги за замёт речным закидным неводом на лещевых тоневых участках. В 2010 г. по данным т. «10-ая Огнёвка» относительный показатель вылова составил 0.52 экз./прит., что ниже значений 2008 г. на 0.04 экз./прит. Увеличения улова на усилии не произошло, не смотря на то, что сбор материала осуществлялся в пики хода яровой и озимой севрюги и отсутствовал в летние месяцы, когда миграция севрюги значительно ниже.

При более детальном анализе качественной структуры нерестовой популяции севрюги в течение всего периода её миграции в реку, чётко проявляется связь качественных показателей с интенсивностью хода. Необходимо отметить, что во время пиков хода, весной и осенью, и у самок, и у самцов мигрируют в Волгу наиболее крупные производители, в летний период – впервые нерестящиеся с наименьшими биологическими показателями.

Мигрирующие в Волгу на нерест производители севрюги характеризуются большим разнообразием качественной структуры. За период 2006–2010 гг., самая мелкая севрюга в уловах контрольных тоней имела длину 85 см, массу 1.5 кг, наиболее крупная 170.0 см и 17.2 кг соответственно.

Средняя длина самок за период 2006–2010 гг. варьировала от 126.7 до 137.5 см, самцов от 114.4 до 118.3 см. Средний вес в эти годы изменялся у самок от 6.04 до 9.3 кг, у самцов от 4.21 до 5.4 кг (табл. 4)

Таблица 4.

Биологические показатели производителей севрюги с 2006 по 2010 гг.

Показатели		Годы					
		2006	2007	2008	2009	2010	2006–2010
Длина, см	♀	137.5	137.5	133.6	126.7	134.0	133.9
	♂	118.3	114.6	116.3	114.4	117.4	116.2
Масса, кг	♀	9.0	8.61	7.5	6.04	9.3	8.1
	♂	4.7	4.4	4.21	4.3	5.4	4.6
к упитанности	♀	0.34	0.35	0.31	0.28	0.31	0.31
	♂	0.29	0.3	0.29	0.27	0.3	0.29
Средняя популяционная масса, кг		5.3	4.9	4.5	4.4	5.5	4.9
Плодовитость, тыс. шт.		156.0	154.8	141.7	132.6	175.7	152.2
Доля самок, %		13.4	12.6	8.8	7.9	3.5	9.2

Примечание: * – расчётные данные.

По сравнению с предыдущей пятилеткой, средние показатели длины и массы самок и самцов снизились. Средняя длина самок

уменьшилась с 139.1 см (2001–2005 гг.) до 133.9 см (2006–2010 гг.), у самцов со 125.6 см до 116.2 см соответственно. Масса тела снизилась у самок с 8.5 кг (2001–2005 гг.) до 8.1 кг (2006–2010 гг.), у самцов с 5.8 до 4.6 кг. Средняя популяционная навеска сократилась с 6.1 кг (2001–2005 гг.) до 4.9 кг (2006–2010 гг.), то есть на 1.2 кг. Основными показателями, определяющими её величину, являются соотношение между самками и самцами, а также масса тела производителей, причём определяющими показателями явилось снижение содержания самок с 21.2% (2001–2005 гг.) до 9.2% (2006–2010 гг.). Доля самок в 2006 г. была равна 13.4%, в 2010 г. она снизилась до 3.5%. Снижение доли самок в нерестовой популяции является последствием преимущественного изъятия крупных рыб, что привело к потере старших возрастных групп, в которых доля самок составляет 55.7–100.0%.

Упитанность в последние годы, в связи с сокращением численности севрюги в море и хорошей кормовой базой, несколько увеличилась. В 2007 г. она была самой высокой за последние пять лет и составила у самок – 0.35, у самцов – 0.3. В последующие три года коэффициент упитанности сократился как у самок, так и у самцов, не смотря на дальнейшее сокращение численности осетровых в море, и согласуется с более низкой кормовой обеспеченностью севрюги в этот период.

Возрастной ряд севрюги продолжает сокращаться. В 2010 г. в нерестовой популяции рыб старше 18 лет не встречалось. Средний возраст с 2006 г. по 2009 г. снизился с 11.7 до 7.8 лет. В 2010 г. средний возраст возрос до 10.3 года., за счёт увеличения содержания в возрастной структуре 9–12 летних особей. Увеличение содержания этих рыб произошло из-за изменения сроков сбора материала. Отсутствие наблюдений в летние месяцы, когда мигрируют впервые нерестующие рыбы с наименьшими показателями длины, массы и возраста привело к увеличению среднего популяционного возраста в исследуемом году. Процент производителей севрюги впервые заходящих на нерест (5–8 лет) в 2010 году снизился до 21.2%, В 2009 г. доля таких рыб составляла 72.37% (табл. 5).

Омоложение самок и сокращение их доли в неводных уловах негативно сказались на репродуктивных показателях севрюги. Количество самок, по отношению к 2006 г., в 2010 г. сократилось более чем в 4 раза. Если в начале пятилетки содержание самок в нерестовой популяции было 1.367–1.539 тыс. экз., то к концу пятилетки оно сократилось до 0.572–0.341 тыс. экз.

Индивидуальная абсолютная плодовитость за период 2006–2010

гг. не претерпела значительных изменений. Общее количество икры отложенное всеми самками изменялось от 59.916 (2010 г.) до 238.237 (2007 г.) тыс. шт. (табл. 6).

Таблица 5.

Возрастной состав производителей севрюги в р. Волге, %.

Возраст	Годы				
	2006	2007	2008	2009	2010
5	0.12	4.6	8.5	11.55	2.2
6	0.13	19.6	13.3	17.1	9.5
7	1.8	24.0	22.9	24.42	7.9
8	5.7	14.1	18.6	19.3	1.6
9	10.1	11.8	13.1	10.38	12.7
10	17.0	5.9	8.5	7.75	17.5
11	18.92	3.9	5.7	3.22	12.7
12	14.0	3.8	2.5	2.05	12.7
13	10.8	4.2	2.1	2.48	9.5
14	8.45	2.1	1.4	0.44	9.5
15	5.45	1.8	0.9	0.29	1.6
16	3.4	1.8	1.2	0.59	0
17	1.86	0.8	0.7	0.29	0
18	1.07	0.5	0	0	1.6
19	0.67	0.2	0	0	-
20	0.17	0.3	0	0	-
21	0.18	0.3	0.2	0.14	-
22	0.11	0.3	0.2	-	-
23	0.07	-	0.2	-	-
Кол-во экз.	451	611	436	684	63
Средний возраст, лет	11.67	8.61	8.3	7.8	10.3

Таблица 6.

Репродуктивные показатели севрюги мигрирующей на нерест в реку Волгу в 2006–2010 гг.

Годы	Пропуск производителей на нерестилища	Количество самок		Индивидуальная плодовитость *	Количество икры, отложенной всеми самками
	тыс. экз.	тыс. экз.	%	тыс. шт.	тыс. шт.
2006	10.2	1.367	13.4	156.0	213252
2007	12.021	1.539	12.8	154.8	238237
2008	10.04	0.884	8.8	141.7	175262
2009	7.24	0.572	7.9	132.6	75843
2010	9.764	0.341	3.5	175.7	59916

Примечание: * – расчётные данные.

Снижение доли самок и качественных показателей под воздействием в первую очередь незаконного изъятия производителей в море и на миграционных путях явилось причиной снижения репродуктивных показателей севрюги.

Можно считать установленным, что задержка паводковых вод Волгоградским гидроузлом и нарушение гидрологических условий привели к изменению сроков и интенсивности миграции севрюги в р. Волгу, по сравнению с периодом близким к бытовому стоку.

Снижение относительного показателя вылова за 2006–2010 гг., по сравнению с предыдущей пятилеткой в 9.1 раза, свидетельствует о слабом пополнении популяции севрюги и интенсивном её изъятии из промыслового и нерестового запаса. До настоящего времени стабилизации численности и качественных показателей в популяции севрюги (даже на низком уровне) не произошло и наблюдается дальнейшее сокращение ресурсной базы производителей.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЫБНЫХ РЕСУРСОВ КАЛУЖСКОЙ ОБЛАСТИ

Т.Н. Дякина¹, В.В.Королев², Ю.С.Решетников³

¹⁻² Министерство сельского хозяйства Калужской области

E-mail: korolev_v@adm.kaluga.ru

³ Институт проблем экологии и эволюции РАН – ИПЭЭ, Москва,

E-mail: ysreshetnikov@gmail.com

Большинство рек Калужской области, в том числе наиболее крупные (Ока, Угра, Жиздра) относятся к бассейну Каспийского моря, который занимает 83% от площади всего водосбора области. Остальные реки принадлежат к бассейну Черного моря.

Современная ихтиофауна Калужской области представлена 43 видами рыб и круглоротых, относящихся к 36 родам, 12 семействам, 9 отрядам и 2 классам (табл. 1). По количеству видов в составе ихтиофауны преобладают карповые рыбы – 23 вида.

Таблица 1.

Список рыб и круглоротых Калужской области

Виды	пруды озера	малые реки	Жиздра	Угра	Ока
<i>Lampetra planeri</i>	0	0-3	1-2	2-3	1
<i>Eudontomyzon mariae</i> К	0	0-3	0	1	1
<i>Acipenser ruthenus</i> К	0	0-1	1	1	1-2
<i>Esox lucius</i>	0-3	1-3	2	3	2
<i>Abramis brama</i> **	0-3	0-2	3	3	3
<i>Abramis sapa</i> – белоглазка	0	0	3	0	3
<i>Alburnoides bipunctatus</i> ** Кк	0-1	3	3	3	2
<i>Alburnus alburnus</i>	2-3	3	3	3	3
<i>Aspius aspius</i>	0-1	0-2	2	2	2
<i>Blicca bjoerkna</i>	0-1	0-2	3	3	3
<i>Carassius auratus</i> **	0-3	1-2	2	2	2
<i>Carassius carassius</i>	1-3	0-1	0	0	0
<i>Chondrostoma variabile</i> **	0	0-2	2	2	2
<i>Cyprinus carpio</i> **	0-3	0-1	2	1	3
<i>Gobio gobio</i>	0-1	1-3	3	3	3
<i>Albipinnatus romanogobio</i> -	0	0	1	1	3
<i>Aristichthys nobilis</i> А	0-3	0	1	0	1
<i>Ctenopharyngodon idella</i> А	0-3	0	1	0	1
<i>Leucaspis delineatus</i>	2-3	2	1	2	1
<i>Leuciscus cephalus</i> **	0-1	2-3	3	3	3
<i>Leuciscus idus</i> *	0-2	0-2	1-2	2	1
<i>Leuciscus. leuciscus</i> **	0-1	3	3	3	3

Виды	пруды озера	малые реки	Жиздра	Угра	Ока
<i>Pelecus cultratus</i>	0	0	0	0	1-2
<i>Phoxinus phoxinus</i>	0	2-3	0	1	0
<i>Rhodeus sericeus</i> **	0-1	2-3	2	3	3
<i>Rutilus rutilus</i> - плотва	2-3	3	3	3	3
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0-3	1-2	1	2	1
<i>Tinca tinca</i>	0-3	0-2	0	2	1
<i>Barbatula barbatula</i>	0-2	3	3	2	3
<i>Cobitis taenia</i>	0	1-1	1	2	2
<i>Misgurnus fossilis</i>	0-2	1-2	1	1	1
<i>Barbus barbus</i> К	0	1	0	0	0
<i>Silurus glanis</i> К	0-1	0	2	0	2
<i>Lota lota</i> *	0-2	1	2	2	2
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	1-3	3	3	3	3
<i>Gymnocephalus acerinus</i> К	?	1	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	2-3	1-3	3	3	2
<i>Stizostedion lucioperca</i> *	0-1	0	1	1-2	2
<i>Stizostedion volgense</i> **	0	0	1	0	1
<i>Neogobius fluviatilis</i>	0	3	0	0	1
<i>Neogobius melanostomus</i>	0	0	0	0	3
<i>Perccottus glenii</i> **	0-3	1	0	0	1
<i>Cottus gobio</i> Кк	0	1-2	2	3	3

Примечания: оценка численности рыб по балльной шкале: 0 – вид не встречается; 1 – редкий и малочисленный вид; 2 – обычный вид; 3 – многочисленный вид. А – акклиматизированный; К – вид, внесенный в Красную книгу Российской Федерации; к – вид, внесенный в Красную книгу Калужской области. * – вид, уменьшающий численность; ** – вид с возрастающей численностью; подчеркнуто – виды, обитающие в бассейне Днепра.

По данным сетных уловов в апреле-мае в реках Ока и Жиздра среди крупных видов доминируют плотва, белоглазка густера, подуст, голавль (рис.1). На одно промысловое усилие в сети длиной 30 м ячеей 30–60 мм за 12 часов застоя весной попадалось 8–12 кг рыбы.

По результатам лова мелководными орудиями среди видов мелких рыб преобладают пескарь, уклейка, быстрянка, горчак; обычные – обыкновенный подкаменщик, усатый голец, ерш, верховка, в небольших чистых речках – голянь (рис.2).

Отметим, что основу ихтиофауны составляют рыбы бореально-равнинного фаунистического комплекса (40%), понтического (28%) и амфибореального (20%); из арктического пресноводного всего лишь один вид (налим). По типу питания преобладают бентофаги (63% вместе с эврифагами), хищники составляют 16%, фильтрофаги -14%, планктофги 7%.

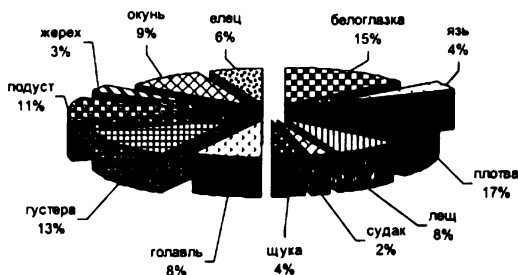


Рис. 1. Соотношение видов рыб (по количеству) в сетных уловах на р. Оке (апрель – май 2009–2011 гг.)

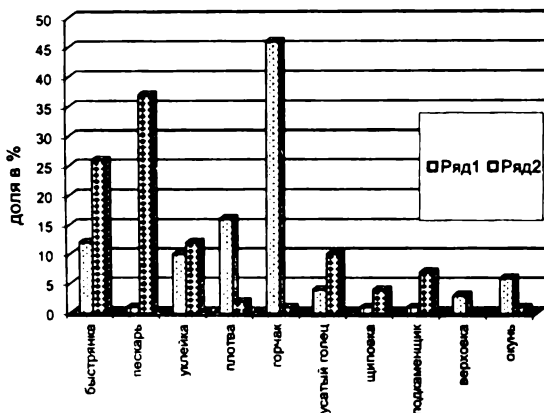


Рис. 2. Относительная численность видов в уловах мелкочейстой волокушей и сачком в реках бассейна верхней Оки. Ряд 1 – уловы сачком на участках рек с зарослями макрофитов; ряд 2 – уловы мелкочейстой волокушей на участках свободных от растительности с ускоренным течением.

В малых реках основу фауны составляют рыбы бореальных фаунистических комплексов (55% равнинного и 12% предгорного) и понтического (25%).

Отдельные реки имеют свои особенности связанные с отличиями в морфологии их русел. Так в реке Угра отсутствуют сом и белоглазка, которые обычны для Оки и Жиздры, зато такие характерные для Угры виды как линь, красноперка, ручьевая минога в Оке и Жиздре редки.

За последние два десятилетия в водных экосистемах Калужской области произошли существенные перемены. Главным образом, это явилось следствием потепления климата и изменений гидрологического режима рек [Семенов, Семенова, 2002]. Последнее 20-летие прошлого века оказалось самым теплым более чем за 100-летний период наблюдений. В реках области произошло сильное уменьшение доли весеннего паводкового стока. Максимальные уровни паводковых вод в Оке под Калугой снизились в среднем с 9 до 5 м. В результате, начиная с 1990 года, поймы рек стали затопливаться только один раз в 5–6 лет. В руслах рек стали накапливаться илы, водотоки все в большей мере зарастают макрофитами, особенно малые. Заметно ускорилось зарастание и заболачивание стариц. Все это сказалось на составе и численности рыбного населения водоемов.

Вероятно, вследствие этого, экологическое преимущество получили теплолюбивые и фитофильные виды рыб. Произошел рост численности и распространение таких видов как голавль, лещ, подуст, сом, щука, серебряный карась, быстрянка, горчак. Серебряный карась и карп – ранее малочисленные беглецы из прудов – теперь основали в Оке и других реках устойчивые популяции (табл. 1).

Наиболее существенные изменения в структуре ихтиофауны произошли среди видов мелких рыб. В последние годы наблюдалась вспышка численности горчака и русской быстрянки – ранее редких для Калужской области видов. Горчак в заметных количествах появился в реках бассейна верхней Оки в 2000 г. В последующие годы произошел быстрый рост численности вида. В настоящее время горчак доминирует среди мелких видов в большинстве малых рек (рис. 2), включая водотоки бассейна Днепра, отмечен и в некоторых озерах. Наша выборка горчака представлена 23 особями (14 самцов и 8 самок) TL 40–64 мм, массой 0.8–3.7 г в возрасте 3–4 лет. Боковая линия неполная с 5–7 прободенными чешуями. D III 7–10, чаще III 8–9; A III 7–9. В последние годы горчак отмечался в спектре питания некоторых видов рыб, прежде всего окуня и околоводных птиц, в частности цапли.

Численность русской быстрянки в нашем регионе стала быстро возрастать, начиная со второй половины 1990-х годов. В настоящее время в больших количествах (табл. 1, рис. 2) встречается почти во всех водотоках бассейнов Оки и Днепра, кроме ручьев. Наша вы-

борка быстрянки представлена 55 особями TL32–110 мм (в среднем 88.0) и массой тела 0.8–14 г (в среднем 6.1) в возрасте 2+–5+. В боковой линии насчитывается от 43 до 51 пор, в среднем 45.9. Ниже приводятся меристические признаки 40 экз. быстрянки из р. Полта. D (II)–III7–9, чаще III 8; A III14–17, чаще III 15; P112–14, чаще I 13; V17–8, чаще I 8. Жаберных тычинок 6–10, чаще 8. Для вида число позвонков указано 41–44; по нашим данным – 42–46.

В последнее десятилетие в реках Калужской области появились три новых вида рыб: белоперый пескарь – *Albipinnatus romanogobio* (Lukasch, 1933), бычок-песочник – *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), бычок-кругляк – *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814).

Белоперый пескарь впервые был обнаружен в Оке в 2006 г. выше Калуги. К настоящему времени он прослежен на всем протяжении Оки в пределах Калужской области и выше вплоть до устья Упы, а также в р. Жиздре. На участке Оки ниже Калуги белоперый и обыкновенный пескарь обитают симпатрично, выше города встречается только белоперый пескарь. В малых реках по-прежнему обитает только обыкновенный пескарь. Несколько особей белоперого пескаря были пойманы нами в 2006 г. и в р. Болва (бассейн Днепра).

Ниже приведены меристические признаки белоперого пескаря из Оки и обыкновенного пескаря из р. Серёна (табл.2).

Таблица 2.

Морфологические признаки белоперого и обыкновенного пескарей бассейна верхней Оки

Признаки	Белоперый пескарь (n=56)		Обыкновенный пескарь (n=63)	
	колебания	M ± m	колебания	M ± m
TL (мм)	51–122	91.2±1.36	64–117	92.1±1.52
SL (мм)	43–101	76.4±1.10	53–98	77.8±1.30
Q (г)	0.8–16.2	5.9±0.50	1.9–12.9	6.16±0.34
D ветви- стых	7–7	7.0	7–7	7.0
A ветви- стых	5–6	5.9±0.05	6–6	6.0
II	38–45	41.6±0.27	38–44	40.3±0.12
VI	39–44	41.8±0.18	38–43	39.8±0.14

Примечания: TL – общая длина тела; SL – стандартная длина тела; Q – вес тела; D- количество разветвленных лучей в спинном плавнике; A – то же в анальном; II – число пор в боковой линии; k- количество позвонков без учета Веберова аппарата.

Бычок-песочник впервые был пойман 2007 г. в Оке в 30 км ниже г. Калуга. Второй экземпляр был добыт в 2008 г. в 18 км выше Калуги. В дальнейшем этот вид в уловах не регистрировался.

Бычок-кругляк в единичных количествах появился в Оке ниже Калуги в 2009 г., в 2010 г. его численность резко возросла, в 2011 г. стал субдоминантом среди видов мелких рыб и продвинулся вверх по Оке до устья Жиздры. Встречаются особи размером от 1 до 18 см в возрасте 0+–6+ лет. Из 22 обработанных особей (табл.3) только 3 были самками. Спектр питания состоит преимущественно из бентоса (прежде всего, моллюсков), поденок, молоди раков, а также собственной молоди. Бычок включен в цепи питания аборигенных видов рыб. Из 18 обработанных в 2010 г. окуней желудка шести особей содержали бычков длиной 1.5–11 см.

Таблица 3.

Морфологические признаки бычка-кругляка верхней Оки (n=22)

Признаки	Колебания	M±m
TL (мм)	89–180	130.7±3.89
SL (мм)	76–152	110±3.26
Q (г)	9–60	34.0±2.69
D1	6–7	6.04±0.05
D2 ветвистых	14–16	15.0±0.10
A ветвистых	11–13	12.1±0.10
vt	32–32	32.0

Отметим появление в бассейне верхней Оки украинской миноги – *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931) [Королев, Решетников, 2008]. В бассейне Волги украинская минога ранее не встречалась, ее ареал в России был ограничен бассейнами Балтийского, Черного и Азовского морей. Однако недавно она обнаружена на территории Пензенской области в бассейне Средней Волги, это река Сура и ее приток Елень-Кадада [Левин, 2001; Levin and Holčík, 2006]. В Оке впервые единственный экземпляр этого вида (половозрелая самка) был пойман выше Калуги у с. Столпово в мае 1996 г [Марголин, Черников, 2001; Красная книга Калужской области, 2006]. При проведении полевых работ в бассейне Оки в 2007 г. нами впервые была идентифицирована украинская минога (*E. mariae*) в притоках Оки. Среди десятков особей ручьевой миноги (*L. planeri*), добытых в Угре и Жиздре, было найдено несколько экземпляров украинской (*E. mariae*). Б.А. Левин, который впервые обнаружил украинскую миногу в бассейне Волги, по нашей просьбе просмотрел этих особей и подтвердил, что часть особей из Жиздры и Угры относятся к виду *E. mariae*. Проведенный гене-

тический анализ показал, что часть особей из бассейна Оки действительно относятся к виду *E. mariae* [Lang et al., 2009].

Сильное негативное влияние на рыбные ресурсы оказывает возросшая по сравнению с 60–80-ми годами XX века рекреационная и рыболовная нагрузка. Особенно большой урон наносится массовым использованием сетей на всех реках рыбохозяйственного значения в период нерестового хода рыб. Огромный ущерб рыбным запасам был нанесен широким применением электроудочек, в особенности пострадали от этого малые реки региона. В результате численность большинства промысловых видов за последние 6–7 лет сильно сократилась, а возрастная структура их популяций значительно омолодилась. Например, маточные стада большинства промысловых видов рыб, участвующих в нересте, состоят в основном из впервые созревших особей.

В связи с описанными изменениями, произошедшими в ихтиофауне Калужской области, мы приводим соответствующие сводные данные за последние десятилетия (табл. 4).

Таблица 4.

Изменения в составе ихтиофауны Калужской области
за последние десятилетия

Численность росла	Численность упала	Исчезли	Новые виды
повсеместно	бассейн Оки	бассейн Десны	бассейн Оки
волжский подуст с 1991 г.	волжский подуст 1986 - 1991 г.г.	стерлядь начало 90-х	украинская мн- нога, Ока 2004 г.
быстринка с 1995 г.	обыкновенный пескарь с 2006 г (в Оке и Жиздре)	днепровский усач, начало 2000-х	бычок-песоч- ник Ока 2006 г.
серебряный карась с начала 1990-х (в реках)	язь с начала 1990-х	донской ерш начало 2000-х	бычок-кругляк Ока 2009 г.
обыкновенный кари с начала 1990-х (в реках)	обыкновенный ерш с 2007 г.	обыкновенный судак конец 80-х	белоперый пескарь 2006 г.
белоперый пескарь с 2006 г. (в Оке и Жиздре)	обыкновенный судак с начала 2000 г.г.	чехонь начало 90-х	головешка- ротан конец 70-х
Голавль с начала 1990-х	налим с начала 90-х		
горчак с 2000 г.			
обыкновенный сом, с начала 1990-х			
щука с начала 2000-х			

Таким образом, в водоемах Калужской области, как и во многих других регионах Европейской части России, происходят существенные перестройки в структуре рыбного населения. Эти процессы происходили и продолжают происходить с разной интенсивностью для отдельных видов и связаны с рядом факторов: изменением гидрологического режима рек, улучшением экологического состояния малых рек, усиленным прессом браконьерства. Некоторые виды повысили свою численность, другие сократили. Активно идут процессы саморасселения рыб, синхронные колебания численности («волны жизни»), одновременно охватывающие бассейны Западной Двины, Днепра Дона и Волги. Мониторинг ихтиофауны в регионах позволяет проследить пути расселения видов рыб и изменения в составе ихтиофауны за последние десятилетия.

ИЗМЕНЕНИЕ ИХТИОФАУНЫ И РЫБНОГО ПРОМЫСЛА АРАЛЬСКОГО МОРЯ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОГЕННЫХ ФАКТОРОВ В ПЕРИОД 1960–2010 гг.

З.К. Ермаханов

Аральский филиал ТОО «Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства», д. 2 ул. Бактыбай батыра, г. Аральск,
Казахстан, aralnprh@mail.ru, z.ermakhanov@mail.ru

Ихтиофауна Аральского моря, состояла из 20 видов рыб, относящихся к 7 семействам (Никольский, 1950). В видовом отношении наиболее богатым являлось семейство карповых, к которому относятся 12 видов (лещ восточный, аральский сазан, аральская плотва, аральская шемая, аральский усач, туркестанский усач, аральский жерех, аральская белоглазка, чехонь, красноперка, туркестанский язь и серебряный карась), составлявших 60% всей ихтиофауны.

Второе место по разнообразию видов занимали окуневые: судак обыкновенный, окунь обыкновенный и ерш, а каждое из остальных семейств – осетровые (шип), лососевые (аральский лосось), сомовые (сом), шуковые (щука), колюшковые (аральская девятиглая колюшка) – представлено одним видом.

После проведения ряда акклиматизационных мероприятий с целью обогащения ихтиофауны (вселение пузанка, кефалей, салаки, севрюги, растительноядных рыб) количество видов значительно возросло. Новыми в бассейне Арала были севрюга – *Acipenser ruthenus* (Linne) (семейство Осетровые), балтийская сельдь – *Clupea harengus membras* (Valenc.) (семейство Сельдевые), белый амур – *Ctenopharyngodon idella* (Valens), обыкновенный толстолобик – *Hypophthalmichthys molitrix* (Valens), пестрый толстолобик – *Aristichthys nobilis* (Rich) (семейство Карповые), и бычок-буберь – *Pomatoschistus caucarcus* (Kawrajsky) Berg, бычок-песочник – *Neogobius fluviatilis pallasi* (Berg), бычок-цуцик – *Proterochinus marmoratus* (Pallas), бычок-крутляк – *Neogobius melanostomus affinis* (Eichw), бычок-головач – *Neogobius kessleri gorlap* Iljin, бычок-ширман – *Neogobius Syrman eurystomus* (семейство Бычковые), атерина – *Atherina boueri caspia* (Eichw) (семейство Атериновые), змееголов – *Channa argus warpachowskii* Berg (семейство Змееголовые).

Таким образом, в результате акклиматизационных работ с 1927 по 1963 гг. в Арале появилось 17 новых видов рыб. Состав ихтиофауны моря увеличился с 20 до 34 видов, но состав промысловых видов рыб изменился мало. Аборигенная ихтиофауна Арала была представлена генеративно-пресноводными видами рыб, основным

фактором колебания численности которых являлись условия естественного воспроизводства (Бервальд 1964; Никольский, 1950).

Зарегулирование и рост изъятия стоков Сырдарьи и Амударьи, повлекшие за собой падение уровня Аральского моря, осушение дельт и осолонение морской воды очень изменили исторически сложившиеся условия обитания аральских рыб, особенно условия их размножения. Для полупроходных рыб это выразилось в обмелении или полном исчезновении нерестовых площадей в дельте рек, а для проходных – в нарушении путей миграции к местам естественного размножения.

Еще в начале 60-ых годов лучшими местами для нереста считались опресненные придельтовые заливы и озера (Бервальд, 1964). Здесь воспроизводилось 65–70% основных промысловых рыб. С падением уровня моря к середине 60-ых годов прошлого века сократились площади нерестилищ почти в 5 раз, соответственно снизилось воспроизводство леща, судака, воблы, шемаи – основных видов промысла. Североаральские рыбы в массе стали нереститься в несвойственных им ранее местах. В многоводные и средние по водности годы, когда имелась связь Сырдарьи с озерами, воспроизводство рыб происходило в этих озерах, затем подросшая молодежь скатывалась в море. В маловодные годы (1974–1975 гг.), когда связь реки с озерами отсутствовала, нерест происходил прямо в русле реки. В этом случае в море скатывались личинки, дальнейшая судьба которых вряд ли складывалась благоприятно, так как в устье Сырдарьи происходит резкая смена солености воды.

В конце 70-х – в начале 80-х годов в связи с перекрытием Сырдарьи глухой земляной дамбой в районе местечка Аклак (в 20 км от устья) поступление пресной воды в море совсем прекратилось. Не осталось опресняемых заливов, основные из них (Карашалан и Каратерень) отделились от моря и в настоящее время полностью высохли.

Роль морских нерестилищ в воспроизводстве промысловых рыб и ранее не была четко определена З.А. Бервальд (1964), утверждая, что около 100% аральской плотвы, 90% сазана и 50% леща северо-восточного района моря приспособилось к нересту в морской воде, не мог сказать об эффективности нереста этих рыб в морских условиях М.Н. Гостеева (1956, 1957, 1989) наблюдала нормальное развитие икры и личинок аральской плотвы, леща и сазана соответственно при солености 11.6, 10.5 и 10.6‰.

С 1975 г. в связи с падением уровня моря, морских нерестилищ как таковых нет. Ихтиофауну прибрежий, как показали исследования

по учету урожая молоди в 1971–1975 гг. составляли лишь атерина, бычки, да иногда непромысловая девятиглая аральская колюшка.

Также катастрофическое ухудшение условий естественного воспроизводства резко отразилось на состоянии промысловых стад. За период с 1961 по 1976 гг. уловы рыбы по Аральскому морю сократились более чем в 4 раза (Табл. 1). Первые признаки отрицательного воздействия осолонения на ихтиофауну Аральского моря появились в середине 60-ых годов при солёности 12–14‰. На мелководных нерестилищах солёность возрастала более быстрыми темпами, чем в открытых районах моря и уже в 1965–1967 гг. превысила 14‰, что губительно сказалось на развитии икры рыб пресноводного происхождения. В конце 60-ых годов особенно ухудшилось положение на нерестилищах полупроходных рыб.

Таблица 1.

Динамика уловов рыбы в Аральском море
до экологического кризиса, тонны

Вид рыбы	Годы										
	1961	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
лещ	8920	600	640	790	1100	1608	1975	1381	528.9	66.8	6
сазан	9940	1390	1000	990	1050	1346	328	219.5	100.9	-	373.5
вобла	6950	2360	1350	1380	1980	2277	1423	418.6	213.9	242.8	68.6
шемая	440	10	11	2	5	-	-	-	-	-	-
усач	1220	330	344	260	316	361.2	306	134.6	27.8	0.4	-
судак	2740	8290	12	10680	6630	5351	4474	3500	2696	1689	2479
щука	650	120	10	40	360	128.8	30	9.5	44.9	-	-
сом	920	430	110	320	450	248.5	61	20.6	30.1	-	2.2
жерех	900	1010	1000	1460	2740	554.3	207	195.4	7.9	-	-
зимнего лов	-	-	50	180	500	72.5	38	34.8	158.8	-	-
белый амур	-	40	10	20	50	306.9	101	58.8	148.1	-	-
толсто- лобик	-	10	13	-	10	485.8	14	29.1	48.6	-	-
прочие	1480	370	200	850	210	422.9	68	4	39	9.3	5.5
Итого	34160	14960	16730	16970	15500	13462	9027	6007	4045	2009	2935

Начиная с 1971 г., когда средняя солёность воды в открытой части моря достигала 12‰ появились и первые признаки отрицательного воздействия солёности на взрослых рыб. У представителей многих видов рыб замедлился темп роста, резко сократилась их численность. К середине 70-ых годов, когда средняя солёность моря превы-

сила 14% полностью нарушилось естественное воспроизводство аральских рыб, в связи с чем, во второй половине семидесятых годов в популяциях многих видов рыб отсутствовало пополнение.

К 1981 г., когда соленость превысила 18‰, Аральское море полностью потеряло рыбохозяйственное значение. В составе ихтиофауны Арала остались из аборигенных видов – аральская девятиглая колюшка, из акклиматизантов – бычки, каспийская атерина и балтийская сельдь. Лишь в устьях Сырдарьи и Амударьи были отдельные случаи поимки промысловых видов рыб старших возрастов. Опираясь на прогнозы гидролого-гидрохимического режима Аральского моря, сотрудниками Аральского отделения КазНИИРХ с середины 70-ых годов велся подбор эвригалинных и соелюбивых видов рыб.

Опыты были проведены с каспийскими осетровыми, куринским лососем, дальневосточным кижучем, азово-черноморской камбалой – глоссой и камбалой – калканом. Наиболее перспективными были работы с камбалой-глоссой, отличающейся большой экологической пластичностью, размножающейся при солености от 17 до 60‰.

Согласно разработанному биологическому обоснованию, с целью сохранения рыболовства в условиях прогрессирующего осолонения Аральского моря, с 1979 по 1987 гг. осуществлялся завоз камбалы – глоссы из Азовского моря и вселение в Аральское море при общем объеме 14,28 тысяч экземпляров (Лим, 1986). Камбала-глосса успешно акклиматизировалась в Аральском море. В начале 90-ых годов она расселилась по всему морю и встречалась в диапазоне солености от 15–20 до 50‰ в промысловых концентрациях. В период с 1991 по 2000 год в Аральском море единственным промысловым видом была акклиматизированная камбала – глосса (таблица 2).

Опыты были проведены с каспийскими осетровыми, куринским лососем, дальневосточным кижучем, азово-черноморской камбалой-глоссой и камбалой-калканом.

Наиболее перспективными были работы с камбалой-глоссой, отличающейся большой экологической пластичностью, размножающейся при солености от 17 до 60‰.

Согласно разработанному биологическому обоснованию, с целью сохранения рыболовства в условиях прогрессирующего осолонения Аральского моря, с 1979 по 1987 гг. осуществлялся завоз камбалы-глоссы из Азовского моря и вселение в Аральское море при общем объеме 14,28 тысяч экземпляров (Лим, 1986). Камбала-глосса успешно акклиматизировалась в Аральском море. В начале 90-ых годов она расселилась по всему морю и встречалась в диапазоне солености от 15–20 до 50‰ в промысловых концентрациях. В

период с 1991 по 2000 год в Аральском море единственным промысловым видом была акклиматизированная камбала – глосса (табл. 2).

Таблица 2.

Динамика улова камбалы-глоссы в Малом Аральском море в период экологического кризиса, тонны.

Вид рыбы	Годы											
	1991	1992	1993	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Камбала-глосса	50	100	85	650	720	945	1050	1155	1225	1260	1350	1230

Однако, в результате продолжающегося понижения уровня воды в конце 1989 года единая акватория Аральского моря разделилась на две части: южную – Большое море и северную – Малое море. С расчислением Аральского моря на Большое и Малое моря изменение их гидролого-гидрохимического режима идет независимо друг от друга.

Так, в конце 90-ых годов соленость Большого Аральского моря достигла 60–70‰, в результате которого акклиматизированная камбала в этой части моря полностью погибла. В настоящее время Большое Аральское море является безрыбным водоемом.

Таким образом, необходимо отметить, что в конце 70-ых годов прошлого века в Аральском море аборигенная промысловая ихтиофауна полностью погибла. Аборигенные промысловые виды рыб Арала обитали только в р. Сырдарье, пойменных дельтовых озерах. В то время как в Аральском море единственным промысловым видом была акклиматизированная камбала-глосса. Однако, после длительного перерыва, начиная с 1988 г., сток р. Сырдарьи стал поступать в Малое Аральское море. В результате этого в устьевой части образовалась опресненная зона, где стала обитать аборигенная промысловая ихтиофауна, скатившаяся из озерных систем и р. Сырдарьи.

В 1989–2008 гг. экологическое состояние Малого Аральского моря значительно улучшилось. Спад сельскохозяйственного производства позволил обеспечить стабильный сток воды по Сырдарье ежегодно в объеме 6–8 км³, а строительство временной Кокаральской плотины позволило его аккумулировать. Произошло распреснение моря, площадью зоны с соленостью 1–10‰ увеличилась до 60 тысяч га. Впервые за многие годы в море стали встречаться представители аборигенной ихтиофауны: аральская плотва, лещ, сазан, судак, жерех и др. стала восстанавливаться и ранее утрачен-

ная кормовая база рыб, состоящая из пресноводных и солоноватоводных организмов. Однако из-за отсутствия в теле плотины водосбросного сооружения эта плотина также была разрушена напором воды при сильном ветре в апреле 1999 г. в результате этого года за 1999–2000 гг. уровень Малого моря понизился на 3 м, значительный объем воды сбрасывался из Малого моря через пролив Берга в Большое море, был зарегистрирован самый низкий уровень за всю историю моря (около 39 м БС). Из опресненных участков вместе с водой скатилось большое количество аборигенных промысловых видов рыб, которые в массе погибли в летний период на мелководьях и ямах между Малым и Большим Аралом. В 2000 г. произошло отчленение заливов Бутакова и Большой Сарышыганак от основной части Малого моря. В отчлененном заливе Бутакова соленость воды увеличилась до 43‰, а средняя по морю соленость составила 17‰.

В настоящее время реализуется проект «Регулирование русла реки Сырдарьи и северной части Аральского моря» (ПРРССАМ), который выполняется в рамках программы «Конкретных действий по улучшению экологической обстановки в бассейне Аральского моря». Реализуемый проект имеет исключительное значение для экономики и улучшения экологической обстановки казахстанской части Арало-Сырдарьинского бассейна.

В августе 2005 г. с окончанием строительства Кокаральской плотины произошло перекрытие протоки, соединяющей Малый Арал с Большим морем при отметке уровня Малого моря около 39.0 БС. Повышение уровня Малого моря шло интенсивно в результате больших зимних пусков по реке и в середине апреля 2006 г. он достиг отметки 42.0 БС. При данной отметки уровня воды Малое море характеризуется следующими параметрами: объем – 27.07 км³, площадь моря – 3288.0 км², максимальная глубина 15.5 м, средняя 8.2 м.

Значительно увеличились площади опресненной зоны, и расширился ареал аборигенных промысловых видов рыб. Ихтиофауна осваивает для нереста и нагула почти вся акваторию Малого Аральского моря, за исключением залива Бутакова, где еще сохраняется высокая соленость воды. Сравнительная стабилизация гидрологического режима и, главное, распределение Малого Аральского моря способствовали достижению промысловой численности ряда ценных промысловых рыб – сазана, леща, судака, жереха и др (табл. 3).

Таблица 3.

Динамика уловов рыбы в Малом Аральском море
после строительства Кокаральской плотины, тонны

Год	всего	Показатель	Виды рыб							Другие виды
			камбала	лещ	Сулак	сазан	плотва	жерех	чехонь	
2005	695	улов, тонн	303	57	30	181	69	25	30	-
2006	1360	улов, тонн	700	120	70	190	250	30	-	-
2007	1910	улов, тонн	640	410	260	260	370	80	40	-
2008	1490	улов, тонн	410	360	170	170	340	90	-	-
2009	1885	улов, тонн	615	470	185	125	410	80	-	-
2010	2810	улов, тонн	715	835	245	115	765	70	65	

Список литературы

- Бервальд Э.А. Пути организации рационального рыбного хозяйства во внутренних водоемах. Ростов-на-Дону: Издательство Ростовского Государственного Университета, 1964. 148 с.
- Гостеева М.Н. Эколого-морфологические характеристики развития Аральского леща *Abramis brama* (Berg)// Труды института морфологии животных им. А.Н. Северцева. – М.: Наука, 1957. Вып. 20. С. 121–147.
- Гостеева М.Н. Особенности развития аральской воблы //Вопросы ихтиологии. 1956. Вып. 6.С. 78–81.
- Гостеева М.Н. Нерест и развитие Аральского сазана на морском нерестилище Аральского моря // Сб. работ по ихтиологии и гидробиологии. Алматы, 1959. С. 34–44.
- Лим Р.М. Об акклиматизации камбалы-гlossы в Аральском море // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. Ашхабад, 1986. С. 249–250.
- Никольский Г.В. Рыбы Аральского моря. М.: Издательство МОИП, 1950. С. 83–111.

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И ЗАПАСЫ ЩУКИ ВОЛГО-КАСПИЙСКОГО РАЙОНА

Л.С. Ермилова

*Каспийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства (ФГУП «КаспНИРХ»)
kaspiy-info@mail.ru*

В Каспийском бассейне щуковые представлены одним видом – щукой обыкновенной (*Esox lucius*). Обитает она в водоемах Дагестана, Азербайджана, в реке Урал, но наиболее многочисленна в дельте Волги, где занимает одно из ведущих мест. В водоемах России щука является ценным видом промысла, а также главным объектом спортивного и любительского рыболовства.

Щука – типично речная рыба, в море встречается редко и только вблизи устьев рек в значительно опресненной зоне. Являясь типичным представителем пресноводной фауны, она предпочитает малопроточные, заросшие участки дельты и аванделы. Зарегулирование стока Волги и повышение уровня Каспийского моря способствовали освоению щукой аванделы, где сложились благоприятные нагульные, зимовальные и нерестовые условия.

Авандельта является основным районом промысла щуки, где она добывается главным образом секретами. Величина ее вылова определяется запасами и гидрометеорологическими условиями, складывающимися в авандельте. Основным орудием лова щуки являются секрета – в сетях и неводах на долю ее вылова приходится незначительный процент. Раннее распаление льда, а, следовательно, и раннее начало весенней путины практически всегда приводит к высоким ее уловам. С начала путины щука доминирует в уловах, составляя более 40.0%. Максимальный ее вылов отмечается обычно в первом квартале за счет преднерестовых и нерестовых скоплений. Кроме этого, высокие ее уловы наблюдаются во второй половине апреля за счет подходов «морской» щуки. Теплая осень и длительность осенней путины также приводит к возрастанию ее улова. На условия промысла и объем вылова щуки в авандельте сильное влияние оказывают сгонно-нагонные явления, возникающие под влиянием изменения уровня Каспийского моря. Подъем уровня моря привел к усилению этих явлений. До подъема Каспия мощная полоса тростниковых зарослей, отделяющая открытую зону моря от побережья, уменьшала разрушительную силу нагонов, снижая высоту и силу ветра (Малинин, 1994). Стабилизация уровня привела к снижению нагонных и увеличению сгонных явлений. Во время

нагонного ветра секрета оказываются скрытыми под водой, а сгонные осушают их. Нагон рассредотачивает щуку, в результате чего рыба уходит из традиционных мест промысла. Особенно в последние годы в весенний период происходит постоянная смена направления ветра, сгон чередуется с нагоном и наоборот.

В целях сохранения запасов и рационального ведения промысла на многие виды, в том числе на щуку, устанавливается ОДУ. Уловы ее в Волго-Каспийском рыбохозяйственном подрайоне за последние двадцать лет колебались в пределах 2.0 (1994 г.) – 5.1 (2002 г.) тыс. т. Исключением являлся лишь 2009 г., когда при отсутствии ОДУ вылов щуки составил 8.98 тыс. т при рекомендуемом КаспНИРХом 4.4 тыс. т. В 2010 г. при возобновлении ОДУ улов вновь составил 4.184 тыс. т. В последние годы, при снижении численности осетровых рыб, возрос интерес к щуцье икре, как деликатесному, дорогостоящему продукту. Все рыбопромысловые организации заинтересованы и нацелены в весенний период на больший вылов этого вида (рис. 1).

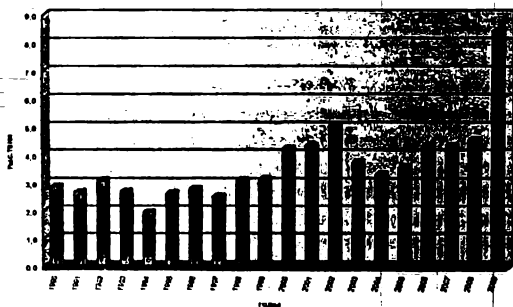


Рис. 1. Уловы щуки в Волго-Каспийском рыбохозяйственном подрайоне

Промысловая популяция щуки в основном состоит из 8 возрастных групп особой длиной 31–87 см при доминировании 3–4-годовиков (65.6%), рыб длиной 41–47 см. Доля особей младших возрастных групп в среднем составляет 7.1%, на долю старших приходится 27.3% (табл. 1).

Таблица 1.

Возрастной состав нерестовой популяции щуки, %

Годы	Возраст									Ср. возраст, лет
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
2006	-	6.7	14.9	42.7	24.1	8.6	2.8	0.1	0.1	4.2
2007	0.5	17.8	34.2	34.6	8.5	3.0	1.1	0.3	-	3.5
2008	0.1	4.1	26.5	37.8	21.1	6.7	2.9	0.8	-	4.1
2009	0.6	7.8	26.7	52.3	5.5	6.0	1.0	0.1	-	3.7
2010	-	8.0	26.5	32.9	25.7	3.6	2.4	0.9	-	4.1

Размерно-весовые показатели щуки в многолетнем аспекте изменяются незначительно (табл. 2, 3).

Таблица 2.

Размерный состав нерестовой популяции, %

Годы	Длина, см										
	27-31	32-36	37-41	42-46	47-51	52-56	54-61	62-66	67-71	72-76	77-81
2006	-	1.0	10.5	22.0	33.0	15.5	10.0	4.5	0.5	1.5	1.5
2007	0.5	3.0	16.5	35.5	21.5	9.0	7.0	2.5	3.5	0.5	0.5
2008	0.1	1.2	11.3	30.4	22.3	16.9	8.9	4.8	2.4	0.9	0.8
2009	-	1.0	11.0	33.0	24.0	11.0	11.0	4.0	3.0	1.0	1.0
2010	0.3	1.7	13.3	29.4	25.7	14.0	7.0	3.0	3.3	1.3	1.0

Таблица 3.

Длина и масса одновозрастных групп щуки в авандельте р. Волги

Годы	Масса, кг								Ср. кг
	1	2	3	4	5	6	7	8	
2006	-	0.47	0.71	1.0	1.36	2.05	3.95	4.8	1.27
2007	0.29	0.51	0.75	1.09	1.5	2.5	3.35	4.4	1.09
2008	0.3	0.57	0.85	1.03	1.5	2.2	3.8	4.9	1.0
2009	-	0.55	0.82	1.2	1.72	2.2	3.3	4.4	1.27
2010	-	0.455	0.721	1.06	1.42	2.59	3.2	-	1.33
Годы	Длина, см								Ср. см
	1	2	3	4	5	6	7	8	
2006	-	37.7	42.6	45.5	51.8	60.6	73.4	84.0	50.0
2007	32.0	37.6	42.8	47.9	54.5	64.9	71.7	81.0	47.4
2008	32.0	37.7	44.0	47.8	54.4	61.9	72.6	82.4	48.3
2009	-	38.0	43.5	49.3	56.1	63.2	71.7	81.0	49.5
2010	-	37.0	42.3	47.9	54.6	64.3	70.8	-	48.9

Доля самок в нерестовой популяции в 2006–2010 гг. изменялась от 52 до 63.4% (табл. 4).

Таблица 4.

Доля самок в нерестовой популяции, %

Годы	Возраст, лет								Сред.
	1	2	3	4	5	6	7	8	
2006	-	66.7	61.5	52.1	60.9	94.5	100	100	63.0
2007	50.0	41.0	43.6	64.1	73.2	87.5	100	100	58.5
2008	50.0	53.4	55.4	62.1	65.1	90.8	100	-	63.4
2009	-	-	54.0	46.0	80.0	80.0	100	100	52.0
2010	-	-	31.6	53.4	71.4	96.0	100	100	55.0

Щука является хищным видом. Спектр питания ее очень разнообразный и состоит из рыбных и нерыбных объектов. Основной ее рацион весной составляет вобла. До начала ее нерестового хода в реки наибольшую долю в питании щуки составляют туводные виды, преобладающим из которых является серебряный карась. Нерыбные объекты (рак, лягушки) в весеннем откорме составляют небольшую долю. Осенний спектр в основном состоит из серебряного карася, окуня и линя. Щука всегда в полной мере обеспечивает себя кормовыми организмами. При уменьшении численности в водоеме одного пищевого объекта она легко переходит на питание другим.

Щука – рано нерестующий вид. Нерест ее растянут во времени и продолжается в основном с марта по май. Основная часть популяции выметывает икру в первой пятидневке апреля при температуре 6–7 °С (более 40.0%) на остатке прошлогодней растительности. На эффективность нереста щуки, не зависящего от паводка, большое значение оказывают сгонно-нагонные явления. Сгон осушает кладки икры, в результате чего икра гибнет от обсыхания.

Запасы щуки находятся в благополучном состоянии и колеблются в пределах 19.9–23.9 тыс. т. Перспектива промысла относительно благоприятна. Рассчитанная и установленная величина ОДУ, при уменьшении неучтенного изъятия, является самой оптимальной величиной. Численность и биомасса щуки в Волго-Каспийском районе рассчитывается методом прямого учета. В расчетах используются ареал распространения, глубина в районах промысла, меняющаяся под воздействием гидрологических условий, интенсивность лова, фактический вылов на промысловое усилие (Кушнарченко, Лугарев, 1983). При проведении расчетов учитывается величина неучтенного изъятия и рекомендуемый процент

изъятия. Интенсивность промысла определяется, исходя из предполагаемого количества секретов и сетей, величина которых изменяется по годам в незначительных пределах и научно обоснована. Оптимальное промысловое изъятие по методике Малкина Е.М. (1983) составляет 30% от промыслового запаса. С учетом всех этих факторов определяются запасы и ОДУ шуки.

Список литературы

- Кушнарченко А.И., Лугарев Е.С. Оценка численности рыб по уловам // Вопросы ихтиологии. 1983. Т. 23. Вып. 6. С. 921–926.
- Малинин В.Н. Проблема прогноза уровня Каспийского моря // СПб: Рос. гос. гидромет. институт, 1994. С. 160.
- Малкин Е.М. Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб / ВНИРО, 1999. С. 147.

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ КЕССЛЕРОВСКОЙ СЕЛЬДИ В УСЛОВИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ НИЖНЕЙ ВОЛГИ

В.П. Ермолин

Саратовское отделение ФГНУ ГосНИОРХ, Саратов, Россия,
gosniorh@mail.ru

Изучение экологии и систематики волжских проходных сельдей имеет длительную историю. Первое описание черноморской и каспийско-волжской сельдей дает Р.С. Паллас (Pallas, 1811), где он относит их к *Clupea pilchardus* Walbaum. Э. Эйхвальд (Eichwald, 1831) относит этих сельдей к *C. finta* Boulenger. Спустя семь лет Э. Эйхвальд (Eichwald, 1838) описывает каспийскую сельдь как самостоятельный вид – *C. caspia* Eichwald. К. Кеслер (1870) констатировал наличие в Волге двух форм сельдей. Одну он отнес к роду *Alosa* Cuvier, другую – к роду *Clupea* Linne. Позже О.А. Гримм (письмо в редакцию «Астраханского справочного листка в 1885 г.) высказывает мнение о наличии в Волге двух сельдей: пузанка (*Alosa caspia* (Eichwald)) и черноспинки (*Alosa pontica* (Eichwald)). Далее (через два года) он указывает на две разновидности пузанка: одна имеет прогонистое тело, другая – высокое (Гримм, 1887). Черноспинку, при этом он выделяет в особый вид – *Clupea kesleri*.

В 1913 г. Л.С. Берг в работе «Каспийские сельди», собранные экспедицией 1912 г. вдоль западного берега моря выделяет волго-каспийских сельдей в самостоятельный род и называет его, введенным ранее К. Кеслером, наименованием – *Clupeonella* Kessler. Пролонговатую разновидность пузанка он рассматривает как подвид, называя его волжской сельдью. В результате систематика проходных сельдей Волги на тот момент выглядела так:

- *Clupeonella kessleri* (Grimm) – черноспинка;
- *Clupeonella caspia* (Eichwald) – пузанок;
- *Clupeonella caspia volgensis* Berg – волжская сельдь.

В 1915 г. в «Предварительном отчете о сельдях, собранных в Каспийском море Каспийской экспедицией 1913 года» Л.С. Берг дает новое родовое название каспийским сельдям – *Caspialosa* (Дюжиков, 1955).

К.А. Киселевич (1923) в работе «Каспийско-волжские сельди» приходит к выводу, что все каспийские сельди очень сходны между собой, обнаруживая постепенные и незаметные переходы и должны рассматриваться как подвиды единого вида *C. caspia* (Eichwald). Волжскую сельдь он считает, наряду с пузанком, подвидом – *C. caspia volgensis*.

В дальнейшем в интересах удобства системы было принято считать формы каспийских сельдей самостоятельными видами (Дюжиков, 1955). В результате систематика каспийско-волжских сельдей стала иметь следующий вид:

- *C. kessleri* (Grimm) – черноспинка;
- *C. volgensis* (Berg) – волжская сельдь;
- *C. caspia* (Eichwald) – пузанок.

Детальное изучение каспийско-волжских сельдей в 1930-е гг. показало, что в Волгу, наряду с тремя выделенными видами, входят ещё 2 формы сельдей. Одна, так называемая, волжская малотычинковая сельдь, названная Л.С. Бергом *C. v. imitans*; другая, отмеченная Н.П. Танасийчуком 1935 г., а затем описанная и названная им *C. v. bergi* (Танасийчук, 1940). Обе формы рассматривались как подвиды волжской сельди. Типичная же форма волжской сельди, для избежание путаницы в названиях, стала именоваться волжской многотычинковой сельдью.

В 1940 г. по вопросу о систематических отношениях в группе проходных сельдей Каспия среди ихтиологов возникли разногласия. В частности Б.Г. Чаликов (1943) рассматривал малотычинковую волжскую сельдь и сельдь Берга как экологические расы черноспинки, а Д.Ф. Замахаев (1944) – как более молодые возрастные группы черноспинки. А.Н. Световидов (1943) проходных сельдей Каспийского моря отнес к одному виду – *C. kessleri* (Grimm).

В своей монографии «Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран», Л.С. Берг (1948) дает следующую систематику проходных волжских сельдей:

- *C. kessleri* (Grimm) – черноспинка;
- *C. kessleri* sp. *volgensis* (Berg) – волжская сельдь;
- *C. kessleri* sp. *volgensisimitans* Berg – малотычинковая волжская сельдь;
- *C. kessleri* sp. *volgensisbergi* Tanassijtschuk – волжская сельдочка.

А.Н. Световидов (1952) высказывает мнение, что под названием волжской малотычинковой сельди описаны гибридные и промежуточные между черноспинкой и типичной волжской сельдью особи. По поводу сельди Берга (*C. v. bergi*) А.Н. Световидов (1952) говорит, что ее систематическое положение запутано и наиболее правильно считать её особой группировкой, стоящей на начальной стадии формообразования.

На основе многолетних (1946–1954) наблюдений и сравнения малотычинковых и многотычинковых проходных волжских сельдей А.Т. Дюжиков (1955) приходит к выводу, что «... они представляют

две хорошо обособленные формы. Сходство этих сельдей по габитусу определяется не столько систематической близостью, сколько конвергенцией в связи со сходным (проходным) образом жизни. В таком случае необходимо вернуться к прежнему наименованию обоих волжских проходных сельдей» (Дюжиков, 1955, стр. 327):

- *A. volgensis* (Berg) – волжская сельдь;

- *A. kessleri* (Grimm) – черноспинка.

Г.В. Никольский в книге «Частная ихтиология» (Никольский, 1971) указывает 3 вида проходных каспийско-волжских сельдей: *C. kessleri* (Grimm) – черноспинка, *C. volgensis* (Berg) – волжская сельдь и *C. caspia* (Eichwald) – пузанок.

Следует отметить, что среди исследователей до сих пор нет единого мнения о систематике каспийских проходных сельдей. Согласно «Аннотированному каталогу круглоротых и рыб континентальных вод России» (1998) каспийская проходная сельдь представлена одним видом кеслеровской сельдью (*A. kessleri*). Считается, что в Волгу на нерест заходит, проникая в Саратовское и Волгоградское водохранилища в составе двух подвигов: черноспинки (*A. k. kessleri*) и волжской сельди (*A. k. volgensis*) (Евланов и др., 1998; Аннотированный каталог..., 1998; Атлас пресноводных рыб..., 2002 и др.).

Согласно мнения других исследователей (Kottelat, 1997; Bogutskaya et al., 2001), биологические и морфологические отличия черноспинки и волжской сельди весьма существенны, а, опираясь на факт симпатрии, их следует рассматривать не иначе, как в статусе отдельных видов (Богущая, Насека, 2004).

Следует отметить, что в сводке «Пресноводные рыбы Европы» кеслеровские сельди включены подвидами в *A. pontica* (The Freshwater Fishes of Europe, 1991).

Приведенные выше сведения позволяют утверждать, что в систематике волжских сельдей до настоящего времени нет достаточной ясности. Причина тому: с одной стороны – необыкновенная пластичность и вариабельность сельдей, с другой – недостаточная методическая проработанность видовых критериев оценки филогенетического и, соответственно, систематического статуса. Тем не менее, одно совершенно очевидно – нерестовое стадо сельди, заходящей на нерест в реку Волгу до образования водохранилища было неоднородно, гораздо более неоднородно, чем представлялось в тот период исследователям.

Определенную роль сыграла и складывающаяся ситуация, связанная с образованием каскада водохранилищ на р. Волга и прогнозом

полной потери нерестилищ выше плотины Волгоградского (Сталинградского) гидроузла (Дюжиков, 1955). Действительно, в результате масштабного гидростроительства были отсечены большие площади нерестилищ волго-каспийских проходных сельдей. Некоторый период времени численность их поддерживалась функционированием рыбоподъемников на плотинах Волжской и Саратовской ГЭС. Однако, уже в то время наблюдалось снижение мощности нерестового стада. Так, если рыбоподъемником через плотину Волгоградской ГЭС в 1965 г. было пропущено более 1.2 млн. экземпляров сельди, то в 1988 г. количество пропущенной сельди составило 11 тыс. экземпляров (1% от пропуска в 1965 г.). В 1976 г. рыбоподъемником Саратовской ГЭС в Саратовское водохранилище было пересажено 208.5 тыс. экземпляров сельди, а в 1993 г. – всего 550 экземпляров. Положение ещё более ухудшилось после остановки рыбоподъемников в 1988 г. на плотине Волжской ГЭС и летом 1993 г. – на плотине Саратовской ГЭС. Следует отметить, что снижение объемов пропуска вызвало опасение полного прекращения проникновения проходных сельдей Каспия в водохранилища нижней Волги и потери для них нерестилищ не только на верхней и средней Волге, но и на участке от Жигулёвска до Волгограда, о чем в свое время говорил А.Т. Дюжиков (1955). Это существенно снизило интерес к исследованию проходных каспийско-волжских сельдей.

В реальности этого не произошло. Сельдь проникает в Волгоградское и Саратовское водохранилище через судоходные шлюзы, что в некоторой степени оказалось непрогнозируемым моментом. Проникновение сельди в Волгоградское и Саратовское водохранилище после остановки рыбоподъемников происходит ежегодно. Особенно массово сельдь проникала в водохранилища нижней Волги в 1992, 1997, 1999 и др. годах. Последний массовый заход наблюдался в 2010 г., что связано с большой мощностью нерестового стада, заходящего на нерест из Каспия в Волгу.

Наблюдения за сельдью во вновь образованных водоемах Волги проводились эпизодически на малом числе признаков и объеме материала. Тем не менее, нами отмечены постепенные изменения её пластических и счетных признаков. Если в первые годы существования водоемов, проникающая в водохранилища сельдь не имела различий с сельдью речного периода, то через полвека зарегулирования Волги отмечаются весьма значительные различия.

Совершенно очевидно, что причина произошедших изменений кроется в неоднородности исходного нерестового стада проходных сельдей, их высокой пластичности и вариабельности, о чем свиде-

тельствуют приведенные выше материалы. Нам представляется, что в настоящее время первостепенная задача исследований заключается в изучении экологии и статуса современной сельди, проникающей на нерест в водохранилища нижней Волги, и выяснение направления происходящих изменений и причин их обуславливающих.

Сельдь представляет собой продовольственный ресурс, имеющий хозяйственную ценность. Исследование её значимо в практическом плане, с теоретической точки зрения – позволит углубить наши знания об экологии, систематике, приспособительном потенциале этой уникальной группы рыб.

Список литературы

- Аннотированный каталог круглоротых и рыб континентальных вод России. М.: Наука. 1998. 220 с.
- Атлас пресноводных рыб России. Т. 1. /под редакцией Ю. С. Решетникова. М.: Наука. 2002. 379 с.
- Берг Л.С. Каспийские сельди. Материалы к познанию русского рыболовства. Т. II. Вып. 3. 1913. С.1–50
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Ч. 1. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1948. — С.3–466.
- Богущая Н.Г., Насека А.М. Каталог бесчелостных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими категориями. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2004. 389 с.
- Гримм О.А. Астраханская селедка. Сельское хозяйство и лесоводство. 1887. № 2. 43 с.
- Дюжиков А.Т. Систематика и экология сельди – черноспинки. Дис. докт. биол. наук. Саратов, 1955. 244 с.
- Евланов И.А., Козловский С.В., Антонов П.И. Кадастр. Рыб Самарской области. Тольятти: ИЭВБ РАН. 1998. 222 с.
- Замахаяев Д.ф. К вопросу о систематическом положении проходных сельдей Каспия. Зоол. журн. XXIII. Вып.2–3. 1944. С.65–81.
- Кеслер К. Об ихтиологической фауне р. Волга. Тр. СПб. общ. ест. 1870. С. 235–310.
- Киселевич К.А. Каспийско-волжские сельди. (Тр. Астраханской научно промысловой экспедиции 1914–1915 гг.). Ч. 1 (Систематика). М.: 1923. 155 с.
- Никольский Г.В. Частная ихтиология. – М.: Высшая школа, 1971. 471 с.
- Световидов А.Н. О каспийских и черноморских сельдевых из рода *Caspialosa* и *Clupeonella*. Зоол. журн. XXII. Вып. 4 1943. С. 222–232.
- Световидов А.Н. Фауна СССР. Рыбы. Сельдевые (*Clupeidae*). М.-Л. 1952. С. 282–292.

- Танасийчук Н.П. Новая форма каспийских проходных сельдей (*Caspialosa volgensis bergi*). Докл. Акад. Наук СССР. Т. XXVI. № 1. 1940. 103–105 с.
- Чаликов Б.Г. О проходных сельдях Волги. Зоол. журн. XXII. Вып. 6 1943. С. 352–360.
- Bogutskaya N.G., Naseca A.M., Comlev A.M. Freshwater fishes of Russia preliminary of the fauna revision. Zoological session (Annual report 2000). Prog. Zool. Inst. RAS. 2001. Vol. 289. P. 43–98.
- Eichwald E. Fauna Caspii maris primitae. Bull. Soc. Nat. Moscau. IX. 1838. P. 125–147.
- Eichwald E. Zoologia specialis. Bd. III. 1931
- Kottelat M. European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non systematists and comments on nomenclature and conserveition. Biologia. 1997. Vol. 52. P. 1–271.
- Pallas P.S. Zoographia Rosso-Asiatica. III. Petropoli. 1811. – 428 p.
- The Freshwater Fishes of Europe. Wiesbaden: AUSA-Verl. 1991. Vol. 2. 448 p.

**КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ СТРУКТУРЫ
ИХТИОЦЕНОЗА В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ
БАЛАКОВСКОЙ АЭС И САРАТОВСКОМ
ВОДОХРАНИЛИЩЕ ЗА ПЕРИОД
С 1979 ПО 2007 ГОДЫ**

В.П. Ермолин, И.А. Белянин

Саратовское отделение ФГНУ «ГосНИОРХ», gosniorh@mail.ru

Цель данной – работы оценить изменение структуры волжского ихтиоценоза в водоеме-охладителе Балаковской АЭС в сравнении с таковым в прилегающей акватории Саратовского водохранилища.

При написании работы использованы материалы обследования, проводимые нами в 1978–1979 (непосредственно перед образованием водоема-охладителя) и в 2007 годах. В основу оценки положены изменения состава в фаунистических комплексах и экологических группах по местообитанию, размножению и питанию. В качестве оценочного критерия использован индекс трансформации (λ), представляющий собой отношение вновь появившихся и выпавших (в сумме) видов (Δn) к начальному их числу (n). Принадлежность видов к фаунистическим комплексам и экологическим группам устанавливалась на основе имеющихся сведений (Крыжановский, 1949; Никольский, 1980; Ермолин, 1984).

Ихтиофауна Саратовского водохранилища на участке современного водоема-охладителя включала 29 видов рыб, в том числе: кесслеровская сельдь (*Alosa kessleri* (Grimm, 1887)), черноморско-каспийская тюлька (*Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840)), европейская ряпушка (*Coregonus albula* (Linnaeus, 1758)), обыкновенная щука (*Esox lucius* Linnaeus, 1758), синец (*Abramis ballerus* (Linnaeus, 1758)), лещ (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)), уклейка (*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)), жерех (*Aspius aspius* (Linnaeus, 1758)), густера (*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)), серебряный карась (*Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782)), волжский подуст (*Chondrostoma variable* Jakowlew, 1870), сазан (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1759), пескарь (*Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)), верховка (*Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843)), голавль (*Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758)), язь (*Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758)), елец (*Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758)), чехонь (*Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758)), горчак (*Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776)), плотва (*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)), красноперка (*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)), сибирская щиповка (*Cobitis melanoleuca* Nichols, 1925), обыкновенная щиповка (*Cobitis taenia* Linnaeus, 175), сом (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758).

налим (*Lota lota* (Linnaeus, 1758)), обыкновенный ерш (*Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758)), речной окунь (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758), судак (*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)), берш (*Sander volgenae* (Gmelin, 1788)).

С образованием водоема-охладителя из состава ихтиофауны выпало 12 видов. Это кесслеровская сельдь, тюлька, европейская ряпушка, синец, волжский подуст, пескарь, елец, горчак, обыкновенная и сибирская щиповки, налим и ерш. Одновременно появилось 3 новых вида – белый толстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)), черноморская игла (*Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, 1831), бычок-цуцик (*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)).

Существенно изменилась экологическая структура. Из состава ихтиофауны полностью выпал арктический пресноводный комплекс и появился китайский равнинный. В понтокаспийском морском комплексе произошла смена видового состава (таблица 1). В экологических группах по местообитанию произошло значительное обеднение состава реофильных, лимнофильных и лимнореофильных групп. В экологических группах по размножению выпали две группы и появилось три новых. В экологических группах по питанию выпали планктобентофаги. Существенно обеднился состав планкто- и бентофагов.

Таблица 1.

Экологическая структура ихтиоценоза Саратовского водохранилища и водоема-охладителя Балаковской АЭС.

Фаунистические комплексы, экологические группы	Вод- ще, 1979 г.	Водоем- охладитель, 2007 г.		Прилегающая акватория*, 2007 г.	
	n	Δn_1	λ_1	Δn_2	λ_2
По принадлежности к фаунистическим комплексам					
Третичный равнинный пресноводный.	4	-2	0.5	0	0.0
Понтокаспийский морской	2	-2; +2	2.0	+6	3.0
Понтокаспийский пресноводный	12	-2	0.17	+1	0.08
Бореальный равнинный	9	-4	0.44	0	0
Арктический пресноводный	2	-2	1.0	0	0
Китайский равнинный	0	+1	∞	+3	∞
Всего	29	-12; +3	0.52	+10	0.34
По принадлежности к экологическим группам:					
Местообитанию					
Реофилы	5	-4; +1	1.0	+1	0.2

Фаунистические комплексы, экологические группы	Вод- ше, 1979 г.	Водоем- охладитель, 2007 г.		Прилегающая акватория*, 2007 г.	
	n	Δn_1	λ_1	Δn_2	λ_2
Лимнофилы	14	-5; +1	0.43	+5	0.36
Лимно-реофилы	7	-3; +1	0.57	+4	0.57
Рео-лимнофилы	3	0	0	0	0
Всего	29	-12; +3	0.52	+10	0.34

Размножению (отношение к нерестовому субстрату)

Фитофилы	12	-3	0.25	+1	0.08
Литофилы	4	-2	0.5	0	0
Пелагофилы	3	-2	0.67	0	0
Индиifferentные	4	-1	0.25	0	0
Фито-литофилы	1	0	0	0	0
Лито-фитофилы	2	-1	0.5	0	0
Псаммофилы	2	-2	1.0	0	0
Антофилы	0	+1	∞	+4	∞
Остракофилы	1	-1	1.0	0	0
Вынашивающие	0	+1	∞	+1	∞
Искусственного размножения	0	+1	∞	+3	∞
Псаммо-литофилы	0	0	0	+1	∞
Всего	29	-12; +3	0.52	+10	0.34

Питанию

Бентофаги	9	-5; +1	0.67	+6	0.67
Планктофаги	6	-4; +1	0.83	+1	0.17
Хищники	5	-1	0.2	0	0
Фитофаги	2	-1; +1	1.0	+3	1.5
Эврифаги	3	0	0	0	0
Планкто-бентофаги	1	-1	1.0	0	0
Хищники-планктофаги	1	0	0	0	0
Хищники-бентофаги	2	0	0	0	
Всего	29	-12; +3	0.52	+10	0.34

Примечание: * Прилегающая акватория Саратовского водохранилища, ∞ – появление нового фаунистического комплекса или экологической группы.

Средний индекс трансформации (λ_1) в фаунистических комплексах и экологических группах в водоеме охладителе равен 0.52 (52%).

В прилегающей акватории Саратовского водохранилища, в отличие от водоема-охладителя, за прошедший период наблюдалось обогащение ихтиофауны за счет расширения ареала (бычок-кругляк, бычок-песочник, линь) туводных рыб, проникновения (бычок-головач, бычок-цуцик, звездчатая пуголовка, черноморская игла) и вселения новых видов (толстолобики белый и пестрый, бе-

лый амур). Соответственно произошло усложнение, как фаунистических комплексов, так и экологических групп. Отмечено существенное усложнение понтокаспийского морского и появление китайского равнинного комплексов.

В экологических группах по местообитанию численно возросли лимнофилы и лимно-реофилы; по размножению – появились 4 новые группы; по питанию – в полтора раза увеличилась численность фитофагов и на 67% – бентофагов. Средний индекс трансформации составил 0.34 (34%).

В сравнительном плане определенный интерес представляет оценка различий сложности современной экологической структуры ихтиофауны водоема-охладителя и прилегающей к нему акватории водохранилища.

В результате разнонаправленности процессов, видовой состав ихтиофауны прилегающей акватории оказался примерно в 2 раза богаче (39 видов) по сравнению с составом ихтиофауны водоема-охладителя Балаковской АЭС (20 видов).

С точки зрения экологических изменений эта разница больше. Попробуем оценить её, опираясь на индекс трансформации (λ_1).

Как уже говорилось ранее, сокращение видового состава в водоеме-охладителе сопровождалось упрощением экологической структуры в фаунистических комплексах и экологических группах, в то время как в прилегающей зоне наблюдалось усложнение. Обозначив упрощение знаком минус (-), а усложнение – знаком плюс (+), найдем результирующую процесса (условная сложность экологической структуры), соответственно Q_1 и Q_2 . Поскольку средний $\lambda_1 = 0.52$, а $\lambda_2 = 0.34$, получим:

$$Q_1 = 1 - \lambda_1 = 1 - 0.52 = 0.48(1)$$

$$Q_2 = 1 + \lambda_2 = 1 + 0.34 = 1.34(2)$$

Таким образом, в водоеме-охладителе произошло упрощение экологической структуры ихтиоценоза в 2 раза, в то время как в Саратовском водохранилище – усложнение в 1.34 раза.

Отношение Q_2/Q_1 может быть использовано для количественной оценки различия сложности экологических структур. Исходя из принятого метода оценки, структура ихтиофауны в водоеме-охладителе Балаковской АЭС в настоящее время в 2.8 раза проще ($1.34/0.48$), по сравнению с таковой в прилегающей акватории водохранилища. В результате разнонаправленности изменений за 29 лет наблюдений ихтиоценозы водоемов стали резко различными (на 280%). Средняя

скорость изменения (расхождения) составила около 10% в год, что следует считать чрезвычайно высоким показателем.

Список литературы

- Ермолин В.И. Экология питания рыб и пути повышения рыбопродуктивности Саратовского водохранилища: Дис... канд. биол. наук. Саратов: 1984. 342 с.
- Крыжановский С.Г. Эколого-морфологические закономерности развития карповых, вьюновых и сомовых рыб (Cyprinidae и Siluridae) // Тр. ин-та морфологии животных. 1949. Вып. 1. С. 5–332.
- Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1980. 183 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ВОДОТОКОВ ТИМАНА

А.Б. Захаров¹, Э.И. Бознак²

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения
РАН, Сыктывкар, Россия, zaharov@ib.komisc.ru

²ГОУ ВПО «Сыктывкарский государственный университет,
Сыктывкар, Россия, boznak06@rambler.ru

К числу природных богатств Республики Коми относятся водотоки, истоки которых расположены в центральной части Тиманского кряжа. Большая часть территории их водосборов расположена в едином географическом пространстве Центрального Тимана, однако водосток распределен по бассейнам трех крупных северо-европейских рек Печора (р. Пижма, р. Цильма, р. Ижма и др.), Мезень (Елва Мезенская) и Северная Двина (р. Вымь с ее притоками Ворыква и Елва Вымская).

Геоморфологические и экологические условия тиманских рек во многом определяют видовой состав и структуру их рыбного населения этого района, включающего в себя от 12 до 20 видов рыб (табл. 1). По числу видов в ихтиофауне Тиманских водотоков преобладает отряд Карпообразные (5–10 видов или 38.5–50.0% от общего числа видов), отр. Лососеобразные представлен 3–4 видами (20.0–23.1%), отр. Окунеобразные – 2 видами (10.0–15.4%), отряды Щукообразные, Трескообразные и Скорпенообразные представлены по 1 виду рыб. Единственный представитель отр. Осетрообразные – стерлядь – отмечен лишь в р. Вымь, водотoku, относящегося к Северо-Двинскому бассейну.

Многие из рыб, обитающих в этом районе (стерлядь, сиг, европейский хариус, щука) обладают значительной коммерческой ценностью. Два представителя ихтиофауны, нельма и обыкновенный подкаменщик, включены в Красную Книгу Российской Федерации и Республики Коми (Красная книга..., 1999; Красная книга..., 2001). Практически во все средние и крупные тиманские реки заходит на нерест атлантический лосось. Популяция лосося р. Вымь (тиманский приток р. Вычегды) является крупнейшей для всего вычегодского бассейна. На семужье-нерестовых реках введены серьезные ограничения на любительский и промышленный лов рыбы.

Распространение отдельных видов и их роль в рыбной части сообщества на разных участках водотоков неодинаково и обусловлено геоморфологическими и гидрологическими особенностями местообитаний, а также экологическими характеристиками обитаю-

щих здесь видов рыб. На равнинных участках рек, как правило, и по числу видов, и по доле в уловах доминируют карпообразные и окунеобразные.

Таблица 1.

Видовой состав рыб водотоков Тимана

Вид	Тиманские водотоки бассейнов рек		
	Печора	Мезень	С. Двина
отряд Acipenseriformes			
<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758 – стерлядь	-	-	+
отряд Salmoniformes – лососеобразные			
<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758 – атлантический лосось	+	+	+
<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный сиг	+	+	+
<i>Stenodus leucichthys</i> (Guldenstadt, 1772) – нельма	-	-	+
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758) – европейский хариус	+	+	+
отряд Esociformes – щукообразные			
<i>Esox Lucius</i> Linnaeus, 1758 – обыкновенная щука	+	+	+
отряд Cypriniformes – карпообразные			
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758) – лещ	-	-	+
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758) – уклейка	-	+	+
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758) – золотой карась	+	+	+
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758) – пескарь	-	?	+
<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758) – голавль	-	-	+
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758) – язь	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758) – елец	-	+	+
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный голец	+	+	+
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758) – плотва	+	+	+
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758) – усатый голец	+	+	+
отряд Gadiformes – трескообразные			
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758) – налим	+	+	+
отряд Perciformes			
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758 – речной окунь	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный ерш	+	+	+
отряд Scorpaeniformes			
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758 – обыкновенный подкаменщик	+	+	+

Так в р. Вымь, относящейся к Северодвинскому бассейну, в нижнем течении на долю окуневых и карповых в промысловых уловах 1960-х годов приходилось более 80%. К наиболее ценным промысловым объектам здесь относятся лещ, составляющий, по нашим данным, до 28% контрольных уловов, и стерлядь, доля которой достигает 4%. В верхних участках и малых притоках тиман-

ских рек число видов в составе рыбного населения заметно сокращается, при этом роль лососеобразных рыб в сообществе существенно возрастает. Так, число видов рыб, вошедших в состав контрольных уловов, варьировало в разных водотоках от 1 до 9 (рис. 1). Доминантом практически повсеместно является европейский хариус, доля которого в контрольных уловах может превышать 90% (в среднем около 70%), достаточно регулярно встречаются атлантический лосось, сиг и щука. В этом смысле водотоки Тимана до настоящего времени сохраняют свою роль потенциального генетического резервата лососеобразных рыб.

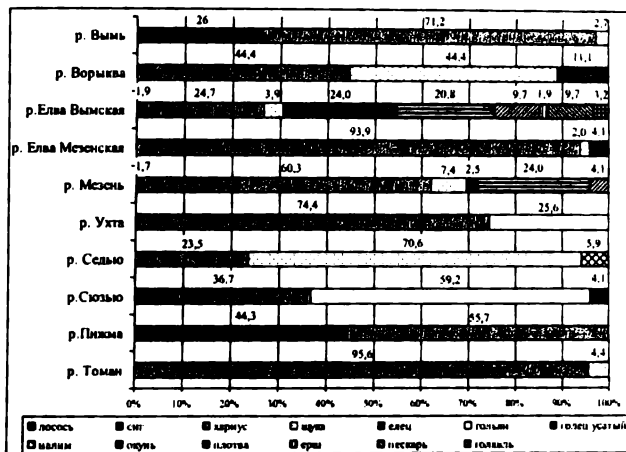


Рис. 1. Структура контрольных уловов (по числу особей) из некоторых тиманских водотоков, относящихся к бассейнам р. Печора (р. Тиман, 2009 г.; р. Пижма, 1993 г.; р. Сюзью, 1994 г.; р. Седью, 2000 г.; р. Ухта, 1997 г.), р. Мезень (р. Елга Мезенская, 2008 г.; верхнее течение р. Мезень, 2010 г.) и р. С. Двина (р. Елга Вымская, 2008 г.; р. Ворыкка, 2006 г.; верхнее течение р. Вымь, 2010 г.)

Такие сообщества с четко выраженным видом-доминантом, характеризуются низким уровнем биологического разнообразия и обладают довольно низкой устойчивостью к антропогенным воздействиям. Неудивительно, что разрежение популяций аборигенных видов рыб может приводить к изменениям структуры рыбного населения. Так в 2006 г. в верхнем течении р. Вымь при резком сокращении

численности хариуса нами наблюдалось появление в уловах ельца, вида не характерного для данного района. В 2008 г. отмечались случаи поимки голавля в среднем течении р. Елва Вымская.

В недавнем прошлом состояние многих популяций промысловых видов рыб, обитающих в тиманских реках, не вызывало особых опасений. Еще в 70–80-х годах прошлого века в тиманских притоках нерестилось до 17% от общего количества зашедших в р. Печора производителей атлантического лосося. На контрольных нерестовых участках р. Пижма насчитывалось до 2,5 тысяч нерестовых бугров. В р. Ворыква (приток р. Вымь – бассейн р. Северная Двина) по данным ФГУ «Комирыбвод» нерестилось до 500 самок семги. Промышленный лов семги на р. Мезень во многом обеспечивали популяции, размножавшиеся в верховьях этой реки и ее притоках Елва Мезенская, Пузла и др.. Запасы европейского хариуса оценивались в этот период на промысловом уровне, что позволяло удовлетворять потребительские запросы немногочисленных местных жителей.

Несмотря на высокий природоохранный статус многих рек Центрального Тимана, в последние два десятилетия ситуация изменилась. Численность анадромных мигрантов – семги во всех тиманских реках резко снизилась. В настоящее время количество производителей этого вида на нерестилищах повсеместно упало в 10 и более раз. Например, по материалам наших исследований, в р. Ворыква в 2002–2005 гг. нерестилось лишь около 20–30 самок семги. На многих малых реках Тимана численность производителей семги приобрела флуктуирующий характер, а нерест в разные годы проходил нерегулярно. Сегодня ряд малых водотоков, таких как рр. Сюзью, Тобысь, Ухта с притоками, очевидно, уже выпали из ареала воспроизводства атлантического лосося. Низкая эффективность естественного воспроизводства в 90-е годы 20-го столетия привела к падению промысловых уловов семги в устье р. Мезень в 30–40 раз.

Состояние популяции хариуса может быть признано благополучным лишь в одном (!) из 20 исследованных тиманских водотоков. Так, лишь в бассейне верхнего течения р. Цильма уловы хариуса представлены преимущественно 6–9 летними особями. В других водотоках, таких как, Пижма, Кедва, Мыла, Вымь (верхнее течение), Елва Мезенская, Елва Вымская, верхнее течение р. Мезень возрастная структура уловов хариуса сдвигается в сторону младших возрастов. Здесь в основном преобладают рыбы 4–6 летнего возраста (средний возраст рыб в контрольных уловах в разных водотоках варьирует от 3.2 до 4.7 полных лет жизни). Тем не менее, хариус в этих реках по-прежнему является одним из основных

промысловых видов рыб. В реках Сюзью, Ухта с притоками, Тобысь, Чуть, Крохаль, верхнем течении р. Ворыква, нижнем и среднем течении р. Елга Вымская запасы европейского хариуса и других промысловых рыб подорваны, в уловах преобладают неполовозрелые особи, а средний возраст рыб, вошедших в контрольные уловы, не превышает 2.5 лет.

Причины деградации популяций промысловых рыб в бассейнах тиманских рек очевидны. В первую очередь это, иррациональный, практически неконтролируемый и, по сути своей, незаконный лов рыбы. Резкое возрастание антропогенного пресса обусловлено, с одной стороны, развитием транспортных коммуникаций на территории Центрального Тимана и повышением технической вооруженности рыболовов, с другой стороны, огромную роль играет правовой нигилизм всего местного населения. Последнее обстоятельство, постоянно подкрепляется высокой инерционностью мышления, отсутствием экологического воспитания, нормативно-юридической путаницей и низкой эффективностью органов исполнительной власти.

Влияние не контролируемого рыболовства быстро сказывается на биологических показателях, отражающих состояние популяций промысловых видов рыб. Так в верхнем течении р. Вымь за период с 1994 по 2010 гг. средние размеры хариуса в контрольных сетных уловах сократились почти в 1.3 раза, вес – более чем в 2 раза, а средний возраст снизился с 5.6 лет в 2000 г. до 4.5 лет в 2010 г. (рис. 2). Аналогичные, хотя и не столь ярко выраженные, негативные изменения отмечены и для популяции сига. При этом необходимо отметить, что экологическое состояние подавляющего большинства притоков и магистрального русла верхнего течения р. Вымь остается близким к естественному (Захаров, Черезова, 2008). Серьезные нарушения среды обитания гидробионтов отмечены лишь на локальных участках акваторий, непосредственно примыкающих к транспортным коммуникациям или объектам бокситового рудника, на остальных участках сохранилась богатая кормовая база рыб (Захаров, Бознак, 2009). Иными словами, интенсивность несанкционированного лова явно превышает воспроизводительные способности популяций сига и хариуса данного водотока. При сохранении существующей негативной тенденции уже в ближайшее время может произойти обвальное снижение численности промысловых видов рыб и резким изменениям структуры рыбного населения. Полуторный характер тиманских водотоков будет препятствовать замещению лососеобразных рыб, доминирующих в рыбной

части сообществ другими промысловыми видами (язь, лещ, плотва и окунь).

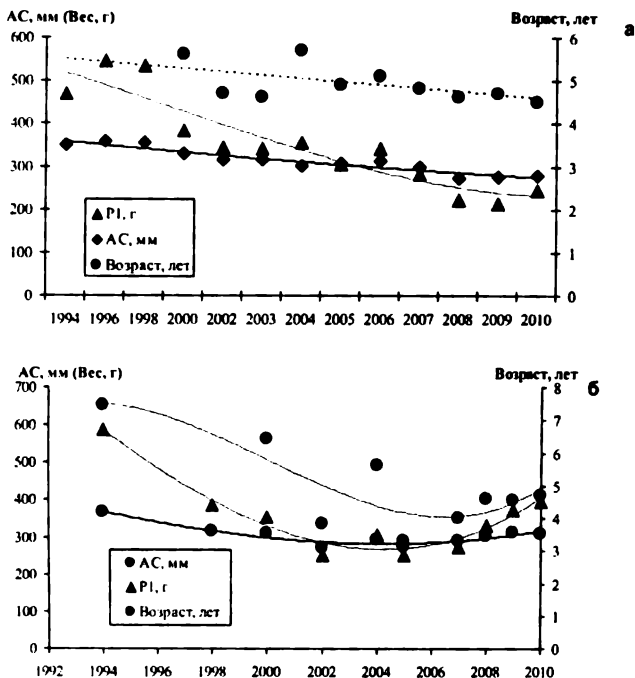


Рис. 2. Изменение некоторых популяционных показателей хариуса (а) и сига (б) верхнего течения р. Вымь по данным разных лет наблюдения.

Другим важнейшим фактором, определяющим структурно-функциональную организацию рыбного населения водоемов и лимитирующим численность популяций рыб, является техногенная деятельность. До настоящего времени большинство тиманских водотоков напрямую не затронуто промышленной деятельностью. Использование территории Центрального Тимана связано с добы-

чей и транспортировкой бокситов, которые на протяжении 10 лет добываются карьерным способом на водосборе верхнего течения р. Ворыква (бассейн р. Вызь). Накопленные материалы позволяют прогнозировать изменения, ожидаемые при расширении деятельности добывающих предприятий. Увеличение объемов добычи полезных ископаемых неизбежно приведет к вовлечению в зону техногенного воздействия новых тиманских водотоков, поскольку залежи бокситов простираются на водосборы р. Пижма, Цильма и верхнего течения р. Мезень. Кроме этого, в ближайшее время планируется разработка титанового месторождения в бассейне среднего течения р. Пижма и восстановление добычи золота и алмазов в бассейне ее притока – р. Умба.

Согласно нашего прогноза, сделанного для р. Ворыква, даже при благоприятном развитии ситуации (нормально функционируют очистные сооружения, остаются неизменными параметры стока), ожидается изменение температурного и кислородного режима водотоков, вызванного сбросом в реки значительных объемов малонасыщенных кислородом холодных дренажных вод. В результате можно ожидать обеднения сообщества гидробионтов, обитающих в зоне влияния сброса, за счет выпадения из него как теплолюбивых, так и части холодолюбивых видов, оказавшихся за пределами своей экологической валентности. Для р. Ворыква это приведет к почти трехкратному снижению численности и биомассы зообентоса. Изменение температуры воды на 5–7 °С на 10–15 км участке реки, расположенном ниже сброса дренажных вод, приведет нарушению размножения и снижения до минимума численности обыкновенного голяка. Для европейского хариуса можно ожидать ухудшения условий инкубации икры и замедление роста личинок и молоди, что, в условиях обедненной кормовой базы, приведет к закономерному снижению численности этого вида рыб. Аналогичный прогноз можно предложить и для других рыб, обитающих в р. Ворыква (щука, окунь, обыкновенный подкаменщик). Кроме того, поступление в водотоки больших объемов воды с низким содержанием кислорода и снижение содержания растворенного кислорода до 4–5 мг/л даже на небольшом по протяженности участке русла, полностью заблокирует миграции рыб. В результате верховья р. Ворыква, расположенные выше точки сброса дренажных вод, окажутся изолированными и выпадут из системы водотоков, обеспечивающих воспроизводство рыб. Иными словами, участок р. Ворыква, расположенный в зоне техногенного воздействия и выше потеряет свое рыбохозяйственное значение.

Таким образом, расширение промышленного освоения территории Центрального Тимана и связанное с этим несанкционированное рыболовство, ставят под сомнение значение тиманских притоков Печоры, Мезени и Северной Двины для сохранения и воспроизводства рыбных ресурсов в этих крупных речных системах. Однако снижение численности промысловых видов и изменения структуры рыбного населения не являются необратимыми. Пути восстановления водных биологических ресурсов хорошо известны и не требуют принятия радикальных решений. Это, в первую очередь, исполнение природоохранного законодательства, эффективная рыбоохрана, экологическое воспитание всех возрастных групп населения и, в случае необходимости, использование технологий искусственного воспроизводства.

Список литературы

- Красная книга Республики Коми. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды растений и животных / Под. ред. А.И. Таскаева. М.: Изд-во ДИК, 1999. 528 с.
- Красная книга Российской Федерации: (Животные). М.: АСТ, Астрель, 2001. 860 с.
- Захаров А.Б., Черезова М.И. Ихтиофауна малых водотоков в районе разработки бокситовых месторождений Тимана // Разнообразие и пространственно-экологическая организация животного населения европейского Северо-Востока. Сыктывкар, 2008. С.54–80. (Тр. Коми НЦ УрО РАН, № 184).
- Захаров А.Б., Бознак Э.И. Влияние освоения бокситовых месторождений на рыбное население водотоков Тимана // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: Материалы XXVIII междунар. Конференции (5–8 октября 2009 г., г. Петрозаводск) / Петрозаводск: КарНЦРАН, 2009. С 228–232.

ДИНАМИКА НЕРЕСТОВЫХ СКОПЛЕНИЙ РЫБ В СРЕДНЕМ ТЕЧЕНИИ ОКИ ЗА 40-ЛЕТНИЙ ПЕРИОД НАБЛЮДЕНИЙ

В.П. Иванчев, Е.Ю. Иванчева

ФГУ «Окский государственный природный
биосферный заповедник»

ivanchev.obz@mail.ru

В пойме среднего течения Оки близ устья р. Пра (Спасский район Рязанской области) регулярные исследования нерестовой части рыбного населения проводятся каждую весну (апрель – май) с 1970 г. по настоящее время. Район исследования входит в Ижевское расширение поймы Оки, которое простирается в некоторые годы на десятки километров и считается одним из самых крупных пойменных расширений Центральной России (Косякин, 1973). Лесистая, болотистая местность способствует длительному функционированию пойм. Высокая степень меандрирования р. Пра влияет на образование стариц и пойменных озёр, что расширяет нерестовые и нагульные площади фитофильных видов рыб. В таких водоёмах создаются благоприятные условия для развития большого количества гидробионтов (Смирнова, 2008), обеспечивающего трофическую базу как молоди рыб, так и производителей.

Цель работы: осуществление мониторинга основных популяционных параметров рыб в нерестовых скоплениях в среднем течении Оки.

Для отлова рыб использовали сети с 45 и 60 мм ячеей, с 1999 г. применяли также и сети с ячейей 22 мм для отлова мелкоразмерных видов.

Анализ включает определение соотношения видов, половой и возрастной структуры, темпа роста, относительной численности, абсолютной и относительной плодовитости различных видов рыб. Анализ параметров рыб проводили, сравнивая их по следующим четырём периодам: I – 1970–1980; II – 1981–1990; III – 1991–2000; IV – 2001–2010 гг. Рыбы, отловленные мелкими сетями, учитывались отдельно.

Всего отловлено 30 видов рыб, принадлежащих к 21 роду, 8 семействам и 5 отрядам.

В уловах крупными сетями доминирующее положение (доля вида более 10%) занимали 5 видов: густера *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), язь *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758), лещ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), плотва *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) и синец *Abramis ballerus* (Linnaeus, 1758). В различные периоды наблюде-

ний только два вида постоянно удерживали доминирующее положение: густера и лещ, другие же, оставаясь многочисленными, могли переходить в положение субдоминантов (доля вида более 5%). Так, синец являлся субдоминантом в I и II периодах, плотва – во II, язь в – в III и IV. Из других видов субдоминирующее положение в IV периоде занимали белоглазка *Abramis sapo* (Pallas, 1814) и щука *Esox lucius* Linnaeus, 1758, а во II и III – окунь *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 субдоминантом.

В уловах в 1998–2008 гг., когда применяли и мелкие сети, доминирующий комплекс составили лещ, густера, синец и плотва, субдоминирующий – белоглазка, язь, окунь, красноперка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758) и чехонь *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758).

В IV периоде в отдельные годы доминирующее и субдоминирующее положение занимал подуст *Chondrostoma variable* Jakowlew, 1870.

При проведении анализа динамики относительной численности выяснено, что в первом периоде она составила 6.5 ± 0.91 , во втором – 4.8 ± 0.40 , в третьем – 5.5 ± 1.12 и в четвертом – 3.9 ± 0.50 шт./сет.сут. (рис. 1.) Необходимо отметить, что при общем падении численности рыб наблюдается кажущееся увеличение численности в III периоде. На самом деле увеличение произошло вследствие сужения акватории в 1995–1997 гг., когда уровни половодья в 1995 и 1996 г. были крайне низкими, а в 1997 г. разлив полностью отсутствовал.

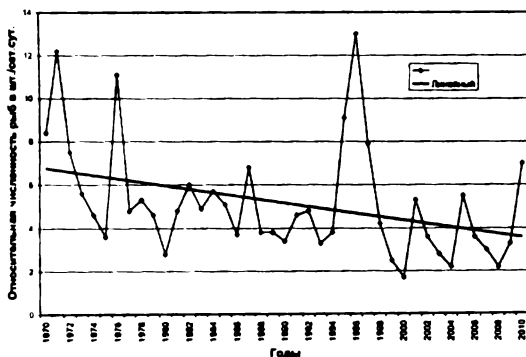


Рис. 1. Динамика относительной численности нерестовых скоплений в среднем течении Оки в 1970–2010 гг.

Рассмотрим динамику наиболее массовых видов рыб.

Густера. В районе исследований густера – наиболее стабильный вид: выраженная порционность икротетания обеспечивает лучшую выживаемость мальков. Высокоурожайные поколения наблюдаются у густеры при высоком уровне разливов и теплом мае. Так высокоэффективные поколения 1970–1973, сформировавшиеся при указанных условиях широко представлены в нерестовой части популяции 1977 г. – одной из самых многочисленных.

Низкую численность густеры наблюдали в 1980–1981 гг., которую сформировали низкоурожайные поколения 1974–1975 гг. Так, в 1974 г. начало нереста густеры пришлось на 10 мая, но уже с 14 мая началось длительное похолодание с заморозками, с выпадением снега, в 1975 г. во время нереста густеры начался стремительный спад воды, приведший к обсыханию части икры. Доля густеры по периодам наблюдений изменялась следующим образом: 22.4, 22.7, 22.7 и 22.8%; соответственно относительная численность: 1.3, 1.0, 1.1 и 0.7 шт./сет.сут. Доля самок составляет в среднем 82% при размахе колебаний от 50 до 97%. В IV периоде наблюдалась минимальная доля старших (от 10 лет и старше) возрастных групп. Абсолютная плодовитость густеры в районе изучения от 13 тыс. до 197 тыс. икринок, в среднем 73 тыс. икринок. Абсолютная плодовитость популяции (в расчете на 100 особей) не изменялась по периодам и составляет около 6 млн. икринок. Основная нагрузка при нересте приходится на 6-летних самок, возраст самцов, преимущественно участвующих в нересте 5–9 лет и лишь в IV периоде возраст производителей снизился до 5–6 лет.

Лещ. Доля леща по периодам наблюдений изменялась следующим образом: 19.5, 16.4, 13.8 и 16.8%; соответственно относительная численность: 0.9, 0.5, 0.5 и 0.3 шт./сет.сут. Различия достоверны между всеми периодами (по коэффициенту Вилкоксона при $p < 0.05$) между всеми периодами, кроме II и III и III и IV. Нерестовая часть популяции значительно «помолодела» в III, а особенно в IV периоде: отмечены половозрелые самцы 3 лет и самки 4 лет. Основная же нагрузка (около 30%) пришлась на пятилетних самок, плодовитость которых довольно невысока по сравнению с более старшими. В результате в IV периоде продуктивность популяции самая низкая и составила 3.4 млн. икринок на 100 особей. Абсолютная плодовитость леща 42–512 тыс. икринок, в среднем 45 тыс. икринок. К числу неблагоприятных факторов, определяющих успешность нереста, относятся невысокий уровень половодья, который ограничивает площадь нерестовых и нагульных территорий

для молоди: одновременное прохождение паводка на Оке и Пре, что способствует недостатку времени для созревания икры на некоторых нерестовых площадях, стремительный сход паводковых вод после нереста, что приводит к обсыханию и гибели отложенной икры, а также температура апреля и мая.

Плотва. Доля плотвы по периодам наблюдений изменялась следующим образом: 11.8, 5.1, 10.6 и 12.2; соответственно относительная численность: 0.8, 0.2, 0.5 и 0.5 шт. сет./сут. Отличия оказались статистически достоверными, регистрируемыми коэффициентом Вилкоксона при $p < 0.05$ между I и II, II и III, II и IV периодами. Достоверные отличия произошли в возрастном составе самок: если в I-II периодах преобладали 7–8 летние самки, в III – 6–7 летние самки, то в IV – 5–6 – летние. Абсолютная плодовитость самок 49 тыс. икринок (2–136 тыс. икринок). Общая продуктивность нерестовой части популяции в расчете на 100 особей была наибольшей во втором периоде (5.9 млн. икринок), когда относительная численность популяции была наименьшей. Самки составляют 85%. Доля самок достоверно коррелирует (коэф. Спирмена – -0.40 при $p < 0.05$) с численностью популяции плотвы и особенно увеличивается в годы ее снижения.

Синец. Доля синца по периодам наблюдений изменялась следующим образом: 10.0, 14.5, 20.8 и 7.8%; соответственно относительная численность: 0.8, 0.7, 0.9 и 0.4 шт./сет.сут. Достоверно ото всех периодов отличается четвертый при $p < 0.05$. Кроме указанных выше факторов для других фитофильных видов на численность оксифильного синца большое влияние оказывают зимние заморы. Заморы в феврале 1975 г., вероятно, одна из основных причин низкой численности в этом году. Крайне низкая эффективность поколений 1973–1975 гг. способствовали значительному понижению численности синца в 1980 гг. Апрельские заморозки (до -7 °C) в 1973 и 1974 гг., вероятно, явились причиной гибели икры. В I и II периодах преобладали 6–8 летние производители, в III – 5–6 летние, а в IV – 4–5 летние. В результате средняя абсолютная плодовитость уменьшилась с 23.5 тыс. икринок при размахе колебаний 8 тыс.–53 тыс. икринок (Панченко, 1990) до 12 тыс. икринок при размахе колебаний от 1.4 тыс. до 18 тыс. икринок. Соотношение самцов и самок 1:1.

Язь. Доля язя по периодам наблюдений изменялась следующим образом: 20.1, 22.4, 7.2 и 13.1%. Язь наиболее уязвим к изменению гидрологических условий (уменьшение уровня разливов) и численность его продолжает уменьшаться. Это происходит также за счёт ранних сроков нереста, когда вероятность возврата низких темпе-

ратур воздуха наиболее высока. Если характеризовать изменение относительной численности язя по периодам, то самой низкой она оказалась в IV периоде – 0.2 шт./сет.сут., самой высокой в I и II периодах – 1.2 шт./сет.сут., в III периоде относительная численность составила 0.4 шт./сет.сут., отличия достоверны между относительной численностью I и II периодов по сравнению с III и IV периодами. В двух последних периодах значение старших возрастных групп уменьшилось: если в I периоде число особей старше 10 лет составляло 7.4%, во II – 11.4%, в III – 3.6%, то в IV число их составило лишь доли процента. При снижении численности в III – IV периодах в нересте участвует большее количество младших возрастных групп. Из-за перераспределения возрастных групп абсолютная плодовитость популяции уменьшилась в IV периоде до 1.4 млн. икринок, в то время как в предыдущих периодах она составляла более 3 млн. икринок на 100 особей. Доля самок в среднем 40%.

Щука. Доля щуки по периодам наблюдений изменялась следующим образом: 4.4, 4.5, 3.4 и 7.1%. Соответственно относительная численность: 0.3, 0.2, 0.2 и 0.1 шт./сет.сут., отличия по коэффициенту Вилкоксона при $p < 0.05$ достоверны лишь между I и IV периодами. Среди нерестящихся рыб преобладают 4–5-летние особи. Щуки старше 10 лет встречаются в незначительном количестве, причём в основном до начала 1990-х гг. Абсолютная плодовитость популяции щуки составляет около 1 млн. икринок (на 100 особей). В течение всего времени наблюдений наибольший вклад в популяцию вносят 4–6 летние самки. Соотношение самцов и самок 1:1.

Белоглазка. Доля белоглазки изменялась по периодам: 3.3, 0.6, 3.1 и 5.3%. Соответственно относительная численность: 0.2, 0.2, 0.02 и 0.2 шт./сет.сут., достоверно по коэффициенту Вилкоксона при $p < 0.05$ отличается лишь II период. Изменения в структуре нерестовой части населения по периодам незначительны. В районе исследований абсолютная плодовитость изменяется от 1 тыс. икринок до 19 тыс., в среднем – 9.4 тыс. Всего самки составляют около 70%.

Краснопёрка. Краснопёрка – сравнительно мелкий вид, поэтому до использования мелкоячеистых сетей в отловах на пункте постоянного ихтиомониторинга близ устья р. Пра доля краснопёрки в уловах была незначительна (0–1.2%). При использовании соответствующего орудия лова выяснено, что краснопёрка – обычный, а в некоторые годы и доминантный вид. Доля в уловах в 1999–2010 гг. (с учётом уловов мелкоячеистыми сетями) колеблется от 0.5 до 13.1%, составляя в среднем 5.7%; относительная численность – 0.23 (0.02–0.7 шт./сет.сут.).

Доминирующее положение в нерестовом стаде краснопёрка занимала в 2001 и 2005 гг. По-видимому, для успешного нереста краснопёрка нуждается в достаточно высоком уровне разлива и тёплой весне без скачков температуры. В структуре нерестовой части популяции преобладают 3 и 4-летние особи. Абсолютная плодовитость рыб колеблется от 5 тыс. до 33.6 тыс., среднее значение – 11.5 тыс. икринок. Всего самки составляют около 80%.

Окунь. К сожалению невозможно обсудить динамику численности окуня из-за низкой репрезентативности уловов вида до 1999 г., когда мелкие сети не использовались. Отметим, что наибольшая относительная численность окуня отмечалась в 1984, 1992 и 2002 гг., а наименьшая в 1991, 1999–2001 и 2004 гг. При этом совершенно очевидно, что низкой численности окуня в период 1999–2001 гг., как и многим другим видам рыб, способствовали крайне низкие разливы 1995–1997 гг. Надо заметить, что амплитуда колебаний численности окуня довольно невелика. Этому способствуют особенности биологии размножения окуня: прочность кладки окуня, создаваемая особым механизмом соединения икринок и наличие толстой слизистой оболочки обеспечивает отсутствие потерь при вымете и в дальнейшем ограничивает воздействие неблагоприятных факторов среды на икру. Икра обладает значительной стойкостью к обсыханию, колебаниям весенних температур и заражению сапролегнией (Коновалова, 1956). Плодовитость окуня колеблется от 2.3 тыс. (у 3-летних особей) до 87.3 тыс. икринок (у 5-летних); в среднем 28.5 тыс. икринок ($n=20$). В среднем самки составляют 76%.

Чехонь. До использования мелкочейных сетей в контрольных отловах на разливе Оки близ устья р. Пра было поймано всего около двух десятков чехони. Линейная длина имела пределы 21.0–41.5 см со средним значением 31.4 см, масса тела – 120–730 и 380.2 г соответственно. Однако с 1999 г. при использовании мелкочейной сети было установлено, что чехонь – обычный вид и доля его в отловах составляет в среднем 8.3% (1.9–17.9%). Средняя многолетняя относительная численность – 0.3 шт./сет.сут (0.05–0.45). Численность производителей, вероятно, зависит, главным образом, от действия двух факторов: температуры и уровневого режима. Наиболее дружный, многочисленный ход на нерест наблюдается при совпадении пика половодья с температурой, инициирующей нерест (+12–12.5 °C). Такие условия наблюдались в 1999–2001 гг., чехонь занимала доминирующее положение в уловах рыб. В структуре нерестовой части популяции преобладают 3–4-летние особи. Абсолютная плодовитость рыб

колеблется от 3.1 тыс. до 27.7 тыс. икринок, среднее значение – 7.2 тыс. икринок. В среднем самки составляют около 60%.

Подуст. Подуст начал наращивать численность с 2004 г.: если в I периоде доля его составляла 0.5%, во II – 0.07%, в III – 0.8%, то в IV – 3.1%. В 2010 г. он вошел в доминирующий комплекс. Нерест на полях не характерен реофильному и литофильному подусту (Подуст, 1985) и столь высокая доля его в уловах в последние годы заставляет предположить об изменении экологического режима его прежних нерестилищ. Абсолютная плодовитость подуста в среднем составляет 13 тыс. икринок при размахе колебаний 2.6–25 тыс. икринок. Соотношение самцов и самок 1:1.

Таким образом, общая относительная численность нерестовой части рыбного населения уменьшилась. В основном это определяется существенным уменьшением относительной численности язя, синца и леща. Характерно уменьшение доли старших возрастных групп кроме перечисленных видов также для плотвы, щуки, густеры. Вследствие этого в нересте стали участвовать возрастные когорты производителей, ранее не наблюдавшиеся, вклад их в популяцию по сравнению со старшими гораздо меньше, вследствие чего численность этих видов также снижается. Среди видов доминирующего комплекса наиболее стабильным видом оказалась густера: ее численность и уровень воспроизводства не изменились. Факторы, способствующие высокоурожайным поколениям – высокий уровень разлива, постепенный его сход, отсутствие заморозков, особенно вредящие рано нерестящимся видам (щука, язь, синец). Уменьшение уровня разливов и сокращение площадей нерестилищ в настоящее время, а также зимние заморы негативно влияют на численность рыб.

Список литературы

- Коновалова Л.Ф. Особенности биологии размножения окуня // Тр. биол. станции Борок. 1956. Т. 2. С. 266–277.
- Косякин А.С. Приокские луга. М., 1973. С. 1–128.
- Подуст: (обобщение результатов исслед. в пределах ареала) // С. Луск, М. Пеняз, Ш. Дюрко и др. Вильнюс: Москлас, 1985. 140 с.
- Смирнова С.М. Зоопланктон некоторых водоёмов Окского заповедника // Мониторинг редких видов животн. и растений и среды их обитания в Рязанской обл. / Тр. Окского заповедника. 2008. Вып. 26. Рязань. С. 196–211.

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ В ИХТИОФАУНЕ РЕК ЛИПЕЦКОЙ ОБЛАСТИ

В.П. Иванчев¹, В.С. Сарычев², Е.Ю. Иванчева¹,
О.В. Сарычева², В.Г. Терещенко³

¹ФГУ «Окский государственный природный биосферный заповедник», ivanchev.obz@mail.ru

²Заповедник «Галичья Гора» Воронежского государственного университета, vgu@zadonsk.lipetsk.ru

³Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, tervlad@ibiw.yaroslavl.ru

Изучение многолетних изменений в ихтиофауне водоёмов, находящихся под влиянием сильного антропогенного воздействия, важны как для понимания причин этих изменений, так и для мониторинга состояния и прогнозирования возможных дальнейших перестроек в рыбном населении. Примером такой сильно урбанизированной территории является густонаселенная Липецкая область, на территории которой расположен крупный металлургический комбинат.

Первые наиболее полные фаунистические исследования рыб Липецкой области проведены в 1954–1962 гг. (Федоров, 1970), а по результатам исследований 2000–2006 годов издана книга по ихтиофауне региона (Сарычев, 2007). Дальнейшие исследования позволили собрать значительный материал по распределению рыб в регионе. Цель настоящей работы – привести характеристику современного состояния ихтиофауны Липецкой области и выявить основные направления её динамики за более чем полувековой период.

Материалом для анализа послужили данные контрольных отловов рыб в 2000–2011 гг. в 13 реках Липецкой области – Дону, Красивой Мече, Сосне, Снове, Сквирне, Свишне, Сухой Лубне, Ворголе, Пальне, Олыме, Вязовке, Чичоре и Становой Рясе. Лов рыбы проводили мальковой волокушей длиной 15 м и ячеей 6.5 см. Сведения по распределению украинской миноги основаны на наблюдениях за этим видом на нересте и данных контрольных отловов пескороек. Дополнительно в работе широко применяли результаты лова рыб удочками, спиннингом, подъёмником, опрос местного населения и рыболовов-любителей. Характеристика обилия видов основана на модифицированной системе объективного выделения групп по относительному обилию (Терещенко, Надиров, 1996). Считали вид редким, если его доля в уловах <0.1%, малочисленным

– 0.1–1.0%, обычным – 1.1–5.0% , многочисленным – 5.1–10.0%, доминантом – >10% и супердоминантом – >50%.

Большая часть рек Липецкой области, существующей в современных границах с 1954 г., относится к бассейну Дона. Они протекают по территории расположенной в двух существенно различающихся орографических районах: Среднерусской возвышенности и Окско-Донской равнине. Реки Среднерусской возвышенности характеризуются глубоко врезаемыми долинами, практически полным отсутствием или слабым развитием пойм, широким распространением каменисто-гравийных участков дна и быстрым течением. Напротив, у рек Окско-Донской равнины развиты поймы, дно у них часто заиленное, они характеризуются умеренной скоростью течения.

В результате проведенных исследований в ихтиофауне Липецкой области выявлено 48 видов, из которых 1 вид относится к классу Миноги, а 47 видов – к 6 отрядам рыб (табл.).

Из класса Миноги в настоящее время в пределах области обитает только украинская минога. Этот вид широко распространен, как в Дону, так и его притоках – Красивой Мече, Сосне, Ворголе, Сухой Лубне, Снове и т.д. (Сарычев, 2007; Сарычева, 2010).

Таблица 1.

Видовой состав и динамика относительного обилия миног и рыб Липецкой области в 1954–2011 гг.

№	Виды миног и рыб	Годы, авторы	
		1954–1962 Федоров, 1970	2000–2011 данные авторов
1	2	3	4
Класс МИНОГИ – PETROMYZONTES			
Отряд МИНОГООБРАЗНЫЕ – PETROMYZONTIFORMES			
I. Сем. Миноговые – Petromysonitidae			
1	<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931) – украинская минога	2	2
Класс ЛУЧЕПЕРЫЕ РЫБЫ – ACTINOPTERYGII			
Отряд ОСЕТРООБРАЗНЫЕ – ACIPENSERIFORMES			
II. Сем. Осетровые – Acipenseridae			
2	<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758 – стерлядь	1	1
Отряд ЛОСОСЕОБРАЗНЫЕ – SALMONIFORMES			
III. Сем. Щуковые – Esocidae			
3	<i>Esox Lucius</i> Linnaeus, 1758 – обыкновенная щука	2	2
Отряд КАРПООБРАЗНЫЕ – CYPRINIFORMES			
IV. Сем. Карповые – Cyprinidae			
4	<i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758) – синец	2	1
5	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758) – лещ	2	2

№	Виды миног и рыб	Годы, авторы	
		1954–1962 Федоров, 1970	2000–2011 данные авторов
1	2	3	4
6	<i>Abramis sapa</i> (Pallas, 1814) – белоглазка	1	1
7	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758) – уклейка	3	3
8	<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846) – пестрый толстолобик	–	1
9	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный жерех	2	2
10	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758) – густера	2	1
11	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758) – серебряный карась	2	3
12	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758) – золотой карась	2	2
13	<i>Chalcalburnus chalcoides</i> (Güldenstadt, 1772) – шемая	–	1
14	<i>Chondrostoma variable</i> Jakowlew, 1870 – волжский подуст	2	2
15	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) – белый амур	–	1
16	<i>Suipinus carpio</i> Linnaeus, 1758 – сазан	3	2
17	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный пескарь	3	3
18	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) – белый толстолобик	–	1
19	<i>Leuciscus delineatus</i> (Heckel, 1843) – обыкновенная верховка	3	3
20	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758) – голавль	3	3
21	<i>Leuciscus danilewskii</i> (Kessler, 1877) – елец Данилевского	3	3
22	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758) – язь	2	2
23	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный елец	1	3
24	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758) – чехонь	2	1
25	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный гольян	2	3
26	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846) – амурский чебачок	–	2
27	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776) – обыкновенный горчак	3	3
28	<i>Romanogobio albipectus</i> (Lukasch, 1933) – белопёрый пескарь	1	3
29	<i>Rutilus frisii</i> (Nordmann, 1840) – вырезуб	–	3
30	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758) – плотва	3	3
31	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758) – краснопёрка	2	2
32	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758) – линь	1	1
33	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758) – рыбец	1	3

№	Виды много и рыб	Годы, авторы	
		1954-1962 Федоров, 1970	2000-2011 данные авторов
1	2	3	4
V. Сем. Балиторовые - Balitoridae			
34	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758) - усатый голец	3	3
VI. Сем. Выюновые - Cobitidae			
35	<i>Cobitis melanoleuca</i> Nichols, 1925 - сибирская щиповка	?	2
36	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758 - обыкновенная щиповка	3	3
37	<i>Cobitis rossomeridionalis</i> Vasiljeva et Vasilyev, 1998 - южнорусская щиповка	?	1
38	<i>Sabanejewiabaltica</i> Witkowski, 1994 - балтийская щиповка	3	3
39	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758) - выюн	2	2
Отряд СОМООБРАЗНЫЕ - SILURIFORMES			
VII. Сем. Сомовые - Siluridae			
40	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758 - обыкновенный сом	1	1
Отряд ТРЕСКООБРАЗНЫЕ - GADIFORMES			
VIII. Сем. Налимовые - Lotidae			
41	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758) - налим	2	2
Отряд ОКУНЕОБРАЗНЫЕ - PERCIFORMES			
IX. Сем. Окуневые - Percidae			
42	<i>Gymnocephalus acerinus</i> (Guldenstadt, 1775) - донской ёрш	3	2
43	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758) - обыкновенный ёрш	2	2
44	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758 - речной окунь	3	3
45	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758) - обыкновенный судак	2	2
X. Сем. Головешковые - Odontobutidae			
46	<i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877 - головешка-ротан	-	2
XI. Сем. Бычковые - Gobiidae			
47	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) - бычок-песочник	2	3
48	<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814) - бычок-цуцук	2	3

Примечание: вид 3 - массовый; 2 - малочисленный; 1 - редкий; - - не отмечен, ? - ранее исследователями не идентифицировался.

Из осетровых рыб встречается только стерлядь. Она малочисленна и в мелкочешистую волокушу не попадалась. Обыкновенная

щука – широко распространённый вид, который встречается как в Дону, так и его притоках – Сосне, Свишне, Сухой Лубне и т.д. В малых реках щука редка или малочисленна и её доля в рыбном населении составляет 0.1–1.6%. В ряде рек – Ворголе, Вязовке и др., она встречается только в низовьях. В уловах мальковой волокуши в Дону максимальная доля щуки в уловах составляет 0.3% и регистрируется она крайне нерегулярно.

Карпообразные рыбы, как по числу видов, так и по обилию в уловах составляют основу рыбного населения. Всего в Липецкой области среди представителей этого отряда отмечено 36 видов. В реках основу улова составляют уклейка, обыкновенный пескарь, обыкновенный голян, обыкновенный елец, плотва и обыкновенный горчак. Доля каждого из них в рыбном населении рек уловах варьирует от 1% до 100%. Прежде всего, это относится к обыкновенному голяну, который в некоторых реках, таких как Воргол, Чичора, Вязовка, Снова, Сухая Лубна составляет от 50 до 98% улова. В Дону на территории Липецкой области относительное обилие обыкновенного голяна на разных участках изменялось от 0 до 6.9% (Сарычев и др., 2010).

Длинноцикловые фитофильные виды рыб – лещ, густера, синец, белоглазка и язь малочисленны или же встречаются крайне редко. Для их нереста необходимы наличие развитой речной поймы, отсутствующие у рек Среднерусской возвышенности. Распространение этих видов ограничивается преимущественно Доном и только в отдельных случаях они встречаются в его притоках. Например, язь помимо Дона, был встречен в реках Сухой Лубне, Снове, Сквирне, Вязовке; лещ и густера – в Сосне. Сазан малочислен, ловится в Дону, Сосне и Олыме. Этот вид в настоящее время представлен, видимо, гибридными особями сазан х карп. Иногда в уловах встречаются «зеркальные» формы карпа.

Достаточно обычны в реках Липецкой области реофильные виды рыб – волжский подуст, жерех, голавль, елец Данилевского. В Дону в 2008 г. доля подуста в рыбном населении составляла 2.8%. Встречается этот вид и в притоках Дона – Красивой Мече и Снове. Жерех распространён несколько шире. Он ловится кроме Дона в реках Красивой Мече, Сосне и Олыме. Максимальная доля жереха в уловах в Дону наблюдалась в 2004–2006 гг. – 2.0% (Сарычев, 2007). Голавль населяет ещё большее число рек. Помимо Дона его можно встретить в реках Красивой Мече, Сосне, Снове, Сквирне, Олыме, Вязовке и Ворголе. Максимальная доля голавля в уловах отмечена в 2010 г. в Дону у с. Отскочное – 17.6%.

Лимнофильные виды рыб (обыкновенная верховка, золотой карась, краснопёрка, линь, вьюн), в целом, для бассейна Дона, а особенно для рек Среднерусской возвышенности, нехарактерны. Многие из них встречаются в единичных экземплярах и только обыкновенная верховка в отдельных реках как по данным исследований в 2010–2011 гг., так и более ранним (Сарычев, 2007) встречается регулярно и достигает уровня супердоминанта. Так, в 2003–2005 гг. в р. Сухая Лубна её относительное обилие достигало 55.2%, а в 2010 г. – 34.4%. Ещё большей доля верховки в рыбном населении реки Сквирня – 73.5%. Обычна она в реках Вязовке и Становой Ряссе; малочисленна – в Ворголе и Сосне.

Серебряный карась обычен в Дону и реках Красивой Мече, Сосне, Олыме, Пальне и Вязовке. У этого вида в последние годы наметилась тенденция уменьшения численности, хотя он продолжает встречаться как на плёсах Дона, так и на перекатах. В 2007 г. в Дону на перекате в ур. Плющань его доля в уловах составила 1.3%. Широко по Дону распространён белопёрый пескарёк, причём в отдельные годы его численность очень высока. Так, в 2006 г. на белопёрого пескарёка приходилось 37.4% улова рыб, а в 2009 г. у с. Даньшино Задонского р-на – 38.8% (Сарычев и др., 2010). К настоящему времени прослежено распространение этого вида по Дону в Липецкой области от с. Отскочное до с. Бигильдино. Обитает он и выше по течению в Рязанской области (Иванчев, Иванчева, 2010). Из притоков Дона белопёрый пескарёк отмечен только в реке Сосна (Сарычев, 2007).

В последнем десятилетии значительно возросла в Донском бассейне численность рыбака и вырезуба. Рыбак в настоящее время встречается в Дону и реках Красивой Мече, Сосне, Олыме, Снове и Вязовке. В реках Красивой Мече и Сосне, а также в отдельные годы в Дону он вошёл в доминирующий комплекс. Так, по данным 2003–2005 годов в р. Красивая Меча его доля в уловах составляла 14%, в 2004–2006 гг. в р. Сосна – 38.6%. В Дону у заповедника «Галичья гора» в 2006–2010 гг. относительное обилие рыбака варьировало от 1.8 до 23.7%.

Вырезуб ловится в Дону и р. Красивая Меча. По годам его доля в уловах в Дону у заповедника «Галичья гора» варьировала от 1.2 до 5.9%, а в 2007 г. в ур. Плющань она составила 10.4% (Сарычев и др., 2010).

Увеличивается и численность шемаи. В уловах мелкоячеистой волокуши этот вид не представлен, но по опросным сведениям известно о её заходах на нерест в Дон в пределах Хлевенского, За-

донского и Краснинского районов и в реки Сосна, Снова и Воргол (Сарычев, 2007).

Ряд видов рыб в Липецкой области попали в естественные водоёмы Донского бассейна в результате введение в практику рыбоводства новых видов. Из их числа можно назвать карпа, белого амура, пёстрого и белого толстолобиков. Известны случаи массового зарыбления этими видами притоков Дона. Однако, в Верхнем Дону к настоящему времени отмечались лишь единичные случаи регистрации белого амура и белого толстолобика (Сарычев, 2007).

С середины 1990-х гг. в Липецкой области в уловах стал появляться амурский чебачок. К настоящему времени он зарегистрирован помимо Дона в реках Сосне, Олыме, Пальне и Ворголе. В большинстве случаев его доля в уловах незначительна, но в 2004–2005 гг. в р. Сосна она составляла 2.1%, а в Дону у с. Отскочное в 2010 г. – 4.9%. Вероятно, доля амурского чебачка в уловах несколько занижена, так как это «мелкий» вид. Он приступает к размножению на втором году жизни при длине тела 4–5 см. Поэтому для его отлова необходимо применение более мелкочаеистых снастей.

В малых реках Липецкой области усатый голец довольно обычен. Его доля в уловах в реках Воргола, Снова, Сквирна, Чичора и Вязовка составляет 0.06–1.4%, а в реках Пальна и Свишна соответственно 2.7 и 3.9% (Сарычев и др., 2007б). Постоянно высокой доля в рыбном населении усатого гольца была в р. Сухая Лубна. Так, по данным 2003–2004 гг. он составлял 2.3%, в 2005 г. – 94.3%, в 2007 г. – 6.0% и в 2010 г. – 5.0% улова. Но в Дону на территории Липецкой области усатый голец не встречен, хотя выше по течению в Рязанской области неоднократно его ловили (Иванчев, Иванчева, 2010; данные авторов за 2010 г.).

В реках Липецкой области отмечены 4 вида щиповок. Из них наиболее многочисленна балтийская щиповка (прежде переднеазиатская). Она встречается как в Дону, так и в других реках – Красивой Мече, Сосне, Сухой Лубне, Ворголе, Олыме и Снове. В Дону в отдельные годы её доля в уловах доходила до 6.6%. Два других вида – сибирская и южнорусская щиповки в составе ихтиофауны Верхнего Дона появились в результате улучшения изученности и номенклатурных изменений.

Сом в Липецкой области малочислен и в отловах мальковой волокуши не зарегистрирован. Обитает в Дону и реках Воронеже и Матыре (Сарычев, 2007). Налим достаточно широко распространён в пределах области (Сарычев, 2007). В уловах мелкочаеистой волокуши встречается редко, в частности, в 2007 г. в Дону.

Из Окунеобразных в Липецкой области встречается 7 видов. Судак в реках в настоящее время довольно редок и мелкочаечную волокушу не попадает. Известно о его обитании в Дону и других достаточно крупных реках. Другие виды окунёвых довольно обычны и широко распространены, за исключением донского ерша. Этот вид встречается только в Дону и наиболее крупных его притоках – Красивой Мече, Сосне и, возможно, Воронеже. В Дону в 2010 г. у заповедника «Галичья гора» его доля в уловах составляла 3.3%.

Головешка-ротан в пределах Липецкой области появился в середине 1980-х гг. Он встречается в реках Сосна, Снова, Сквирна и Вязовка. Как правило, в них он не достигает высокой численности – отлавливаются единичные экземпляры.

Бычки – песочник и цуцик широко распространены в пределах Липецкой области, причём первый вид численно явно преобладает над вторым. Бычок-песочник отмечен в Дону и реках Сосна, Красивая Меча, Вязовка, Снова и Олыма. Бычок-цуцик, помимо перечисленных рек, встречается ещё в реках Пальна и Воргола. В Дону максимально доля бычка-песочника в уловах составляла 16.2%. В другие годы она была несколько ниже и на различных участках варьировала в пределах – 0.2–15.6%. В реках максимальная доля улова этого вида составляли 19.8% – в р. Снова, 5.9–8.5% – в р. Сосна, 8.4% – в р. Красивая Меча и т.д. Максимальное относительное обилие бычка-цуцика в р. Вязовка было 4.1%, р. Дон в 2009 г. – 2.1% и в р. Воргол в 2010 г – 1.9%. В остальных случаях оно варьировала в пределах 0.05–0.7%.

Таким образом, в настоящее время в составе ихтиофауны Липецкой области отмечено 48 видов рыбообразных и рыб. По сравнению с 1950–1960-ми годами вновь появились шемая и вырезуб – за счёт образования жилых форм, белый и пёстрый толстолобик и белый амур – за счёт специальных выпусков в водотоки, головешка-ротан и амурский чебачок – в результате непреднамеренной интродукции, а сибирская и южнорусская щиповки – за счёт улучшения изученности. Общая доля видов – вселенцев составила 18.8%, причём за счёт изменения биологических особенностей, т.е. естественным путём – только 2 вида – шемая и вырезуб. По сравнению с периодом 1950–1960 годов существенно возросла численность серебряного караса, рыльца, белопёрого пескаря, обыкновенного гольяна, бычка-цуцика, уменьшилась – густеры, синца, чехони и сазана.

Работа выполнена в рамках проекта РФФИ 11-04-97537-р_центр_а «Оценка состояния ихтиофауны малых рек Липецкой

области» и при частичной поддержке гранта ОБН РАН по программе «Биологические ресурсы России».

Список литературы

- Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Круглоротые и рыбы Рязанской области и прилежащих территорий. Рязань, 2010. 292 с.
- Сарычев В.С. Рыбы и миноги Липецкой области. Липецк, 2007. 115 с.
- Сарычев В.С., Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Материалы к изучению ихтиофауны Липецкой области // Экологические исследования в заповеднике «Галичья Гора». Вып. 2. Воронеж, 2010. С. 127–131.
- Сарычева О.В. К распространению украинской миноги *Eudontomus mariae* (Berg, 1931) в бассейне Верхнего Дона // Проблемы изучения и восстановления ландшафтов лесостепной зоны. Вып. 1. Тула, 2010. С. 277–279.
- Терешенко В.Г., Надиров С.Н. Формирование структуры рыбного населения предгорного водохранилища // Вопр. ихтиологии. 1996. Т. 36. № 2. С. 169–178.
- Фёдоров А.В. Ихтиофауна Липецкого участка бассейна Дона и неотложные задачи восстановления и охраны рыбных запасов // Природа Липецкой области и её охрана. Воронеж, 1970. С. 176–185.

ВОЗДЕЙСТВИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ЭЛЕКТРИЧЕСКИХ ПОЛЕЙ НА БИОРЕСУРСЫ ВОДОЕМОВ: ИТОГИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Е.И. Извеков

*Учреждение Российской академии наук Институт биологии
внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, Борок, Россия,
eiizvekova@gmail.com*

При работе различных источников и преобразователей электроэнергии во многих водоемах создаются сильные электрические поля. Постоянное присутствие этих полей на некоторых участках акватории позволяет рассматривать их как новый и существенный экологический фактор (Протасов и др., 1982). В частности, значительные по величине электрические поля возникают при электролове рыбы, вблизи электрорыбозаградителей, при эксплуатации подводных переходов нефтегазотрубопроводов, оборудованных системами катодной защиты, под высоковольтными линиями электропередачи (ЛЭП) (Протасов, 1982; Протасов и др., 1982; Мессерман и др., 1986; Данилов и др., 1991; Войтович и др., 1998). В связи с этим экологи сегодня всерьез обеспокоены возможностью неблагоприятного воздействия используемых в промышленности и рыбном хозяйстве агрегатов на биоресурсы водоемов (Воронин и др., 1989; Snyder, 2003a, b).

Электролов. Электролов получил чрезвычайно широкое распространение как способ отлова рыб в промышленных целях, а также для оценки рыбных запасов и разнообразия рыбной части сообществ. Большинство имевшихся материалов, особенно полученных до конца 1980-х годов, свидетельствовало об отсутствии серьезных и длительных последствий орудий промышленного электролова на физиологическое состояние и репродуктивную систему производителей рыб и их молоди (Извеков, Асланов, 2000; Извеков, 2001; Snyder, 2003a, b; и др.).

Однако в последние годы накапливается все больше данных о негативных побочных эффектах электролова. В большинстве исследований, проводившихся с использованием рентгенографии, у пойманных рыб были обнаружены повреждения позвоночника, не всегда смертельные и не всегда заметные при наружном осмотре (Sharber, Carothers, 1988; McMichael, 1993; и др.). Характер повреждений варьирует от латеральных и дорзо-вентральных смещений до компрессионных повреждений и переломов позвонков, сопровождающихся обширными кровоизлияниями в прилежащей мускулатуре. При этом

рыбы большего размера намного чаще подвергаются спинальным травмам по сравнению с более мелкими особями (Dalbey et al., 1996; Ainslie et al., 1998; McMichael et al., 1998; Reynolds, Holliman, 2004).

Такие повреждения могут возникнуть уже при напряженности электрического поля, равной порогу сильного вздрагивания или превышающей его. Лососевидные (Salmoninae) особенно чувствительны в этом отношении (Snyder, 2003 a,b). В зависимости от вида и размера рыбы, рода, частоты и силы используемого тока, а также удельного сопротивления воды и других факторов доля травмированных особей может составлять от нескольких процентов до 53–67% (Sharber, Carothers, 1988; Snyder, 2003a,b). Повреждения позвоночника при электролове вызывают замедление роста рыб, причем степень угнетения роста, как правило, прямо пропорциональна тяжести полученных травм (Dalbey et al., 1996). Воздействие электротока может также приводить к последующему снижению показателей упитанности рыб (Thompson et al., 1997).

Популяционные эффекты электролова. Большинство исследований последствий электролова проведено на уровне организма, в то время как исследования на популяционном уровне только начинаются (Kocovsky et al., 1997; Ainslie et al., 1998; Nordwall, 1999; Carline et al., 2001). Установлено, что в районах, где систематически проводится электролов, каждый год вылавливается значительное число рыб с морфологическими уродствами, являющимися результатом ранее перенесенных травм позвоночника (McMichael, 1993). Многократное воздействие электролова может приводить к увеличению частоты появления травм по сравнению с однократным обловом (Ainslie et al., 1998). Расчеты показывают, что в водоемах, где облавливаются до 20 процентов популяции, применение электроловильных агрегатов постоянного или низкочастотного импульсного тока может приводить к торможению среднего роста особей на 3% (Ainslie et al., 1998).

Исследования, выполненные на трех видов лососевых рыб и одном виде чукучановых (Kocovsky et al., 1997) показали, что после 6–8 лет трехкратного ежегодного электролова с изъятием рыб средняя частота повреждений позвоночника на опытных участках составила 10–12%, в то время как на участке, где электролов не проводился, она была нулевой. За период наблюдений численность обыкновенного чукучана *Catostomus catostomus* заметно снизилась. В то же время, несмотря на высокую частоту повреждений позвоночника, численность лососевых рыб оставалась постоянной или даже увеличивалась, указывая на отсутствие серьезных вредных

эффектов на популяционном уровне. Аналогичные данные были получены в ходе популяционных исследований на кумже *Salmo trutta* (Carline et al., 2001). Несмотря на высокую частоту повреждений позвоночника (38–44%), влияние электролова с применением высокочастотного импульсного тока на большинство популяционных показателей также было незначительным.

Следует отметить, что исследования повреждений, связанных с электроловом, были сосредоточены на промысловых рыбах, тогда как совместно обитающим с ними мелким непромысловым видам внимания практически не уделялось. В специальном исследовании (Miranda, Kidwell, 2010), проведенном на мелких непромысловых видах рыб (карповые, окуневые, сомовые) средняя частота встречаемости кровоизлияний составляла 2% (в интервале от 0 до 20%), встречаемость повреждений позвоночника 6% (0–30%), а средняя смертность 16% (0–90%). Оказалось, что воздействие электролова может быть безвредным для одних видов рыб и очень опасным для других.

Если острые эффекты электролова на рыб (т.е. повреждения и смертность) изучаются чрезвычайно интенсивно, то опосредованные поведенческие эффекты почти не исследованы. На примере синезаберного солнечника *Lepomis macrochirus* было показано, что электрошок вызывает непродолжительное снижение интенсивности питания (до 12 ч) и кратковременное повышение доступности рыб для хищника (до 10 мин) (Wahl et al., 2007). Отмечено также негативное воздействие электролова на проявления родительской заботы у самцов большеротого окуня *Micropterus salmoides*, охраняющих кладку. После электролова они чаще оставляют свои гнезда по сравнению с контрольными самцами. Результаты показывают, что электролов в период нереста может отрицательно сказываться на репродуктивном успехе большеротого окуня на индивидуальном уровне, а следовательно, и на процессе пополнения популяции (Siepker et al., 2006). Кроме того, установлено, что электролов иногда заставляет рыб покидать занимаемые ими участки (Nordwall, 1999; Young, Schmetterling, 2004).

Имеющаяся информация о влиянии электротока на размножение рыб противоречива, но многие данные показывают, что электролов может воздействовать на процессы размножения и ранние стадии жизненного цикла. Электролов на активных нерестилищах может также повлиять на выживаемость эмбрионов, находящихся на субстрате или в нем, особенно если воздействие осуществляется на самых чувствительных стадиях развития (перед появлением

пигмента в глазах). Воздействие на недавно вылупившихся личинок может не вызывать значительной смертности, но способно привести к снижению темпов роста, по меньшей мере в течение нескольких недель. Напряженность поля и продолжительность экспозиции представляются наиболее критическими факторами, воздействующими на зародыши и личинки. Особый интерес представляет тот факт, что воздействие орудий электролова на половозрелых рыб может вызвать серьезные повреждения гамет или их преждевременный выброс и иногда снижает жизнеспособность оплодотворенной впоследствии икры (Snyder, 2003 a,b).

Электрозаградители. Вопросам потенциальной опасности полей электрозаградителей для рыб посвящены единичные работы. Так, при 10-секундном воздействии электрического поля напряженностью от 0.2 до 0.9 В/см на взрослого кижуча (*Oncorhynchus kisutch*) признаков повреждения не обнаружено. Воздействие поля на производителей кижуча не вызывало также снижения жизнеспособности икры или нарушения процессов раннего развития (Hilgert, 1992).

В настоящее время электрозаградители разрабатываются не только для задержания рыб, но и для управления поведением других водных животных. Так, большие усилия предпринимаются по разработке электрозаградителя для предотвращения перемещений калифорнийского морского льва *Zalophus californianus* вверх по течению рек Западного побережья США. В связи с этим было изучено (Ostrand et al., 2007) потенциальное влияние электрозаградителя на выживаемость, физиологическое состояние и уровень травмирования белого осетра *Acipenser transmontanus*. Выживаемость рыб, подвергшихся острому электрошоку, была очень высокой (100%). Напротив, рыбы, которые не смогли выйти из электрического поля и подверглись хроническому электрошоку, показали более низкий уровень выживаемости (93%). Изменилось и поведение осетров: при подключении электрического тока они значительно реже приближались к барьеру. Рыбы, пережившие острый электрошок, проводили больше времени в неподвижном состоянии, восстанавливая нарушенное физиологическое состояние. Исследование показало, что в течение 4 часов после электрошока у белого осетра наблюдается более высокий уровень молочной кислоты в плазме крови по сравнению с контролем.

Как правило, при создании электрических барьеров, которые должны лишь отпугивать рыб, применяют меньшие уровни напряженности электрического поля, чем для их отлова. Тем не менее, при обследовании эффективно работающего электрозаградителя на

р. Джордан в штате Мичиган (США), предупреждающего проникновение миноги в бассейн Великих озер, было обнаружено, что и миноги, и костистые рыбы, оглушаются электрическим током (Swink, 1999). Эффекты оглушения рыб вблизи электрорыбозаградителей отмечают и другие авторы (Stewart, 1990). Следует также учитывать, что электрическое поле не является для большинства видов рыб адекватным раздражителем. Поэтому, попадая в электрическое поле электрозаградителя, рыбы не сразу удаляются в противоположную сторону, а иногда плывут в направлении увеличивающегося воздействия (Хмелевский, Нусенбаум, 1967). Некоторые особи при этом неизбежно подвергаются сильному угнетению и теряют способность к плавательным движениям, т.е. испытывают воздействие напряженностей, соизмеримых с величинами, применяемыми при электролове. Опыты показали также, что главной причиной повреждений позвоночника при воздействии электрического поля, нередко становится не столько напряженность поля, сколько определенная частота следования импульсов (Sharber et al., 1994). Принципиальное значение имеет тот факт, что многие отрицательные эффекты, в том числе кровоизлияния и повреждения позвоночника, проявляются при достаточно низких напряженностях электрического поля, используемых при работе электрозаградителей. Это свидетельствует о необходимости специального изучения явлений смертности и травматизма, связанных с работой электрорыбозаградителей, в том числе с применением рентгенографического анализа позвоночника и анатомирования скелетной мускулатуры рыб.

Устройства защиты трубопроводов. Следует заметить, что на миграционное поведение рыб могут влиять не только электрические поля электрорыбозаградителей, но более слабые поля постоянного тока, используемые для защиты подводных переходов нефте- и газопроводов от коррозии. Изучено влияние постоянного электрического поля антикоррозионной защиты нефтепроводов, пересекающих р. Обь, на миграционную активность рыб (Карташев и др., 2010). Расчеты и приборные измерения показали, что напряженность электрического поля на уровне дна составляет 0.6 В/м, на глубине 2 м от поверхности – 0.1–0.4 В/м и распространяется на 50–100 м от нефтепровода. Электрическое поле нефтепроводов снижает миграционную активность рыб, что приводит к увеличению их численности в секторе повышенной электрической напряженности.

Линии электропередачи. Вопрос о возможном влиянии линий электропередачи на популяции рыб пока остается открытым из-за существенных расхождений в оценках величины электрических полей ЛЭП. По некоторым расчетам (Мессерман и др., 1986), напряженность электрических полей переменного тока, образуемых воздушными переходами ЛЭП, не превышает 1.5 мВ/см (для линий напряжением 1150 кВ). Такие поля могут воспринимать только рыбы, обладающие специализированными электрорецепторами, в частности обыкновенный сом и осетровые (Басов, 1999; Извеков, 2001). Так, по данным биотелеметрических наблюдений (Поддубный, 1971), мигрирующие по Волге осетровые иногда задерживаются воздушными переходами ЛЭП.

Согласно оценкам других исследователей, величина электрического поля ЛЭП может быть существенно выше, приближаясь к уровню 50 мВ/см (Протасов, 1982) и превышая пороговые значения реакции возбуждения рыб, не имеющих электрорецепторов (Войтович и др., 1998). При нормальном режиме эксплуатации воздушных линий электропередачи это возможно в водоемах, пересекаемых линиями напряжением свыше 750 кВ, а при однофазном коротком замыкании – уже при напряжениях ЛЭП, начиная со 110 кВ (Войтович и др., 1998). Как показывают расчеты по кабельным линиям электропередачи (КЛ), наиболее сильное поле создается в водоемах с повышенной электропроводностью воды при прокладке фаз КЛ на значительном расстоянии друг от друга, а также при прокладке трех фаз КЛ в одной траншее и выходе из строя хотя бы одной из фаз КЛ. В этих условиях значения плотности тока оказываются соизмеримыми с порогом реакции возбуждения рыб, не имеющих специализированных электрорецепторов (Данилов и др., 1991).

Заключение. Таким образом, в области изучения влияния антропогенных электрических полей на рыб накоплен обширный фактический материал, особенно в отношении воздействия орудий электролова. В то же время многие вопросы экологической безопасности электролова до сих пор остаются неясными. Поэтому в перспективе необходимы дальнейшие исследования по таким аспектам, как эффект многократно повторяющегося раздражения; отсроченная смертность; отдаленные последствия длительного применения электролова для популяций рыб, обитающих на облавливаемой акватории; влияние на репродуктивный успех рыб, их воспроизводительную систему и ранние стадии эмбрионального развития; воздействие тока на не выловленных особей, а также на те виды рыб, которые не являются непосредственными объектами

промысла. При проверке экологической безопасности орудий электролова и электрорыбозаградителей обязательно проведение рентгенографического анализа для выявления переломов и смещений позвонков, а также вскрытие рыбы для подсчета числа кровоизлияний в мышечной ткани.

Особое беспокойство вызывают практически не изученные возможные последствия сильных электрических полей на представителей сомовых и осетровых рыб, обладающих высокочувствительными электрорецепторами. Еще менее изучены последствия браконьерского лова рыбы с применением самодельных установок, характеристики которых, как правило, существенно отличаются от оптимальных.

Необходимо подчеркнуть, что при изучении возможных последствий воздействия техногенных электрических полей на рыб лабораторными методами зачастую возникает разрыв между данными эксперимента и реальной ситуацией в природе. Некоторые опыты показывают, что в ближней зоне возможны серьезные травмы, связанные с повреждением позвоночника, а также различные нарушения поведения. Однако остается неизвестным, какой процент особей в реальных условиях подвергается столь сильному воздействию и как это, в конечном счете, отразится на состоянии биоресурсов. Поэтому в перспективе необходимо проследить за поведением рыб в зоне действия реальных устройств электролова и рыбозащиты (с помощью дистанционной подводной видеосъемки, либо с помощью мечения радио-метками или акустическими метками). Это позволит выстроить мост между данными лабораторных и полевых исследований. Столь же актуальны сравнения данных многолетнего мониторинга популяций рыб в районах электролова и на контрольных участках, где отлов осуществляется традиционными орудиями.

Наряду с продолжением исследований по оценке экологических последствий электролова следует вплотную приступить к изучению воздействия других антропогенных источников электромагнитного излучения, в первую очередь, воздушных и подводных линий электропередачи, а также подводных переходов нефте- и газотрубопроводов, оборудованных системой катодной защиты от коррозии. Ввиду существенных расхождений в расчетах, необходимы непосредственные измерения напряженности электрических полей, создаваемых ЛЭП в водоемах; изучение распределения и миграционного поведения рыб в районах прохождения высоковольтных линий; оценка влияния электромагнитных полей соответствующей амплитуды на процессы развития, роста и регенерации гидробионтов.

Список литературы

- Басов Б.М. Поведение стерляди *Acipenser ruthenus* и русского осетра *A. gueldenstaedtii* в электрических полях низких частот // Вopr. ихтиологии. 1999. Т. 39. № 6. С. 819–824.
- Войтович Р.А., Глазер В.Л., Кадомская К.П. Влияние воздушных и подводных линий электропередачи на ихтиофауну пересекаемых водоемов // Изв. АН. Энергетика. 1998. № 6. С. 74–83.
- Воронин В.М., Лукашкина В.А., Муравейко В.М. Влияние электрических полей на гидробионтов. Апатиты, 1989. 37 с.
- Данилов Г.Г., Кадомская К.П., Лавров Ю.А., Чепелюков В.И. Влияние электромагнитного поля подводных кабельных линий на ихтиофауну // Изв. АН СССР. Энергетика и трансп. 1991. № 2. С. 95–102.
- Извеков Е.И. Влияние электромагнитных полей // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 308–323.
- Извеков Е.И., Асланов Г.А. Экологическая безопасность электролова и эффективность промысла во внутренних водоемах // ВНИ-ЭРХ. Сер. Актуальные научно-технические проблемы отрасли. М., 2000. Вып. 2. С. 1–68.
- Карташев А.Г., Прохоров А.Г., Похаруков В.А. Влияние электрической антикоррозионной защиты нефтепроводов на миграцию рыб // Сибирский экологический журнал. 2010. Т. 17. № 1. С. 75–77.
- Мессерман Д.Г., Морозов Ю.А., Перельман А.С. Исследование электрического поля и тока в водоемах, пересекаемых воздушными линиями электропередачи сверхвысокого напряжения // Электрические свойства гидробионтов. М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1986. С. 314–322.
- Поддубный А.Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 312 с.
- Протасов В.Р. Физические поля антропогенного происхождения на акваториях // Вестн. АН СССР. 1982. № 9. С. 71–79.
- Протасов В.Р., Бондарчук А.И., Ольшанский В.М. Введение в электроэкологию. М.: Наука, 1982. 336 с.
- Хмельевский А., Нусенбаум Л.М. О действии неоднородных электрических полей однофазного и многофазного токов на поведение рыб в связи с применением электрорыбозаградителей // Поведение рыб в зоне гидротехнических сооружений. М., 1967. С. 109–123.

- Ainslie B.J., Post J.R., Paul A.J.* Effects of pulsed and continuous DC electrofishing on juvenile rainbow trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1998. V. 18. № 4. P. 905–918.
- Carline R.F.* Effects of high-frequency pulsed-DC electrofishing on a wild brown trout population // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 2001. V. 21. № 3. P. 571–579.
- Dalbey S.R., McMahon T.E., Fredenberg W.* Effect of electrofishing pulse shape and electrofishing-induced spinal injury on long-term growth and survival of wild rainbow trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1996. V. 16. № 3. P. 560–569.
- Hilgert P.J.* Evaluation of a graduated electric field as a fish exclusion device. Final report to Puget Sound Power and Light Co. Environmental Sciences. PO Box 97034. Bellevue, Washington 98009–9734. USA. 1992. 29 pp.
- Kocovsky P.M., Gowan C., Fausch K.D., Riley S.C.* Spinal injury rates in three wild trout populations in Colorado after eight years of backpack electrofishing // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1997. V. 17. № 2. P. 308–313.
- McMichael G.A.* Examination of electrofishing injury and short-term mortality in hatchery rainbow trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1993. V. 13. № 2. P. 229–233.
- McMichael G.A., Fritts A.L., Pearsons T.N.* Electrofishing injury to stream salmonids: Injury assessment at the sample, reach, and stream scales // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1998. V. 18. № 4. P. 894–904.
- Miranda L.E., Kidwell R.H.* Unintended effects of electrofishing on nongame fishes // *Trans. Amer. Fish. Soc.* 2010. V. 139. № 5. P. 1315–1321.
- Nordwall F.* Movements of brown trout in a small stream: effects of electrofishing and consequences for population estimates // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1999. V. 19. № 2. P. 462–469.
- Ostrand K.G., Simpson W.G., Suski C.D., Bryson A.J.* Behavioral and physiological response of white sturgeon to an electrical sea lion barrier system // *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science.* 2009. V. 1. P. 363–377.
- Reynolds J.B., Holliman F.M.* Injury of American eels captured by electrofishing and trap-netting // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 2004. V. 24. № 2. P. 686–689.
- Sharber N.G., Carothers S.W.* Influence of electrofishing pulse shape on spinal injuries in adult rainbow trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1988. V. 8. № 1. P. 117–122.

- Sharber N.G., Carothers S.W., Sharber J.P., de Vos J.C., House D.A.* Reducing electrofishing-induced injury of rainbow trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1994. V. 14. № 2. P. 340–346.
- Siepker M.J., Wahl D.H., Philipp D.P., Ostrand K.G.* Evidence of reduced reproductive success of nesting largemouth bass sampled with standard electrofishing procedures // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 2006. V. 26. № 3. P. 631–635.
- Snyder D.E.* Electrofishing and its harmful effects on fish. Information and Technology Report USGS/BRD/ITR–2003–0002, U.S. Geological Survey Biological Resources Division. U.S. Government Printing Office, Denver, CO. 2003a. 149 pp.
- Snyder D.E.* Invited overview: conclusions from a review of electrofishing and its harmful effects on fish // *Reviews in Fish Biology and Fisheries.* 2003b. V. 13. P. 445–453.
- Sorensen P.W.* Effects of electroshocking on the sexual behavior of goldfish and brook trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1994. V. 14. № 4. P. 862–865.
- Stewart P.A.M.* Electric screens and guides // *Fishing with electricity: applications in freshwater fisheries management.* Oxford: Fishing News Books, 1990. P. 140–156.
- Swink W.D.* Effectiveness of an electrical barrier in blocking a sea lamprey spawning migration on the Jordan River, Michigan // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1999. V. 19. № 2. P. 397–405.
- Thompson K.G., Bergersen E.P., Nehring R.G., Bowden D.C.* Long-term effects of electrofishing on growth and body condition of brown trout and rainbow trout // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 1997. V. 17. № 1. P. 154–159.
- Wahl D.H., Einfalt L.M., Callahan S.P.* Effects of electroshock on bluegill feeding and susceptibility to predation // *Nort. Americ. J. Fisher. Managem.* 2007. V. 27. № 4. P. 1208–1213.
- Young M.K., Schmetterling D.A.* Electrofishing and salmonid movement: reciprocal effects in two small montane streams // *Journal of Fish Biology.* 2004. V. 64. № 3. P. 750–761.

ОСОБЕННОСТИ ИНТРОДУКЦИИ РЫБ В ВОДОЕМЫ КАРЕЛИИ

Н.В. Ильмаст, О.П. Стерлигова

*Учреждение Российской академии наук Институт биологии
Карельского научного центра РАН, Петрозаводск, Россия
ilmast@karelia.ru*

Состояние водных экосистем Европейского Севера определяется природными и климатическими условиями региона и антропогенным влиянием на них. Установлено, что наиболее существенные изменения в рыбной части сообщества пресноводных экосистем вызывают такие антропогенные факторы, как нерациональный промысел, акклиматизация новых видов, эвтрофирование водоемов (Решетников и др., 1982; Дгебуадзе, 2003; Алимов и др. 2004; Павлов, Стриганова, 2005; Шатуновский, Бобырев, 2005).

Республика Карелия имеет хорошо развитую гидрографическую сеть, относящуюся к бассейнам Белого и Балтийского морей. Она представлена большей частью небольшими реками, которые соединяют многочисленные озера, образуя озерно-речные системы. Основными структурными элементами гидрографической сети республики являются озера и водохранилища (более 60 тысяч), доминируют озера площадью менее 1 км² (Филатов и др., 2001). Химический состав поверхностных вод Карелии формируется в условиях труднорастворимых коренных пород Балтийского кристаллического щита, хорошо промытых четвертичных отложений и высокой заболоченности. Воды, как правило, маломинерализованные, высокоцветные, с большим содержанием железа (Лозовик, Филатов, 2006). По гидробиологическим показателям водоемы Карелии характеризуются слабым развитием растительности, относительно бедной донной фауной и преобладанием в составе зоопланктона копепоид и коловраток. В целом для водоемов Карелии свойственно общее повышение биологической продуктивности озер с севера на юг (Герд, 1956; Озера Карелии, 1959; Куликова, 2004; 2010 и др.).

Особенности пресноводной ихтиофауны Карелии определяются географическим положением озерно-речных систем. В карельских водоемах обитают как типичные холодноводные северные виды, так и представители южных областей.

Формирование современной ихтиофауны карельских водоемов началось не более 10–15 тысяч лет назад, после того, как покрывавший в четвертичном периоде всю территорию Карелии, ледник стал таять и отступать на северо-запад (Биске, Лак, 1956; Биске,

1959). Заселение водоемов рыбами происходило разными путями: озер и рек южной и средней Карелии – со стороны Балтики с водами Балтийского ледникового озера (Иольдиевого моря), куда виды проникли в котловину Ладожского озера и прибрежные низменности. Водоемы северной Карелии заселялись с запада фауной северной части Ботнического залива Балтийского моря. Оттуда рыбы могли проникнуть в озера Карелии по соединяющим в послеледниковое время (а в настоящее время разобщенным) озерно-речным системам Ботническо-Беломорского перешейка (Герд, 1949).

Карельские водоемы заселялись также и ледовитоморской фауной. В прибрежье Белого моря распространен сиг пыжьян, который заходит на нерест в карельские реки. В ряде озер северной Карелии данный вид образовал местные жилые формы. В этой зоне Белого моря обитает ледовитоморский подвид корюшки, которая так же нерестится в реках Карелии (Зборовская, 1951; Правдин, 1954; Кудерский, 1961).

В межледниковое и послеледниковое время были эпохи с мягким климатом (Геология Карелии, 1987), в которые происходили миграции южных видов рыб из Понто-Каспийского бассейна на север (Решетников, 1980, 2010). Вероятно, таково происхождение и рыбы семейства осетровых, скальное изображение которой (сделанное около 5 тыс. лет назад) сохранилось на восточном побережье Онежского озера (около мыса Бесов Нос) (Покровский, Новиков, 1959; Лебедев, 1960). Таким образом, современная пресноводная ихтиофауна Карелии сформировалась путем заселения ее водоемов рыбами бассейнов Балтийского, Белого и Каспийского морей.

Обилие водных ресурсов в Карелии способствовало развитию в регионе рыбного промысла. В последние десятилетия на внутренних водоемах Карелии активно развивается промышленная аквакультура. Основным объектом является радужная форель. В настоящее время республика лидирует в России по ее озерному и речному товарному выращиванию (Китаев и др., 2007; Стерлигова и др., 2009; Ильмаст и др., 2010).

Вселению новых и распространению аборигенных видов рыб в водоемах Карелии способствовали рыбоводно-акклиматизационные мероприятия, саморасселение видов по озерно-речным системам и их случайный занос (Новиков, 1939; Мельянцева, 1954; Кудерский, 2001, 2006; Салтуп, 1967; Кудерский, Сонин, 1968; Решетников и др., 1982; Стерлигова, Ильмаст, 2009).

В настоящее время ихтиофауна Карелии насчитывает в своем составе около 90 видов круглоротых и рыб. Природные условия

края весьма благоприятны для обитания здесь хозяйственно ценных видов: лосося, палии, сига, ряпушки, судака, леща, щуки и налима. Однако, во многих водоемах Карелии, преобладают ерш, окунь, плотва, уклейка.

С целью улучшения качественного состава ихтиофауны еще в 1927 г. начались работы по интродукции ценных видов рыб. Рыбоводные работы осуществляли по двум направлениям: расселение местных, ценных видов рыб и интродукция новых видов из других регионов страны. Аборигенными видами были: палия, крупная форма европейской ряпушки, европейский хариус, судак, корюшка и лещ. Из других регионов страны в водоёмы Карелии вселяли: осетра – из водоёмов Сибири, стерлядь – из Северной Двины, радужную форель – из водоёмов Северной Америки, форель – из оз. Севан, белорыбицу – из Волги, нельму – из р. Кубена, горбушу – из водоёмов Камчатки, омуля – из оз. Байкал, пелядь, чира и муксуна – из водоёмов Сибири, сига – из Чудского озера, угля – из Балтийского моря, карпа (сазана) – из Волги и рыбхозов России, сибирского чукучана. Зарыбление водоёмов проводили икрой, личинками, сеголетками и особями разного возраста.

Результаты рыбоводных работ по расселению местных видов рыб (палии, судака, ряпушки, корюшки и леща) можно оценить как положительные. Исключением стали работы по вселению хариуса, который не прижился ни в одном из водоёмов, куда его выпускали. Работы по интродукции ценных видов рыб из других регионов страны в большинстве случаев не привели к их натурализации в водоёмах Карелии. Горбуша является единственным видом, сформировавшим сравнительно многочисленные популяции.

Рыбоводные работы в Карелии в ряде случаев способствовали саморасселению рыб. Так в 1950-х гг. сотрудники Карельской производственно-акклиматизационной станции выпускали личинок корюшки в Сундозеро и икру корюшки в Сегозеро. Данный вид в водоемах вселения успешно натурализовался. В дальнейшем корюшка по озёрно-речной системе проникла из Сундозера в Пялозеро (Александрова, 1959), а из Сегозера по реке Сегежа в Выгозеро (Гуляева, 1967). И в настоящее время корюшка во всех водоемах является промысловым видом.

В целом анализ динамики рыбного населения пресноводных экосистем Карелии (1930–2010 гг.) свидетельствует, что максимальное видовое разнообразие в пресноводной ихтиофауне наблюдалась в 1960–1980 гг. в период активных рыбоводно-акклиматизационных мероприятий (рис. 1). В настоящее время

рыбное население пресных водоемов представлено 45 видами (16 семейств), по числу видов доминируют водные экосистемы южной Карелии бассейна Балтийского моря (бас. Ладожского озера – 41 вид, Онежского – 38 видов). На водоемы средней и северной Карелии (бассейн Белого моря) приходится 28 видов.

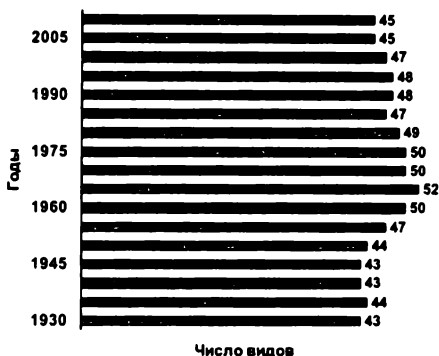


Рис. 1. Динамика числа пресноводных круглоротых и рыб в водоемах Карелии

Анализ инвазионных процессов показал, что формирование самовоспроизводящихся популяций отмечено в результате расселения в водоёмы Карелии у всех, за исключением хариуса, местных гидробионтов – ряпушки, судака, палии, корюшки, леща. В то же время из видов, завезенных из других регионов, относительно многочисленные популяции в новых условиях сформировали лишь горбуша. Остальные виды встречаются единично или совсем не отмечены. В Карелии результативными оказались 29% интродукций (6 из 21 вселенного вида). Большая успешность вселений в Карелии, скорее всего, объясняется тем, что в процесс интродукции были вовлечены виды, перемещаемые в пределах региона; именно они составили большую часть натурализовавшихся видов. Вселённые из отдалённых регионов виды, за исключением горбуши, такие, как стерлядь, сазан и сибирский чукучан, в водоёмах вселения отмечаются редко. Таким образом, расселение аборигенных видов в условиях Карелии оказалось более эффективным. Наряду с этим надо отметить, что в литориновое теплое время (2–3 тыс. лет до н.э.) многие виды имели более северную границу своего ареала (ат-

лантический осетр и сом в Онеге и др.). Со временем похолодание сдвинуло их ареалы южнее, вследствие чего они выпали из состава местной ихтиофауны, но в принципе условия для их обитания оказываются пригодными и в настоящее время.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы РАН «Биологическое разнообразие», ФЦП гос. контракты № 02.740.11.0700 и П № 1299.

Список литературы

- Александрова Т.Н. Озеро Пяозеро // Озера Карелии (природа, рыбы и рыбное хозяйство). Справочник. Петрозаводск: Гос. изд-во КарелАССР, 1959. С. 298–302.
- Алимов А.Ф., Богуцкая Н.Г., Орлова М.И. и др. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Т-во науч. изданий КМК, 2004. 436 с.
- Биске Г.С. Четвертичные отложения и геоморфология Карелии. Петрозаводск: Государственное издательство Карельской АССР, 1959. 308 с.
- Биске Г.С., Лак Г.Ц. Послеледниковые морские отложения в Карело-Финской ССР // Труды Карело-Финского филиала АН СССР. Вып.3. Петрозаводск, 1956. С. 28–62.
- Геология Карелии. Соколов В.А. (ред.), Л.: Наука, 1987. 231 с.
- Герд С.В. Некоторые зоогеографические проблемы изучения рыб Карелии // Природные ресурсы, история и культура Карело-Финской ССР. Вып. 2. Петрозаводск: Гос. изд-во Карело-Фин. ССР, 1949. С. 100–115.
- Герд С.В. Опыт биолимнологического районирования озер Карелии // Труды Карельского филиала АН СССР. Вып.5. Вопросы ихтиологии внутренних водоемов. Петрозаводск: Гос. изд-во Карельской АССР, 1956. С. 47–75.
- Гуляева А.М. О корюшке Выгозерского водохранилища // Изв. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. 1967. Т. 62. С. 164–169.
- Дгебуадзе Ю.Ю. Национальная стратегия, состояние, тенденции, исследования, управление и приоритеты в отношении инвазий чужеродных видов на территории России // II междунар. симп. Инвазии чужеродных видов в Голарктике. Борок, 2003. С. 26–34.
- Зборовская М.Б. Список рыб Гриндинской губы Белого моря // Труды Карело-Финского отделения ВНИОРХ. т.III. 1951. С.197–210.
- Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П., Первозванский В.Я. Ресурсные виды //Мониторинг и сохранение биоразнообразия таежных эко-

- систем Европейского Севера России. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. С. 81–85.
- Китаев С.П., Стерлигова О.П., Ильмаст Н.В. Охрана окружающей среды при выращивании форели в Карелии // Рыбоводство и рыбное хозяйство 2007. № 2. С. 9–16.
- Кудерский Л.А. Некоторые особенности географического распространения рыб в водоемах западной части бассейна Белого моря // Материалы по зоогеографии Карелии. Вып.1. Петрозаводск: Гос. издательство Карельской АССР, 1961. С. 3–7.
- Кудерский Л.А. Материалы по зоогеографии рыб внутренних водоемов Карелии // Материалы по зоогеографии Карелии. Вып.1. Петрозаводск: Гос. издательство Карельской АССР, 1961. С. 19–33.
- Кудерский Л.А. Акклиматизация рыб в водоемах России: состояние и пути развития // Вопр. рыболовства. 2001. Т. 2. № 1 (5). С. 6–68.
- Кудерский Л.А. Изменения в региональных ихтиофаунах водоемов Европейской части России в результате антропогенных влияний // Сб. науч. тр. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. Экологические аспекты воздействия гидростроительства на биоту акватории Восточной части Финского залива. 2006. Т. 2. Вып. 331. С. 159–194.
- Кудерский Л.А., Сонин В.П. Обогащение ихтиофауны внутренних водоемов Карелии // Тр. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. 1968. Т. 5. Вып. 1. С. 310–14.
- Куликова Т.П. Зоопланктон водоемов бассейна реки Шуи (Карелия). Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004. 124 с.
- Куликова Т.П. Зоопланктон водных объектов бассейна Белого моря. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. 325 с.
- Лебедев В.Д. Пресноводная четвертичная ихтиофауна Европейской части СССР. Москва: МГУ, 1960. 402 с.
- Лозовик П., Филатов Н. Качество поверхностных вод // Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. С. 75–87.
- Мельянцева В.Г. Рыбоводство в Карело-Финской ССР // Мат-лы совещ. по проблемам повышения рыбной продуктивности внутренних водоемов КФССР. Петрозаводск: Госиздат КарелАССР, 1954. С. 101–14.
- Новиков П.И. Результаты искусственного разведения сиговых рыб в Вашозере бассейна Онежского озера // Рыбное хозяйство. 1939. Вып. 5. С. 77–90.
- Озера Карелии: природа, рыбы и рыбное хозяйство (справочник). Петрозаводск: Гос. изд-во Карельской АССР, 1959. 618 с.

- Павлов Д.С., Стриганова Б.Р. Биологические ресурсы России и основные направления фундаментальных исследований // Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами. Сборник научных статей. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2005. С. 4–20.
- Покровский В.В., Новиков П.И. Озера Карелии и их рыбохозяйственное использование // Озера Карелии: природа, рыбы и рыбное хозяйство (справочник). Петрозаводск: Гос. изд-во Карельской АССР, 1959. С. 9–85.
- Правдин И.Ф. Сиги водоемов Карело-Финской ССР. Москва-Ленинград: Изд-во АН СССР, 1954. 324 с.
- Решетников Ю.С. Экология и систематика сиговых рыб. М., Наука, 1980. 301 с.
- Решетников Ю.С. О центрах возникновения и центрах расселения в связи с распределением числа видов по ареалу на примере сиговых рыб // Актуальные проблемы современной ихтиологии (к 100-летию Г.В. Никольского). М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. С. 62–87.
- Решетников Ю.С., Попова О.А., Стерлигова О.П. и др. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема. М.: Наука, 1982. 248 с.
- Салтуп Б.Н. Зарыбление карельских озер судаком // Рыб. хоз-во. 1967. № 1. С. 24–5.
- Стерлигова О.П., Ильмаст Н.В. Виды вселенцы в водных экосистемах Карелии // Вопросы ихтиологии. 2009. Т. 49. № 3. С. 372–379.
- Стерлигова О.П., Китаев С.П., Ильмаст Н.В., Кучко Я.А., Павловский С.А., Савосин Е.С. Состояние Кефть губы Онежского озера при товарном выращивании радужной форели // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Материалы XXVIII международной конференции. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009. С. 523–528.
- Филатов Н.Н., Литвиненко А.В., Фрейндлинг В.А. и др. Каталог озер и рек Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2001. 290 с.
- Шатуновский М.И., Бобырев А.Е. Современное состояние и динамика рыбных ресурсов пресных водоемов России // Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами. Сборник научных статей. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2005. С. 121–131.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ КУТУМА (КРАСНОКНИЖНЫЙ ВИД РЫБЫ В РК) В СЕВЕРНОМ КАСПИИ В РАЙОНЕ ПОБЕРЕЖЬЯ МАНГИСТАУСКОЙ ОБЛАСТИ

С.К. Калдыбаев, Е.Б. Бокова

*Атырауский филиал Казахского научно-исследовательского ин-
ститута рыбного хозяйства (АтИФ КазНИИРХ), 060027, р. Казах-
стан, г. Атырау,
bokova08@mail.ru*

До внесения в Красную книгу России (2001) кутум добывался в виде прилова во время лова сельдей закидными неводами у дагестанского побережья Каспия. По официальной статистике ежегодный вылов его в 1989–2000 гг. доходил до 21.5 т, а фактически был гораздо выше. У Крайновского побережья и в Кизлярском заливе кутум повсеместно ловился рыбаками-любителями. Много его изымалось браконьерами во время нерестового хода из моря в реки.

В последние годы были разработаны эффективные методики искусственного разведения кутума, нашедшие применение в Азербайджане, в Иране и в России. При этом ежегодно выпускается в море в среднем более 100 млн. шт. молоди. Только в Дагестане суммарная мощность заводского воспроизводства этого вида составляет до 15 млн. шт. молоди. В связи с этим, а также в результате улучшения экологического состояния дагестанского побережья, численность кутума возрастает. В настоящее время он является одним из массовых видов рыб в российской части Каспия, где возобновлен его промысловый лов.

Возросла численность кутума и в казахстанской части моря. Весной 2005–2007 гг. у побережья Мангистауской области в сетные орудия лова он прилавливался в таком количестве, которое вынуждало останавливать промысел. Эта проблема, в частности, была обсуждена и протоколирована на совещании природопользователей в областной инспекции рыбоохраны 11 марта 2006 г.

В 2007 г. анализ сетных промысловых уловов в заливе Саржа в 70 км южнее г. Актау подтвердил сведения о значительной численности кутума. Так, на характерном для него биотопе с песчано-ракушечниковым грунтом и высокой (более 3 м) прозрачностью воды в ставную сеть из мононити длиной 30 м, высотой 2.5 м и с ячейей полотна 45 мм в течение трёх часов днём попали 16 экз. кутума длиной тела 32.6–45.6, в среднем 40.3 см и массой 432–1099, в среднем 842 г. После промеров эти рыбы были выпущены в море в живом виде.

Более глубокие исследования кутума после занесения его в Красную книгу Казахстана затруднены или практически невозможны из-за сложности получения разрешения на его научный лов. Например, в 2008 г. Урало-Каспийская межобластная бассейновая инспекция рыбного хозяйства отказала в выдаче соответствующего разрешения. Пришлось продолжать наблюдения на промысловых участках, где проводился учет попопавания кутума в орудия лова.

В мае и октябре 2009 г. природопользователями Мангистауской области с участием сотрудника Атырауского филиала ТОО «КазНИИРХ» были обнаружены в местах промысла массовые скопления кутума, наиболее значительные в весенний период.

В мае в 8-ми пунктах Мангистауского побережья от р-на Групповой на севере до м. Жыланды на юге в присутствии представителей рыбоохраны проводился повидовой учет уловов рыбы в сетях длиной 250–500 м и с шагом ячеи 40, 45, 50 мм. При этом кутум после измерения и фотографирования выпускался живым в море, о чем составлялись соответствующие акты.

Уловы кутума составляли 48% от общего вылова рыб (таблица 1, рисунок 1).

Таблица 1

Видовое соотношение рыб в уловах в 2009 г.

Виды рыб	Вылов, шт	% от вылова
Кефаль	378	40.8
Кутум	447	48.3
Жерех	51	5.5
Линь	1	0.1
Судак	2	0.2
Вобла	8	0.9
Сазан	32	3.5
Карась	7	0.8
Итого:	926	100

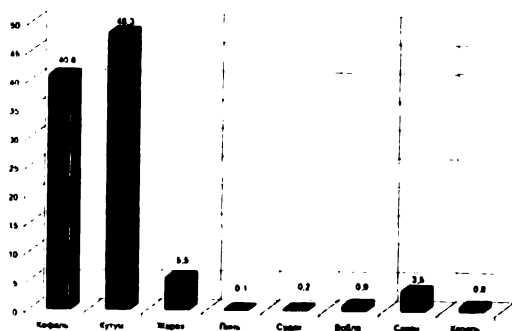


Рис. 1. Соотношение рыб в уловах 2009 г, %

Всего было поймано 926 экз. рыб, относящихся к 8 видам: кутум – 447 экз. (48.3%), кефаль – 378 экз. (40.8%), жерех – 51 экз. (5.5%), сазан – 32 экз. (3.4%), вобля, линь, карась, судак – 18 экз. (2%). Весной 2009 г. нерестовая миграция кутума наблюдалась и в р. Урал. В апреле-мае кутум встречался в неводных уловах по всему руслу этой реки. Его поимка в количестве 28 экз. зафиксирована и заактирована на промысловых участках «Приморский», «Еркен-Калинская», «Малая Дамбинская», «Бугорки» вплоть до 60 км от моря. Рыбы имели размеры 38–45 см и массу до 2 кг.

Осенью 2010 г. у побережья Северного Каспия Мангистауской области снова зарегистрированы пути миграции кутума на участках:

- Теплый пляж. Участок находится 12 км от города, между водозаборным каналом и базой;
- мыс Песчаный – Золотые пески;
- мыс Сагындык.

Сетными орудиями лова длиной 250 м, d – ячеи 45x45 мм было выловлено 44 экз рыб, в том числе 6 экз. кутума (таблица 2, рисунок 2). Все указанные факты свидетельствуют о восстановлении численности кутума в казахстанской части Каспия. Это по сути своей положительное событие оборачивается большой проблемой для рыбаков. В их сетях в период промысла прилов кутума составляет до половины общего вылова рыбы. Рыбаки утверждают, что с конца марта на глубинах от 1 до 2.5 м в сети с шагом ячеи 40–50 мм попадает 6–7 экз. кутума в день, в апреле до 25 экз. в день, а в мае до 75 экз. Этого кутума рыбаки вынуждены выпутывать из сетей и в живом виде выпускать

обратно в море, так как штраф за его вылов составляет 127 тыс. тенге за 1 кг. Все это сильно усложняет ведение промысла.

Таблица 2.

Видовое соотношение рыб в уловах в 2010 г.

Виды рыб	Вылов, шт.	% от вылова
Кефаль	16	36.4
Кутум	6	13.6
Судак	19	43.2
Сельдь	3	6.8
Итого:	44	100

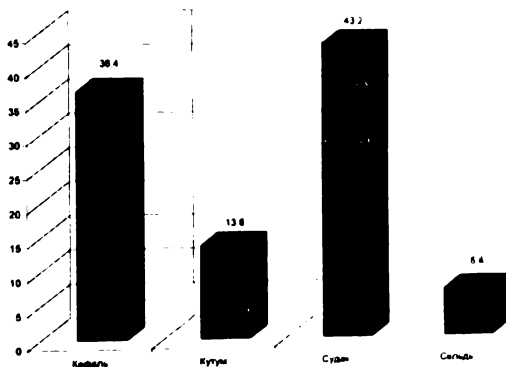


Рис. 2. Соотношение рыб в уловах в 2010 г.

В связи с этим приобретают особую актуальность научные исследования распределения и состояния запасов кутума с целью решения вопроса о его «краснокнижном» статусе и возможной целесообразности выведения его из Красной книги республики.

Учитывая изложенное, Атырауский филиал ТОО «КазНИИРХ» счёл необходимым проведение в 2011 г. развернутых исследований популяции кутума в казахстанском секторе Каспия для выявления путей его миграции, мест концентрации и нереста, эффективности естественного воспроизводства, относительной численности и биологического состояния.

Список литературы

Отчеты НИР.1990–2010. Фонды АФ ТОО «КазНИИРХ»

Красная Книга Республики Казахстан. Т 1. Животные. Часть Позвоночные Издание четвертое, исправленное и дополненное. Алматы, 2010.

Рыбы Казахстана – Алма-Ата, «Наука», 1986. –Т. 3 С. 130–158.

**СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРОМЫСЛОВОГО ЗАПАСА
СТЕРЛЯДИ *ACIPENSER RUTHENUS* LINNAEUS, (1758)
В ВОЛГО-КАСПИЙСКОМ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОМ
ПОДРАЙОНЕ (Р. ВОЛГА, ЕЁ ВОДОТОКИ)**

В.А. Калмыков, Г.И. Гутенёва

*Каспийский научно-исследовательский институт рыбного
хозяйства, ФГУП «КаспНИРХ», Астрахань, Россия*

Стерлядь – является широко распространённым видом осетровых в России и населяет речные системы Каспийского, Азовского, Чёрного, Балтийского морей, Северного Ледовитого океана, включая Обь и Енисей. Анализ имеющихся исторических данных о вылове стерляди в России свидетельствует о её довольно высокой численности в недалёком прошлом. В конце XIX столетия уловы стерляди достигали 3–4 тыс. т, из которых около половины приходилось на бассейн Волги. Спустя полвека уловы сократились в 20 раз и в 1960–1961 годах составили 0.16–0.17 тыс. т (Кожин, 1970). Катастрофическое снижение запасов стерляди было обусловлено нерациональным промыслом, загрязнением окружающей среды, браконьерством и др., но, главным образом, созданием на Волге каскада водохранилищ, что привело к нарушению гидрологического режима, сокращению нерестовых площадей и к изменению популяционной структуры вида. Если до зарегулирования стока Волги, на всем ее протяжении от Твери до дельты существовал ряд многочисленных взаимосвязанных стад стерляди, то после сооружения плотин в каждом из водохранилищ образовалась своя изолированная популяция.

Промысловый запас нижеволжской популяции стерляди в 60–90-х гг. прошлого века оценивался в 60.0–80.0 т. Величина вылова стерляди в указанные годы, по данным промысловой статистики, составляла 0.1–1.0 т. По сравнению с уловами белуги, осетра и севрюги, стерлядь не имела серьёзного промыслового значения, что отразилось на объёмах освоения её промыслом. С 2000 г. её коммерческий лов приостановлен, и изъятие осуществляется только для целей воспроизводства и НИР в качестве прилова при промысле полупроходных и речных видов рыб.

Сохранение промысловых запасов стерляди в современных условиях приобретает особое значение, поскольку этот вид в связи с пресноводным образом жизни, чрезвычайно перспективен для целей акклиматизации и товарного осетроводства.

Цель работы – оценить современное состояние запасов популяции стерляди, населяющей нижнее течение Волги.

Для изучения динамики численности и качественной структуры стерляди были организованы наблюдения на стационарных тоневых участках в вершине дельты Волги (началом дельты принято считать место ответвления от Волги протоки Бузан), на Главном Банке Волго-Каспийского канала, на Кировском и Белинском Банках.

Лов рыбы осуществлялся речным закидным неводом ежедневно с распаления льда весной по ноябрь. Вся выловленная стерлядь учитывалась и подвергалась биологическому анализу. Интенсивность миграций стерляди на тоневых участках вычисляли по уловам на единицу промыслового усилия – на одно притонение речным закидным неводом (экз./прит.). В общей сложности было подвергнуто биологическому анализу около 12 тыс. экземпляров стерляди.

Дополнительно для оценки промыслового запаса стерляди использовались материалы по количеству личинок, скатывающихся со средней и нижней зон нерестилищ, коэффициенту промыслового возврата, который равен 0.05 (Мейен, 1941). Численность вступающих в промысел поколений, рассчитывалась по среднему многолетнему возрастному составу на основе данных об изменении возрастной структуры рыб, составляющих промысловый запас.

При определении промыслового запаса нижеволжской популяции стерляди возникает ряд методических трудностей, которые обусловлены её сложной популяционной структурой. Нижеволжская стерлядь представляет собой популяцию высокого ранга, включающую три популяции более низкого ранга, образующих непрерывный ряд – популяционные континуумы. Волгоградская популяция населяет русло Волги от плотины Волгоградского гидроузла до Каменновоярского нерестилища, восточная дельтовая – вершину дельты Волги и ее рукав Бузан, западная дельтовая – Волго-Каспийский канал. В данном случае оценку общего запаса стерляди следует проводить дифференцировано с учётом каждой из выделенных популяций рыб (Калмыков, 2005, 2010).

Впервые абсолютная численность группировок стерляди от плотины ВГУ до границ Астраханской области установлена в 1986–1993 гг. и оценена в 0.8–1.2 млн. экз. (Дубинин и др., 2001), из которой общий запас рыб нижем бьефе ВГУ, достигал 434 тыс. экз. биомассой 550 т (Горбачёв и др., 1984; Котляревская, 1989).

По данным многих исследователей (Алявдина, 1954; Танасийчук, 1964; Хорошко, 1967; Хорошко, Михайличенко, 1971) стерлядь, являясь постоянным обитателем русловых нерестовых

гряд, способна в большом количестве выедать отложенную икру белуги, осетра и севрюги, причиняя ущерб естественному воспроизводству осетровым видам. Огромные потери, которые несло осетровое хозяйство от выедания икры стерлядью на нерестилищах (суммарный ущерб за 1983–1985 гг. составил 7.5 тыс. ц или 22.2% от общей величины промвозврата, который обеспечивали все нерестилища приплотинной зоны ВГУ) потребовали принятия срочных мер по сокращению её численности (Пашкин, Горбачёв, 1986). Такая постановка вопроса носила дискуссионный характер. По данным тех же исследователей установлено, что стерлядью истреблялось от 45 до 120 млн икринок, то есть, икра, отложенная 150–400 экз. самок. Учитывая, что до 1989 г. количество производителей осетровых в приплотинной зоне достигало 200–300 тыс. экз., а численность самок составляла более половины, можно предположить, что ущерб, наносимый стерлядью, не столь велик, чтобы интенсифицировать её вылов (Дубинин и др., 2001).

С целью мелиоративного отлова в 1986–1988 гг. у плотины ВГУ было рекомендовано изымать промыслом ежегодно по 10 т стерляди. Фактические уловы в отдельные годы составили от 7.5 до 13.2 т, а с неучтённым изъятием общий вылов ежегодно достигал 20 т или 3.8% общего запаса стерляди в зоне ВГУ и 1.9% в пределах Волгоградской области. Для сравнения отметим, что в волжских водохранилищах рекомендуемый вылов стерляди (без особого ущерба для её запаса) составляет 20% от промыслового запаса. В общей сложности за три года под Волгоградом было изъято около 60 т стерляди.

Контрольный траловый лов на границе Волгоградской и Астраханской областей (102 км от Волгоградского гидроузла), проводимый в 1987–1990 гг. показал, что на этом участке реки произошло резкое сокращение (в 2.5–9.4 раза) численности стерляди, которое сопровождалось уменьшением доли половозрелых рыб с 47.6% до 11.4% при увеличении молоди с 20.2% до 42.9%. Вместе с тем, в 1989–1993 гг. по данным Волгоградского отделения КаспНИРХ, абсолютная численность рыб от плотины до речного вокзала оставалась довольно стабильной 300–400 тыс. экземпляров, по Волгоградской области оценивалась в те же 0.8–1 млн экз., но при этом масштабы естественного воспроизводства стали катастрофически уменьшаться. Количество скатывающейся личинки стерляди с верхней зоны нерестилищ в 1988 г., по сравнению с 1987 г., снизилось со 104 до 16 млн, в 1899 г. до 1 млн экз. В 1990–1998 гг. скат личинок колебался в пределах 0.3–5.0 млн экземпляров, в 1999–

2000 гг. отсутствовал (Дубинин и др., 2001). Вследствие уменьшения пополнения, общий запас стерляди в пределах Волгоградской области начал быстро снижаться. Абсолютная численность рыб в 1996 г. Составила 200–250 тыс. экземпляров, что в 4–5 раз ниже численности 1986–1993 гг.

Основной причиной такого уменьшения запаса стерляди объяснялось возросшим неучтённым изъятием стерляди. По нашему мнению, резкое сокращение численности стерляди под Волгоградом вызвано не только массовым браконьерством, загрязнением среды обитания, и т.п., но и изначально завышенной оценкой промыслового запаса. В настоящее время для восстановления численности волгоградской популяции стерляди предложено ее искусственное воспроизводство.

Анализ многолетних материалов показывает, что в 2005–2009 гг. с нерестовых гряд нижнего течения р. Волги ежегодно скатывалось в среднем 86.2 млн экз. личинок стерляди. Исходя из общей численности скатившихся с нерестилищ личинок стерляди, удельное значение нижней зоны дельты в воспроизводстве стерляди составило 69.4%, средней – 26.0% (восточная и западная дельтовые популяции стерляди), верхней – 4.6% (волгоградская популяция стерляди) (табл. 1).

Таблица 1.

Эффективность естественного воспроизводства стерляди в р. Волге

Показатели	Годы					
	2005	2006	2007	2008	2009	В среднем
Объем стока за IV–VI, км ³	136.3	76.6	120.2	101.9	92.6	105.5
Численность личинок, млн экз.	75.9	62.8	109.2	96.8	40.9	86.2

Наблюдения за динамикой численности и качественными показателями восточной и западной дельтовых популяций стерляди показали, что на протяжении жизненного цикла у них наблюдались периодические колебания в сторону увеличения или уменьшения численности, которые сопровождалась качественными изменениями биологических показателей рыб.

В 1990–1995 гг. средний показатель вылова стерляди на т. «Мужичья» составил – 6.8 экз./прит., в том числе неполовозрелых особей – 28%; половозрелых – 20%; отнерестившихся – 52% от улова.

Половозрелые самки имели среднюю длину 67.4 см, массу 1.6 кг, возраст 9.6 лет; самцы 58.3 см; 0.89 кг, 6.6 лет соответственно. В нерестовой части популяции самцы (63.3%) доминировали над самками. У неполовозрелой стерляди самки имели среднюю длину – 42.5 см, массу – 0.29 кг, возраст – 3.5 года; самцы – 39.7 см, 0.22 кг, 3.2 года соответственно.

В 1996–2000 гг. уловы стерляди возросли до 8.0 экз./прит. за счёт неполовозрелых (30.2%) и отнерестившихся особей (59.3%) от улова. Увеличение относительной численности сопровождалось изменением качественной структуры – уменьшились линейные размеры, масса, возраст, как молоди (на 1.4 см, 0.04 кг, 0.4 лет) так и взрослых рыб (на 4.5 см, 0.25 кг, 1.1 года). У производителей, мигрирующих на нерест, в результате вступления впервые созревающих самцов доля самок сократилась с 36.7 до 34.6%. Изменения в динамике уловов и качественном составе рыб, свидетельствовали об омоложении популяции стерляди.

В период 2001–2005 гг., при относительной численности 5.7 экз./прит. (половозрелые особи – 24.6%, отнерестившиеся – 56.1%, неполовозрелые – 19.3%), такие параметры как длина, масса, возраст половозрелых рыб вновь оказались сравнимы с показателями стерляди отловленной в 1990–1995 гг. и равнялись для самок 66.9 см, 1.72 кг, 9.5 лет; для самцов – 56.1 см, 0.74 кг, 6.1 лет. Соответствующие изменения в сторону увеличения длины и массы (на 0.1 см, 0.02 кг) произошли у неполовозрелых особей.

Формирование численности и изменение качественных показателей стерляди, находятся в прямой зависимости от масштабов и эффективность естественного воспроизводства. Из ряда поколений можно выделить несколько урожайных генераций: 1989, 1990, 1991, 1999, 2001, 2004 гг. рождения. В результате появления многочисленной молоди линейные размеры, масса и возраст у неполовозрелых рыб уменьшались. По мере созревания многочисленных молодых генераций и их вступления в промысловый запас происходило омоложение половозрелой части популяции. Поступление урожайных поколений в нерестовую часть популяции прослеживалось на протяжении 3–4 лет. После прекращения пополнения промысловый запас в основном состоял из старших возрастных групп рыб тех же урожайных поколений, что приводило к увеличению средней длины, массы и возраста рыб.

Наблюдения в течение 15 лет показали, что изменения численности и размерно-возрастной структуры популяций стерляди происходят без резких колебаний. Данные о динамике уловов, биоло-

гические показатели молоди и половозрелых рыб свидетельствуют о том, что восточная и западная дельтовые популяции стерляди находятся в удовлетворительном состоянии и могут использоваться промыслом.

Промысловый запас восточной и западной дельтовых популяций стерляди в 2003–2009 гг. оценивался в 39.68–44.7 тыс. экз. биомассой 34.0–42.0 т (таблица 2). В 2009 г. по сравнению с 2007, 2008 гг. отмечена лишь незначительная тенденция снижения её промысловых ресурсов, как по численности, так и по биомассе.

Таблица 2.

**Динамика численности и биомассы промыслового запаса
нижневолжской популяции стерляди**

Промысловый запас	Годы					
	2003	2004	2005	2007	2008	2009
т	41.5	42.0	38.0	35.0	35.0	34.0
тыс. экз.	44.7	43.5	43.42	40.0	40.0	39.68

Стерлядь, как и все осетровые, является приловом при промысле полупроходных и речных видов рыб. Специализированная её добыча в Волго-Каспийском подрайоне не ведётся. В период 2003–2009 гг. отмечена значительная вариабельность процента освоения ОДУ этого вида (от 3.4 до 52.4%).

Основные причины низкого освоения ОДУ:

- отсутствие или несвоевременная заготовка производителей ОРЗ на тоневых участках, расположенных выше промысловой зоны (например, для рыбоводных целей в 2009 г. заготовлено лишь 19.1 кг стерляди);
- отбраковка рыб непромысловых размеров при заготовке производителей ОРЗ;
- неучтённый улов.

Приведённые материалы свидетельствуют о том, что неучтённый улов стерляди достигает значительных величин и забирает недоиспользованную часть ОДУ, а возможно и превышает ее. В связи с этим целесообразно выбирать квоту в полном объёме и обеспечить промышленный приём стерляди (который представляет собой остаток от заготовки для воспроизводства и НИР) на тоневых участках, расположенных выше промысловой зоны и в Волго-Каспийском канале Главного банка. Учитывая приуроченность мест обитания отдельных группировок стерляди к определённым участкам реки (Каменоярское, Черноярское, Цаган-Аманское нерестилища), можно считать, что её стадо в целом не облавлива-

ется и поэтому необходимо проведение НИР в этих районах с последующей оценкой состояния численности стерляди и организацией специализированного ее лова.

Список литературы

- Алявдина Л.А. Условия размножения проходных осетровых рыб ниже Сталинграда // Тр. Саратовского отдел. Каспийского филиала ВНИРО. 1954. Т. 3. С. 273–281.
- Дубинин В.И., Котляревская Т.Н., Пашкин Л.М., Храмова Л.Н. Волгоградская субпопуляция нижеволжской стерляди // В кн.: Состояние запасов промысловых объектов на Каспии и их использование. Астрахань. Изд-во КаспНИРХ. 2001. С. 82–94.
- Калмыков В.А. Миграции, распределение, структура популяции и запасы стерляди нижней Волги // Автореферат. канд. дис. М. ИПЭЭ РАН им. А.Н. Северцова. 2005. С. 23
- Кожин Н.И. Коэффициент промыслового возврата // Тр. ВНИРО. 1951. Т. 19. С. 127–132.
- Котляревская Т.П. Мелиоративный отлов стерляди в верхней нерестовой зоне проходных осетровых. // Осетровое хозяйство СССР. Астрахань. Изд-во: «Волгоградская правда». 1989. С. 154–155.
- Мейен В.А. Пути воспроизводства проходных рыб Волги. Тр. ВНИРО. Т. 16. 1941. 208 с.
- Танасийчук В.С. Нерест осетровых ниже Волгограда в 1957–1969 гг. // Тр. ВНИРО. Т. 2. Сб. 2. 1964. С. 113–136.
- Хорошко П.Н. Стерлядь Нижней Волги // Тр. Центр. науч. иссл. ин-та осетрового рыбн. хоз-ва. 1967. Т. 1. Изд-во Пищ. пром. С. 103–110.
- Kalmykov, V.A., Guteneva, G.I. The present state of the commercial stock of sterlet *Acipenser ruthenus* Linnaeus (1758) in the Volga-Caspian fishing district (the Volga River and its watercourses)

ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ РЫБНЫХ СООБЩЕСТВ ВПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМАХ КАЗАХСТАНА

Т.Н. Камнева

*Атырауский филиал ТОО «Казахский научно-исследовательский
институт рыбного хозяйства»*

060027, р. Казахстан, г. Атыра, bokova08@mail.ru

Широкие перспективы развития рыбного хозяйства в Казахстане и большие задачи по обеспечению населения страны рыбными товарами базируются на высоком уровне современного состояние отрасли.

Значение рыбного промысла в Урало-Каспийском бассейне для народного хозяйства Казахстана неопределимо, оно определяется большими количествами вылавливаемой рыбы в реках Урал и Кигач. Эти водоемы представляют ихтиофауну из 5 семейств: карповых, окуневых, сомовых и щучьих. Восточная часть дельты р. Волги граничит с р. Кигач и разделяет Россию от Казахстана. Промысел полупроходных видов рыб ведется на границе двух Республик. В настоящее время промысел в реке Кигач и предустьевом пространстве основывается на вылове полупроходных и речных видов рыб. Формирование промысловых запасов промысловых рыб зависят от абиотических и антропогенных факторов.

Основным рыбоходным каналом восточной части дельты Волги является Иголкинский банк, смыкающийся в верхнем течении с Мокринским банком и протокой Кигач. В нижнем течении (19 км от впадения в Северный Каспий) Иголкинский рыбоходный канал сопряжен с Канычинским банком.

Эти предустьевые участки являются основным регионом промысла рыбы Курмангазинского района. Многолетние исследования по оценке состояния биоресурсов восточной части дельты р. Волги (р. Кигач) показывают тенденцию колебания численности полупроходных видов рыб связанная с изменением в экосистеме моря и состоянии ихтиофауны. Данные многолетних исследований показали, что благоприятные условия для нереста складывались в период высоких уровней воды в реке. В многоводные годы затоплялись старицы, образовывались большие разливы, где и происходил нерест рыб.

Наиболее низкая эффективность воспроизводства полупроходных рыб отмечалась в маловодные годы. Чередование маловодных и многоводных лет оказывало влияние на условия воспроизводства

рыб. Значительно меньше вылавливались рыбы в годы с низким паводком.

За последние пять лет 2005–2009 гг. уловы промысловых рыб в р. Кигач с предустьевыми пространствами колебались от 2830.6 до 10283.4 тонн рыбы. Основу промысла составляли вобла и лещ до 51.4%. В неводные уловы залавливались и другие виды рыб: сом, щука, судак, жерех до 32.5%.(рис. 1).

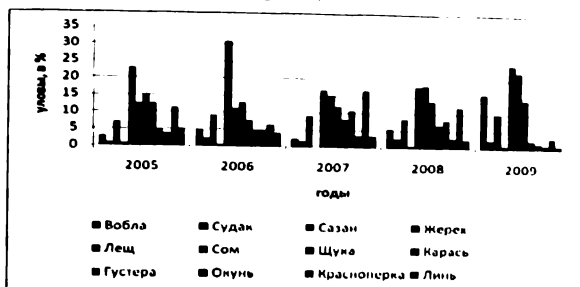


Рис. 1. Процентное соотношение вылова промысловых видов рыб в восточной части дельты Волги (р. Кигач)

Малочисленны в уловах туводные и култужные рыбы: окунь, линь, красноперка. От общего улова их объем вылова составляет 5.5%.

В последние годы (2005–2009) уловы леща стабильны, увеличились размерно-весовые показатели, в нерестовой части популяции участвуют молодые возрастные группы (табл. 1).

Таблица 1.

Уловы леща в р. Кигач в 2009 г., тонн

Район промысла	Годы				
	2005	2006	2007	2008	2009
Р. Кигач	2170.2	1353.2	856.0	1145.5	880.0

Биологические показатели леща по сравнению с 2008 г. превышали размерно-весовые показатели. Доля самок преобладала над самцами (табл. 2).

Таблица 2.

Биологические показатели леща в р. Кигач в 2009 г.

Виды рыб	Длина, см			Масса, кг			Коэффициент упитанности по Фультону	Доля самок %
	мин	макс	ср	мин	макс	ср		
Самки	31.0	47.0	37.8	0.50	1.90	1.07	1.92	84.6
Самцы	31.0	38.0	34.6	0.40	0.90	0.71	1.72	
оба пола	31.0	47.0	37.4	0.40	1.90	1.02	1.90	

В 2009 г. возрастная структура нерестовой популяции леща была представлена особями в возрасте от 2 до 10 лет. Основная часть рыб вступила в промысел в возрасте 3–7 лет, что характеризует пополнение запасов популяции данного вида.

По сравнению с предыдущими годами уловы щуки возросли (табл. 3).

Таблица 3.

Уловы щуки в р. Кигач, тонны

Район промысла	Годы			
	2006	2007	2008	2009
Р. Кигач	29.16	25.95	27.702	139.2

В 2009 г биологические показатели щуки превышали массу и размеры. В период нерестового хода размеры колебались от 55 до 80.0 см, масса от 1.9 до 3.7 кг (табл. 4).

Таблица 4.

Биологические показатели щуки в р. Кигач в 2009 г.

Виды рыб	Длина, см			Масса, кг			Коэффициент упитанности по Фультону	Доля самок %
	мин	макс	ср	мин	макс	ср		
самки	55	65	61	1.90	2.80	2.46	1.06	15.9
самцы	58	80	67	1.80	3.70	2.54	0.84	
оба пола	55	80	66	1.80	3.70	2.54	0.88	

Возрастная структура популяции щуки участвовала в нересте в возрасте от 2 до 9 лет. Основная часть нерестовой популяции до 75% составляли рыбы 3–6 лет.

Пополняются запасы сома. За последние годы численность сома возросли в 6 раз. Самые высокие уловы за последние пять лет зафиксированы в 2009 г. (табл. 5).

Таблица 5.

Уловы сома в р. Кигач в 2009 г., тонны

Район промысла	Годы					
	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Р. Кигач	30.8	145.0	93.5	30.39	102.065	195.9

Биологические показатели сома на уровне средних многолетних значений. Доля самок в уловах наибольшая – 60% или соотношение полов равна 1:1 (табл. 6).

Таблица 6.

Биологические показатели сома в р. Кигач в 2009 г.

Виды рыб	Длина, см			Масса, кг			Коэффициент упитанности по Фультону	Доля самок %
	мин	макс	ср	мин	макс	ср		
Самки	70	75	72	2.40	3.20	2.85	0.78	60
Самцы	59	66	62.3	1.60	1.90	1.76	0.73	
оба пола	59	75	66.93	1.60	3.20	2.32	0.76	

В весенний период сом в возрасте от 2 до 9 лет встречается на всем протяжении нерестовых зон р. Кигач. Возрастная группа от 3 до 5 лет составляла наибольшую величину – 72.9%.

Медленный период восстановления численности происходит у мелких рыб. Условия воспроизводства окуня, густеры, белоглазки и линя определяют их места концентрации, нагула и численности. За последние 2005–2009 гг. уловы их незначительные и колеблются в сторону снижения.

Таким образом, наметилась тенденция перераспределения промысловых частей популяций рыб в Каспийском море, что немедленно проявилось в усилении интенсивного хода основных промысловых рыб в восточные рукава дельты Волги (р. Кигач).

Состояние запасов туводных мелких рыб оценивается крайней нестабильностью, что позволяет предполагать некоторое уменьшение их запасов и уловов в ближайшие годы.

Список литературы

- Рыбы Казахстана – Алма-Ата, «Наука», 1986. – Т. 3 С. 130–158.
 Кушнаренок А.И. Эколого-этологические основы количественного учета рыб Северного Каспия. Астрахань: КаспНИРХ, 2003. – 180 с.

Белоголова Л.А. Динамика численности и распределения молоди воблы *Rutilus rutilus*, леща *Abramis brama* и судака *Stizostedion lucioperca* в Северном Каспии // Вопросы ихтиологии. – 1987. – Т. 27. Вып.6. С. 357–369.

Фондовые материалы АтФ ТОО – «КазНИИРХ». г. Атырау, 2009 г
Биологическое обоснование «Определение рыбопродуктивности рыбохозяйственных водоемов и/или их участков, разработка биологических обоснований общих допустимых уловов и выдача рекомендаций по режиму и регулированию рыболовства на водоемах международного и республиканского значения Урало-Каспийского бассейна» // Отчет ТОО «КАПЭ», Алматы, 2009.

МЕХАНИЗМЫ АДАПТАЦИИ РЫБ К ЗАКИСЛЕНИЮ ВОДЫ: ГЕМОГЛОБИНОВАЯ БУФЕРНАЯ СИСТЕМА

И.М. Камшилов, Р.А. Запруднова

Учреждение Российской академии наук Институт биологии
внутренних вод РАН им. И.Д. Папанова РАН,
Борок Россия, rimma@ibiv.yaroslavl.ru

У рыб, как и высших позвоночных, на долю гемоглобиновой буферной системы приходится до 70–75% буферной емкости крови. Однако на настоящее время нет сведений об участии этой системы в адаптации рыб к изменению pH среды. В связи с увеличением закисления воды, главным образом, под влиянием антропогенных факторов, наибольший интерес представляет определение кислотоустойчивости рыб и механизмов адаптации рыб к изменениям кислотности водоемов.

В данной работе у представителей 21 вида рыб (9 семейств изучали функциональные свойства гемоглобина (сродство к кислороду и эффект Бора). Последний показатель отражает обратное отношение между pH и P_{50} (величиной полунасыщения гемоглобина кислородом), то есть снижение сродства гемоглобина к кислороду с понижением pH крови.

Изучали рыб, различающихся по экологии и систематике.

Пресноводные костистые рыбы:

семейство *Cyprinidae* (капсовые) – *Carassius auratus* (карась серебряный), *Tinca tinca* (линь), *Cyprinus carpio* (сазан), *Rutilus rutilus* (плотва), *Abramis brama* (лещ), *Leuciscus idus* (язь), *Blicca bjoerkna* (густера), *Pelecus cultratus* (чехонь);

сем. *Gadidae* (тресковые) – *Lota lota* (налим);

сем. *Percidae* (окуневые) – *Perca fluviatilis* (окунь);

сем. *Salmonidae* (лососи) – *Salmo gairdneri* (радужная форель);

сем. *Esocidae* (щуковые) – *Esox lucius* (щука);

сем. *Siluridae* (сомовые) – *Silurus glanis* (европейский сом);

Морские костистые:

сем *Pleuronectidae* (камбаловые) – *Platichthys loipsetta glacialis* (полярная камбала);

сем. *Anarhichadidae* (зубатки) – *Anarhinchus lupus* (зубатка полосатая).

Осетровые:

сем. *Acipenseridae* (осетровые), проходные осетровые – *A. guldensiaedtii* (русский осетр), *A. stellatus* (севрюга), *Huso huso* (белуга); туводные осетровые – *A. ruthenus* (стерлядь), *A. baerii baerii*

(сибирский осетр), *Pseudoscaphirhynchus kaufmanni* (большой амударьинский лопатонос).

Использовали свежееловленных половозрелых особей.

Функциональные свойства гемоглобина определяли спектрофотометрически при дезоксигенации инертным газом (N_2 – азот, He – гелий) уравновешенного с воздухом раствора гемоглобина в калий-фосфатной буферной системе с pH 6.6 и 7.2 и ионной силой 0.05 M и 0.005 M, имеющего экстинкцию $E=1.000$ при длине волны 430 нм. Характеристическое давление полунасыщения гемоглобина кислородом (P_{50}) определяли графически на кривых кислородного равновесия гемоглобина. Величину эффекта Бора также определяли графически для 50%-ного насыщения гемоглобина кислородом в соответствии с уравнением Дилла: $\Delta \lg P_{50} / \Delta pH$. Достоверность различий оценивали по критерию Стьюдента ($p < 0.05$).

На рисунке в порядке убывания представлена величина эффекта Бора у исследуемых рыб при концентрации буферного раствора 0.05 M. Наибольшие значения этого показателя у щуки и окуня. Наименьшие – у осетровых. Стерлядь и русский осетр достоверно не различаются; нет достоверных различий между всеми осетровыми, за исключением стерляди. К осетровым приближена форель, которая достоверно не отличается от стерляди. Карповые занимают промежуточное положение между перечисленными видами рыб. Однако среди карповых диапазон колебаний величины эффекта Бора достаточно широк. Наиболее высокие значения этого показателя у линя и плотвы, несколько ниже (но достоверно не отличаются) у карася и сазана. Самые низкие (достоверно различаются с другими представителями карповых) – у чехони, густеры и леща. Промежуточное положение по величине эффекта Бора между карповыми занимает язь, который достоверно отличается от леща и недостоверно – от карася и сазана. Одинаковые значения исследуемого показателя с язем имеет налим. Полярная камбала по величине эффекта Бора расположена между язем и лещом, достоверно от них не отличаясь. Зубатка по исследуемому показателю занимает промежуточное положение между сомом и чехонью, достоверно отличаясь от первого и не достоверно – от последней. Среди костистых по величине эффекта Бора ближе всего к форели находится сом, однако различия между этими видами рыб достоверно значимы.

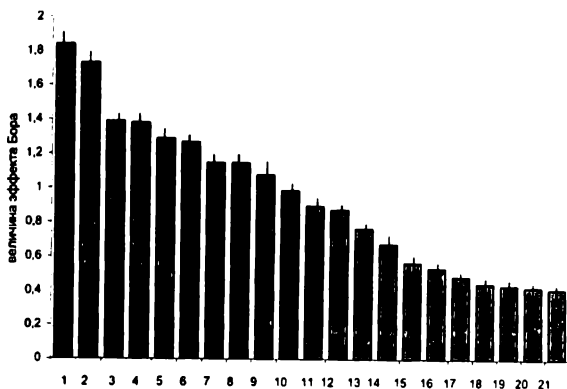


Рис. 1. Величина эффекта Бора у разных видов рыб. 1 – щука, 2 – окунь, 3 – линь, 4 – плотва, 5 – сазан, 6 – карась, 7 – налим, 8 – язь, 9 – полярная камбала, 10 – лещ, 11 – густера, 12 – чехонь, 12 – форель, 13 – зубатка, русский 14 – сом, 15 – форель, 16 – стерлядь, 17 – русский, 18 – севрюга, 19 – сибирский осетр, 20 – белуга, 21 – лопатнос.

В буферном растворе с концентрацией 0.005 М характер изменения величины эффекта Бора аналогичен таковому в растворе 0.05 М: максимальные значения исследуемого показателя – у щуки и окуня (диапазон изменения 1.4–1.58), а минимальные – у осетровых (0.27–0.4). Остальные виды рыб занимают промежуточное положение между указанными значениями эффекта Бора.

Среди исследуемых рыб минимальное сродство гемоглобина к кислороду в кислом буферном растворе (рН 6.6) обнаружено у щуки и окуня. Наибольшая величина этого показателя – у сома, линя, сазана, карася и представителей осетровых, остальные виды рыб занимают промежуточное положение между указанными выше видами. Только у осетровых рыб кривые кислородного равновесия имеют выраженную S-образную форму, как при рН 7.2, так и рН 6.6 и могут быть трансформированы друг в друга, т.е. инвариантны. Однако у костистых рыб наблюдается изменение формы кривой, при этом наиболее сильные при рН 6.6 – у щуки и окуня: кривая теряет верхний изгиб превращаясь практически в прямую. У большей части костистых рыб в кислом буферном растворе возможно нарушение процесса оксигенации, т.е. не происходит полного насы-

шения гемоглобина кислородом. Самые большие нарушения в кислом буферном растворе при концентрации 0.05 М регистрировали у рыб с наименьшим сродством гемоглобина к кислороду: у щуки – 72.1% и окуня – 64.9%. В более разбавленном буферном растворе (0.005 М) нарушение оксигенации гемоглобина наблюдали только у щуки (27.9%). Среди исследуемых рыб наименьшее нарушение оксигенации гемоглобина в кислом буферном растворе при концентрации 0.05 М отмечено у леща и чехони (в пределах 3–6%).

Судя по литературным данным (EIFAC, 1968; Виноградов Г.А. 2000; Токсикозы рыб..., 2006 и др.) среди исследуемых нами рыб самыми устойчивыми к закислению воды являются щука и окунь: в кислых озерах они встречаются при pH 3.5. Карповые (наиболее изучены плотва, линь, карп, карась) относятся к среднеустойчивым: в природной среде обитают при pH 4.2–4.4. Налим также считается умеренно кислотоустойчивым видом рыб. Лососевые признаются наиболее чувствительными к кислотному загрязнению: для большинства из них (и форели в том числе) нижний предел безопасного уровня pH воды – 5.0.

Кроме того у рыб одного семейства могут быть большие различия в кислотоустойчивости и, напротив, виды, значительно удаленные в систематическом отношении могут иметь близкую или одинаковую устойчивость к закислению среды.

В литературе практически нет информации о кислотоустойчивости осетровых. Только в работе Н.С. Строганова (1968) указывается, что сеголетки осетра (длиной тела 5–8 см) погибали через 20 суток при pH воды 6.6. Общеизвестно, что с возрастом сопротивляемость рыб к крайним значениям pH увеличивается. Поэтому можно предположить, что взрослые особи осетра могли переносить закисление воды до pH 6.0 и немного ниже.

Таким образом, исследуемые нами рыбы по мере снижения величины эффекта Бора располагались в той же последовательности, что по мере снижения кислотоустойчивости: сужение границы толерантности (от щуки и окуня до осетровых) к низким pH среды в 2 раза сопровождалось уменьшением величины эффекта Бора почти в 5 раз в буферном растворе с концентрацией 0.05 М и почти в 6 раз в растворе 0.005 М.

В литературе межвидовые различия величины эффекта Бора связываются, главным образом, с кислородными потребностями рыб, точнее – с ацидозом периферической крови из-за гипоксии. Принято считать, что активные пловцы отличаются более высокими значениями эффекта Бора, чем малоактивные, устойчивые к не-

достатку кислорода. Однако в природе встречается немало исключений из этого правила. Например, у активного пловца форели эффект Бора значительно ниже, чем у менее подвижных и высоко устойчивых к гипоксии карася, линя, а также других представителей карповых и налима, уступающих форели в подвижности и превосходящих ее в устойчивости к недостатку кислорода. Щука и окунь, обладающие примерно одинаково высокими величинами эффекта Бора, существенно различаются по образу жизни. Эти примеры могут быть продолжены, в том числе и с включением представителей морских костистых.

Повышение величины эффекта Бора у рыб указывает на увеличение чувствительности гемоглобина к закислению крови. Наибольшей чувствительностью к закислению внутренней среды и более тонкой регуляцией величины рН в области низких значений обладают гемоглобиновые буферные системы щуки и окуня, т.е. рыб, наиболее устойчивых к закислению воды. Таким образом, чем выше устойчивость рыб к низким рН воды, тем сильнее гемоглобиновая буферная система противодействует закислению внутренней среды, то есть эффективность гемоглобиновой буферной системы повышется с повышением кислотоустойчивости рыб. И, напротив, осетровые, самые неустойчивые к закислению воды виды рыб, обладали гемоглобиновой буферной системой, наименее чувствительной к изменению рН внутренней среды. Полученные нами данные позволяют рассматривать эффект Бора в качестве важнейшей характеристики буферных свойств гемоглобина (или эффективности гемоглобиновой буферной системы) и как показатель кислотоустойчивости рыб.

На основании полученных результатов можно рекомендовать по величине эффекта Бора определять неизвестную кислотоустойчивость у рыб и уточнять сведения по кислотоустойчивости, полученные традиционными способами. Так, например, близкие величины эффекта Бора у всех исследуемых осетровых позволяют полагать, что все виды обладают примерно такой же кислотоустойчивостью, что русский осетр, т.е. нижний предел безопасного уровня рН для всех осетровых выше 6. Низкая величина эффекта Бора у сома, близкая к таковой у форели, может служить показателем достаточно низкой кислотоустойчивости этого вида рыб. В связи с тем, что рН воды морей изменяется мало (7.5–8.5) морских рыб *a priori* относят к стеноионным. Однако проведенные нами исследования показывают, что это не так. На основании величины эффекта Бора можно заключить, что типичный представитель морских костистых рыб зубатка превосходит в устойчивости к низким рН среды не

только осетровых, но также форель и сома. Полярная камбала по кислотоустойчивости не уступает представителям карповых и налиму. Не удивительно поэтому, что полярная камбала способна совершать длительные миграции в пресные заболоченные водоемы. Вероятно, можно говорить о преадаптации некоторых представителей морских видов рыб к закислению воды.

Гемоглобиновая система относится к основной буферной системе организма. Отдавая кислород в тканях, гемоглобин присоединяет ион водорода (боровский протон) и таким образом противодействует закислению внутренней среды. В жабрах, наоборот, гемоглобин, присоединяя кислород, отдает протон. Нарушение инвариантности гемоглобина вплоть до нарушения процесса оксигенации в кислом буферном растворе (рН 6.6), наиболее сильно выраженное у щуки и окуня, указывает на то, что дыхательные функции гемоглобина этих рыб вступают в противоречие со свойствами гемоглобина, как буферной системы. За счет неполной оксигенации гемоглобин предохраняет внутреннюю среду от дальнейшего закисления, связанного с присоединением кислорода. Неполная оксигенация, вероятно, сопровождается также снижением потребления кислорода у рыб, обитающих в кислых водоемах, что также имеет адаптивное значение. На основании проведенных исследований нарушение инвариантности гемоглобина вплоть до нарушения оксигенации в кислом буферном растворе рассматривается как механизм снижения кислотности внутренней среды организма и, следовательно, как один из способов защиты организма от повреждающего действия водородных ионов. Этот показатель максимален у наиболее кислотоустойчивых рыб: щуки, окуня. И, напротив, инвариантность кривых кислородного равновесия у осетровых (самых неустойчивых к закислению воды среди исследуемых нами рыб) свидетельствует о том, что на уровне гемоглобиновой буферной системы у них отсутствуют аналогичные костистым рыбам механизмы, предохраняющие от закисления внутренней среды.

В адаптации рыб к низким рН среды участвуют несколько буферных систем. Самым изученным является Na^+/H^+ обмен через жабры (Виноградов, 2000). Нарушения в ионном обмене у устойчивого к закислению среды окуня наблюдалось при величине рН воды, близкой к 3, у неустойчивых лососевых и сиговых (*Coregonidae*) – при рН около 5, у умеренно устойчивых карповых – в диапазоне рН, близком к 4. Известно также (Запруднова, Камшилов, 2008), что устойчивые к закислению щука и окунь в сравнении с другими рыбами обладали самым интенсивным обменом

Na^+/H^+ через мембрану эритроцитов, за счет которого происходит защелачивание внутриклеточной среды. У осетровых этот показатель минимален. Таким образом, эффективность других буферных систем, как и гемоглобиновой, максимальна у наиболее кислотоустойчивых рыб. Можно предположить, что более слабые буферные системы осетровых могли стать одной из причин их меньшей в сравнении с костистыми рыбами жизнеспособности в современной неблагоприятной экологической обстановке.

Ионообменные, буферные системы находящиеся в жабрах (т.е. наружные) и гемоглобиновая и Na^+/H^+ обмена на клеточной мембране эритроцитов (т.е. внутренние системы) представляют принципиально различные механизмы защиты от повреждающего действия водородных ионов. Основная цель жаберных механизмов защиты заключается в противодействии поступлению ионов H^+ в организм, а основная цель внутренних ионообменных и буферных систем состоит в скорейшем освобождении внутри- и внеклеточной среды организма от указанных ионов. Поэтому у рыб, устойчивых к закислению воды в сравнении с менее устойчивыми, жаберные системы ионной и кислотно-щелочной регуляции обладают более низкой чувствительностью к изменению pH среды, а эритроцитарные (гемоглобиновая и Na^+/H^+ обмена) системы, напротив, большей чувствительностью.

Устойчивость рыб к низким pH воды обеспечивается согласованным действием, вероятно, всех буферных систем организма. Адаптация рыб к закислению воды относится к идиоадаптивным изменениям, которые «...являются биологически (экологически) прогрессивными изменениями, обеспечивающими виду, у которого они являются, увеличение численности индивидуумов, большой ареал распространения...» (Северцов, 1939, с. 310).

В настоящей работе впервые изучали связь кислотоустойчивости рыб с функциональными свойствами гемоглобина (на представителях 21 вида и 9 семейств: пресноводных, морских, проходных, костистых, осетровых). Впервые выявлена прямая зависимость между устойчивостью рыб к низким pH среды и величиной эффекта Бора. На основании полученных данных эффект Бора предлагается в качестве характеристики буферных свойств гемоглобина и кислотоустойчивости рыб. Эффективность гемоглобиновой буферной системы снижалась с понижением устойчивости рыб к закислению среды. Впервые нарушение инвариантности вплоть до нарушения оксигенации гемоглобина в кислом буферном растворе рассматривается как механизм снижения кислотности внутренней

среды организма. Этот показатель максимален у наиболее кислото-устойчивых рыб: щуки, окуня.

Список литературы

- Виноградов Г.А. Процессы ионной регуляции у пресноводных рыб. М.: Наука, 2000. 216 с.
- Запруднова Р.А., Камшилов И.М. Межвидовые различия дыхательных функций эритроцитов некоторых пресноводных рыб// Вопросы ихтиолог. 2008. Т. 48. № 4. С. 553–562.
- Северцов А.Н. Морфологические закономерности эволюции. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1939. 610с.
- Строганов Н.С. Акклиматизация и выращивание осетровых рыб в прудах. М.: МГУ, 1968. 377 с.
- Токсикозы рыб с основами патологии. Справочная книга / Авторы-составители Н.М. Аршаница, М.А. Перевозников СПб.: ГОС-НИОРХ, 2006. 179 с.
- EIFAC Water quality criteria for European freshwater fish. Report on extreme pH values and inland fisheries// Techn. Paper. Rome, 1968. № 4. P. 1–18.

К ВОПРОСУ ОСВОЕНИЯ РЕЗЕРВОВ МОРСКОГО ПРОМЫСЛА НА ПРИМЕРЕ ОБЫКНОВЕННОЙ КИЛЬКИ В РОССИЙСКОЙ ЧАСТИ СРЕДНЕГО КАСПИЯ

С.В. Канатьев

*Каспийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства ФГУП «КаспНИРХ»*

kaspiy-info@mail.ru

До 2001 г. на Каспии кильки составляли основу морского промысла. Ежегодный объем добычи был стабилен и находился на уровне 200–250 тыс. т. В течение нескольких десятилетий килечный флот базировался на запасах анчоусовидной кильки, составлявшей в уловах около 90%.

Со второй половины 2000 г. экосистема Среднего и Южного Каспия претерпела значительные изменения под воздействием глобальных сейсмических причин, вызвавших поступление в море большого количества токсичных газов, превышавших ПДК в десятки раз. Весной 2001 г. произошла массовая гибель килек, продолжавшаяся до 2002 г., усиливаясь в весенне-летний период и затухая в осенне-зимний. По оценкам КаспНИРХа только за период с апреля по июль 2001 г. биомасса погибших килек составила 166 тыс. т.

Материалы исследований показали, что неблагоприятное воздействие сейсмических факторов на популяции килек прекратилось к концу 2002 г. Значительное сокращение популяции анчоусовидной кильки на фоне повышенного температурного режима моря создало благоприятные условия для вспышки численности нового вселенца в Каспий – гребневика мнемнопсиса. Не имея естественных врагов, гребневик стал стремительно размножаться, уничтожая кормовую базу пелагических рыб, их икру и личинок на ранних стадиях развития. Биомасса зоопланктона к началу 2002 г. в Южном Каспии сократилась в 10 раз, в Среднем Каспии – в 6 раз. Численность основных кормовых объектов килек сократилась в 50 раз, их биомасса – в 10 раз. Для анчоусовидной кильки произошло не просто сокращение биомассы кормового зоопланктона, а полная потеря излюбленных пищевых объектов – представителей *Copepoda*, в частности, веслоногого рачка *Eurytemora grimmii*. Снижение биомассы кормовых организмов в море привело к голоданию популяций анчоусовидной и большеглазой килек, вызывая патологические изменения в организме рыб. С 2002 г. гребневик мнемнопсис стал ведущим негативным фактором, определяющим уровень ежегодного пополнения популяций и численности промысловых стад.

Таким образом, под влиянием неблагоприятных факторов среды существенно снизилась численность популяций морских рыб, жизненный цикл которых непосредственно связан с пелагиалью Среднего и Южного Каспия. Под воздействием пресса гребневика мнемнопсиса пострадали популяции, главным образом, эндемичных видов килек: анчоусовидной и большеглазой, жизненный цикл которых проходит в зоне кругового каспийского течения. В настоящее время гребневик мнемнопсис, выедая икру и личинок килек, нивелирует численность их формирующихся поколений.

В Каспийском море обитает достаточно многочисленный резервный объект морского промысла – обыкновенная килька. Этот вид обладает отрицательным фототаксисом, в связи с чем не используется светоловом. Запасы обыкновенной кильки находятся в удовлетворительном состоянии (Асейнова, 2008), поэтому имеется резерв для организации ее промысла. Промысловый запас этого вида по российскому региону определяется в объеме 271 тыс. т, промысловое изъятие – 49.0 тыс. т.

Наличие существенного резерва в запасах морских промысловых рыб позволяет решить кризисную ситуацию российского рыболовства в Каспийском море. С этой целью необходима разработка режима рационального морского промысла обыкновенной кильки, включающего в себя определение перспективных районов для промысла: по сезонам года, районам формирования промысловых скоплений, доступности сырьевой базы. Важным направлением работ является подбор, испытание новых орудий и способов лова и разработка рекомендаций по их применению на промысле обыкновенной кильки.

Наиболее целесообразным морской промысел обыкновенной кильки в Среднем Каспии представляется вести: в зимне-весенний период – с декабря до середины марта, и в осенний период – с сентября по ноябрь. С апреля по июнь, большая часть кильки концентрируется на мелководье у берегов, и недоступна морскому промыслу. Летом с июля по август, в период накопления рыбы в районе лова, промысел возможен, но концентрации вида в это время нестабильны, и в разные годы эффективность промысла может значительно варьировать. В целом промысел обыкновенной кильки на шельфе Дагестана над глубинами 30–60 м (25–80 м) возможно вести в течение 6–8 месяцев.

Распределение скоплений кильки в разные сезоны имеет свои особенности. В теплый период года (лето – осень) над глубинами близкими к 30 м обыкновенная килька образует в светлое время

суток косяки высотой до 15 м. В ночное время скопления распределяются плотным слоем высотой до 10 м, на грунте или в придонном горизонте, на расстоянии нескольких метров от грунта. В этот период килька активно питается и реагирует на внешние раздражители. В зимний период (с декабря до середины марта) при температуре воды менее 6–6.5 °С обыкновенная килька образует зимовальные концентрации на глубинах 50–80 м, скапливаясь отдельными косяками или сплошным плотным невысоким слоем (до 5 м) на грунте как в дневное, так и в ночное время. В этот период обыкновенная килька малоподвижна, не питается, не реагирует на внешние раздражители.

Такой характер распределения кильки позволяет использовать в качестве орудия лова разноглубинный трал. В настоящее время в Астраханской области и в Дагестане нет достаточного количества среднетоннажных судов, приспособленных для тралового лова. В килечном промысле участвовало около 10 судов типа СРТМк, переоборудованных под светолов. В результате кризиса промысла на электросвет, большинство этих судов было распродано на другие бассейны. На данный момент на Каспии осталось 3 единицы СРТМк, физический износ которых оставляет желать лучшего. Капитальный ремонт и переоборудование этих судов под траловый лов требует существенных материальных затрат, нереальных в современных условиях. Несколько лучшее положение обстоит с малыми рыболовными судами – сейнерами. Суда типа ПТР, СЧС, РС-300, ПТС, ЗРС, оставшиеся на Каспийском бассейне, требуют гораздо меньших вложений для того, чтобы переоборудовать их под траловый лов. Несколько малых судов типа ПТР, проданных на Черноморский бассейн, в настоящее время с успехом ведут траловый промысел хамсы и азово-черноморской тюльки. На этих судах используются небольшие канатные разноглубинные тралы, спроектированные с учетом мощности их силовой установки.

Следует заметить, что азово-черноморская тюлька и каспийская обыкновенная килька – родственные подвиды. Положительный опыт использования сейнеров для тралового лова тюльки на азово-черноморском бассейне послужил предпосылкой начала исследований для обоснования организации морского промысла обыкновенной кильки на Каспии.

С этой целью в 2009–2011 гг. ФГУП «КаспНИРХ» были проведены сезонные экспедиции в Средний Каспий. Работы носили комплексный характер, включая в себя: гидроакустическую съемку; гидрологические исследования; поисковые работы в районах локализа-

или спонсорский обязательный капитал, правила для, оценки стоимости системы учета и правила отчетности перед рб, анализ безопасности использования обязательного капитала в правилах учета

В целом гидродинамические исследования на стенде Дюпюитона были выполнены на скорости около 3300 мм/с. Анализ полученных кинематических данных показал, что в разных точках на исследуемой поверхности наблюдаются различные скорости сдвиговой обтекания калана от нулевых точек до 10000 м²/сек². В течение время минимальность скорости варьировалась от 1200 до 4000 м²/сек², в течение время от 2000 до 10000 м²/сек².

Анализ гидроакустических измерений показал, что наиболее плотные максимальные концентрации обитывающей фауны распределялись в придонном слое воды в районе шара с температурой 55°C .

Поисковые работы проводились на основе данных гидрогеологических и гидролитических исследований. В разное время были определены акватории локализации промышленных концентрированных сточных вод. Детальный поиск концентрированных сточных вод короткими галсами в районе Дербент-Исберкан-Малачкина в летне-осенний период поиска выполнялся вдоль 10-метровых галсов, где скопления сточных вод распространялись в дневное время в слое 17-32 м, в ночное время в слое 34-32 м. В зимне-весенний период под глубинами 30-45 м.

Основной в строении яруса суток на территории скопления обломочной калканы является характерный рисунок в виде чешуи грушевидной и оторванной от грунта «шпательной доразки», с высотой отдельных «шпатель» до 15 м и плотностью до 6000 т/м³. В течение яруса суток плотность представляли собой плотные «фас-сыны» на грунте, вертикальным ритмом до 8 м, с увеличением на отдельных участках до 10000 т/м³. Анализ данных, полученных в результате детального поиска залежи, показал, что промышленные скопления, имеющие плотность от 1500 до 10000 т/м³ распределялись на акватории около 240 км², под глубинами 28–31 м, в придонном слое моря.

В зимне-весенний период 2011 г. под глубинами более 30 м почва талыми водами приобрела жидкий характер, делаясь более «рыхлой» и грунтовой и являясь вертикальным распределением не более 6 м.

Для проведения контрольных ловов с целью получения минимальных уловов облучившейся рыбки, был выбран комплекс траулеров длиной не менее 4 км с равномерным характером жатки и высокой плотности (более 1000 м²/мин).

светлое и темное время суток. В связи с тем, что в зимовальный период килька малоподвижна и слабо реагирует на внешние раздражители, положительных результатов удалось добиться даже при низких скоростях траления. Оптимальная скорость траления при облове зимовальных скоплений обыкновенной кильки определена в 3.0-3.4 узла, что вполне применимо при использовании малых рыболовных судов.

При выполнении дневных тралений на зимовальном скоплении на глубинах 50-60 м в придонном горизонте на расстоянии 0.5 м от грунта, улов составил 1500 кг кильки за час траления (рис. 1).

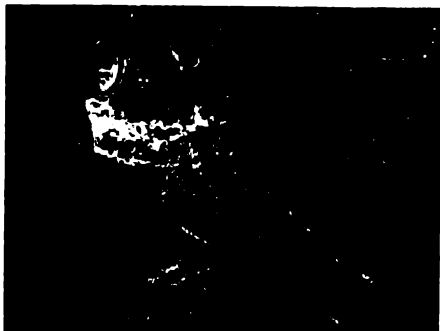


Рис. 1. Улов 1.5 т кильки в канатном 30-метровом разноглубинном трале в марте 2011 г.

В видовом составе траловых уловов в осенний период, преобладала обыкновенная килька, доля ее составляла от 94 до 100%. Прилов других видов рыб не превышал 6% и был представлен, в основном, атериной и единичными особями морских сельдей. В марте в видовом составе уловов обыкновенной кильки, прилова других видов рыб не было. Осетровые виды рыб в прилове отсутствовали во все сезоны.

Сравнительный анализ биологических параметров кильки в уловах трала за период исследований, показал, что по мере продвижения на юг, в сторону Дербента, размерно-весовые характеристики взрослых особей возрастают. Размеры рыб достигают 12.0 см, масса - 15 г. Средняя длина рыб варьировала от 7.8 до 9.0 см, средняя масса - от 5.2 до 7.1 г. Уловы были представлены, в основном, взрослыми особями. Доля молоди в уловах разноглубинных тралов в районе от г. Махачкала до г. Избербаш колебалась от 2 до

4%. Южнее траверза Избербаша молодь обыкновенной кильки не встречалась. В целом качественный состав уловов кильки, полученных при проведении траловых работ в период с 2009 по 2011 гг. на шельфе Дагестана в Среднем Каспии, соответствует технологическим требованиям рыбной промышленности.

Таким образом, анализ данных, полученных при выполнении тралово-поисковых работ в 2009–2011 гг., показал:

- в течение 6–8 месяцев в западной части Среднего Каспия южнее траверза Махачкалы над глубинами от 30 до 80 м (в зависимости от сезона) на акватории от 300 до 450 миль² концентрируются промысловые скопления обыкновенной кильки плотностью от 20 до 220 т/миль²;

- в летне-осенний период концентрации сохраняются на вышеописанной акватории над глубинами 26–35 м, в зимний период скопления обыкновенной кильки отходят на глубины около 60 м, где образуют более плотные концентрации в придонном слое моря;

- качественные показатели кильки в траловых уловах имеют высокие значения, и удовлетворяют требованиям промысла;

- при облове скоплений в зимний период на глубинах более 50 м траления эффективны как в дневное, так и в ночное время разноглубинными тралами обоих проектов (канатным 30 м и сетным 24,4 м). В летне-осенний период в мелководной части моря над глубинами менее 35 м целесообразно использовать сетной разноглубинный трал;

- одно судно класса сейнер (ПТР, РС-300, МРТК, СЧС и т.п.), вооруженное разноглубинным тралом, способно ловить за сутки около 15 т обыкновенной кильки;

- на акватории, где распределяются промысловые скопления, вероятно размещение до 15 единиц промыслового флота.

Проведенные исследования дают основание для рекомендаций по развитию морского промысла в российской части Среднего Каспия, что позволит решить ряд социально-экономических проблем Астраханской области. В перспективе организация морского промысла обыкновенной кильки в российской части Среднего Каспия способствует созданию устойчивого производства рыбопромысловых и рыбоперерабатывающих предприятий отрасли в регионе.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ, ЧИСЛЕННОСТЬ, КАЧЕСТВЕННАЯ СТРУКТУРА АТЕРИНЫ В РОССИЙСКОМ СЕКТОРЕ СЕВЕРНОГО И СРЕДНЕГО КАСПИЯ

С.В. Канатьев

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

Атерина *Atherina boyeri caspia* (Eichwald, 1838) – эндемичный трансграничный вид в Каспийском море.

Рыба пелагическая, стайная, обитает повсеместно в Каспийском море. Оксифильный вид, предпочитает поверхностные слои Каспийского моря, где летом насыщение воды кислородом достигает 100%. Встречается перед устьями рек, заходит в единичных экземплярах в низовья дельт Волги, Урала, Куры и в небольшие речки вблизи Ленкорани. Атерина – эвритермный и эвригалинный вид, встречается в широком диапазоне температур от 6 до 25 °С в водах с соленостью от 0 до 60‰, преимущественно от 3 до 12‰, нерестится при солености до 42‰.

Весной, в период нереста, преобладает в прибрежных зонах моря, входит в Северный Каспий. Нерест начинается весной при температуре воды 10–12 °С и продолжается в течение всего лета. Нерестится на мелководных участках среди растительности. Икрометание порционное. Плодовитость у атерины длиной 4–12 см колеблется от 360 до 5500 икринок. Икринки донные: диаметр 1.2–1.7 мм, оболочка толстая, снабженная клейкими нитями, с помощью которых они прикрепляются к подводным растениям. Выклюнувшиеся личинки имеют длину 5–5.5 мм, держатся в поверхностных слоях воды.

Летом, в период нагула, атерина распределяется на всей акватории Северного Каспия и не создает таких плотных скоплений, как весной. В осенний период, с понижением температуры воды, мигрирует в Средний Каспий, где в октябре ее концентрации достигают максимальных значений. Зимует в Среднем и Южном Каспии.

Предельный возраст атерины – 6 лет, но уловы обычно состоят из двух возрастных групп: 2- и 3-годовиков. В весенне-летнее время популяция атерины в Северном Каспии представлена годовиками (21%), 2-годовиками (29%), 3-х годовиками (37%), 4-годовиками (12%) и 5-годовиками (1%). Средний возраст популяции в этом районе составляет 3.8 года, длина 9–13 см.

Половая зрелость наступает в возрасте одного года, в основном, в 2–3 года по достижению длины 4.5–9.6 см. В Северном Каспии соотношение полов близко 1:1, хотя наблюдается некоторое преобладание самцов (56%).

Атерина питается чрезвычайно разнообразной пищей. В состав пищи входит планктон (личинки моллюсков и ракушковых рачков), нектобентические ракообразные (мизиды, гаммариды), донные животные (олигохеты, nereis) и личинки рыб. В настоящее время запасы основных объектов питания атерины не ограничены. В течение года атерина потребляет от 0.051 до 0.506 кормовых единиц в сутки. Атерина является конкурентом в питании килек и сельдей, но в то же время, ею питаются хищные виды рыб и тюлень.

Экологическая пластичность атерины позволяет ей быстро осваивать различные глубины водоема – от поверхности до дна, и способствует расширению пищевого спектра. Присущая атерине эврифагия является приспособлением к разнообразным условиям нагула. Таким образом, экологическая выносливость атерины и ее значительная пищевая пластичность обеспечивают процветание этого вида в водоемах с различными гидрологическими и кормовыми условиями.

Атерина – многочисленная, но малоценная рыба. Специального промысла не ведется. Попадает в виде прилова при неводном лове кильки. Систематические исследования вида в российской части Северного и Среднего Каспия начаты с 2006 г.

Атерина в Северном Каспии появляется в начале апреля (при температуре воды 7 °C) над изобатами 5–10 м, где активно питается и нерестится. В это время популяция представлена взрослыми рыбами. После нереста ее скопления перемещаются на глубины 10–20 м, где нагуливаются до осени. В эти районы мигрирует молодь и неполовозрелые рыбы.

В видовом составе траловых и неводных уловов Северного и Среднего Каспия, как по численности, так и по биомассе, атерина является вторым объектом после обыкновенной кильки. В исследовательских съемках 2010 г. уловы атерины в Северном Каспии в среднем на станцию достигали в весенний период (апрель, май) максимальной величины (671 экз./час траления), минимальной (269 экз./час траления) – в летний период. Средний улов за период исследований составил 430 экз. на час траления, что близко к среднему многолетнему значению.

Биостатистические показатели атерины варьируют по сезонам. Максимальные значения средней длины (8.3 см) и массы (4.8 г)

отмечались в весенний период, коэффициент упитанности по Фультону (0.932) – в осенний период (табл. 1).

Таблица 1.

Средние уловы и биостатистические показатели атерины по сезонам 2010 г.

Сезон	Средний улов, экз./час траления	Средняя длина, см	Средняя масса, г	Упитанность по Фультону
Весна	671	8.3	4.8	0.839
Лето	269	8.1	4.8	0.903
Осень	350	7.9	4.6	0.932
Средняя	430	8.1	4.7	0.884

В весенний период 2010 г. в Северном Каспии доля атерины составила 6.8%. Траловые уловы имели широкий диапазон колебаний – от 1 до 1044 экз./час траления. Максимальные концентрации атерины наблюдались над глубинами менее 4 м (1044 экз./час траления). Плотные концентрации атерины формировались в районе острова Чистая банка и банки Средняя Жемчужная (рис. 1).

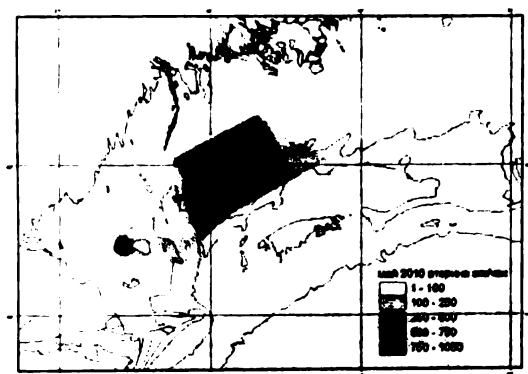


Рис. 1. Распределение атерины в западной части Северного Каспия в мае 2010 г.

При выполнении весенней съемки в мае 2010 г. отмечен интенсивный нерест атерины. В нерестовом состоянии (ст. V) находились 87.3% исследованных рыб, доля отнерестившихся рыб (ст. II) составила 12.7%. Размерно-весовой состав атерины был представлен рыбами длиной от 6.2 до 11.5 см, составляя в среднем 8.3 см,

при массе от 3.5 до 18.0 г, в среднем 4.8 г. Половой состав близок 1:1. Молоди в уловах не отмечалось. Коэффициент упитанности по Фультону составлял 0.839. Все средние биостатистические показатели были на уровне среднеемноголетних величин (табл. 2).

Таблица 2.

Средние уловы и биостатистические показатели атерины по материалам весенней съемки в Северном Каспии

Период	Средний улов, экз./ч. трал	Средняя длина, см	Средняя масса, г	Упит. по Фультону
2006	223	8.1	4.5	0.847
2007	390	8.7	6.1	0.928
2008	890	8.5	5.5	0.900
2009	582	8.1	4.8	0.903
2006–2009	454	8.3	5.1	0.891
2010	671	8.3	4.8	0.839

В Среднем Каспии высокие концентрации атерины наблюдаются в осенний период. Материалы тралово-акустической съемки, проведенной в сентябре 2010 г., показали, что в российской части Среднего Каспия уловы атерины варьировали от 10 до 6800 экз./час траления, составив в среднем 690 экз./час траления. Максимальные концентрации (более 2000 экз./час траления) формировались в северной и юго-западной частях района над глубинами 18–40 м (рис. 2).

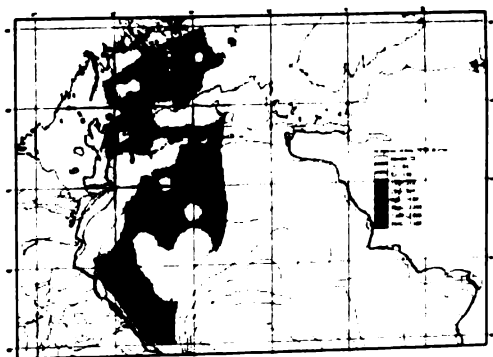


Рис. 2. Распределение атерины в российской части Северного и Среднего Каспия в сентябре 2010 г.

В летне-осенний период уловы атерины представлялись как взрослыми особями, так и молодым. Летом доля молоди в уловах донного трала в отдельных районах достигает 86%, осенью стабилизируется на уровне 13–14%.

В целом возрастной состав атерины в 2010 г. был представлен шестью генерациями (от 0+ до 5+ лет). В уловах преобладали 2-, 3-, 4-летки, на долю которых приходилось 73.7% от численности рыб всего улова (табл. 3).

Таблица 3.

Возрастной состав атерины в российской части
Северного и Среднего Каспия

Год	Возраст, лет						Ср. возраст, лет
	0+	1+	2+	3+	4+	5+	
2006	12.5	15.4	37.2	18.9	8.8	7.2	3.2
2007	5.7	17.8	40.0	20.0	9.9	6.6	3.3
2008	10.7	15.2	49.5	12.6	8.1	3.9	3.0
2009	12.3	17.5	40.6	16.0	8.5	5.1	3.1
Ср. 2006–2009	10.3	16.5	41.8	16.9	8.8	5.7	3.2
2010	12.8	16.0	40.3	17.4	8.4	5.1	3.1

Темпы линейного и весового роста возрастных групп были близки к уровню средних многолетних значений (табл. 4, 5).

Таблица 4.

Средняя длина (см) атерины в Среднем и Северном Каспии

Год	Возраст, лет					
	0+	1+	2+	3+	4+	5+
2006	5.1	6.3	7.3	8.7	9.6	10.7
2007	4.9	6.2	7.5	8.4	9.4	10.8
2008	5.0	5.9	7.2	8.4	9.3	10.9
2009	5.1	5.8	7.4	8.5	9.4	11.3
Ср. 2006–2009	5.0	6.1	7.4	8.5	9.4	10.9
2010	5.1	5.9	7.3	8.5	9.3	11.3

Показатель урожайности в 2010 г. был близок среднему многолетнему значению за последние 6 лет, численность годового пополнения в 2010 г. составила 1.2 млрд экз. (табл. 6).

Таблица 5.

Средняя масса (г) атерины в Среднем и Северном Каспии

Год	Возраст, лет					
	0'	1'	2'	3'	4'	5'
2006	1.2	2.9	3.8	5.7	7.0	9.5
2007	1.0	2.7	3.9	5.2	7.3	9.5
2008	1.1	2.1	3.1	5.2	7.1	9.6
2009	1.2	1.8	3.8	5.3	7.2	10.9
Ср. 2006-2009	1.1	2.4	3.7	5.4	7.2	9.9
2010	1.2	1.9	3.7	5.3	7.1	10.9

Таблица 6.

Динамика годового пополнения популяции атерины

Годы	Показатель урожайности, экз./час траления	Численность поколения 0+ лет (млрд. экз.)
2006	55	1.3
2007	47	1.1
2008	60	1.4
2009	64	1.5
Сред. 2006-2009	58	1.3
2010	56	1.2

Расчет запаса атерины в 2010 г. в российской части Каспийского моря выполнялся методом площадей (Майский, 1940; Монастырский, 1940; Аксюткина, 1968). Общий запас атерины в западной части Среднего и Северного Каспия находится в стабильном состоянии и оценивается в количестве 8.9 млрд экз. или 41.8 тыс. т, промысловый – 36.7 тыс. т. Рекомендуемый вылов атерины для России определен в объеме 7.0 тыс. т.

Промысел обыкновенной кильки проводится в марте-апреле ставными неводами в районе Дагестана. В килечных неводах атерина по численности занимает второе место после обыкновенной кильки, составляя около 7% всего улова. По данным промысловых уловов ставных неводов, объем вылова атерины в 2010 г. составил 67.9 т, освоение – 1%. По сравнению с показателем 2009 г., доля атерины в уловах 2010 г. увеличилась в 1.8 раза (рис. 3).

Освоение рекомендуемого вылова атерины для промышленного изъятия определяется с 2007 г. Средний показатель освоения атерины за последние 4 года составлял 0.7% (табл. 7).

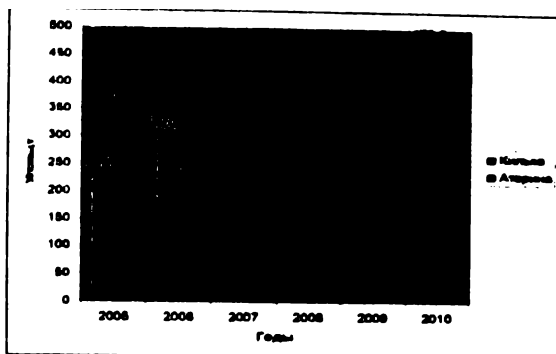


Рис. 3. Динамика прилова атерины в ставных кильчатых неводах в 2005–2010 гг.

Таблица 7.

Освоение рекомендуемого вылова атерины

Год	Рекомендуемый вылов, тыс. т	Вылов, т	Освоение, %
2007	7.2	42.0	0.6
2008	7.7	47.0	0.6
2009	7.0	36.7	0.5
2010	7.0	67.9	1.0
Ср. 2007–2010	7.2	48.4	0.7

Столь низкое освоение обусловлено отсутствием специализированного промысла вида. В настоящее время существует лишь экспериментальный лов атерины в объемах, необходимых для обеспечения научных исследований. Показатель освоения атерины не отражает состояния запаса вида. Объем вылова атерины определяется только для НИР и остается на уровне 0.01 тыс. т.

Главная причина низкого освоения возможного вылова атерины заключается в отсутствии специализированного промысла вида. Атерина является основным приловом при промысле обыкновенной кильки. Для ее лова у побережья Дагестана можно использовать ставные невода и другие орудия лова ловушечного типа. Миграция вида происходит одновременно с обыкновенной килькой, следовательно, сроки промысла атерины те же, что для экспедиционного и прибрежного лова обыкновенной кильки.

При этом надо отметить, что затраты на добычу рыб берегового промысла невелики и при правильной организации работ их можно еще сократить. Все это делает атерину перспективным объектом морского промысла.

Список литературы

- Аксюткина З.М. Элементы математической оценки результатов наблюдений в биологических и рыбохозяйственных исследованиях / М.: Пищевая промышленность, 1968. 288 с.
- Канзатов С.В. Атерина *Atherina boyeri caspia* Eichwald, 1838. Экологические мониторинговые исследования на лицензионном участке «Северный» ООО «Лукойл-Нижневожскнефть» (1997-2006 гг.) / Астрахань: КаспНИРХ, 2007. С. 280-284.
- Майский В.Н. К методике изучения рыбной продукции Азовского моря (запасы тюльки) // Труды АзербНИРО. 1940. Т. 12. С. 25-69.
- Малкин Е.М. Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб / М.: ВНИРО, 1999. С. 146.
- Монастырский Г.Н. Запасы тюльки Северного Каспия и методы их оценки. 1940. Тр. ВНИРО. Т. 11. С. 115-165.

ВНУТРИКЛЕТОЧНЫЕ КАЛЬЦИЙ-ЗАВИСИМЫЕ ПРОТЕИНАЗЫ У РЫБ, ОБИТАЮЩИХ В УСЛОВИЯХ МИНЕРАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Н.П. Канцерова, Л.А. Лысенко, Н.Н. Немова

*Учреждение Российской академии наук Институт биологии
Карельского научного центра РАН, Петрозаводск, Россия
nkantserova@yandex.ru*

Введение

Горнодобывающая промышленность, как известно, относится к числу крупнейших источников загрязнения водных бассейнов мира. Сточные воды горнопромышленного комплекса, содержащие повышенное количество взвешенных веществ, минеральных солей, приводят к изменению основных физико-химических условий водной среды, таких как минерализация, ионный состав, прозрачность, рН. Повышенная минерализация, наличие мелкодисперсной механической взвеси, изменение ионного состава и рН водной среды оказывают негативное влияние на водные организмы, в связи с этим, весьма актуальными становятся работы по изучению влияния сточных вод горнообогатительных комбинатов на гидробионтов (Моисеенко, 2009). Наряду с такими показателями как смертность, численность, особенности половой и возрастной структур популяций и др., важными параметрами для оценки состояния организмов, обитающих в загрязненных водоемах, являются различные биохимические показатели. Неоднократно было показано, что характеристика протеолитических ферментов (активность, особенности структуры, соотношение молекулярных форм) информативна при оценке статуса организмов в условиях загрязнения (Немова, 1996; Немова, Высоцкая, 2004; Немова, 2005).

В настоящей работе изучали активность Ca^{2+} -зависимых протеиназ (кальпаинов) из тканей сигов и шук, обитающих в озере Костомукшское – хвостохранилище Костомукшского горнообогатительного комбината.

Экспериментальная часть

Сбор материала проводили в июне 2010 гг. в озерах, расположенных на территории Республики Карелия. Озеро Костомукшское – хвостохранилище Костомукшского горнообогатительного комбината, используемое для сброса промывных вод и для захоронения размолотой пустой породы (хвостов обогащения). Химический состав минералов хвостов, вследствие выщелачивания различных

компонентов, непосредственно влияет на гидрохимические показатели воды хвостохранилища и озер, расположенных ниже. По данным химического анализа воды, проведенном в июне 2009 года, общая минерализация воды хвостохранилища в период исследования достигала 645 мг/л, концентрация (в мг/л) ионов калия составляла 156, натрия – 18, кальция – 38, магния – 18, хлоридов – 7, гидрокарбонатных ионов – 122; величина общего азота – 15 мг/л, общего фосфора – 0.007–0.012 мг/л; pH – 7.4–7.5 (Ильмаст и др., 2010). Таким образом, к настоящему моменту главный загрязняющий фактор вод хвостохранилища – высокая минерализация (до 645 мг/л), при этом особенно высоки концентрации ионов калия и гидрокарбонатных ионов. Кроме того, для вод хвостохранилища характерно наличие мелкодисперсной механической взвеси, которая способна угнетать дыхание и пищеварение гидробионтов, забивая жабры и попадая в желудочно-кишечный тракт.

В качестве контроля были использованы рыбы, выловленные в озере Каменное, расположенном на территории государственного заповедника «Костомукшский». Вода озера Каменное характеризуется малой минерализацией (9.5 мг/л) и низким содержанием органических соединений (общий азот – 0.41 мг/л, общий фосфор – 0.005 мг/л). Вследствие низкой минерализации и невысокой интенсивности биологических процессов вода озера отличается низкими величинами pH (5.97–6.49) (Ильмаст и др., 2010). Таким образом, озеро характеризуется как олиготрофное с высоким качеством природной воды.

Активность Ca^{2+} -зависимых протеиназ (кальпаинов) определяли в печени, скелетных мышцах, жабрах и почках рыб (щуки *Esox lucius* и сига *Coregonus lavaretus*), обитающих в хвостохранилище Костомукшского горнообогатительного комбината и в сравнительно чистом озере Каменное. Активность кальпаинов оценивали в цитоплазматической фракции и во фракции микрочастиц (мембраносвязанных белков) (Enns, Belcastro, 2006) без предварительного гель-хроматографического разделения белков. Образцы тканей (~100 мг) гомогенизировали в 10-кратном объеме 20 mM *tris*-HCl буфера (pH 7.5) с добавлением 80 mM KCl, 5 mM натриевой соли ЭДТА и 20 mM ДТТ. После центрифугирования (Rotina 35R; Hettich Zentrifugen, Германия) (20 000 g, 20 мин.) отбирали цитозольную фракцию, осадок ресуспендировали в 10 объемах того же буфера с добавлением 0.33% тритона X-100 и отбирали фракцию мембраносвязанных белков. В полученных фракциях тестировали Ca^{2+} -зависимую казеинолитическую активность, чувствительную к ин-

гибиторам цистеиновых протеиназ, включая ингибитор кальпаинов II (активность кальпаинов). Реакционная смесь включала 1 мг/мл щелочно-денатурированного казеина, 20 мМ ДТТ, 200 мкл ферментной фракции и 5 мМ CaCl_2 или хелатора двухвалентных катионов ЭДТА в 50 мМ *трис*-HCl буфере (pH 7.5). После 30-минутной инкубации (28 °C) в аликвотах 100 мкл определяли содержание остаточного белка по методу Брэдфорд (Bradford, 1976). Единица активности кальпаинов (ЕА) определялась как количество фермента, вызывающее увеличение на 0.1 оптического поглощения при 595 нм за 1 час инкубации при 28 °C. Удельную активность кальпаинов определяли в ЕА на 1 мг белка в соответствующей фракции.

Результаты и обсуждение

На рисунке 1 приведены данные по уровню активности внутриклеточных Ca^{2+} -зависимых протеиназ в органах щуки, выловленной в озере Каменное и в хвостохранилище. Выборки, одинаковые по половому составу, составили рыбы возраста 5+ и 6+. В жабрах, почках и печени щук, выловленных в загрязненной зоне, наблюдается более высокий уровень активности кальпаинов мембраносвязанной фракции, чем в контроле. Кроме того, в печени щуки, обитающей в хвостохранилище, повышена активность кальпаинов цитозольной фракции. На рисунке 2 представлены результаты изучения активности внутриклеточных Ca^{2+} -зависимых протеиназ в органах сига из озера Каменное и хвостохранилища. Выборки, одинаковые по половому составу, составили рыбы возраста 3+ и 4+. У сига из хвостохранилища наблюдается более высокий уровень активности Ca^{2+} -зависимых протеиназ мембраносвязанной фракции в жабрах и печени, чем в контроле. Также в печени сига, обитающего в хвостохранилище, повышена активность кальпаинов цитозольной фракции.

Повышение активности кальпаинов в жабрах щуки и сига, обитающих в хвостохранилище Костомукшского горнообогатительного комбината, можно объяснить неспецифическим раздражающим действием минеральной взвеси на эпителий жабр. Эпителий жабр постоянно подвергается воздействию факторов окружающей среды, включая токсичные агенты, и является одним из основных путей проникновения ксенобиотиков в организм гидробионтов (Моисеенко, 2009). Наиболее мелкодисперсную фракцию взвесей отходов обогащения руд составляют частицы менее 0.2 мкм, способные проходить через клеточные мембраны (Моисеенко, 1997). Мелкодисперсные частицы перемолотых горных пород осаждаются на жабрах

и «забивают» их. Известно, что взвешенные частицы вызывают разрастание эпителия жаберных лепестков (Алабастр, Ллойд, 1984).

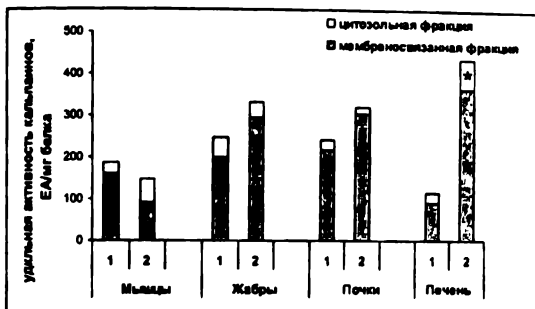


Рис. 1. Удельная активность кальционов (ЕА/мг белка) в тканях щуки *E. lucius* из оз. Каменное (1 – контроль) и хвостохранилища Костомукшского горнообогатительного комбината (2 – опытная группа), * – отличие от контроля достоверно при $p \leq 0.05$

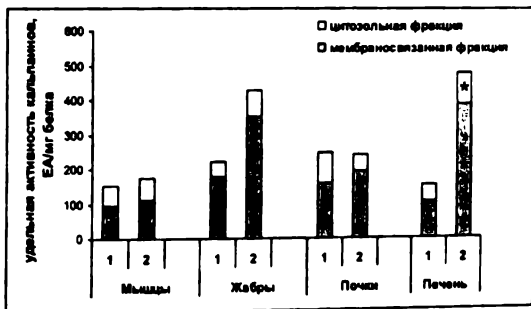


Рис. 2. Удельная активность кальционов (ЕА/мг белка) в тканях сига *C. lavaretus* из оз. Каменное (1 – контроль) и хвостохранилища Костомукшского горнообогатительного комбината (2 – опытная группа), * – отличие от контроля достоверно при $p \leq 0.05$.

Недостаточное снабжение организма кислородом вследствие воздействия мелкодисперсной взвеси на эпителий жабр негативно отражается на всем организме рыб, в том числе и на печени – основном органе детоксикации ксенобиотиков. Следует отметить, что в печени

щуки и сига, выловленных в зоне, загрязненной стоками Костомукшского горнообогатительного комбината, наблюдался значительно более высокий уровень активности Ca^{2+} -зависимых протеиназ как мембраносвязанной, так и цитозольной фракций, чем у рыб из озера Каменное. Значительная активация фермента может отражать изменение баланса внутриклеточного кальция в печени, например, из-за повреждения мембранных структур, и, как следствие, позволяет предположить функциональные нарушения в органе. Повышение активности кальпаинов в почках – главных органах регуляции водно-солевого обмена, может свидетельствовать о развитии адаптационных изменений метаболизма рыб в условиях минерального загрязнения.

Можно предположить, что наблюдаемая активация кальпаинов в органах щуки и сига, выловленных в загрязненной зоне, свидетельствует о становлении неспецифического компенсаторного ответа белкового метаболизма в ответ на действие ксенобиотиков. Следует отметить, что изучение биохимических показателей, в том числе и уровня активности кальпаинов у рыб, обитающих в зоне, загрязненной стоками Костомукшского горнообогатительного комбината, ведется в лаборатории экологической биохимии ИБ КарНЦ РАН на протяжении ряда лет. На основании полученных результатов можно судить как о физиологическом статусе рыб, так и о состоянии водоема. Данные, полученные в конце 90-х годов, свидетельствуют об угнетенном состоянии рыб, обитавших в хвостохранилище в указанное время. Так, активность кальпаинов скелетных мышц плотвы и щуки, выловленных в загрязненной зоне, была значительно ниже, чем в контроле (Kaivagainen et al., 1998), что, по-видимому, отражает снижение общей интенсивности биохимических процессов, в том числе и протеолиза в цитозоле. С 2001 года, когда технологически изменился способ подачи отработанных вод и значительно снизилась взмученность в хвостохранилище, в биохимических показателях его рыбного населения отмечается единая тенденция к повышенному уровню внутриклеточного протеолиза, по сравнению с рыбами из сравнительно чистых озер (референтные зоны оз. Куйто, оз. Каменное) (Бондарева и др., 2003).

Работа выполнена при поддержке программы президента РФ «Ведущие научные школы» (НШ-3731.2010.4), гранта РФФИ № 11-04-00167, Программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга» на 2009–2011 гг., проекта ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009–2013 годы (госконтракт № 14.740.11.1034).

Список литературы

- Алабастер Жд., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М. 1984. 344 с.
- Бондарева Л. А., Немова Н. Н., Кяйвяряйнен Е. И., Крупнова М. Ю. Влияние стоков горно-обогатительного комбината на систему внутриклеточного протеолиза у рыб //Тез. докл. междунаро. конф. «Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 3», Тольятти, 2003. С. 39.
- Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П., Кучко А.Я. Биология сига Костомукшского хвостохранилища (Республика Карелия) // тез. докл. III Всероссийской научной конференции с международным участием «Экологические проблемы Северных регионов и пути их решения», Апатиты, 2010. С. 187–189.
- Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Изд. Кольский НЦ РАН, Апатиты, 1997. 262 с.
- Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука. 2009. 400 с.
- Немова Н.Н. Внутриклеточные протеолитические ферменты у рыб. Петрозаводск: изд-во КНЦ РАН, 1996. 104 с.
- Немова Н.Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М.: Наука. 2005. 164 с.
- Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука. 2004. 215 с.
- Enns D. L., Belcastro A. N. Early activation and redistribution of calpain activity in skeletal muscle during hindlimb unweighting and reweighting // Can. J. Physiol. Pharmacol. 2006. V. 84. P. 601–609.
- Bradford M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding // Anal. Biochem. 1976. V. 72. P. 248–254.
- Kaivarainen, E., Nemova, N., Krupnova, M., Bondareva, L.: The effect of toxic factors on intracellular proteinase activity in freshwater fish. Acta vet. Brno 67. 1998. P. 306–316.

**ОЦЕНКА ТЕМПЕРАТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ
ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ МОЛОДИ НЕКОТОРЫХ
ВИДОВ РЫБ, ОБИТАЮЩИХ В ПРИБРЕЖЬЕ
РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

Д.С. Капшай, В.К. Голованов, А.К. Смирнов

Учреждение Российской академии наук

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
пос. Борок, Ярославской обл., kapsh@ibiw.yaroslavl.ru*

Видовое разнообразие рыбного населения зависит от сочетания многих биотических и абиотических факторов, одни из которых способствуют, а другие, напротив, препятствуют сохранению биологических ресурсов пресноводных и морских водоемов (Голованов, 2009). Одним из таких важных факторов является температура окружающей среды, определяющая эффективность роста, питания, размножения, поведения и распределения водных организмов.

Исходя из данных по летальным температурам рыб, обитающих в водоемах умеренных широт России, их адаптационные возможности ограничены диапазоном температур от 0 до 41 °С (Голованов, Смирнов, 2007; Смирнов, Голованов, 2004). В то же время среди них есть как виды предпочитающие холодную воду (налим, лососевые, сиговые), так и теплолюбивые (большинство карповых и окуневых). Следует также отметить, что для каждого вида существует температурная зона с оптимальными для роста и развития значениями температур. В качестве показателей, характеризующих отношение рыб к температурному фактору среды, чаще всего используют окончательно избираемые температуры (ОИТ), а также летальные температуры (ЛТ), определяемые методом критического термического максимума.

Цель настоящего исследования – определение верхних летальных и окончательно избираемых температур у молоди карпа, плотвы, речного окуня, щуки и сопоставление полученных результатов с литературными данными по другим видам рыб.

Для проведения экспериментов молодь карпа *Cyprinus carpio* (L.) в возрасте 0+ отбирали из прудов Стационара экспериментальных и полевых исследований «Сунога» ИБВВ РАН. Молодь плотвы *Rutilus rutilus* (L.), окуня *Perca fluviatilis* L., и щуки *Esox lucius* L. в возрасте 0+, а также плотвы 1+ (в экспериментах с ОИТ) отлавливали мальковой волокушей в прибрежье водохранилища. Морфометрические показатели рыб были следующими. При определении КТМ средняя длина тела карпа, плотвы, окуня и щуки составила

68.3±2.0 мм, 64.2±3.0 мм, 42.2±0.8 мм и 126.6±5.0 мм соответственно, средняя масса – 10.6±0.8 г, 4.0±0.6 г, 1.1±0.1 мм и 16.5±2.0 г соответственно. При определении ОИТ средняя длина тела карпа, плотвы, окуня и щуки составила 67.3±4.2 мм, 68.3±2.4 мм, 49.4±2.9 мм и 117.7±8.7 мм соответственно, средняя масса 9.8±1.2 г, 5.2±1.2 г, 1.3±0.2 г и 11.6±1.3 г соответственно. При исследовании ЛТ пойманных рыб помещали в акклимационные аквариумы с температурой воды 20 °С, где они содержались 7–10 дней. В течение этого срока производилось ежедневное кормление рыб, а также наблюдение за их состоянием.

Для определения верхних летальных температур применяли метод критического термического максимума. Использовали по 6 рыб в опыте с двойной повторностью (плотва – с одной). Нагрев воды в аквариуме объемом 60 л производился с постоянной скоростью 8–10 °С/ч до прекращения движения жаберных крышек. Фиксировалось два критерия определения верхних ЛТ: критический термический максимум (потеря особями локомоторной способности) и непосредственно температура гибели (остановка движения жаберных крышек).

Эксперименты по изучению избираемых температур проводились в горизонтальной термоградиентной установке в условиях естественного фотопериода. Установка представляла собой лоток из прозрачного стекла размерами 300×20×15 см. Горизонтальный градиент температур создавался посредством нагрева (нагреватель с терморегулятором) и охлаждения (регулирующее устройство и холодильный агрегат ВС–1.1) на противоположных концах установки. Лоток разделялся на 12 отсеков с помощью неполных перегородок. Для устранения вертикальной стратификации температур в каждом отсеке располагалось по два аэратора. Создаваемый градиент температур – от 13 до 32 °С. В опытах с карпом, плотвой и щукой в градиенте находилось по 10 особей, в экспериментах с окунем – 6. В качестве зоны ОИТ выбирался временной интервал, в котором продолжительное время не наблюдалось значительных колебаний в избираемых температурах.

Показатели КТМ и ЛТ для молодежи исследованных видов рыб представлены на рис.1. У молодежи карпа значение КТМ составило 35.6±0.1 °С, у плотвы – 32.0±0.3 °С, у окуня – 32.0±0.1 °С и щуки – 33.6±0.1 °С. Показатели ЛТ оказались на 0.6–1.6°С выше и равнялись: у карпа – 36.5±0.2 °С, плотвы – 32.6±0.3 °С, окуня – 33.2±0.2 °С и щуки – 35.2±0.2 °С.

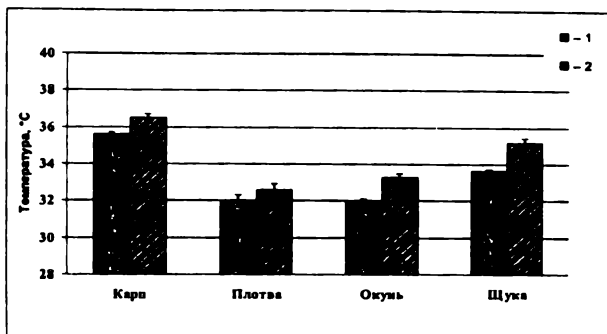


Рис. 1. Критический термический максимум и летальные температуры молоди рыб. 1 – КТМ, 2 – ЛТ.

Результаты по определению ОИТ у молоди рыб в 4-х экспериментах приведены на рис. 2. Посадка рыб в установку производилась в отсек с температурой предварительной акклимации рыб. Динамика избираемых температур у разных видов рыб несколько различалась. Если карп и окунь демонстрировали достаточно высокую двигательную активность в первый день, то плотва и щука – незначительную. Более или менее выраженный «овершут» можно было наблюдать у щуки на 3-и сутки. У карпа, плотвы и окуня выраженного процесса «овершута» не наблюдалось. Зона ОИТ выявлена у карпа на 3–6 сутки, у плотвы на 3–7, у окуня на 6–10, у щуки на 4–10 сутки опыта. Достоверных различий значений избираемых температур за этот период не наблюдалось. После достижения зоны ОИТ выбор температур у рыб, как правило (за исключением карпа), стабилизировался. Таким образом, уровень ОИТ (среднее значение за указанные выше периоды) составил: у карпа 30.9 ± 0.5 °C, у плотвы 24.0 ± 0.3 °C, у окуня 26.4 ± 0.3 °C и у щуки 24.3 ± 0.3 °C.

Исследованные нами представители рыб из семейств карповых, окуневых и щуковых по температурным критериям жизнедеятельности относятся к разным группам. Карп – представитель наиболее эвритермных рыб. К этой группе относятся виды, наиболее термоустойчивые и теплолюбивые в сравнении с остальными карповыми, окуневыми и др. Плотва, окунь и щука – представители эвритермных видов, т.е. сравнительно термоустойчивых и теплолюбивых видов (Голованов, 2008).

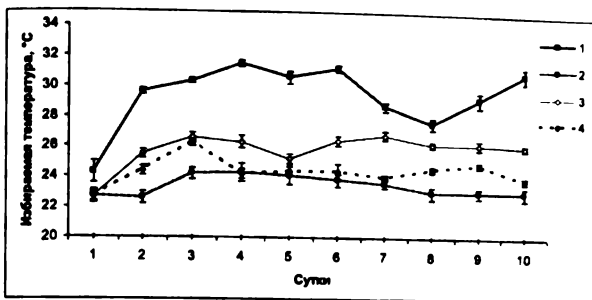


Рис. 2. Уровень избирасмых температур у молоди рыб в процессе опыта с 1 по 10 сутки. 1 – карп, 2 – плотва, 3 – окунь, 4 – щука.

Наибольшие значения КТМ и ЛТ у исследованных видов при летних температурах акклимации показали особи карпа – 35.6 °C и 36.5 °C. У плотвы и окуня, как менее теплолюбивых видов рыб, показатель КТМ оказался идентичным и составил 32 °C, а значения ЛТ были выше и несколько различались (рис. 1). Ранее было установлено, что молодь карпа, акклимированная к температуре 20 °C, при скорости нагрева 10 °C/ч показала значение КТМ, близкое к полученным данным – 35.8°C (Голованов, Смирнов, 2007; Смирнов, Голованов, 2004, 2005). Аналогичные значения показаны и в опытах с плотвой (Смирнов, Голованов, 2005). В экспериментах на молоди окуня, акклимированной к температуре воды 20 °C, при скорости нагрева 10°C/ч, показатель КТМ составил 32.6–33.1 °C, что несколько выше полученных в нашей работе (Голованов, Смирнов, 2005; Смирнов, Голованов, 2005). Показатели КТМ и ЛТ у сеголетков щуки несколько выше, чем у окуня и плотвы (Капшай, Голованов, 2009б).

Из литературных данных по верхним ЛТ у различных видов рыб известно, что у серебряного карася *Carassius auratus* (L.), как представителя наиболее теплолюбивых видов, при акклимации к температуре 21 °C и при скорости нагрева 10 °C/ч значения КТМ равнялось 38 °C (Смирнов, Голованов, 2004). Данные по молоди леща для аналогичной скорости нагрева воды в летний сезон отсутствуют, однако показатели КТМ у сеголетков леща при акклимации к температуре воды 12 °C в осенний сезон и скорости нагрева 10 °C/ч составили 27.7 °C, а у леща при скорости нагрева ~ 5 °C/ч в летний сезон – 34.3 °C (Лапкин и др., 1990; Смирнов, Голованов, 2005).

Анализ общей динамики избираемых температур в течение всего опыта показал общий характер терморегуляционного поведения у разных видов: достаточно интенсивный уровень двигательной активности в первый день опыта с последующей стабилизацией уровня избираемых температур. Как и ожидалось, самый высокий уровень ОИТ был отмечен у сеголетков карпа (30.9 ± 0.5 °C), как наиболее теплолюбивого и термоустойчивого из исследованных видов. Достаточно высокий уровень ОИТ отмечен и у сеголетков окуня (26.4 ± 0.3 °C). Приблизительно равные ОИТ зарегистрированы у годовиков плотвы и сеголетков щуки (24 ± 0.3 °C и 24.3 ± 0.3 °C соответственно). Как известно, у сеголетков плотвы, уровень ОИТ несколько выше – 26 °C (Голованов, 1996; Голованов и др., 1997; Лапкин и др., 1981; Капшай, Голованов, 2009а).

Следует отметить, что карп, в сравнении с плотвой, окунем и щукой, более устойчив к повышению температуры воды. Этим и объясняются более высокие значения КТМ, ЛТ, а также ОИТ у этого вида. Большую устойчивость карпа к воздействию высоких температур можно объяснить его происхождением из районов Юго-Восточной Азии – современных районов Китая, Индии, Бирмы и более южных областей (Атлас..., 2002; Голованов, Смирнов, 2005; Golovanov, 2006).

Сравнивая уровни значений ОИТ, КТМ и верхних ЛТ у рыб можно отметить, что для большинства исследованных видов существует определенный интервал температур между оптимумом и пессимумом жизнедеятельности. Наличие такого «люфта» позволяет избежать гибели особей при кратковременном изменении температурного режима водоемов. Если сравнивать показатели КТМ и ОИТ, то такой диапазон составляет у разных видов от 5–6 до 9 °C.

Таким образом, среди исследованных видов рыб наибольшая термоустойчивость и температурный оптимум отмечен у карпа. Уровни значений ОИТ, КТМ и ЛТ у него максимальны. Несколько уступает по своим термоадаптационным показателям молодь щуки. Температурные характеристики плотвы и окуня примерно одинаковы. Полученные экспериментальные данные имеют как теоретическое (соотношение оптимальных и пессимальных параметров жизнедеятельности у молоди рыб), так и практическое значение (разработка нормативов допустимого температурного воздействия на рыб различных возрастов).

Работа выполнена в рамках Программы Отделения биологических наук РАН «Биологические ресурсы России».

Список литературы

- Атлас пресноводных рыб России. В 2 т. Том 1. (Под ред. д.б.н. Ю.С. Решетникова). М.: Наука, 2002. 379 с.
- Атлас пресноводных рыб России. В 2 т. Том 2. (Под ред. д.б.н. Ю.С. Решетникова). М.: Наука, 2002. 253 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. Температурные требования пресноводных рыб в водоемах Северо-Запада России // Организмы, популяции, экосистемы: проблемы и пути сохранения разнообразия. Материалы Всероссийской конференции с международным участием «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований» (Вологда, Россия, 24–28 ноября 2008 г.). Вологда, 2008. С. 25–28.
- Голованов В.К. Температурные критерии для пресноводных рыб Северо-Запада России // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Материалы XXVIII Международной конференции, 5–8 октября 2009 г., г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009. С. 148–153.
- 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 В.К. Влияние скорости нагрева на термостойчивость карпа *Cyprinus carpio* в различные сезоны года // Вопр. ихтиол. 2007. № 47. № 4. С. 555–561.
- Капшай Д.С., Голованов В.К. Термопреферендум молоди карповых и окуневых видов рыб Верхней Волги // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Материалы XXVIII Международной конференции, 5–8 октября 2009 г., г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009а. С. 262–266.
- Капшай Д.С., Голованов В.К. Верхние летальные температуры и термопреферендум молоди щуки *Esox lucius* L. // Рыбное хозяйство (Киев). 2009б. Вып. 66. С. 65–70.
- Лапкин В.В., Голованов В.К., Свирский А.М., Соколов В.А. Термоадаптационные характеристики леща *Abramis brama* (L) Рыбин-

- ского водохранилища // Структура локальной популяции у пресноводных рыб. Рыбинск. 1990. С. 37–85.
- 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.
- Смирнов А.К., Голованов В.К. Влияние различных факторов на термоустойчивость серебряного карася *Carassius auratus* L. // Биол. внутр. вод, 2004. № 3. С. 103–109.
- Смирнов А.К., Голованов В.К. Сезонная динамика верхних летальных температур у молоди карповых и окуневых видов рыб // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. IV (XXVII) Международная конференция, посвященная памяти профессора Л.А. Жакова (1923–2005). Сборник материалов. Часть 2. Вологда, 5–10 декабря 2005 г., Вологда, Россия. Вологда, 2005. С. 145–148.
- Golovanov V.K. The ecological and evolutionary aspects of thermoregulation behavior of fish // J. Ichthyology. 2006. V. 46. Suppl. 2. P. S180–S187.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ФОРМЫ ПЛОТВЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А.Н. Касьянов

Учреждение Российской Академии наук Институт биологии
внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, Борок, Россия,
kasyanov@ibiw.yaroslavl.ru

Плотва является эврифагом, спектр питания у нее широкий и в течение сезона меняется, что создает определенные трудности для распознавания экоморф плотвы. Однако известно, что основу питания особей плотвы, достигших определенной длины тела (160 мм), составляют моллюски, в основном, *Dreissena*. (Ланге, 1967; Касьянов и др., 1995).

Модельным водоемом, в котором ранее в течение 34 лет осуществлялся контроль над процессом дивергенции экологических рас плотвы, служило Рыбинское водохранилище, поэтому подробную характеристику морф мы даем на примере этого водоема. Образование моллюскоядной морфы плотвы после залития Рыбинского водохранилища (1947) произошло не сразу. Только начиная с 1952 г., в водоеме началось бурное расселение дрейссены полиморфы, в 1954 г она проникла в центральную часть водохранилища, освоив ее к 1961 г, затем моллюск продолжал продвигаться дальше на север (Митропольский, 1963). В 1962 г. часть популяции плотвы перешла на питание этим ценным в питательном отношении моллюском и стала важнейшим объектом промысла. Появление дрейссены в пищевом рационе плотвы способствовало ее дивергенции на две экологические расы: моллюскоядную или глубоководную и растительноядную или прибрежную, различающиеся темпом роста, упитанностью и жирностью. (Поддубный, 1966).

Тем же автором (Поддубный, 1971) было установлено, что растительноядная плотва в течение всего года стойко придерживается определенных мест нереста, нагула и зимовки, расположенных в прибрежной, мелководной зоне водохранилища и устьях небольших рек. Глубоководная или моллюскоядная плотва нерестится также в прибрежье, а для нагула и зимовки концентрируется в глубоководных частях затопленной поймы и руслах крупных рек в озерной части водоема, где сосредоточены основные биотопы дрейссены. Из приведенных сведений по распределению и миграционной активности экоморф плотвы видно, что они большую часть времени были разобщены по разным биотопам. Поскольку глоточные зубы карповых непосредственно участвуют в перера-

ботке пищи, изменчивость их должна быть тесно связана с типом питания рыб.

Параллельно с изучением питания у плотвы мы исследовали у нее изменчивость глоточных зубов, т.к. глоточные зубы закладываются на ранней стадии ювенального периода развития рыб (Nakajima, 1979). Несмотря на их смену в сезоне и при переходе с одного этапа развития на другой, число зубов у рыб в течение жизни постоянно (Гриб, 1930; Белогуров, 1948; Ланге, 1967; Rutte, 1968). Этот признак стабильный, имеет высокую наследственную обусловленность, слабо подвержен влиянию экологических факторов (Суворова, Якубов, 1980).

Поскольку основное участие в переработке пищи принимают вторые и третьи зубы, по нумерации А.Я. Белогурова (1948), в отличие от первых зубов, которые служат для захвата и проталкивания пищи (Ланге, 1967), мы все измерения проводили на вторых зубах обеих глоточных костей. Измеряли только два параметра (терминология Rutte, 1968): высота зуба (h) и толщина коронки (b). Все измерения проводили под бинокляром МБС-1 с помощью окуляр-микрометра, возраст определяли по *cleitrum* (Касьянов и др, 1995). Среди количественных характеристик морфологии зубов использовали только один признак – отношение высоты зуба к толщине коронки (h/b). Рост плотвы изучался по наблюдаемым данным.

Среди других признаков анализировали число позвонков в туловищном (V_a), переходном (V_i), хвостовом (V_c) отделах, общее число позвонков (V_t) и сумма (V_i+c), а также число отверстий каналов сейсмочувствительной системы на *dentale* и *preoperculum* (Яковлев и др, 1981). Уровень разнообразия популяций оценивался по показателю внутривидового разнообразия μ (Животовский, 1982), учитывающему частоты встречаемости «позвонковых фенотипов», представляющие собой сочетание числа позвонков в 3-х отделах (V_a , V_i , V_c). Всего для анализа использовались 6 выборок плотвы из 3-х плесов, включающих Волжский (4 выборки), Шекснинский (1 выборка) и Моложский (1 выборка) плесы. В качестве реперов мы привлекли 2 выборки – кутума и воблю (табл. 1 и 2), являющиеся типичными моллюскоедом в Южном и Северном Каспии соответственно.

Первые исследования плотвы, проведенные нами в 1976–1981 гг., позволили установить, что моллюскоядная морфа отличается от растительноядной более массивными глоточными зубами. Значения зубного индекса (h/b), вычисленные отдельно для растительноядной и моллюскоядной плотвы составили соответственно 3.71 и

3.35 (Касьянов и др., 1981). Кроме того, сравнение зубных индексов каждой особи в исследованных выборках плотвы Рыбинского водохранилища с реперными значениями позволило условно выделить 3 группы рыб с различным типом питания: 1 – растительноядные ($h/b > 3.71$), 2 – моллюскоядные ($h/b < 3.71$) и 3 – всеядные ($3.39 < h/b < 3.71$) (Касьянов, Изюмов, 1997).

Жоховым и Касьяновым (1994) на материале, собранном в 1986 году, было установлено, что при переходе на питание дрейссеной у моллюскоядной плотвы с увеличением размеров особей увеличивается зараженность аспидогастерами и уменьшаются значения зубных индексов. Кроме того, Жохов А.Е. (2001) изучал зараженность этим паразитом у рыб 4-х видов: плотвы, густеры, язя и леща, обитающих в Рыбинском водохранилище, поскольку они питаются дрейссеной. Было обнаружено, что по численности *Aspidogaster limacoides* в популяциях разных видов и интенсивности потребления ими дрейссены располагаются в следующем порядке: плотва – густера – язь – лещ (Жохов, 2001).

Позднее Жарикова Т.И. (1999) на материале, собранном в прибрежной зоне 8 и 27 июня 1995 г. и 4 июля 1995 г. в глубоководной части Волжского плеса Рыбинского в-ща установила, что прибрежную плотву маркируют 3 вида паразитов рода *Dactylogyrus* (*D. micracanthus*, *D. nanus*, *D. suecicus*), отсутствующие у глубоководной плотвы.

Необходимо отметить, что вначале 90-х гг. возросла доля всеядных особей в наиболее многочисленной размерной группе (180–220 мм). Кроме того, в те же годы по сравнению с серединой 80-х гг. несколько увеличился процент всеядных особей среди рыб среднего и крупного размера, а доля типичных моллюскоядов уменьшилась. Наряду с модификацией строения глоточных зубов у плотвы изменился и темп линейного роста. Так, в 1986 г. темп роста по нашей классификации (Касьянов и др., 1995) можно было характеризовать как высокий, а в 1979 и 1993–1994 гг. – как средний.

Ранее было известно, что глубоководная или моллюскоядная плотва для нагула концентрировалась в глубоководных частях затопленной поймы и руслах крупных рек (Поддубный, 1971). В настоящее время (2010–2011 гг.) в Волжском плесе Рыбинского в-ща площадь участков, где ранее находились затопленные пни и коряги, являющиеся хорошим субстратом для прикрепления дрейссены в глубоководных частях затопленной поймы и руслах крупных рек, а также в озерной части водоема и литоральной зоне, существенно сократились, а в некоторых местах – исчезли.

Это обстоятельство заставило нас снова вернуться к изучению экологических форм в водохранилище, чтобы выяснить – изменился ли у них темп роста и значения морфологических признаков.

Сравнение линейного роста плотвы из 2-х участков Моложского (табл. 1, выборка № 3) и Волжского плесов (о-в Хохотки, табл. 1, № 4) Рыбинского в-ща, пойманных в 2010 г. с данными 3-х выборок Волжского плеса (табл. 1, № 6–8), собранных в 1994–1995 гг. выявило, что темп роста у плотвы в последние годы оказался значительно выше, чем у плотвы 1994–1995 сборов. Надо отметить, что значения индексов h/b у этих популяций низкие, что свидетельствуют об активном питании этих рыб дрейссеной. Более того, значения этого индекса у этих двух популяций плотвы из Рыбинского водохранилища сходны со значениями индексами глоточных зубов у полупроходных кутума и воблы. Темп роста у них значительно выше, чем у туводной плотвы (табл. 1).

Таблица 1.

Линейный рост плотвы из 6-ти участков Рыбинского водохранилища в разные годы наблюдений

Место лова, год сбора	4	5	6	7	8	9	10
Кутум							
1. Южный Каспий, 1991	38	40	43	47	50		
Вобла,							
2. Северный Каспий, 1986	18	21	24	25			
3. Рыбинское в-ще: Моложский плес, 2010 г					23		26
4. Волжский плес, напротив о-ва Хохотки 2010					23	24	26
5. Шекснинский плес, 2000			17	18	20	22	24
6. Волжский плес, Красный ручей, 1995	13	15	17	18.5	20	21	23
7. Волжский плес, ручей Норский, 1995			17	17.5	18.3	19	21
8. Волжский плес. Шуморовский полигон, 1994			16	17.5	18.6	22	23.3

Примечание: - длина тела в см.

Таблица 2.

Значения ($M \pm m$, lim, σ , n) 3-х признаков плотвы из 6-ти участков Рыбинского водохранилища в разные периоды наблюдений

Место лова, год сбора	V_{i+c}	V_t	CPM	μ	h/b
Кутум 1. Южный Каспий 1991	18.9 ± 0.1 18–20 0.62; 53	41.9 ± 0.1 41–44 0.65; 53	15.5 ± 0.2 14–18 1.15; 52	9.1 ± 0.71	2.54
Вобла, 2. Дельта Волги, 1984	18.1 ± 0.1 17–19 0.61; 61	40.5 ± 0.1 39–41 0.57; 61	15.9 ± 0.2 13–18 1.46; 61	13.0 ± 0.8	2.88
Рыбинское в-е, 3. Моложский плес, 2010	17.9 ± 0.1 17–18 0.32; 10	41.2 ± 0.2 40–42 0.63; 10	16.5 ± 0.4 14–20 1.41; 15	6.67 ± 0.5	2.55 2–3
4. Волжский плес, напротив о-ва Хо- хотки, 2010	17.9 ± 0.1 16–19 0.66; 33	1.3 ± 0.2 39–43 0.55; 50	16.1 ± 0.2 14–18 1.1; 38	10.3 ± 0.7	2.76 2.3–3.3
5. Волжский плес, ручей Норский, 1995	18.2 ± 0.1 17–20 0.70; 71	41.3 ± 0.1 40–43 0.67; 47	16.1 ± 0.2 14–18 1.08; 46	8.12 ± 0.7	3.52 2.6–4.9
6. Волжский плес, Красный ручей, 1995	17.9 ± 0.1 17–19 0.70; 71	41.3 ± 0.1 40–43 0.71; 71	14.6 ± 0.1 12–18 1.16; 67	6.25 ± 0.6	3.47 2.8–4.7
7. Шекснинский плес, 2000 г	17.8 ± 0.1 16–19 0.68; 92	41.1 ± 0.1 39–43 0.63; 92	15.8 ± 0.1 11–18 1.23; 90	15.1 ± 0.8	3.28 2.7–4.1
8. Шуморовский полигон, 1994	18.1 ± 0.1 16–19 0.65; 62	41.4 ± 0.1 40–42 0.71; 71	15.9 ± 0.2 14–19 1.30; 53	7.98 ± 0.5	3.21 2.4–4.2

Примечание: обозначение признаков приведено в тексте. CPM – число отверстий в предкрышечно-нижнечелюстном канале, h/b – зубной индекс отношения высоты зуба (h) к толщине (b).

Сопоставление оценок средних значений (M) V_{i+c} , V_t и CPM (табл. 2) между выборкой из Волжского плеса (№ 4) и другими выборками Волжского и Шекснинского плесов обнаружило, что по V_{i+c} она достоверно отличается только от выборки (№ 5). По значениям CPM выборка (№ 4) достоверно отличается от выборок плотвы (№ 6) и кутума (№ 1). По V_t различий между выборкой (№ 4) и другими выборками не обнаружено (табл. 2). Внутрипопуляционное разнообразие (μ) у выборки (№ 4) в сравнении с 3-мя выборками (№ 5, 6, 8), оказалось достоверно больше.

Исходя из этого сравнения, можно констатировать, что изменение экологии у части плотвы в Волжском и Моложском плесах в 2010 году, в основном, сопровождалось изменением признаков, функционально связанных с типом питания (зубные индексы).

Таким образом, после 15-летнего отсутствия исследований, полученные нами в 2010 г. предварительные данные по росту и морфологическим признакам у плотвы в Рыбинском водохранилище показали, что темп роста у нее ускорился, а оценки зубных индексов свидетельствует о постоянном потреблении ею дрейссены. Анализ значений 3-х морфологических признаков у 2-х выборок плотвы в Волжском и Моложском плесах в 2010 году в сравнении с выборками 1994–1995 и 2000 годов позволяет констатировать, что изменение экологии у этих популяций плотвы, в основном, сопровождалось изменениями признаков, функционально связанных с типом питания (зубные индексы).

После проведенного анализа, необходимо отметить, что в середине сентября 2010 года после значительного снижения уровня воды в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища мы видели друзы, состоящие только из крупной дрейссены. Эти друзы находились на плотном илистом грунте на глубине 0.8–1.0 м, а их сегменты были прикреплены к нижним частям стеблей камыша.

Помимо этого факта в Рыбинском водохранилище в 1997 году появился другой вид дрейссены – *Dreissena bugensis* (Andrusov) (Orlova et al., 2000). При обследовании станций в 2003 году было установлено, что *D. bugensis* доминирует в Волжском плесе Рыбинского водохранилища, где на ее долю приходится более 95% от общей численности и биомассы дрейссенид. (Щербина, 2008). Если учесть, что у недавно вселенной бугской дрейссены створки более тонкие, чем у дрейссены полиморфы (персональное сообщение Павловой В. В), то можно ожидать, что этого моллюска будут часто и в большом количестве потреблять не только плотва, но и другие виды рыб, не имеющие мощных глоточных зубов.

Вышеприведенные изменения, произошедшие в экосистеме Рыбинского водохранилища, требуют комплексного изучения ихтиологами, морфологами, гидробиологами и паразитологами тех биотопов, где в настоящее время обитают два вида дрейссены и виды рыб, питающиеся этими моллюсками.

Список литературы

Белогуров А.Я. Смена глоточных зубов у сазана, воблы и леща.- В кн.: Морфологические особенности, определяющие питание

- леща, воблы и сазана на всех стадиях развития. М.: Изд-во АН СССР, 1948. С. 144–148.
- Гриб А.В. 1930. О глоточных зубах у карповых рыб // Тр. Ленингр. общ. естествоиспытателей. 1930. Т. 60. Вып. 2. С. 109–144.
- Суворова Т.Ф., Якубов Ш.А. О гетерогенности леща реки Волги // Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов Поволжья. Казань, 1980. С. 149–151.
- Жарикова Т.И. К использованию паразитов рода *Dactylogyrus* (Monogenea) для выявления экоморф плотвы *Rutilus rutilus* (Cypriniformes, Cyprinidae) в Рыбинском водохранилище // Зоол. журнал. 1999. Т. 78. № 11. С. 1356–1359.
- Животовский Л.А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам // Фенетика популяций. М.: Наука, 1982. С. 38–44.
- Жохов А.Е., Касьянов А.Н. О возможности использования паразитов как биологических меток для распознавания экологических морф плотвы *Rutilus rutilus* (L) в Рыбинском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 1994. Т. 34. № 5. С. 657–661.
- Жохов А.Е. Изучение перехода карповых рыб на питание моллюском *Dreissena polymorpha* в Рыбинском водохранилище и с использованием паразита *Aspidogaster limacoides* // Вопр. ихтиологии. 2001. Т. 41. № 5. С. 651–655.
- Касьянов А.Н., Яковлев В.Н., Изюмов Ю.Г., Жгарева Н.Н. Изменчивость глоточных зубов плотвы *Rutilus rutilus* (L.) в зависимости от типа питания // Вопр. ихтиол. 1981. Т. 21. Вып. 4. С. 595–599.
- Касьянов А.Н. Изюмов Ю.Г., Касьянова Н.В. 1995. Линейный рост плотвы *Rutilus rutilus* (L) в водоемах России и сопредельных стран // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35. № 6. С. 772–781.
- Касьянов А.Н., Изюмов Ю.Г. Изменчивость плотвы *Rutilus rutilus* (L.) в Рыбинском водохранилище // Современное состояние Рыбинского водохранилища. Ярославль: ЯГТУ, 1997. С. 132–152.
- Ланге О.Н. Строение и развитие глоточных зубов плотвы, воблы и тарани в связи с особенностями их экологии // Морфо-экологический анализ развития рыб. М.: Наука, 1967. С. 163–177.
- Митропольский В.И. К распределению бентоса Рыбинского водохранилища // Материалы по биологии и гидрологии волжских водохранилищ. М.-Л.: АН СССР, 1963. С. 68–75.
- Поддубный А.Г. Об адаптивном ответе популяций плотвы на изменение условий обитания // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1966. Вып. 10(13). С. 131–138.

- Поддубный А.Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 309 с.
- Щербина Г.Х. Современное распространение, структура и средообразующая роль дрейссенид в водоемах северо-запада России и значение моллюсков в питании рыб-бентофагов // Материалы докладов I-ой Международной школы-конференции «Дрейссениды: эволюция, систематика, экология». 2008. С. 23–43.
- Яковлев В. Н., Изюмов Ю. Г., Касьянов А. Н. Фенетический метод исследования популяций карповых рыб // Научн. докл. Высш. шк. Биол. науки. 1981. № 2. С. 78–101.
- Nakajima T. The development and replacement. Pattern of the pharyngeal dentition in the Japanese Cyprinid Fish, *Gnathopogon coeruleus* // Copeia. 1979. № 2. P. 23–32.
- Orlova M.I., Starobogatov Ya.I., Biochino G.I. *Dreissena bugensis* (Andr.) range expansion in the Volga River and the northern Caspian Sea: further invasion perspectives for the Baltic Sea region // Research across boundaries. Copenhagen, 2000. P. 194.
- Rutte E. Schlundzähne von Süsswasserfischen // Palaentographica. 1968. Bd.120. Hf. 4–6. S. 165–212.

ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ Р. УРАЛ И ИХ РАЦИОНАЛЬНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ

Ю.А. Ким, С.В. Кузьменко

*Атырауский филиал Казахского научно-исследовательского
института рыбного хозяйства (АтФ КазНИИРХ),
Казахстан, y.kim@kazceb.kz*

Урало-Каспийский бассейн занимает ведущее место в Республике Казахстан по воспроизводству и добыче ценных видов рыб. Незарегулированность р. Урал в своих среднем и нижнем течениях, большая площадь нерестовых угодий создают при благоприятных гидрологических и термических режимах реки оптимальные условия для захода и нереста рыб, в то время как имеются и специфические особенности, обусловленные как географическим расположением района, так и своеобразным ведением рыбного хозяйства.

В последние годы несколько усложняются условия промысла в связи с природными изменениями и интенсификацией хозяйственной деятельности в Северном и Среднем Каспии. В целом, трансгрессия моря привела к значительному увеличению опресненной прибрежной мелководной части моря, что благоприятно сказалось на условиях жизнедеятельности рыб.

Особенностью рыбного хозяйства р. Урал является то, что имея собственные небольшие запасы жилых (живущих все время в реке) рыб, промысел ориентирован на освоение лимитов рыб совершающих преднерестовые миграции из Каспийского моря и предустоевого пространства на нерестилища.

При этом интенсивность и периодичность хода рыбы в реках зависит от их биологических особенностей. В связи с этим, рыбы имеют разное время начала вхождения в реки и разную продолжительность хода в реках. Некоторые виды рыб имеют разный по времени период размножения (нереста), либо их нерестилища разделены пространственно. Это явление является эволюционным приспособлением разных видов в одном эволюционно сложившемся фаунистическом комплексе.

Рыбный промысел в р. Урал разделен на два периода: весеннюю и осеннюю путины.

В весенний период начинается нерест большинства видов рыб в р. Урал (Рыбы Казахстана, 1986). Первыми, вскоре после расплывания льда, размножаются жерех и судак, у которых период размножения начинается после достижения температуры воды 5-7 и 6-8 °С, соответственно. Доля их весенних уловов в общем годовом

улове незначительна. Виды, для которых доля весеннего улова является значительной, вступают в период размножения при достижении температуры воды не менее 17°C. Такая температура воды в р. Урал наступает в мае (рис. 1).

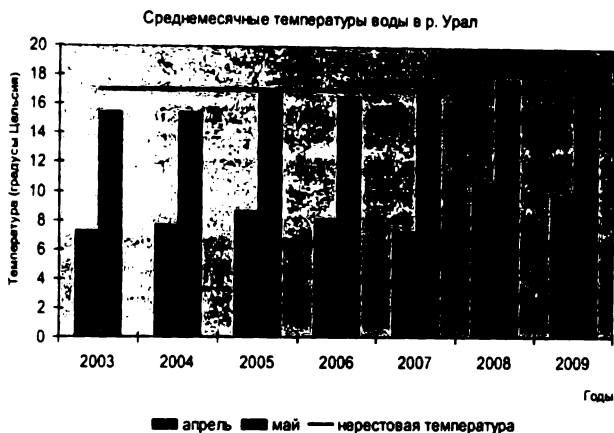


Рис. 1. Среднегодовая температура воды р. Урал

Осенняя путина начинается с 16 августа и продолжается до ледостава.

В настоящее время на р. Урал действует 10 стационарных тоневых участков, в том числе в рукаве Золотом – 9 тоней и на рукаве Яицком – 1 тonya, которые на постоянной основе закреплены за природопользователями.

Расположение тоневых участков и их количество должно удовлетворять следующим требованиям:

- обеспечивать достаточную эффективность промысла;
- обеспечить проход рыбы;
- обеспечить изъятие основной массы рыбы, проходящей в промысловые дни.

По данным исследований (Ким Ю.А, 2002) с экономической точки зрения целесообразно, чтобы количество тоневых участков на Золотом рукаве не превышало 6–8. Трудозатраты на следующих тонях не оправдываются уловами. Расчеты показывают, что если принять уловистость лицевой тони за 100%, то на последующих уловы составят следующие величины (табл. 1).

Таблица 1.

Расчетная уловистость промысловых тоней, (%)

№ тони	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Уловы, % от лицевой тони	100	73	54	39	29	21	15	11	8
Суммарный % изъятия	27	46	61	71	79	85	89	92	94

Анализ уловистости тоневых участков показывает, что в среднем при механизированном лове стандартными неводами на каждом тоневом участке изымается 26.8% проходящей в промысловые дни рыбы. Количество рыбы, проходящей через каждый последующий тоневого участка, а, следовательно, и уловы уменьшаются. Расчеты показывают, что если принять уловистость лицевой тони за 100%, то уже на восьмой тоне уловы будут составлять девятую часть от уловов лицевой тони, а первые пять тоней дадут почти 80% полного улова по Уралу. Поэтому с экономической точки зрения целесообразно, чтобы количество тоневых участков на Золотом рукаве не превышало 6–8.

До недавнего времени расстояние промысловой зоны р. Урал считался участок реки в 26 км. Однако, в связи с тем, что бывшая научно-исследовательская тоня «Бугорки» стала функционировать в промысловом круглосуточном режиме, промысловая зона реки автоматически продлилась до 45 км.

В настоящее время промысловая зона на р. Урал начинается с тони «Малая Дамбинская» до тони Бугорки, выше города Атырау. Изначально тоня Бугорки открывалась и функционировала как научно-исследовательская тоня. Это положение закреплено в действующем нормативном акте. Однако в 2006 г. волевым решением тоня «Бугорки» стала промысловой. Таким образом, промысловые тони можно открывать в любой точке г. Атырау, что крайне негативно скажется на состоянии рыбных запасов р. Урал.

Рекомендуется сократить промысловую зону до прежней границы, тоню «Бугорки» вернуть в режим контрольно-научной.

Интенсивность промысла в последние годы продолжает оставаться довольно высокой (табл. 2). И это не смотря на то, что на неводном лову в реке продолжается использование устаревших и физически и морально метчиков, неводников, береговых лебедок. В связи с выходом из строя купленных еще в советское время лебедок и отсутствием возможности приобретения новых, на лову для выборки невода все чаще используются трактора. Улучшение оснащенности (однако, в основном это касается использования на лову мощных лодочных моторов, импортного производства) больше относится к промыслу в предустьевом пространстве и прибрежной зоне.

Таблица 2.

**Фактический вылов и % освоения полупроходных
рыб (2007–2010 гг.)**

Годы	Р. Урал			Предустьевое пространство р. Урал		
	лимит, т	факт., т	% освоения	лимит, т	факт., т	% освоения
Вобла						
2007	550.0	550.0	100.0	300.0	200.7	66.9
2008	1000.0	996.2	99.6	300.0	299.4	99.8
2009	1500.0	1494.6	99.6	500.0	206.1	41.2
2010	1489.0	1356.4	91.1	-	-	-
Судак						
2007	1000	1249.0	113.0	600	773.4	128.9
2008	1500	1487.2	99.1	1300	1298.5	99.9
2009	1800	1563.2	86.8	1500	172.7	11.5
2010	1638.5	110.4	6.7	-	-	-
Лещ						
2007	4000	3700.0	92.5	100	839.7	76.3
2008	5000	4947.5	98.9	1300	1122.0	86.3
2009	5000	4992.2	99.8	1300	314.2	22.7
2010	5083.7	3170.8	62.4	-	-	-
Сазан						
2007	300	205.6	68.5	400	359.4	89.8
2008	400	348.2	87.0	800	730.4	91.3
2009	400	359.1	90.0	800	256.3	32.0
2010	162.3	91.8	56.5	-	-	-
Сом						
2007	200	166.7	83.4	200	157.5	78.8
2008	300	286.4	95.5	500	408.8	81.8
2009	300	282.5	94.2	500	256.3	51.3
2010	293.3	44.1	15.0	-	-	-
Жерех						
2007	450	386.3	85.8	200	164.8	82.4
2008	550	549.5	99.9	300	295.5	98.5
2009	1000	999.9	100.0	300	38.9	13.0
2010	1189.7	204.6	17.2	-	-	-
Щука						
2007	50	38.8	77.6	50	51.0	102.0
2008	150	134.0	89.3	300	242.4	80.8
2009	150	143.0	95.4	300	98.5	32.8
2010	68.6	11.1	16.2	-	-	-

Кроме того, в течение последних лет, у рыбодобывающих предприятий не обновлялись основные производственные фонды, которые имеют большой физический износ.

Рациональное рыбохозяйственное использование ихтиофауны основано на осуществлении комплекса мероприятий, включающих регулирование промысла, мелиорацию нерестовых и миграционных участков, искусственное воспроизводство и охрану рыбных запасов. Решение этих задач в последние десятилетия чрезвычайно осложнилось из-за существенной перестройки экосистемы бассейна в результате крупномасштабного антропогенного воздействия (зарегулирование стока, рост безвозвратного водопотребления, нерациональный промысел и браконьерство, загрязнение и др.) и трансгрессии моря.

Как показывает анализ, особенно большое влияние на условия формирования биологических ресурсов и сокращение запасов промысловых объектов оказали зарегулирование стока рек, сокращение стока и колебания уровня моря, загрязнение бассейна промышленными и сельскохозяйственными стоками.

Распад Советского Союза и образование независимых прикаспийских государств разрушили единую систему охраны, воспроизводства и использования рыбных ресурсов Каспийского бассейна. Экономический спад привел к снижению уловов, расширению промысловых объектов, сокращению объемов рыбоводства. Это обуславливает необходимость разработки стратегии ведения рыбного хозяйства на бассейне и создания основ устойчивого рыболовства в современных условиях. Требуется :

- установление новых положений, регламентирующих сохранение и использование биологических ресурсов, определяющих объемы (квоты) вылова промысловых объектов на международном уровне;
- выработка научно-обоснованных рекомендаций по осуществлению мероприятий по улучшению экологического состояния и сырьевой базы на Каспии;
- определение перспективы добычи и производства рыбы в Каспийском регионе.

Список литературы

- Рыбы Казахстана, Алма-Ата, «Наука», 1986.
- Ким Ю.А. Формирование запасов нерестовой части популяции уральской севрюги.// Дис. на соискание к.б.н., Алматы, 2002. - С. 23-25.

Ограничения и запреты на пользование рыбными ресурсами и другими водными животными Урало-Каспийского бассейна. // Приказ № 454 и.о. Министра сельского хозяйства РК от 12.08.2009 г.

Кузьменко С.В. Отчет по подготовке программы по устойчивому управлению рыбными ресурсами на проектной территории «Дельта р. Урал с прилегающим побережьем Каспийского моря», Атырау, 2009.

Фондовые материалы АтФ ТОО «КазНИИРХ».

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ОКУНЕ ИЗ БОЛЬШИХ ОЗЕР СЕВЕРО-ЗАПАДА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

Комов В.Т.¹, Гремячих В.А.¹, Сажин Е.В.²

¹ – *Институт биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина РАН,
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н,
vkomov@ibiw.yaroslavl.ru*

² – *Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ»
160012, г. Вологда, ул. Левичева, 5
gosniorch@vologda.ru*

Высокие уровни содержания ртути в мышцах окуня (0.5–3.0 мг/кг сырой массы) из озер, удаленных от промышленных центров и не имеющих на площади водосборного бассейна локальных источников загрязнения, на Северо-Западе Европейской части России впервые были зарегистрированы более двадцати лет назад и потом неоднократно подтверждались (Степанова, Комов, 1997; Haunes et al., 1994). Отрицательная корреляционная зависимость концентрации ртути в мышцах рыб от уровня рН воды озер позволила сделать вывод о том, что основной причиной интенсивного накопления металла является закисление поверхностных вод. Эти работы были проведены на малых и средних по размерам площади зеркала озерах, подверженных антропогенному (кислотные атмосферные осадки) и природному (заболачивание водосборного бассейна) закислению. Большие озера, площадью более 30 квадратных километров, не представляли собой интересный объект изучения закономерностей накопления ртути в рыбе, поскольку в водоемах такого масштаба гидрохимический режим более стабилен, по сравнению с малыми озерами, а существенного снижения уровня рН воды в них не отмечалось даже в период интенсивного поступления талых вод. Однако вероятность поступления значительных количеств ртути в большие озера высока в силу того, что на площади их водосборных бассейнов развита хозяйственная деятельность, возможно сопряженная с загрязнением окружающей среды ртутью.

Систематических исследований по изучению накопления ртути в рыбах из крупных озер России не проводилось. Поэтому цель настоящей работы составила оценка уровней накопления ртути в мышцах рыб и в первую очередь окуня, как одного из наиболее массовых видов и популярного объекта любительского рыболовства.

Измерение массовой доли общей ртути в мышечной ткани рыб проводили атомно-абсорбционным методом на ртутных анализаторах Юлия-5К [4], а также РА-915+ с приставкой ППР-915+. Мет-

рологический контроль данных осуществлялся с использованием сертифицированного биологического материала Dorn-II (мышцы акулы) со стандартным содержанием металла, полученным из Канадского института химии окружающей среды.

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm SE$). Результаты обрабатывали статистически, используя метод однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) и процедуру LSD-теста при уровне значимости $p=0.05$, если не указано иное (Sokal, Rohlf, 1995). Статистический анализ результатов проводили с помощью пакета программ STATGRAPHICS Plus 2.1.

Концентрация ртути в образцах мышечной ткани окуня из озёр Белое (0.10 ± 0.03) и Воже (0.21 ± 0.03) находилась в пределах, установленных для крупных водоёмов северо-запада России, сопоставимых с ними по ряду гидрологических и гидрохимических показателей: Лаца (Архангельская обл.) – 0.15 ± 0.01 ; Псковско-Чудское (Псковская обл.) – 0.12 ± 0.01 и Селигер (Тверская обл.) – 0.16 ± 0.01 мг Hg/кг сырой массы (Таб. 1, 2). Содержание ртути в мышечной ткани окуня озёр Кубенское и Ильмень (0.45 и 0.34 мг Hg/кг сырой массы соответственно) статистически значимо превышало таковое для выборок рыбы из других озёр.

Таблица 1.

Характеристика озёр Вологодской области и содержание ртути в мышцах окуня

Показатели	Озёра		
	Белое	Воже	Кубенское
Средняя глубина, м	4.1	1.4	2.5
Площадь зеркала, тыс. км ²	1.3	0.4	0.4
Площадь водосборного бассейна, тыс. км ²	14.2	5.9	14.4
Удельный водосбор	10.9	14.8	36
Коэффициент условного водообмена	-	3.5	3.6
pH	7	7.4	7
Цветность, град	54	115	68
Содержание Hg в мышечной ткани окуня (мг/кг сырой массы)	0.10 ± 0.03^a 7	0.21 ± 0.03^a 11	0.45 ± 0.06^b 13

Примечание: Здесь и далее, если не указано иное - приведены средние значения содержания ртути и их ошибки ($\bar{x} \pm m\bar{x}$) в мышечной ткани окуня массой 150–170 г, отловленном в озёрах в 2002г; – под чертой объём выборки; - значения с разными буквенными индексами досто-

верно различаются в строке при уровне значимости $p < 0.05$, - - данные отсутствуют

Таблица 2.

Характеристика озёр северо-запада России и содержание ртути в мышцах окуня

Показатели	Озёра			
	Лача	Ильмень	Псковско-Чудское	Селигер
Площадь зеркала, тыс. км ²	0.3	1.1	0.7	0.2
Площадь водосборного бассейна, тыс. км ²	6.3	76.0	-	2.3
Удельный водосбор	18.6	69.1	-	10.3
Максимальная глубина, м	5.4	10	5.4	24
pH	7.7	7.4	8.1	7.4
Цветность, град.	53	60	-	20
Содержание Hg в мышечной ткани рыб, мг/кг сырой массы	0.15±0.01	0.34±0.03	0.12±0.01	0.16±0.01
Масса рыб, г	194±13.5	72.9±19.9	24.0±2.1	55.2±6.9
n	12	9	10	12
Год	2005	2005	2007	2008

В период с 2007 по 2010 гг. было проведено дополнительное изучение образцов мышечной ткани рыб, обитающих в озере Кубенское и являющихся объектами как промыслового, так и любительского лова. По результатам многолетних исследований достоверно самые высокие концентрации ртути отмечены в мышечной ткани окуня – 0.45 ± 0.02 мг/кг сырой массы. Индивидуальные значения показателя превышали установленные ПДК для хищных рыб (0.6 мг Hg/кг сырой массы) (Санитарные правила..., 1997) не только у окуня, но и у щуки – до 0.94 и 0.92 мг/кг сырой массы соответственно (Табл. 3). Установлена статистически значимая корреляционная зависимость между содержанием металла в мышечной ткани рыб и их весовыми характеристиками. Для окуня $r = 0.44$ при $p \leq$

0.01 (n=143), щуки $r = 0.53$ при $p \leq 0.01$ (n=40), судака $r = 0.56$ при $p \leq 0.01$ (n=19). Динамика изменений концентраций Hg в окуне оз. Кубенское представлена на рис. 1.

Таблица 3.

Содержание ртути в мышечной ткани рыб оз. Кубенское

Вид	N	масса, г	Hg, мг/кг сырой массы	годы
сиг-нельмушка <i>Coregonus lavaretus</i> <i>nelmushka</i> Pravdin	20	<u>122.3±6.8</u> 70.0–210.0	<u>0.06±0.003^a</u> 0.04–0.09	2007
щука <i>Esox lucius</i> L	40	<u>869.8±76.3</u> 220.0–2260.0	<u>0.36±0.03^c</u> 0.05–0.92	2007- 2010
плотва <i>Rutilus rutilus</i> L	12	<u>222.5±74.5</u> 148.0–297.0	<u>0.16±0.01^{ab}</u> 0.01–0.23	2007- 2009
язь <i>Leuciscus idus</i> L	6	<u>276.0±107.0</u> 25.0–986.0	<u>0.25±0.05^{bc}</u> 0.16–0.49	2007- 2009
лещ <i>Abramis brama</i> L	26	<u>734.3–46.4</u> 502.0–956.0	<u>0.07±0.01^a</u> 0.01–0.19	2007- 2009
окунь <i>Perca fluviatilis</i> L	143	<u>187.5±6.9</u> 40.0–665.0	<u>0.45±0.02^d</u> 0.13–0.94	2002- 2010
судак <i>Sander lucioperca</i> L	19	<u>752.3±84.2</u> 101.0–1266.0	<u>0.16±0.02^{ab}</u> 0.07–0.47	2008- 2009

Примечание. Над чертой средние значения и их ошибки ($\bar{x} \pm m_x$), под чертой – минимальное и максимальное значение показателя, значения с разными буквенными индексами достоверно различаются в столбце при уровне значимости $p \leq 0.05$.

Повышенные уровни содержания ртути в рыбе оз. Кубенское вероятно являются следствием совокупного действия ряда факторов, способствующих повышению биодоступности атомарной ртути, выпадающей с атмосферными осадками на площадь его зеркала и водосборного бассейна. И, возможно, не установленных локальных источников загрязнения ртутью на площади водосборного бассейна. Однако самым существенным, вероятно, является высокий показатель удельного водосбора, под которым понимают отношение площади водосбора к площади озера (Китаев, 1984). Водосборная площадь озёр включает в себя разные угодья: лес, болото, пашню, урбанизированную территорию и т.д., которые и определяют объёмы и состав стоков вод. Озеро Кубенское в группе озер Вологодской области, как и озеро Ильмень (Новгородская обл.) в группе озёр северо-запада России имеют самые высокие показатели удельного водосбора (36 и 69.1) и содержания ртути в мышечной ткани окуня (0.45 ± 0.06 и 0.34 ± 0.03 мг Hg/кг сырой массы соответственно).

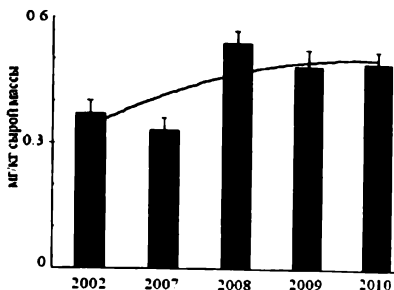


Рис. 1. Содержание Hg в мышечной ткани окуня оз. Кубенское в 2002–2010 г.

По величине получаемой рыбной продукции оз. Кубенское несколько превосходит другие озёра Вологодской области (Белое и Воже). Преимущественными объектами лова являются плотва, окунь, ёрш. Среди ценных промысловых видов в озере постоянно обитают: кубенская нельма, сиг, щука, налим, водятся также язь, лещ, карась. Рыбопродуктивность озера относительно стабильна (Озеро..., 1997). Помимо промыслового лова на оз. Кубенском, получил сильное развитие любительский лов, объёмы и качественный состав которого не учитываются.

Таким образом, максимальные уровни содержания ртути в мышцах окуня определены у рыб из озёр, имеющих самые большие показатели величины удельного водосбора (Кубенское и Ильмень). В озере Кубенском окунь и щука накапливают ртуть в мышцах в больших количествах, чем представители других видов, в том числе и хищников. Многолетние исследования на озере Кубенском свидетельствуют о том, что уровень накопления ртути в мышцах окуня – величина довольно постоянная, но имеет незначительную тенденцию к повышению.

Работа выполнена при поддержке программы фундаментальных исследований Отделения биологических наук «Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга».

Список литературы

- Атлас Вологодской области. СПб: ФГУП «Аэрогеодезия». Череповец: ООО «Порт-Апрель», 2007. 108 с.
Гидрология озёр Воже и Лача. Л., 1979. 288 с.

- Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озёр разных природных зон. М.: Наука, 1984. 208 с.
- Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А. Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Северо-запада России: причины интенсивного накопления и оценка негативного эффекта на состояние здоровья людей // Актуальные проблемы водной токсикологии. Борок: ИБВВ РАН, 2004. С. 99–123.
- Озеро Кубенское. Ч. II. Гидрохимия, донные отложения, растительные сообщества. Л., 1977. 220 с.
- Озеро Кубенское. Ч. III. Зоология. Л., 1977. 168 с.
- Санитарные правила и нормы. «Продовольственное сырье и пищевые продукты. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов». Сан-Пин 2.3.2. 560–96. М.: Госкомэпиднадзор России, 1997. 269 с.
- Степанова И.К., Комов В.Т. Накопление ртути в рыбе из водоемов Вологодской области // Экология. 1997. № 4. С. 295–299.
- Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H. Mercury Concentration in Perch (*Perca fluviatilis*) as Influenced by Lacustrine Physical and Chemical Factors in Two Regions of Russia // Mercury Pollution Integration and Synthesis. (Eds. J. Watras and W. Huckabee). Lewis Publishers. NY, 1994. P. 397–407.
- Sokal R. R., Rohlf F. J. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Co, 1995. 887 p.

ДИНАМИКА РАЗМЕРНОГО СОСТАВА РЕЧНОГО РАКА В ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЕ В ПЕРИОД 1994–2009 гг.

М.В. Конева, В.Н. Сорокин, А.А. Сорокина, С.В. Яковлев

*«Нижневолжское бассейновое управление по рыболовству
и сохранению водных биологических ресурсов»*

ФГУ «НИЖНЕВОЛЖРЫБВОД»

Изучению биологии длиннопалого рака (*Pontastacus leptodactylus* Esch.) в водоемах Волго-Ахтубинской поймы (низовье Волги) уделялось достаточно много внимания (Нефедов, 1972а, 1972б, 1974а, 1974б, 1976, 1978, 1997; Бокова, 1948; Румянцев, 1974 и др.).

В настоящей работе приводятся данные по биологическому состоянию речного длиннопалого рака, собранные авторами в течение 16 лет – с 1994 по 2009 гг. на основных ракопромысловых водоемах Волго-Ахтубинской поймы: озерах Бесчастном, Кудаевском, Дубке, Старичке, Чечерах, Золотом, Таловом, Боярском лимане, ериках Старой Ахтубе, Тришке и др.

Материал отбирался и анализировался, как из активных отцеживающих (брედень, донской сак, промысловый закидной невод), так и пассивных (раколовки) орудий лова. Когда проводился промысловый лов, то анализировались и такие уловы рака. Главным орудием лова, применяемым в исследованиях, был именно донской сак, который представляет собой коническую ловушку с прямоугольным входным отверстием 150 см на 50 см. До 2004 г. в нем использовалась сетная дель с ячей 15×15 мм, что способствовало выходу определенной части мелких раков. С 2004 г. применялся сак, изготовленный из дели с ячей 8×8 мм, что обеспечило более полный вылов особей рака всех возрастных групп и размеров.

Закидной невод является специализированным орудием лова для рыбы. Поэтому раки попадают в него обычно очень редко. Но иногда, когда нижняя подбора невода захватывает много грунта и макрофитов, вместе с последними оказываются и раки. Так как невод охватывал всю акваторию озера, то в этих случаях, полученные материалы из него показывали реальную картину размерной структуры популяции раков и являлись дополнением к наблюдениям, сделанными с помощью донского сака.

При исследованиях проводился биологический анализ отловленных раков: измерялась абсолютная длина (от кончика рострума до конца хвостовой пластинки – тельсона), а также промысловая (от середины глаза до конца тельсона), определялись вес, пол. За указанные годы, в общей сложности проанализировано более 14

тысяч экземпляров раков, из которых около 50% составили самки, что соответствует нормальному половому составу этого вида в последние годы.

Для характеристики размерного состава отловленных раков, мы сочли возможным, объединить уловы по всем активным орудиям. Результаты, полученные с использованием раколовов, приводятся отдельно.

Линейный ряд анализируемых раков, в целом состоит из особей длиной 3–17 см, но раки из раколовов в общей массе были несколько крупнее (6–16 см) за счет селективности этих ловушек. По мнению В.Н. Нефедова (1997) нижняя граница размера улавливаемой части популяции определяется исключительно особенностями раколовов и с их помощью можно изымать раков всех размеров, начиная с 87 мм. По нашим наблюдениям в раколовках встречались и особи меньшей длины – 6–8 см. Верхняя же граница улавливаемой части популяции совпадает или близка к предельному размеру (17 см) обитающих в водоеме раков (Нефедов, 1997).

Водоемы поймы осваиваются любительским и браконьерским ловом достаточно интенсивно и равномерно, поэтому структура стада раков в разных озерах и ериках в основном сходна, и в дальнейшем характеристика делается по всем водоемам вместе.

Распределение пойманных раков по их длине показано на рис. 1. Для наглядности все раки объединены в несколько групп: 8–17 см (все раки без первой возрастной группы, которая не полностью подвержена учету); 11–17 см (раки разрешенные к вылову по «Правилам рыболовства». Следует отметить, что в качестве нижнего предела этой группы приводится абсолютная длина тела равная 11 см, а по «Правилам рыболовства» минимальная промысловая длина определяется от середины глаза до конца тельсона и равна 10 см, что и соответствует абсолютной длине в 11 см); группа 9–10 см – раки, которые должны пополнять промысловое стадо и определять возможности вылова в будущем.

Особь второй и третьей групп являются наиболее многочисленной и наиболее полно облавливаемой частью популяции речного рака. Численность всех особей в отцеживающих орудиях с длиной тела от 11 до 17 см, относящихся к промысловой части стада, составляла за весь период наблюдений (в течение 16 лет) по водоемам поймы и по годам – от 16.0 до 91.5%. Максимальной она была в 1995 г. Высокой численность промысловых раков оставалась до 1998 г. (78–91.5%), исключая 1996 г., когда она снизилась до 60.2%. К последним годам промысловая часть стада раков существенно

уменьшилась. В 2007 году она, например, составила только 26.6%, а в 2009 г. – 16%. Чаше такие раки достигали по численности 26.6–50.4% из всех выловленных.

Раки длиной 9–10 см, которых можно относить к «пополнению» промысловых запасов, составляли в общем улове 28.2%, а группа 11–17 см – 31%. Доля «пополнения» за годы наблюдений изменялась – от 8.0 до 53.1%, что соответствовало интенсивности воспроизводства и численности старших, наиболее крупных раков. Наименьшее «пополнение» наблюдалось в 1995, 1998 и 2006 годах. Нельзя не отметить, что в эти годы наблюдались сильные зимние заморы в озерах Волго-Ахтубинской поймы.

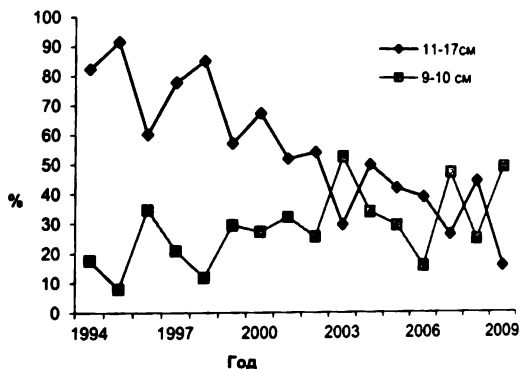


Рис. 1. Соотношение размерных групп рака в водоемах Волго-Ахтубинской поймы в разные годы. Оба пола.

В раколовках раки группы 9–10 см составляли 0–24.9%, а размерной группы 11–17 см – 74.6–100%.

Подобная картина в распределении размерных групп раков отмечена и при анализе их по полу, который свидетельствует в целом о равном количестве самок и самцов (рис. 2). В 1994–1997 гг. мелких (от 9 до 10 см) самок было несколько больше (10.1–36.6%), чем самцов (6.8–33.2%). Затем в 1998 г. особей этой размерной группы стало меньше, как у самцов (11.6%), так и у самок (12.3%). С 1999 г. их число возросло и стало примерно одинаковым (самок – 32.7%, самцов – 35.1%). Наибольшая численность непромысловых самок (54.4%), и самцов (52.1%) отмечена в 2003 г. и в 2009 г. – 53.4 и

47.3%, соответственно. В 2004 г. количество мелких особей (9–10 см) у самок снизилось до 29.9%, а у самцов – до 38.2%; в 2006 г. – до 13.3 и 18.3%; в 2008 году – до 21.8 и 27.6%, соответственно.

Молодь раков (длиной 8 и менее см) из уловов отцеживающих орудий лова в течение периода наблюдений составила в целом 0 в 1994 г. и 44.7% в 2006 году. В последние годы тенденция увеличения доли молодежи в уловах стала устойчивой и не только по тому, что использовались более селективные ловушки, но и уменьшилась доля более крупных раков в водоемах.

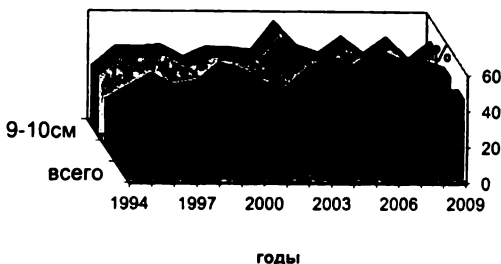


Рис. 2. Доля самок рака в уловах по годам и по размерным группам в водоемах Волго-Ахтубинской поймы.

В целом группа раков 9–10 см, несмотря на существенные колебания по годам, имеет некоторую тенденцию к возрастанию в последние годы. Наоборот, раки длиной 11–17 см уменьшают свое значение.

Представляет интерес анализ изменения средней длины тела раков в разные годы по указанным группам (рис. 3). Эти сведения говорят о том, что за период исследования просматривается четкая тенденция снижения средней длины раков, как размерной группы 8–17 см, так и промысловой части (длина тела 11–17 см). Такой факт можно объяснить только уменьшением в популяции рака особей крупных размеров.

Что такое явление проявляется, подтверждается тем, что половое созревание раков в последние годы наступает при гораздо меньших размерах тела. Так по наблюдениям в мае 2008 года на озере Чечеры длина половозрелых самок, имеющих икру колебалась в пределах 8–13.5 см (табл. 1). При этом самки рака с абсолютной длиной 8–10 см составляли 62%.

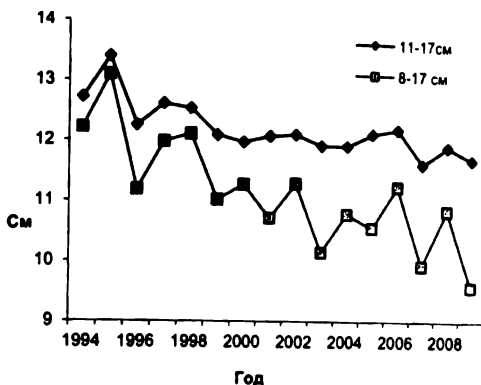


Рис. 3. Изменение показателей средней длины рака по размерным группам в разные годы в водоемах Волго-Ахтубинской поймы. Оба пола.

Таблица 1.

Состав самок раков, посаженных для инкубации икры.
Выловлены руками в озере Чечеры 21.05.08 г.

Абсолютная длина, мм											Общее число	Средний вес. г	
80	85	90	95	100	105	110	115	120	125	130			135
1	3	14	14	17	8	7	7	6	1		1	79	33.5

Анализ всех выловленных раков показал, что в целом за весь период наблюдений самки в активных орудиях составили 44.9%, а самцы – 55.1%. В разные годы это соотношение менялось, хотя и не значительно. Рассматривая показатели полового состава можно говорить, что в первые годы жизни при длине тела 3–4 см несколько большую долю имеют самки (рис. 4).

По мере роста половое соотношение близко к равенству. У раков же с длиной тела 12 см и больше преобладают самцы, а среди

самых крупных – самки встречаются единично. К последним годам просматривается четкая тенденция уменьшения раков более крупных размеров и относительное увеличение числа мелких особей.

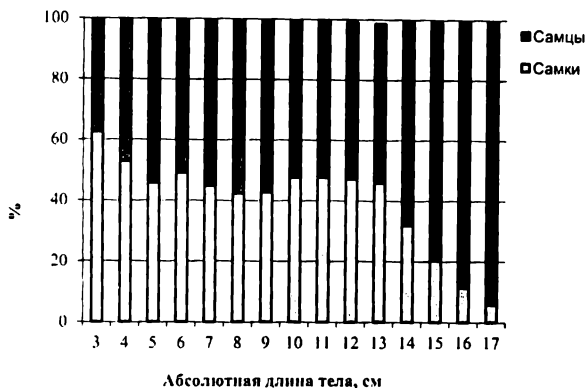


Рис. 4. Динамика полового состава рака в связи с его ростом. Волго-Ахтубинская пойма, 1994–2009 гг.

удя по имеющимся материалам, можно уверенно говорить о том, что популяции рака в водоемах Волго-Ахтубинской поймы находится в неустойчивом, напряженном экологическом состоянии. Естественно, это не способствует достаточно интенсивным продукционным процессам. Причина такого явления кроется в комплексе факторов, как абиотических, так и биотических. Сюда относятся, в первую очередь, ухудшение экологической обстановки из-за нарушения гидрологического режима водоемов после зарегулирования Волги, в результате чего были разрушены или деформированы некоторые звенья экологической системы. Это привело к ухудшению условий обитания и воспроизводства рака и его кормовых ресурсов. Не последнюю роль в сокращении численности раков играет и массовое браконьерство.

Список литературы

Бокова Е.Н. Речной рак Каспийского моря // Рыбное хозяйство. 1948. № 1.

- Лужин Б.П. Биологическое обоснование организации озерных хозяйств на Волго-Ахтубинской пойме // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. 1982. Вып. 184. С. 97–104.
- Нефедов В.Н. Биологические основы организации промысла речных раков в водоемах Волго-Ахтубинской поймы // Фонды ГосНИОРХ. 1972а.
- Нефедов В.Н. Заражение речных раков Нижней Волги и Дона паразитическим олигохетами сем. Branchiobdellidae // Паразиты водных беспозвоночных. Львов, 1972б.
- Нефедов В.Н. Размножение длиннопалого рака (*Astacus leptodactylus*) в водоемах Волго-Ахтубинской поймы // Тр. Волгоградского отд. ГосНИОРХ. 1974. № 8. С. 68–78.
- Нефедов В.Н., Наумова Г.В. К изучению питания длиннопалого рака (*Astacus leptodactylus*) в водоемах Волго-Ахтубинской поймы // Тр. Волгоградского отд. ГосНИОРХ. 1974. № 8. С. 79–82.
- Нефедов В.Н. Влияние промысла на численность и структуру популяции длиннопалого рака в водоемах Волгоградской области // Проблемы охраны, рационального использования и воспроизводства речных раков. М., 1997. С. 106–116.
- Румянцев В.Д. Речные раки Волго-Каспия. М.: Пищевая промышленность, 1974. 85 с.
- Сорокин В.Н., Сорокина А.А., Конева М.В., Яковлев С.В. К оценке состояния водных биологических ресурсов в водоемах Волго-Ахтубинской поймы // ООПТ Нижней Волги как важнейший механизм сохранения биоразнообразия: итоги, проблемы, и перспективы. Материалы научно-практической конференции. Волгоград, 2010. С. 155–161.

ПРОМЫСЛОВО-БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОСНОВНЫХ ВИДОВ РЫБ БЕЛОГО ОЗЕРА

**А.Ф. Коновалов, М.Я. Борисов, Н.Ю. Тропин,
И. В. Филоненко**

*Вологодская лаборатория – филиал ФГНУ «Государственный
научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного
хозяйства», Вологда, Россия, gosniorch@vologda.ru*

Белое озеро является важнейшим рыбопромысловым водоемом Вологодской области, на котором ежегодно добывается до 50% от общего объема вылова рыбы в водных объектах региона. Величина уловов заметно возросла к 2009–2010 гг. и приблизилась к показателям середины 1980-х гг. В то же время в последние годы заметно изменился состав и качество промысловых уловов за счет перестроек в структуре рыбного населения водоема (Болотова, Коновалов, 2010 и др.). В этих условиях для рациональной организации промысла необходимы сведения о современном состоянии водных биоресурсов. Поэтому целью настоящей работы является изучение важнейших промысловых и биологических характеристик популяций основных видов рыб Белого озера.

Материал и методика. Основной объем полевого материала отбирался в ходе осенних траловых съемок, которые традиционно проводятся на Белом озере в конце сентября – начале октября. Ежегодно по всей акватории водоема осуществлялось около 30 учетных тралений. Траловая съемка проводилась по одиночной схеме на судне СРБ–150 «Ихтиолог», приспособленном для работы с оттертралом. Для облова акватории водоема применялся стандартный 18-метровый донный трал конструкции ГосНИОРХ. Скорость хода судна в течение 45 мин. траления составляла около 4.5–5.0 км/час. Траления осуществлялись по стандартной сетке учетных квадратов площадью 25 км² (рис. 1).

Сбор и обработка ихтиологического материала проводились по стандартным методикам (Правдин, 1966). Для изучения размерной структуры популяций, определения численности и биомассы осуществлялись массовые промеры рыб. Часть особей подвергалась полному биологическому анализу с целью изучения размерно-возрастной и половой структур популяций. Сбор проб и определение возраста рыб осуществлялись по общепринятым методикам (Правдин, 1966). Численность и промысловые запасы рыб рассчитывались по методу площадей (Сечин, 1990). Питание рыб изучалось по стандартным методикам (Методическое пособие..., 1974). Для характери-

стики уловов, а также условий нереста рыб использовались материалы, предоставленные Вологодским филиалом ФГУ «Севзапрывод».

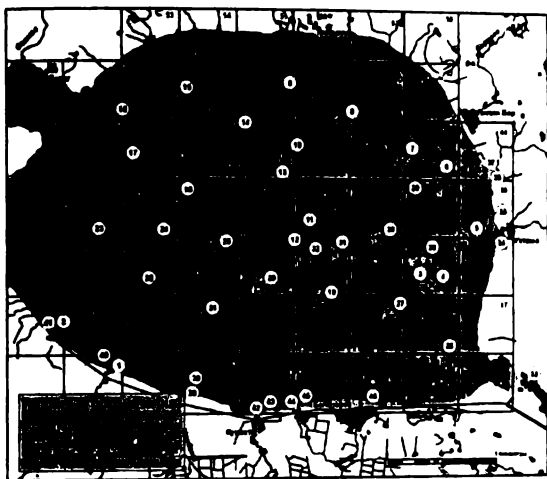


Рис. 1. Картограмма озера Белого с участками тралового лова в 2010 году.

Общая характеристика промысловых уловов. После периода относительно низких уловов в конце 1990-х – начале 2000-х гг., в последние годы отмечается заметное повышение общего вылова рыбы в Белом озере. Так, в 2009 и 2010 годах уловы возросли до 680–700 тонн за счет роста объема учтенного вылова снетка, леща, чехони, плотвы, окуня, судака и берша (табл. 1). В настоящее время эти виды составляют основу промысловых уловов рыбы в Белом озере.

Снеток. Вплоть до начала 2000-х годов снеток являлся важнейшим промысловым видом рыб Белого озера. Его среднееголетний вылов превышал 200 т, а доля в общих уловах в среднем составляла свыше 25%. С 2002 по 2006 годы в Белом озере отмечалась наиболее масштабная за период ведения промысловой статистики депрессия популяции снетка, когда уловы колебались от 0 до 0,5 т (табл. 1). Восстановление промысловых запасов началось в 2007 и 2008 годах, когда вылов данного вида возрос до 4,6 и 15,7 т соответственно. В 2009 году уловы снетка были порядка 44,3 т, а в 2010 году составили около 78,0 т, или порядка 11,5% от общего вылова.

Таблица 1.

Динамика уловов основных видов рыб в Белом озере, тонн

Го- ды	Лещ	Че- хонь	Плот- ва	Сне- ток	Окунь	Берш	Су- дак	Про- чие	Все- го
2001	138.4	15.3	19.9	41.0	24.7	2.9	48.2	54.2	344.5
2002	138.5	15.9	19.8	0.5	19.9	3.8	26.9	49.7	275.0
2003	82.5	17.1	13.3	0.1	12.0	4.3	10.7	19.5	159.5
2004	111.4	11.6	9.4	0.0	8.0	3.2	9.6	22.2	175.4
2005	94.5	30.2	24.5	0.0	14.4	5.1	7.1	23.5	199.2
2006	96.9	72.1	42.3	0.0	22.1	12.1	8.4	22.7	276.6
2007	143.5	70.7	62.6	4.6	34.3	13.0	9.6	25.8	364.1
2008	134.0	81.6	82.4	15.7	38.0	14.3	6.8	24.4	397.1
2009	244.5	171.3	105.5	44.3	62.1	23.9	19.6	31.9	703.2
2010	205.1	124.1	117.5	78.0	64.4	28.3	27.5	35.4	680.2

Ниже приводится краткая промысловая и биологическая характеристика основных видов рыб Белого озера.

По результатам осенней траловой съемки 2010 года показатели относительной численности и биомассы снетка в научно-исследовательских уловах мальковым тралом по сравнению с прошлогодними заметно снизились. Так, его доля по численности сократилась с 30% до 7%, а по биомассе – с 15% до 3%. Одновременно уменьшились показатели вылова снетка, приходящиеся на одно промысловое усилие. Так, если в 2009 году на одно траление вылов снетка составлял около 400 г, то к 2010 году этот показатель снизился до 55 г. Столь заметное сокращение улова снетка на одно промысловое усилие свидетельствует о заметном снижении количественных показателей популяции, произошедшем в период аномальной жары летом 2010 года. Кроме того, к 2010 году несколько изменилось соотношение размерных и возрастных группировок в исследовательских уловах. Так, если в 2009 году доля сеголеток по численности составляла 88%, а двухлеток – 12%, то в 2010 году их соотношение соответственно было 70% и 30%. Повышение относительной доли двухлеток, вероятно, свидетельствует об их большей устойчивости к неблагоприятным изменениям условий среды. В целом в 2010 году произошло значительное ухудшение условий обитания снетка, которое привело к заметному сокращению количественных показателей его популяции. По расчетным данным промысловые запасы снетка сократились с 350 т в 2009 году до 57 т в 2010 году (табл. 2).

Таблица 2.

**Динамика промысловых запасов основных
видов рыб в Белом озере, тонн**

Виды рыб	Годы									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Ряпушка	14	21	–	–	–	11	43	16	29	27
Снеток	100	30	–	–	–	–	–	–	350	57
Лещ	388	447	435	560	473	1440	2600	2500	1549	2135
Плотва	200	137	150	459	441	923	1050	998	851	561
Чехонь	101	162	160	275	188	217	1400	849	870	880
Синец	136	119	105	53	46	56	53	81	–	–
Густера	–	–	–	48	75	87	128	–	119	139
Судак	341	316	244	214	196	259	343	383	562	782
Окунь	216	196	200	247	348	397	491	521	491	597
Берш	129	–	–	441	633	434	614	473	438	474
Ерш	41	–	–	249	139	101	82	44	137	197
Щука	112	161	125	101	98	142	188	142	87	189
Налим	43	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Лов снетка в озере Белом традиционно производится в период нерестовой миграции, который приходится на конец апреля – середину мая при прогреве воды до + 6.0–7.0 °С. В нерестовом стаде в 2010 году присутствовали рыбы двух возрастных групп – годовики и двухгодовики. В уловах снетковыми ризцами по численности заметно преобладали рыбы длиной около 7 см, доля которых составляла около 62%.

В 2010 году кишечный тракт у большинства идущих на нерест рыб был пустым, лишь у 13% особей в кишечнике сохранились остатки пищи. Практически весь поднимающийся на нерест снеток был половозрелым. В нерестовом стаде соотношение самцов и самок составляло приблизительно 2:1. Абсолютная плодовитость у исследованных рыб варьировала от 1130 до 3700 икринок. У рыб, длиной около 5–7 см, составлявших основу нерестового стада, масса гонад была порядка 0.6 г, а плодовитость колебалась от 1000 до 2000 икринок. У более крупных особей длиной 8–10 см абсолютная плодовитость составляла около 3000–3700 икринок. Относительная плодовитость у снетка колебалась в пределах от 390 до 570.

В период осенней траловой съемки в 2010 году соотношение полов у отловленного снетка составляло приблизительно 1:1. Доля неполовозрелых рыб не превышала 10%. Показатели наполнения кишечного тракта осенью в среднем были около 2.0 баллов, что свидетельствует о достаточно благоприятных условиях откорма. Доля рыб с пустым кишечником по численности не превышала 6%.

Таким образом, большинство исследованных рыб имели высокие показатели накормленности.

Судак. Наряду со снетком судак входит в комплекс доминирующих в сообществе Белого озера видов рыб. До начала 2000-х годов его среднесезонные показатели вылова составляли более 180 т, а доля в общих уловах – около 25%. В 2000-е годы началась самая масштабная за период наблюдений депрессия популяции судака в Белом озере. Ее причинами стали неблагоприятные гидрометеорологические условия, давление промысла и сокращение численности снетка – основного кормового объекта (Коновалов, 2010). Наиболее низкие уловы судака отмечались в период с 2003 по 2008 годы, когда вылов данного вида составлял от 7 до 11 т (табл. 1). В эти годы биомасса промыслового запаса судака уменьшилась по сравнению с предыдущими годами примерно в 6–8 раз и колебалась от 200 до 400 т. С 2009 года началось увеличение промысловых запасов (табл. 2) и объемов вылова судака за счет роста численности рыб, достигших промысловых размеров.

Необходимо отметить, что повышение промысловых запасов судака произошло за счет относительно небольшого количества размерных групп длиной от 40 до 48 см. В то же время численность и биомасса рыб длиной свыше 50 см, которые в предыдущие десятилетия составляли основу промысловых уловов, продолжает оставаться на низком уровне. Поэтому эксплуатация промысловых запасов судака должна вестись в щадящем режиме. Для сохранения и восстановления популяции необходим комплекс мер, ограничивающих воздействие на маломерного судака, а также крупных рыб (длиной свыше 50 см). В частности необходимо введение запрета плавного лова и на лов переметами, а также ограничение сетного лова.

Сравнение линейного и весового роста судака в Белом озере с таковыми в предыдущие десятилетия свидетельствует об их общем замедлении (Коновалов, 2010). Кроме того, в популяции судака в последние годы отмечен значительный разброс размерно-весовых показателей. Наиболее вероятной причиной замедления темпа роста судака при появлении тугорослых рыб явилась многолетняя депрессия популяции снетка. Кроме того, в последние годы отмечается заметное замедление темпа роста в старших возрастных группах, происходящее на фоне восстановления запасов.

Начало полового созревания судака отмечается в возрасте 3+, когда появляются отдельные созревшие особи. Массовое достижение половой зрелости происходит в возрасте 5+ – 6+. Нерестовый период у судака обычно длится с первой половины мая до середи-

ны июня, и проходит при температуре воды от +10 до +20 °С. В 2010 году судак нерестился раньше среднемноголетних сроков с 21 по 25 мая при температуре воды +12 °С. Основные нерестилища судака расположены вдоль каменистых гряд в северо-западной части озера Белого, в районе устья реки Водобы.

В пищевом коме у судака в 2010 году заметно преобладал мелкий ерш, составлявший около 46%. Довольно высокую встречаемость имели чехонь (около 23%) и молодь судака (18%). Доля снетка в питании снизилась по сравнению с предыдущими годами и не превышала 8%. Роль других объектов (щука, лещ, плотва, окунь) в пище судака незначительна. Размеры жертв варьировали в пределах от 2 до 26 см, при средней длине около 6–10 см.

Лещ. На фоне сокращения запасов судака и снетка в течение последних лет основным промысловым объектом на Белом озере стал лещ. К 2009–2010 гг. уловы данного вида превысили 200 т, а его доля в общих уловах стала более 30% (табл. 1). Промысловые запасы леща к 2006–2008 гг. возросли в 4 раза по сравнению с показателями пяти предыдущих лет (табл. 2). Повышение промысловых запасов и объемов вылова леща связано с вступлением в промысел рыб урожайного поколения 1999 года, а также с достаточно большой численностью рыб смежных с ним генераций.

Линейный и весовой рост леща в последние годы сохраняется приблизительно на уровне предыдущих лет. Достижение промысловой меры (25 см) у леща происходит в возрасте 5+ – 6+. Начало периода полового созревания приходится на возраст 6+ при длине тела около 30 см. К возрасту 16+ все особи становятся половозрелыми. Нерест леща обычно начинается во второй половине мая. В 2010 году лещ нерестился с 17 по 23 мая при температуре воды + 15.8 °С. Соотношение самцов и самок в период нереста составляло 2:1.

В пище леща Белого озера преобладают личинки хирономид, доля которых составляет около 88%. Кроме того, регулярно встречаются зоопланктонные организмы (*Cladocera* (44%) и *Copepoda* (36%)) и олигохеты (32%). Доля моллюсков составляет порядка 16%, растительных остатков – 8%, личинок прочих насекомых – 4%. Видовой состав хирономид включает несколько форм, из которых доминируют *Chironomus plumosus* и *Ch. dorsalis*. Среди олигохет преобладали черви семейства Tubificidae. В составе зоопланктона, присутствующего в кишечнике леща, отмечаются *Bosmina coregoni*, *Ceriodaphnia* sp. из отряда Cladocera и рр. *Mesocyclops* и *Cyclops* из Cyclopoida. Индекс наполнения пищеварительного тракта варьировал в пределах 3.01–83.33‰, в среднем составляя

23.82‰. Доля пустых кишечника составляет около 22% от общего количества исследованных рыб.

Чехонь. Во второй половине 2000-х годов уловы чехони резко возросли, достигнув в 2009 году 170 т или около 25% от общего вылова (табл. 1). Повышение объемов добычи чехони связано с ростом ее численности в условиях снижения регуляторного воздействия судака. Промысловые запасы чехони Белого озера в 2010 году сохранялись на высоком уровне, составляя порядка 880 т (табл. 2).

В последние годы в старших возрастных группах темп роста чехони замедленный, что вероятно связано с усилением конкуренции на фоне высокой численности популяции. Чехонь обычно нерестится со второй половины мая по середину июня. В 2010 году она нерестилась с 22 по 30 мая при температуре воды +16 °С. Длина нерестящихся особей варьировала от 22 до 35 см, а масса тела – от 200 до 400 г. В питании молоди чехони преобладает фитопланктон и зоопланктон, а также личинки хирономид и воздушных насекомых. Взрослая чехонь в основном потребляет различных представителей отряда ветвистоусых, а также фитопланктон и молодь рыб. Индекс наполнения пищеварительного тракта у чехони колеблется в пределах 43.7–97.3‰, в среднем составляя 74.8‰.

Плотва. Уловы плотвы в последние годы также заметно возросли, достигнув в 2010 году 118 т или около 17% от общего (табл. 1). Повышение вылова сопровождается увеличением промысловых запасов, которые в последние годы составляют порядка 800–1000 т (табл. 2).

Показатели линейного и весового роста плотвы в последние годы несколько снизились, особенно в младших и средних возрастных группах. Вероятно, это связано с усилением конкуренции за кормовые ресурсы в условиях роста промысловых запасов плотвы в последние годы. Нерест плотвы обычно проходит с начала мая по начало июня. В 2010 году плотва нерестилась с 10 по 15 мая при температуре воды + 12.8 °С. Длина нерестовых особей составляла 18–25 см, а масса тела – 200–250 г. Основным кормовым объектом плотвы в Белом озере является зоопланктон, доля которого составляет около 90%. Причем наибольшую встречаемость в кишечнике плотвы имеют *Daphnia longispina* и *Bosmina coregoni* из Cladocera, а также представители отряда Cyclopoida (*Cyclops sp.*). Кроме того, в кишечном тракте 44% исследованных рыб обнаружены макрофиты и водоросли, а у 10% особей – личинки хирономид. Индекс наполнения кишечника у плотвы колебался от 36.9 до 102.8‰.

Окунь. Уловы окуня за период с 2004 по 2010 гг. возросли приблизительно в 8 раз, составив около 64 т в 2010 году (табл. 1). Про-

мысловые запасы окуня Белого озера остаются на высоком уровне (табл. 2). Так, по данным полевых исследований 2010 года, промысловые запасы данного вида составляли около 597 т, тогда как в 2009 году запасы были оценены на уровне 491 т. Показатели линейного и весового роста окуня в последние годы сохраняются на близком уровне. Нерест окуня обычно проходит с начала мая по начало июня. В 2010 году окунь нерестился в период с 10 по 15 мая при температуре воды + 12,8 °С. Длина тела нерестовых особей колебалась от 18 до 25 см, а масса варьировала от 200 до 300 г. Объектами питания взрослого окуня в Белом озере являются молодь судака, снеток, чехонь и ерш. Размеры пищевых объектов окуня колеблются от 3 до 11 см.

Берш. Уловы берша закономерно повышались по мере снижения добычи судака. В 2010 году величина уловов берша в Белом озере составляла около 28 т, или порядка 4% от общего вылова, что заметно выше, чем в предыдущие годы (табл. 1). Промысловые запасы берша в Белом озере по данным осенней траловой съемки также сохраняются на высоком уровне и в 2010 году составляли 474 т (табл. 2). Показатели линейного и весового роста берша Белого озера в последние годы остаются примерно на уровне предыдущих лет. В 2010 году основным объектом питания берша был ерш, частота встречаемости которого составляла около 68%. Доля молодки судака была около 26%. Также в желудках берша единично встречалась чехонь (4%) и снеток (2%). Размеры тела потребленных рыб составляют в среднем 6–8 см.

Заключение.

В целом в последние годы большинство изменений промысловых и биологических характеристик различных видов рыб Белого озера определяются резким сокращением в 2000-е годы биомассы ключевых видов сообщества – судака и снетка. В первую очередь это отразилось на повышении численности леща, который стал основным промысловым объектом. Заметно повысилась численность и биомасса конкурентов судака – берша и окуня, а также его потенциальных кормовых объектов – чехони и мелкочастиковых рыб (плотва, молодь окуня и др.).

Список литературы

- Болотова Н. Л., Коновалов А. Ф. Многолетние изменения структуры рыбного населения Белого озера // Марининская водная система: природный, культурологический, экономический и социально-экологический потенциал развития. Вологда, 2010. С. 169–173.

- Коновалов А. Ф. Современное состояние популяции судака Белого озера в условиях интенсивной промысловой нагрузки // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології. Матеріали III Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. Дніпропетровськ, 2010. С. 74–76.
- Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. М.: Наука, 1974. 256 с.
- Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). М., 1966. 376 с.
- Сечин Ю. Т. Методические указания по оценке численности рыб в пресноводных водоемах. М., 1990. 50 с.

СОВРЕМЕННАЯ ОТНОСИТЕЛЬНАЯ ЧИСЛЕННОСТЬ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПОПУЛЯЦИИ РУССКОГО ОСЕТРА В КАСПИЙСКОМ МОРЕ (РОССИЙСКАЯ ЗОНА)

И.В. Коноплева

*Каспийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства, Астрахань, Россия
irikonopleva@rambler.ru*

Данные получены на основании многолетних исследований в Каспийском море (зона ответственности Российской Федерации) во время летних учетных траловых съемок.

Траления производились по стандартной сетке станций – по одному тралению в центре «квадрата», стороны которого равны 10 морским милям по долготе и 7 милям по широте. Плотность концентраций русского осетра в море определялась по уловам на 10000 м³ протраленного объема воды. За период наблюдений выполнено 973 траления 9 и 24.7 метровыми донными травами, учтено и измерено 1025 экз. русского осетра.

Осетр распространен по всей обследованной акватории моря. Нагуливаясь и созревая на морских пастбищах, осетр при достижении состояния близкого к зрелости совершает длительные нерестовые миграции в реки. Распределение русского осетра зависит от многих факторов, прежде всего от сезона года, наличие кормовых организмов, антропогенного воздействия и др.

В настоящее время наиболее плотные нагульные скопления русского осетра сосредоточены в северной приглубой части моря, преимущественно на банках Кулалинская, Большая Жемчужная, в районах свала глубин и на границе со средней частью. Осетр здесь нагуливается в широком диапазоне глубин и температур воды, в типично морской воде. В 2010 г. нагул происходит на глубинах 9.5–26.0 м, при температуре воды 12.7–28.7 °С и солености 10–12.6‰. Среднегодовые показатели уловов в этом районе моря колеблются в пределах 0.54–1.69 экз./10000 м³ (табл. 1). В мелководной северной части моря относительный вылов русского осетра меньше и варьирует от 0.78 экз./10000 м³ (2007) до 0.29 (2008). В отдельные годы уловы достигали 2.06 экз./10000 м³ (2006), 2.59 (2010). В целом, скопления в мелководной зоне разреженнее, чем в приглубой зоне. Характер распределения осетра мозаичный, и связан, прежде всего, с уменьшением общей численности вида. Наибольшие уловы в 2006–2010 гг. (20.55–28.77 экз./10000 м³) отмечались в районе свалов Сетного осередка, Хохлатского банка и

на Средней Жемчужной банке. На остальной акватории уловы варьировали от 4.11 до 16.44 экз./10000 м³.

Таблица 1.

Средние уловы русского осетра на обследованной акватории моря по материалам летних траловых съемок, экз./10000 м³

Годы	Северный Каспий (мелководная часть)	Северный Каспий (приглубая часть)	Средний Каспий	Обследованная акватория моря
2004	1.19	1.69	0.86	1.25
2005	0.62	0.86	0.21	0.56
2006	2.06	1.11	0.31	0.16
2007	0.78	1.37	0.49	0.88
2008	0.29	1.31	0.22	0.61
2009	0.70	1.14	0.30	0.71
2010	2.59	0.54	0.41	1.18

В последние годы в этой части моря, традиционно являющейся нагульным ареалом разновозрастного осетра, увеличивается доля незрелых рыб, в 2007–2010 гг. она составила 69.2–91.4%.

Рассматривая распределение осетра в ретроспективе, можно заключить, что оно характеризуется стабильной локализацией мест нагула и нестабильной плотностью скоплений, зависящей от изменения их численности (Ходоревская, 2007).

Так в 1979–1980 гг. основные скопления осетра формировались в северо-западной части Каспийского моря. Высокие уловы отмечались на свале глубин банки Бахтемирской, Большая Ракушечная, в районе о. Малый Жемчужный и банкой Ракушечная, где уловы достигали 17–25 экз./трал. (Левин, 1981) – 69.87–102.75 экз./10000 м³. Уже в 90-е годы особенно плотные скопления осетр образовывал ближе к юго-восточному побережью северной части моря. В этот период наблюдается сокращение численности осетровых из-за целого ряда причин, в том числе антропогенных, одним из факторов является усиление незаконного лова в море. При сохранившейся нагульной площади плотность его концентраций сократилась до 0.55 экз./трал. – 2.26 экз./10000 м³ по сравнению с 1981–1985 гг. (Ходоревская, 2005; Ходоревская и др., 2007). При этом, как и в современный период, в уловах доминировали рыбы (86–95%), не достигшие половой зрелости (Каспийское море..., 1989).

Смещение популяции осетра на восточные акватории северной части моря в последнее десятилетие обусловлено чрезмерным прогревом водных масс летом, неустойчивостью развития гидролого-

гидрохимических процессов и снижением кормовой базы вида в западных нагульных районах. В 2010 г. одним из факторов, влияющих на распределение осетра, была высокая температура воды на мелководье.

На западном шельфе средней части Каспийского моря вдоль дагестанского побережья в 80–90-е годы прошлого столетия наиболее плотные концентрации осетра отмечались в районе Сулакской бухты и прибрежных зонах у пос. Избербаша, где его уловы достигали соответственно 27 и 50 экз./трал. (Каспийское море..., 1989) – 5.89 и 10.9 экз./10000 м³. В последние годы уловы снизились с 0.86 экз./10000 м³ (2004 г.) до 0.21 экз. (2005 г.).

Численность каспийских осетровых и их уловы никогда не были стабильными. Уловы осетровых испытывали значительные колебания, которые определялись уровнем воспроизводства и интенсивностью промысла (Власенко, 2001).

По результатам морских траловых съемок численность осетра в Каспийском море в 1978 г. насчитывала около 60.5 млн. экз. В последующие годы из-за интенсивной промышленной добычи численность плавно, но устойчиво снижалась. В период 1975–1985 гг. официальный годовой вылов осетра по всему Каспию был наиболее высоким и составлял 10.18–13.71 тыс. т, в 1987–1988 гг. численность сократилась до 42.2–42.7 млн. экз. (Ходоревская и др., 2007 г.).

В 90-х годах усиливается влияние браконьерства на популяцию осетровых рыб в море и на путях нерестовой миграции в реке. После некоторого увеличения численности осетра в 1991 г. до 46.8 млн. экз. (Пальгуй, 1992) произошло быстрое падение до 21.0 млн. экз. (1994–1995 гг.). Несмотря на увеличение выпуска заводской молодежи в 1992 г. до 50.49 млн. экз. (Левин и др., 2002) и масштабов естественного воспроизводства осетра поколений 90-х гг. (в среднем 0.89 тыс. т), в 1991–2000 гг. наблюдается снижение вылова осетра.

В последующие годы (2004–2006 гг.) *численность осетра по всему Каспийскому морю составила в среднем 23.83 млн. экз., при колебаниях 22.64–25.20 млн. экз.* По данным учетных траловых съемок в Каспийском море летом 2004 г. доля осетра составляла 91.1%, в то время как в 1988 г. она была на уровне 43.9%.

С настоящего время (2007–2010 гг.) исследования проводятся только в зоне ответственности РФ, численность русского осетра за 4 года снизилась с 13.56 до 9.70 млн. экз., некоторая стабилизация численности наблюдалась в 2009–2010 гг. (9.7–9.81 млн. экз.).

На фоне снижения численности происходит изменения и в структуре популяций – уменьшаются биологические показатели.

сокращается возрастной ряд, изменяется процент взрослых и молодых особей. Из-за чрезмерного изъятия крупных особей, как правило, самок, нарушается соотношение полов.

В связи с ежегодным ростом доли молодых рыб в морских уловах биологические показатели осетра уменьшаются, особенно заметное снижение этих величин наблюдалось за последние два года. В 2009 г. средние величины абсолютной длины и массы тела осетра в северной части моря самые минимальные. Длина русского осетра в 2010 г. составила 67.9 см, масса – 1.79 кг (табл. 2).

Таблица 2.

Динамика биологических показателей русского осетра по материалам тралово-сетных съемок в Северном Каспии

Годы	Средняя длина, см	Средняя масса, кг	Коэффициент упитанности По Фультону	Процент самок
2004	96.9	6.8	0.52	56.0
2005	78.6	3.58	0.45	57.0
2006	76.4	3.88	0.45	54.8
2007	88.4	4.27	0.49	53.5
2008	92.4	4.02	0.46	53.4
2009	65.4	1.72	0.39	56.2
2010	67.9	1.79	0.40	43.1

Летом период 2004–2008 гг. коэффициенты упитанности русского осетра варьировали в пределах 0.46–0.52. В последние два года коэффициент упитанности в северной части моря сократился до минимальных значений – 0.39–0.40 (2009–2010 гг.).

В морских уловах 2004–2009 гг. доминировали самки, несмотря на их изъятие незаконным промыслом, очевидно, связано это с более длительным межнерестовым интервалом и продолжительностью их жизни. Наибольшее количество самок отмечалось в 2005 г., наименьшее – в 2010 г. (таблица 2).

Изменения наблюдаются и в возрасте русского осетра, в результате мощного пресса незаконного вылова в море, он продолжает снижаться. В 2004 г. в уловах отмечались особи в возрасте от 1 до 32 лет, в 2005–2007 гг. – от 0+ до 18–19 лет. В последние три года возрастной ряд сократился до 14 лет, в 2010 г. еще на 2 года и не превышал 12 лет. На фоне падения общей численности осетра продолжает расти доля молодых рыб в возрасте от 1 до 8 лет с 48.4% (2003 г.) до 93.6% (2010 г.). Средний возраст осетра в морских уловах 2009 г. составил 5.8 лет, в 2010 г. – 5.1.

Состояние запасов русского осетра, в настоящее время связано в основном с нарушением условий размножения в реках и нагула в море, из-за нерационального ведения рыбного хозяйства и ухудшением экологической ситуации на бассейне, а также усилением браконьерства.

Прекращение морского лова и регламентация речного рыболовства (установление лимитов на вылов, ограничение времени лова и др.) в начале 60-х годов позволили приостановить снижение запасов осетровых и к середине 70-х годов уловы достигли уровня начала века (Ходоревская, Красиков и др., 2000). Ежегодный выпуск молоди русского осетра рыбоводными заводами по 11.2 млн. экз. (1961–1965 гг.) до 33.83 млн. экз. (2001–2005 гг.) способствовал росту пополнения (Каспийское море..., 1989; Ходоревская и др., 2007). Все эти мероприятия обеспечили рост уловов осетровых. В 1964 г. ежегодный вылов осетра в Каспийском бассейне возрос до 7.35 тыс. т. С 1980 г. по 2003 г. общие годовые уловы осетра снизились с 13.26 до 0.189 тыс. т (Карпюк и др., 2006 г.). В настоящее время вылов русского осетра Россией в коммерческих целях полностью запрещен, вылавливается он только для целей воспроизводства и выполнения научно-исследовательских программ. Уловы снизились с 0.113 тыс. т в 2004 г. до 0.065 – 2000 г. – 0.012 тыс. т – 2010 г.

Таким образом, современное распределение русского осетра в российском секторе Каспийского моря показало сохранение основных мест нагула. На фоне снижения численности осетра наибольшие по плотности скопления, в отличие от прошлых лет, сосредоточены на свале глубин северной части и на границе со средней частью моря.

Истощение численности и запасов осетра происходит из-за огромных масштабов незаконного изъятия в море и реках Каспийского бассейна. И только благодаря искусственному воспроизводству молоди, численность русского осетра в море продолжает сохраняться на высоком уровне, по сравнению с другими видами осетровых. Так, за период 1981–2000 гг. молоди осетра выпустили в 3.0–3.2 раза больше, чем белуги и севрюги. В современной популяции осетра около 60% особей составляют заводские рыбы (Карпюк и др. 2006 г.).

Сокращение возрастного ряда и биологических характеристик свидетельствует о напряженном состоянии популяции русского осетра. Всё вышеизложенное требует применение неотложных и

действенных мер по сохранению такого уникального вида как русский осетр в Каспийском море.

Список литературы

- Власенко А.Д. Оценка влияния естественных и антропогенных факторов на формирование численности осетровых в Каспийском море // Состояние запасов промысловых объектов на Каспии и их использование. Астрахань: Изд-во КаспНИРХ, 2001. С. 26–40.
- Карпюк М.И., Ходоревская Р.П., Романов А.А. Динамика численности и запасов осетровых рыб в Волго-Каспийском бассейне // Материалы межд. конф. «Современное состояние и пути совершенствования научных исследований в Каспийском бассейне» (16–18 мая 2006 г., Астрахань). Астрахань: Изд-во КаспНИРХ, 2006. С. 158–162.
- Каспийское море. Ихтиофауна и промысловые ресурсы. 1989. М.: Наука. 289 с.
- Левин А.В., Распопов В.М., Вещев П.В., Новикова А.С., Ходоревская Р.П., Зыкова Г.Ф. Состояние и перспективы запасов и воспроизводства осетровых рыб Волго-Каспия // «Современные проблемы Каспия» Материалы Междунар. конф. посвящ. 105-летию КаспНИРХ (24–25 дек. 2002 г.). Астрахань: Изд-во КаспНИРХ. 2002. С. 182–186.
- Пальгуй В.А. Состояние и причины сокращения запасов каспийских осетровых по материалам 1983–1991 гг. // Биологические ресурсы Каспийского моря. Тез. докл. I Междунар. конф. (сентябрь, 1992). Астрахань, 1992. С. 292–296.
- Ходоревская Р.П., Красиков Е.В., Довгопол Г.Ф., Журавлева О.Л. Формирование запасов каспийских осетровых рыб в современных условиях // Вопр. ихтиологии. 2000. Т. 40. № 5. С. 632–639.
- Ходоревская Р.П. Динамика распределения осетровых в Каспийском море // Поведение рыб. Материалы Международной конференции. Борок, 2005. Изд-во М. «Акварос», 2005. С. 537–541.
- Ходоревская Р.П., Рубан Г.И., Павлов Д.С. Поведение, миграции, распределение и запасы осетровых рыб Волго-Каспийского бассейна. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007. 242 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОСПРОИЗВОДСТВА ПОЛУПРОХОДНОГО НАЛИМА В УРАЛЬСКИХ ПРИТОКАХ НИЖНЕЙ ОБИ

А.Р. Копориков, В.Д. Богданов

Институт экологии растений и животных УрО РАН,

Екатеринбург, Россия

Koporikov@mail.ru, Bogdanov@ipae.uran.ru

Современное состояние воспроизводства полупроходного налима (*Lota lota* L.) в уральских притоках нижней Оби в значительной мере определяется количеством и физиологическим состоянием производителей поднимающихся на нерест, условиями нереста и инкубации икры. Эти параметры влияют на такой важный показатель воспроизводства как численность ранней молоди налима скатывающейся с нерестовых притоков. В условиях, когда вылов производителей находится на стабильно низком уровне (с разрушением планового ведения хозяйства объемы уловов налима в Обь-Иртышском бассейне сократились более чем на четверть), наиболее значимыми являются естественные лимитирующие факторы среды. В первую очередь это водность во время весенне-летнего паводка (Богданов, Копориков, 2009; Копориков, Богданов, 2010) и зимние заморы в нерестовых притоках (Богданов и др., 2006; Госькова, 2010; Мельниченко, Богданов, 2010). В нашей работе дается анализ 16-летнего мониторинга за воспроизводством полупроходного налима на уральских притоках нижней Оби.

Материал и методика

Материал собирали с 1996 по 2011 гг. на уральских левобережных нерестовых притоках нижней Оби: рр. Северная Сосьва, Сыня, Войкар и Сось (рис. 1). Мониторинг состояния воспроизводства полупроходного налима проведен в периоды: анадромной нагульно-нерестовой миграции (сентябрь – октябрь), нереста производителей (декабрь – февраль), инкубации икры (декабрь, апрель), покатной миграции ранней молоди с уральских нерестовых притоков (апрель – июнь). Последний этап служил контролем успешности воспроизводства в изменяющихся условиях среды.

Отлов производителей во время анадромной нагульно-нерестовой миграции и нереста осуществляли жаберными сетями (величина ячеи 40–70 мм), неводом, крючковой снастью. Рассматривали размерный и половозрастной состав, индивидуальную абсолютную плодовитость (ИАП), коэффициент жирности и спектр питания производителей.

лей. Возраст у рыб определяли по отолитам и позвонкам. Размеры рыб измеряли штангенциркулем с точностью до 0.1 см.

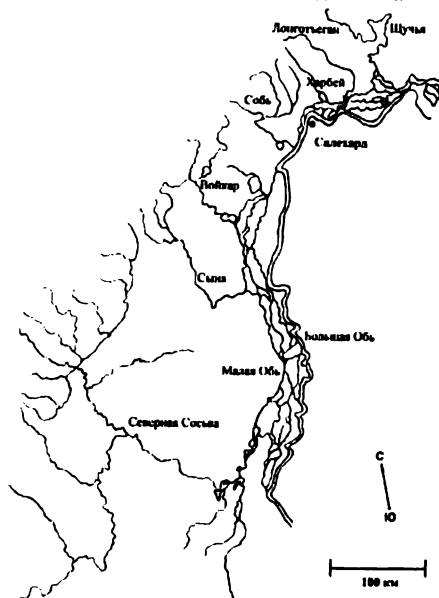


Рис. 1. Карта-схема нижней Оби с уральскими левобережными нерестовыми притоками

Взвешивание рыб проводили на электронных весах Kern CN15K20 и 442–51, навески икры – на торсионных весах ВТ-250. ИАП вычисляли на основании массы гонад, величин навески и числа икринок в ней по формуле:

$$\text{ИАП} = \frac{\text{масса гонад, г}}{\text{навеска, г}} \cdot \text{число икринок в навеске}$$

Коэффициент жирности (гепатосоматический индекс) рассчитывали по методике принятой для трески, как процентное отношение веса печени к весу тела без внутренностей (Сорокин, 1976; Pulliainen, Korhonen, 1990; Инструкции..., 2001). Коэффициент половой зрелости гонад (гонадосоматический индекс) (Правдин, 1966; Сорокин, 1976; Инструкции..., 2001) определяли как процентное

отношение веса гонад к весу тела без внутренностей. Спектр и интенсивность питания определяли путем анализа содержимого желудка у свежепойманных рыб. Оценивали количество питающихся и голодающих рыб, подсчитывали процент жертв по видам.

Оценку мест инкубации икры проводили как на участках нерестилищ, так и на нижерасположенных участках русла нерестовых притоков. В декабре 2000 года обследован нерестовый участок на р. Войкар ниже слияния р. Лагорта и пр. Варчато-Виз. Взяты пробы дрифта икры и донные пробы для оценки наличия на субстрате икры (Расс, Казанова, 1966). Для взятия проб со дна реки использовали бентосный скребок с шириной захвата грунта 25 см. Пробы брались методом поворота скребка на 360° с радиусом круга, равному длине скребка. Для определения наличия дрифта икры с верхних участков реки применяли конусную ловушку, изготовленную из капронового сита № 21, длиной 2.5 м, площадью входного отверстия 0.25 м^2 (Расс, Казанова, 1966). В апреле 2001 года в нижнем течении р. Войкар (расстояние от обследованного места нереста 42 км) на плесовом участке русла проведено аналогичное исследование дна реки на наличие развивающейся икры.

Подсчет численности покатных личинок налима осуществляли по методу учета стока, предложенного Д.С. Павловым (Павлов и др., 1981) и адаптированным к условиям уральских нерестовых притоков нижней Оби В.Д. Богдановым (Богданов, 1987). Учетные створы были оборудованы на рр. Северная Сосьва, Сыня, Войкар и Собь. Единовременный сбор данных по покатной миграции личинок налима на разных нерестовых притоках стал возможен благодаря совместной работе сотрудников лаборатории «Экологии рыб и биоразнообразия водных экосистем» ИЭРиЖ УрО РАН. В качестве орудий лова покатной молоди использовали ихтиопланктонные конусные сети из капронового сита № 21, длиной 2.5 м, с площадью входного отверстия 0.25 м^2 . Пробы брали по разрезу русла (левый берег, правый берег, середина – стрежень) и (при глубине выше 1.5 м) по горизонтам потока (дно, поверхность). Во время взятия проб учитывали: скорость течения, глубину русла, толщину льда, температуру воды. Скорость течения измеряли гидрометрическими вертушками ГР-21М. Продолжительность экспозиции зависела как от интенсивности покатной миграции, так и от количества взвеси в воде и колебалась от нескольких часов до одной минуты в пик ската. Периодичность взятия проб составляла от одного до шести раз в сутки.

Абсолютную численность личинок, прошедших через учетный створ, определяли по формуле (Богданов, 1987):

$$N = \frac{Q_p}{Q_{лова}} * m, \text{ при этом } Q_p = S_p * V_p * T, \text{ а } Q_{лова} = S_{лов} * V_{лов} * t,$$

где: N – общее число молоди, Q_p – средний расход воды в реке за расчетный период времени (м^3), $Q_{лова}$ – расход воды через ловушку за все время лова (м^3), m – количество личинок в пробе, S_p – средняя площадь сечения реки за расчетный период времени (м^2), $S_{лов}$ – площадь входного отверстия ловушки (м^2), V_p – средняя скорость течения в реке за расчетный период времени (м/с), $V_{лов}$ – скорость течения в ловушке (м/с), T – расчетный период времени (в секундах), составляющий обычно 4, 6, 12 или 24 часа, t – время лова (в секундах).

Результаты и обсуждения

Индивидуальная абсолютная плодовитость обского налима одна из самых высоких по ареалу и составляет в среднем около одного миллиона икринок. ИАП, как правило, коррелирует с длиной (средняя корреляция Спирмена за годы наблюдений 0.78) и весом самок (корреляция Спирмена – 0.76), в значительно меньшей степени с возрастом (0.58). Это связано с тем, что рост налима зависит от условий обитания – в одной и той же возрастной группе можно встретить рыб разного размера и веса. Крупные рыбы обычно имеют более высокие показатели ИАП (Никольский, 1963; Кошелев, 1984). Так как у налима связь возраста и размерно-весовых характеристик имеет слабую прямую зависимость, то и связь ИАП с возрастом не значительна.

Величина гепатосоматического индекса служит одним из критериев физиологического состояния налима. В начале осени (сентябрь) средняя величина индекса 7.5. В этот период интенсивность питания растет после летнего снижения пищевой активности, в то же время значительная часть энергии уходит на формирование гонад. К началу нереста (декабрь) гепатосоматический индекс возрастает до 9.5, чему способствует активное питание производителей во время анадромной миграции. В конце зимы, после нереста, при низкой численности потенциальных жертв, величина индекса снижается до 5.5. Для сравнения: в начале лета, во время подъема производителей из Обской губы, гепатосоматический индекс 12.1; зимой средний показатель индекса у пропускающих нерест особей 14.9.

Во время анадромной миграции и на нерестилищах величина гонадосоматического индекса у самцов больше. Гепатосоматический индекс, напротив, на всех этапах размножения выше у самок.

В посленерестовый период пониженные, по сравнению с самками, запасы жира в организме самцов, в совокупности с недостаточностью объектов питания, вызывают их повышенную смертность. Самки, обладая более высоким гепатосоматическим индексом, имеют больше шансов на выживание. Не ежегодный нерест (у обского полупроходного налима самки обычно пропускают один или два следующих за нерестом сезона) также обеспечивает самкам более продолжительный период жизни (Копориков, 2006, 2007). Данная физиологическая особенность является приспособительным свойством в сохранении наиболее важного, с точки зрения воспроизводства, звена, каким являются самки.

Установлено, что в русле нерестового притока типичные мест нереста и инкубации икры значительно разобщены друг от друга. Причины такой удаленности мест инкубации от мест нереста кроется в относительной плотности икры налима, которая чуть больше плотности воды. Вероятней всего такая ее особенность происходит вследствие морского происхождения вида, где икра, в более плотной морской воде, обладает ярко выраженными пелагическими свойствами и развивается в толще воды, перемещаясь на значительные расстояния в пространстве благодаря течениям. Икра налима – полупелагическая и легко сносится течением при скорости потока выше 0.04 м/с (Володин, 1960). Р. Войкар в верхнем и среднем течении имеет ярко выраженный горный характер и скорость течения на местах нереста, даже в зимнюю межень, высокая. На обследованном нерестилище (плес) – 0.35 м/с. В то же время, в нижнем течении реки на плесовых участках скорость менее 0.04 м/с. Здесь и происходит оседание и развитие икры. Плотность залегания на таких, сравнительно не больших, участках русла достигает 1.5 млн. икринок на квадратный метр (средняя плотность на обследованном участке – 383 тыс. икринок на 1 м²). К апрелю доля погибшей икры в донных пробах составляет от 80 до 100%.

Вклад каждого уральского нерестового притока в общую численность генерации полупроходного налима не одинаков (Копориков, 2000; Копориков и др., 2001; Госькова, Копориков, 2004). В предыдущих наших работах (Копориков, Богданов, 2010) показано, что именно широтное расположение (близость к устьевой зоне р. Оби, где происходит зимовка созревающих производителей) определяет среднегодовую величину вклада притока в общую численность генерации, который не зависит от потенциальных площадей нерестилищ. Некоторую корректировку в это правило вносят периодические естественные заморы (Богданов и др., 2006; Госько-

ва, 2010; Мельниченко, Богданов, 2010) наблюдаемые как в северных нерестовых притоках (рр. Лонготъеган, Харбей), так и в более южных (р. Сыня). В годы с суровыми зимами частично перемерзают перекаты, что приводит к уменьшению стока и частичным или полным заморам, в результате которых гибнет отложенная икра.

Общая величина генерации молоди налима в настоящее время с высокой степенью достоверности связана с количеством скатившихся личинок в рр. Войкар и Собь (коэффициент корреляции Спирмена 0.9). При этом существует тенденция – в годы с низкой водностью большая часть производителей заходит в нижние (северные) притоки. При высоких уровнях воды и продолжительном затоплении поймы производители полупроходного налима предпочитают подниматься в более южные нерестовые притоки и вверх по руслу р. Оби.

При высоких температурах воды у взрослых особей налима понижается двигательная активность, и они перестают питаться (Ананичев, Гомазков, 1960). В годы с благоприятными гидрологическими условиями (высокий и продолжительный уровень затопления поймы, когда вода не успевает прогреться до нижних слоев) производители налима более активны и имеют больше возможностей для нагула. Как следствие, дополнительный запас накопленной энергии расходуется на миграцию. Этим и объясняется массовый подъем производителей вверх по руслу р. Оби к более южным нерестовым участкам в годы с высоким и продолжительным уровнем водности. Качество летнего нагула производителей, зависящее от температуры воды, определяет протяженность нерестовой миграции и успешность воспроизводства.

На основании многолетних мониторинговых наблюдений, анализе миграционной активности производителей, уровне выживаемости икры на местах ее инкубации и численности покатной молоди с нерестовых притоков современная величина генерации полупроходного налима р. Оби оценивается нами в среднем в 7–8 млрд. личинок. В связи с уменьшением рыболовного прессинга с 90-х гг. XX века, прогнозируется, что стабильно высокая численность обской популяции полупроходного налима и высокий уровень его воспроизводства сохранится в течение ближайших 5–10 лет.

Выводы

1. Индивидуальная абсолютная плодовитость обского полупроходного налима одна из самых высоких по ареалу и с высокой степенью достоверности коррелирует с длиной и весом тела без внутренностей. Гепатосоматический индекс производителей отра-

жает физиологическое состояние организма в разные периоды нерестового цикла. Более высокий, по сравнению с самцами, запас жира у самок – приспособительная реакция, способствующая их выживанию как наиболее ценного звена воспроизводства в посленерестовый период.

2. Относительная плотность икры налима чуть больше плотности пресной воды – черта доставшаяся налиму от его морских предков, пелагическая икра которых переносится течениями на большие расстояния. В результате такой особенности течениями на большие расстояния, характеризующихся в уральских притоках высокими скоростями воды, сносится в нижнее течение на плесовые участки, где и происходит ее развитие. Плотность залегания икры на субстрате может превосходить 1 млн. икринок на квадратный метр. Смертность икры в результате естественных причин высокая.

3. Весенне-летний паводок в пойме р. Оби определяет упитанность производителей в преднерестовый период, когда происходит формирование гонад, и протяженность миграций. При высоком и продолжительном затоплении поймы, определяющим благоприятные для нагула температурные условия, производители используют верхние нерестовые притоки и участки р. Оби. В противном случае большая часть производителей остается в нижних нерестовых притоках.

4. В настоящее время средняя величина генераций полупроходного налима р. Оби составляет 7–8 млрд. личинок. В связи с уменьшением рыболовного прессинга с 90-х гг. XX века, прогнозируется, что стабильно высокая численность обской популяции полупроходного налима и высокий уровень его воспроизводства сохранится в течение ближайших 5–10 лет.

Работа выполнена по целевой программе поддержки междисциплинарных проектов УрО РАН, выполняемых в содружестве ИЭРиЖ УрО РАН и ИБПС ДВО РАН.

Список литературы

- Ананичев А.В., Гомазков О.А. Сезонная характеристика пищеварения налима // Тр. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР. 1960. Вып. 3(6). С. 238–247.
- Богданов В.Д., Богданова Е.Н. Госькова О.А. и др. Рыбы бассейна Нижней Оби /// Экология рыб Обь-Иртышского бассейна / ред.: Д.С. Павлов, А.Д. Мочек. М.: КМК, 2006. С. 252–300.
- Богданов В.Д., Копориков А.Р. Зависимость величины промыслового улова производителей полупроходного налима *Lota lota* L.

- (Lotidae) от условий водности р. Оби. // Аграрный вестник Урала. 2009. № 9 (63). Екатеринбург, 2009. С. 92–94.
- Богданов В.Д. Изучение динамики численности и распределения личинок сиговых рыб реки Северной Сосьвы Свердловск: УНЦ АН СССР, 1987. 60 с.
- Госькова О.А., Копориков А.Р. Воспроизводство налима в реках ООПТ Сы́нско-Войка́рской этнической территории // Природное наследие России: изучение, мониторинг, охрана / отв. ред. Г.С. Розенберг, Тольятти, 2004. С. 63–64.
- Госькова О.А. Межгодовые колебания численности генераций сиговых рыб в реке Сыне (Нижняя Обь) // Биология и биотехника разведения и промышленного выращивания сиговых рыб. Материалы 7-ого международного научно-производственного совещания 16–18 февраля 2010 г., Тюмень, 2010. С. 105–109.
- Инструкции и методические рекомендации по сбору и обработке биологической информации в районах исследований ПИНРО. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2001. 291 с.
- Копориков А.Р., Богданов В.Д., Госькова О.А. и др. Количественная оценка воспроизводства налима в уральских притоках Оби // Биологические ресурсы и устойчивое развитие: материалы международного науч. конф. Пушино, 2001. С. 110.
- Копориков А. Р. Покатная миграция и численность личинок налима (*Lota lota* L.) в уральских притоках Оби // Материалы к познанию фауны и флоры Ямало-Ненецкого автономного округа / отв. ред. В.Н. Рыжановский. Салехард, 2000. Ч. 2. С. 33–39.
- Копориков А.Р. К вопросу об особенностях распределения взрослых особей налима в бассейне нижней Оби в начале зимнего периода // Биота Ямала и проблемы региональной экологии / отв. ред. С.П. Пасхальный. Салехард, 2006. С. 112–118.
- Копориков А.Р. Особенности половой структуры популяции нижеобского налима (*Lota lota* L.) // Экосистемы Субарктики: структура, динамика, проблемы охраны / отв. ред. С.П. Пасхальный. Салехард, 2007. Ч. 2. С. 16–22.
- Копориков А.Р., Богданов В.Д. Связь успешности воспроизводства полупроходного налима *Lota lota* L. (Lotidae) р. Оби с водностью поймы // Вестник СВНЦ ДВО РАН. Магадан: Изд-во «СВНЦ ДВО РАН», 2010. № 3. С. 29–36.
- Кошелев Б.В. Экология размножения рыб М.: Наука, 1984. 307 с.
- Мельниченко И.П., Богданов В.Д. Ихтиофауна бассейна р. Лонготъеган // И.П. Мельниченко // Материалы по изучению биоты

- и экологических проблем ЯНАО / отв. ред. С.П. Пасхальный. Салехард, 2010. С. 48–56.
- Никольский Г.В. Экология рыб М.: Высш. шк., 1963. 368 с.
- Павлов Д.С., Нездолий В.К., Ходоревская Р.П. и др. Покатная миграция молоди рыб в реках Волга и Или. М.: Наука, 1981. 320 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
- Расс Т.С. Казанова И.И. Методическое руководство по сбору икринок, личинок и мальков рыб М., 1966. 42 с.
- Сорокин В.Н. Налим озера Байкал Новосибирск: Наука, 1976. 144 с.
- Pulliainen E. Korhonen K. Seasonal changes in condition indices in adult mature and non-maturing burbot, *Lota lota* (L.), in the north-eastern Bothnian Bay, northern Finland // J. of Fish Biology. 1990. № 36. P. 251–259.

**ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НАЛИМА (*LOTA LOTA*)
В КАЧЕСТВЕ БИОМЕЛИОРАТОРА В «БОРЬБЕ» С
РОТАНОМ-ГОЛОВЕШКОЙ (*PERCCOTTUS GLENII*)
В ВОДОЕМАХ ЮГА ЗАПАДНО-СИБИРСКОЙ РАВНИНЫ**

К.А. Корляков, А.Л. Новиков

Челябинский государственный университет, Челябинск, Россия
e-mail: Korfish@mail.ru

Ротан-головешка (*Perccottus glenii*) за последние двадцать лет заселил весь юг Западно-Сибирской равнины представленной Обь-Иртышским бассейном (Михайлов, 2003; Корзун, 2009; Корляков, 2009). Ротан в различных водоемах освоил свободные экологические ниши зарослей гидрофитов. В мелководных наиболее продуктивных водоемах карасевого типа, площадь зарастания макрофитами которых, достигает 40–70%, численность ротана-головешки соответственно более высока. В плотвично-окуневых водоемах в связи с более низкой долей характерных для ротана биотопов численность его стад соответственно более низкая (Корляков, Дубчак, 2010). Как было выяснено нами ранее численность и биомасса ротана в зарослях гидрофитов характеризуется более высокими показателями в сравнении с местными массовыми видами (плотва, окунь, серебряный карась) населяющими «открытую» водную толщу и иногда достигает более 100 экз./м³ и 100 г/м³ (Корляков, 2010). Высокая биомасса и численность ротана-головешки в зарослях растений обусловлена высокой биомассой и продуктивностью фитофильных беспозвоночных, которыми ротан питается (Корляков, 2010). При исчерпании этих ресурсов в небольших водоемах в стадах ротана отмечен каннибализм (Дубчак, 2005). При высоких показателях биомассы добыча ротана в регионах юга Западно-Сибирской равнины очень низкая, что обусловлено его невысокими гастрономическими качествами (Системы ведения...2005). Придонный образ жизни и обитание среди зарослей растений делают ротана недоступной добычей для пелагического хищника – судака, а для щуки доступны лишь старшие возрастные группы ротана выходящие из зарослей на «охоту». Известно, что в водоемах Средней Азии ротана в некотором количестве потребляет сом (Лысенко, 1975). В нативном ареале бассейна реки Амур ротан является одним из основных объектов в питании змееголова (Лишев, 1950). Цель работы заключалась в изучении возможностей искусственного выращивания налима в озерах и использовании его в качестве биомелиоратора в «борьбе» с ротаном-головешкой. Задачи: изучить осо-

бенности роста и спектр питания налима в водоемах вселения; оценить роль ротана головешки в питании массовых видов хищных рыб Обского бассейна.

Налим отлавливался вентелями и сетями, щука и судак – сетями. Всего было изучено 14 экз. налима, 8 экз. щуки и 4 экз. судака. Рыбы изучались согласно общепринятым методикам (Правдин, 1966; Методическое пособие..., 1974). Также использовались наши ранние данные по изучению численности, биомассы, биотопического распределения ротана-головешки в различных водоемах юга Западной Сибири (Челябинская, Курганская области, Казахстан).

В качестве биомелиоратора в водоемах юга Западно-Сибирской равнины с целью снижения численности ротана-головешки и получения более ценной продукции может быть использован налим (*Lota lota*) (Корляков, 2008). А.Р. Копориковым (2009) у сеголеток налима экспериментальным путем выявлен отрицательный фототаксис, что обусловлено стремлением молоди прятаться в «сложных» укрытиях, которыми в природе служат заросли гидрофитов и «коряжник». Из опыта любительского рыболовства известно, что налим прячется в укрытиях вплоть до достижения половой зрелости. Опыт по искусственному воспроизводству налима имеется в водоемах Челябинской области. Так ООО «Кыштымское рыболовное хозяйство» с 2006 года на Аргазинском водохранилище ежегодно собирает около 60 млн. икры налима и получает приблизительно 40 млн. личинок. Рыбопосадочным материалом зарыбляются различные по трофической структуре и гидродинамике водоемы Челябинской и Свердловской областей. Наибольший прирост на ранних стадиях развития налим имеет в водоемах, где обитают крупные беспозвоночные, такие как *Gammarus lacustris* и крупный зообентос (моллюски, ручейники и т. д.). В непроточном озере Касарги к осени молодь налима набирает массу более 300 г, а к двум годам около 2000 г (табл. 1). В проточном озере Большие Ирдыги налим растет медленнее, однако в два года имеет массу более 1 кг. Следует отметить, что оба озера (Б. Ирдыги и Касарги) являются выростными водоемами, налим в них не воспроизводится естественным путем. Озеро Касарги отличается высокой долей зарослей макрофитов по берегам, высокой биомассой фитофильных беспозвоночных (брюхоногие моллюски, личинки стрекоз) и разнообразным составом ихтиофауны. В озере Касарги помимо массовых видов рыб, таких как плотва, окунь, серебряный карась, верховка присутствует ротан-головешка. В озере Касарги изучен спектр питания налима в возрасте 1+ – 2+ года (табл. 2). В озере Касарги у

налима в питании, как по массе, так и по частоте встречаемости доминировал ротан. Также был изучен спектр питания других массовых хищников (щука, судак) верховий Обского бассейна в водоеме, где присутствовал ротан-головешка. В Краснокаменном пруду в питании взрослых щук возрастом 2+–4+, также были отмечены взрослые особи ротана, однако наряду с последним доминировали плотва и окунь. В желудках судака искусственно запускаемого в Краснокаменный пруд ротан отсутствовал.

Таблица 1.

Размерно-весовые показатели молоди налима выращиваемой в двух озерах Челябинской области.

Возраст	Оз. Касарги, 05.08.2010 г.		Оз. Б. Ирдяги, 20.08.2010 г.	
	Длина, см	Масса, г	Длина, см	Масса, г
0+	32	320	25	170
1+	41	700	35	350
2+	59	2000	48	1200

Таблица 2.

Спектр питания налима и других хищных рыб в водоемах Южного Зауралья

Водоем						Компонент пищи
Оз. Касарги, 05.08.2010 г.		Краснокаменный пруд (река Увелька), 12.09.2010 г.				
Вид рыбы						
Налим (5 экз.)		Щука (8 экз.)		Судак (4 экз.)		
Доля по мас- се, %	Част. Встреч. %	Доля по мас- се, %	Част. Встреч, %	Доля по мас- се, %	Част. Встреч, %	
-	-	23	30	25	40	плотва
18	25	44	60	12	30	окунь
-	-	-	-	48	75	верховка
70	85	28	30	-	-	ротан
12	30	5	20	15	30	другие гидробион- ты

Таким образом, ротаном в наибольшей степени питается донный хищник – налим. Однако в природных условиях местообитания налима и ротана разобщены по причине различной биотопической приуроченности. Налим обитает в проточных и полупроточных водоемах с благоприятным кислородным режимом, тогда как

ротан наибольшей численности достигает в более продуктивных, эвтрофных водоемах лимнического типа, иногда с дефицитом кислорода. Однако зарыбление подрошенной молодью налима наиболее продуктивных водоемов, как по части бентических и фитофильных сообществ, так и по части высокой биомассы ротана может позволить добиться высоких приростов налима при переходе его в питание к наиболее крупным калорийным кормам. В связи с вышеперечисленным могут быть рекомендованы два важных положения биотехники выращивания налима как мелиоратора: во-первых зарыблять водоемы желательно подрошенной молодью налима, так, как значительная часть личинок может быть съедена самим ротаном; во-вторых в зависимости от гидрологических характеристик водоема вселения может быть оправдано, как однолетнее выращивание налима в случае невозможности его зимовки в водоемах, так и многолетнее.

Поликультура в системе биоманипулирования «сверху – вниз» в водоемах юга Западно-Сибирской равнины может быть применима для вновь сформировавшихся из двух вселенцев ихтиоценов состоящих из двух «сорных» рыб – ротана и верховки. В качестве мелиоратора в случае с ротаном может быть использован налим, а в случае с верховкой судак. Плотность посадки подрошенной молодки налима может варьировать в пределах 20–80 экз./га в водоемы с численностью ротана в зарослях гидрофитов более 20 экз./м² и долей этих зарослей более 30% от площади водоема. Плотность посадки судака может составлять 30–60 экз./га в водоемы с численностью верховки более 10 экз./м² и долей мелководной литорали более 25% от площади водоема. В водоемах европейского севера (Ленинградская, Псковская, Вологодская области республика Карелия) и Украины судак эффективно использовался как биомелиоратор, активно поедающий верховку (Никанорова, 1964; Михеев, Мейснер, 1966; Мовчан, Смирнов, 1981; Карлов, Бодареу, 1982). Комплексное использование поликультуры в водоемах такого типа может быть оптимизировано применением гидроаэраторов и потокообразователей, что позволит перейти к многолетнему выращиванию реофилов – судака и налима. В системе трофического каскада для оптимизации систем аквакультуры на сегодняшний день наиболее эффективен метод простых прямых систем: пелагический хищник → пелагический планктофаг, донный хищник → бентофаг, фитопланктофаг → фитопланктон, и т.д.

Список литературы

- Дубчак К.А. Сезонная динамика питания ротана (*Perccottus gienii* Dybowski) в карьере городского парка // Материалы международной конф. «Биотехнология – охране окружающей среды». М.: Графикон-принт, 2005. 132 с.
- Карлов В.И., Бодареу Н.Н. Разведение и выращивание судака. Кисинев: Штинница, 1982. 31 с.
- Копориков А.Р. Воспроизводство полупроходного налима (*Lota lota* L.) р. Оби: автореф. Дис... канд. Биол. наук. Екатеринбург. 2009. 22 с.
- Корзун А.С. Формирование ареала ротана-головешки (*Perccottus gienii* Dybowski, 1877) в водоемах Западной Сибири // Популяционная и эволюционная экология: назад в будущее: материалы конф. молодых ученых, 30 марта – 3 апр. 2009 г. Екатеринбург: изд-во «Гощицкий», 2009. С. 86–88.
- Корляков К.А. Перспективы развития систем аквакультуры Челябинской области в свете проблемы инвазий // Тез. докл. науч.-практ. конф. «Пресноводная аквакультура: состояние, тенденции и перспективы развития» Тюмень: ФГУП Госрыбцентр, 2008. С. 55–58.
- Корляков К.А. Чужеродные короткоцикловые рыбы в водоемах Южного Зауралья // Популяционная и эволюционная экология: назад в будущее: материалы конф. молодых ученых, 30 марта – 3 апр. 2009 г. Екатеринбург: изд-во «Гощицкий», 2009. С. 88–89.
- Корляков К.А. Роль площади поверхности макрофитов для зоофитоса и макрофитных рыб // Тез. докл. IV международной конф. «Современные проблемы гидроэкологии», 11–15 октября, 2010 г. Санкт-Петербург: ЗИН РАН, 2010. С. 90.
- Корляков К.А. Определение численности и ихтиомассы макрофитных рыб на примере ротана-головешки // Рыбное хозяйство, № 1. 2010. С. 82–84.
- Корляков К.А., Дубчак К.А. Продукционная и паразитологическая характеристика чужеродных короткоцикловых рыб водоемов восточного склона Южного Урала // Экология, № 4. 2010. С. 312–316.
- Лишев М.Н. Питание и пищевые отношения хищных рыб бассейна Амура // Труды Амур. Ихтиол. Экспедиции. 1945–1949 гг. № 1. М: МОИП. 1950. С. 19–147.
- Лысенко Н.Ф., Воробьева Н.Б. Питание сома в озере Балхаш // Рыбное хозяйство. 1975. № 11. С. 22–23.

- Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. 1974. М.: Наука. 254 с.
- Михайлов Т.В. Биологические особенности ротана *Perccottus glenii* Дуб. в условиях Курганской области // Современное состояние рыбоводства на Урале и перспективы его развития: итоги междунар. Науч.-практ. конф. Екатеринбург, 2003. С. 54–56.
- Михеев П.В., Мейснер Е.В. Разведение судака в прудах. М.: Пиш. Пром., 1966. 62 с.
- Мовчан Ю.В., Смирнов А.И. Рыбы: Карповые. Киев: Наук. Думка. 1981. Т. 8. Вып. 2 426 с.
- Никанорова Е.А. Методические указания по искусственному разведению озерного судака. Л.: ГосНИОРХ, 1964. 24 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. 1966. М.: Пиш. пром-сть, 376 с.
- Системы ведения товарного рыбоводства в агропромышленном комплексе тюменской области // Мухачев И.С. Слинкин Н.П. Попов Н.Я. Размашкин Д.А. Бабушкин А.А. Тюмень, 2005. 240 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ РЫБОЗАЩИТНОГО СООРУЖЕНИЯ СМОЛЕНСКОЙ ТЭЦ-2 **А.И. Коротовских¹, М.А. Скоробогатов²**

¹ *Тверской государственный технический университет,
Тверь, Россия, Hydroecol@rambler.ru*

² *Учреждение Российской Академии наук Институт Проблем
Экологии и Эволюции им. А.Н. Северцова, Москва, Россия,
Skorobogatov1@rambler.ru*

Смоленская ТЭЦ-2 осуществляет забор воды на технологические нужды из водохранилища (пруда охладителя), устроенного на реке Дресна (левый приток реки Днепр). Пруд-охладитель имеет грушевидную форму. Максимальная глубина приходится на центральную часть и доходит до 8–8.5 метров, средняя глубина составляет 2–3 метра.

Видовой состав рыб достаточно разнообразен. В водоеме обитают: лещ, плотва, густера, укля, карась, линь, карп, щука, бычок-песочник, судак, окунь, ерш. Промышленного вида лова рыб на водоеме не ведется.

По данным ихтиологической службы ФГУ «Центррыбвод», доминирующими видами в водоеме являются судак и лещ. О наибольшей численности этих рыб в популяции водоема свидетельствуют контрольные обловы ставными сетями, что составляет около 70% от всего количества взрослых рыб в уловах. Наибольшая доля судака и леща отмечается также по ранней молодежи, попадающей в водозабор насосной станции ТЭЦ-2. По наблюдениям, на вращающиеся водоочистные сетки попадает более 80% молодежи судака и леща от общего их количества рыб.

Здание насосной станции находится на берегу пруда-охладителя и соединяется с ним коротким водоподводящим каналом длиной 100–120 метров и шириной 60–80 метров. Насосная станция оборудована четырьмя насосами типа 40В16М производительностью до 5 м³/с и напором Н=35 м. Максимально-возможный расход 40 000 м³/час (11.11 м³/с), номинальный 20 000 м³/час (5.56 м³/с), минимальный 10 000 м³/час (2.8 м³/с). Режим работы насосной станции круглогодичный и круглосуточный.

Водозабор, оборудованный рыбовозащитным сооружением, которое введено в эксплуатацию в августе 2008 года. Расчетный расход рыбовозащитного сооружения равен максимальному расходу водопотребления $Q_p = Q_{\max} = 11.11 \text{ м}^3/\text{с}$.

Рыбозащитное сооружение установлено перед водоприемными окнами вдоль забральной стенки насосной станции циркуляционного водоснабжения. Рыбозащитное сооружение включает в себя следующие основные элементы: опорные колонны; наклонные несущие балки; жалюзийный экран (наклон 42°); систему трубопроводов омыwania жалюзийного экрана; глухие боковые стенки; рыбоотводящий тракт. Сооружение имеет следующие размеры: длина вдоль водозаборного фронта – 19.8 м; величина выноса в ковш от стенки насосной станции – 15 м; высота (без ограждения) – 8.5 м, длина жалюзийного экрана – 18 м; ширина жалюзийного экрана – 10 м; – площадь жалюзийного экрана – 180 м^2 . Трасса рыбоотводящего тракта состоит из двух участков.

Вода на гидроомывание жалюзийных решеток и транспортирование молоди рыб в рыбоотводящий тракт отбирается из камеры переключений. На выходе из сопла скорость течения составляет 8–10 м/с. Средняя скорость течения вдоль жалюзийного экрана составляет 0.4–0.5 м/с. Значения скоростей течения воды рыбоотводящего потока в головной части рыбоотводящего канала составляет 0.08–0.1 м/с

Работы, цель которых состояла в определении эффективности рыбозащитного сооружения, проведены в период с декабря 2009г. по ноябрь 2010 года. Молодь рыб отлавливали при помощи ихтиопланктонных ловушек (газ № 13–15). Кроме этого в отдельных опытах выполняли эхолотирование подходного и рыбоотводящего участков сооружения. Во всех опытах с вертикально вращающихся сеток, установленных на насосной станции, осуществлялся сбор молоди рыб.

Скорости течения перед рыбозащитным сооружением и за ним (в подводящем канале) в рыбоотводящей части сооружения измеряли гидрометрической вертушкой ГР-21.

Для фиксации молоди рыб от 12 до 25 мм некоторые секции вертикально вращающихся сеток перекрывались мелкоячеистым газовым ситом.

Показатель рыбозащитной эффективности сооружения вычисляется по формуле:

$$Э_{РЗ} = (C_2 - C_1) / C_2 * 100, \quad \%$$

где: C_1 и C_2 – соответственно концентрации молоди рыб за рыбозащитным сооружением и перед ним.

Для определения выживаемости молодь рыб, отловленная в рыбоотводящем потоке (после рыбозащитного сооружения), помещалась в садки и выдерживалась в течение 1–2 суток.

Соотношение размерных групп, пойманных за весь период проведения работ перед и за сооружением характеризуется следующими

данными: молодь с длиной тела до 25 мм составляла 27.2%; от 26 до 50 мм – 44%; от 51 – до 100мм – 21.2%; – свыше 100 мм – 7.6%.

Годовая динамика попадания рыбы в водозабор характеризовалась тем, что полностью отсутствует попадание рыбы в водозабор в зимне-весенний период.

Основное количество молоди и рыб всех размерных групп (более 90%) попадало в водозабор в сумеречно-ночное время с 0 до 4 часов утра. Концентрация молоди рыб в течение всего периода времени проведения исследований изменялась следующим образом: май – 0.0041 экз/м³; июнь – 0.12 экз/м³; июль – 0.063 экз/м³; август – октябрь – 0.0066–0.0033 экз/м³. В пробах преобладала молодь судака (66%) и уклей (20%), леща (7%). Молодь окуня, плотвы, ерша, карася, пескаря, красноперки, шиповки составили всего 7% общего улова рыб за весь период работ.

Опытами установлено отсутствие травмирования молоди рыб после контакта с элементами рыбозащитного сооружения. Следует отметить, что средние значения концентраций рыб в районе водозабора во время проведения исследований более чем в 10 раз ниже значений концентраций молоди рыб, в 1990 г. и 2006 г.

Приведенные исследования показали:

- в летний и осенний период для молоди рыб с длиной тела до 50 мм эффективность рыбозащитного сооружения составила 81–99.85%;
- в осенний период для молоди рыб с длиной тела больше 50 мм эффективность составила более 99%. Эффективность рыбозащитного сооружения, вычисленная по данным лова рыб в рыбоотводящем потоке, составила 85–95%.
- в зимний и весенний периоды концентрации рыб в районе насосной станции были близки к нулю, поэтому определить эффективность рыбозащитного сооружения не представлялось возможным.

Таким образом, проведенные исследования показали, что эффективность рыбозащитного сооружения Смоленской ТЭЦ-2 выше 70%, как это требует СНиП 2.06. 07–87.

СОСТОЯНИЕ БИОРЕСУРСОВ В ВОДОЕМАХ ЗАПАДНОГО УРАЛА И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИХ НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ

Костицын В.Г.

Пермское отделение ФГНУ «ГосНИОРХ», Пермь, Россия kostitsyn.vg@gmail.com

Рыбохозяйственный водный фонд региона включает в себя водные объекты Пермского края, Республики Башкортостан, Кировской области и Удмуртской Республики (исключая акваторию Нижнекамского водохранилища за границами Пермского края). Водоемы почти целиком расположены в бассейне реки Камы, суммарная водосборная площадь которой более 0.5 млн. км². Пермский край расположен в бассейне Средней и Верхней Камы, Удмуртия – в междуречье Камы и Вятки. Территория Башкортостана почти совпадает с бассейном р. Белой, территория Кировской области – с бассейном реки Вятки. Кроме того, северо-западная окраина Кировской области охватывает верховья притоков Северной Двины, юго-восток Башкирии – часть бассейна реки Урал, крайний восток Башкирии находится в бассейне Тобола, а северная граница Пермского края пересекает верховья некоторых притоков Печоры и Вычегды (эти водотоки не имеют рыбопромыслового значения, хотя и несут в своем составе элементы ихтиофауны смежных бассейнов).

Зарегулирование стока реки Камы и строительство плотин ГЭС в середине прошлого века привело к исчезновению в составе фауны бассейна проходных видов, в том числе осетровых – белуги, осетра, севрюги (наряду с ними в зоне затопления также и стерляди), а также каспийского лосося, белорыбицы и сельдей черноспинки и кесслеровской, поднимавшихся в Каму из Волги и Каспия. Кроме того, после зарегулирования Камы на несколько десятилетий к югу переместилась граница обитания ранее обычных здесь сома и сазана. Рыбные ресурсы водоемов к настоящему времени представлены в основном частиковыми видами при отсутствии (за редким исключением) в уловах лососевых, сиговых и осетровых.

Особенности рыбных ресурсов заключаются в существенной динамике численности поколений в условиях влияния комплекса факторов среды, включая антропогенные воздействия в трансформированных условиях обитания, соответственно велика динамика запасов и уловов по годам и периодам промысла.

В Камском водохранилище повсеместно преобладает сетной промысел при доминировании в уловах на разных этапах шуки и

леща, за весь период существования водоема суммарные уловы достигали 702–737 т на 7 и 12 годах после затопления (1960, 1965 гг.), в последнее десятилетие уловы изменялись от 72 до 239 т (рис. 1).

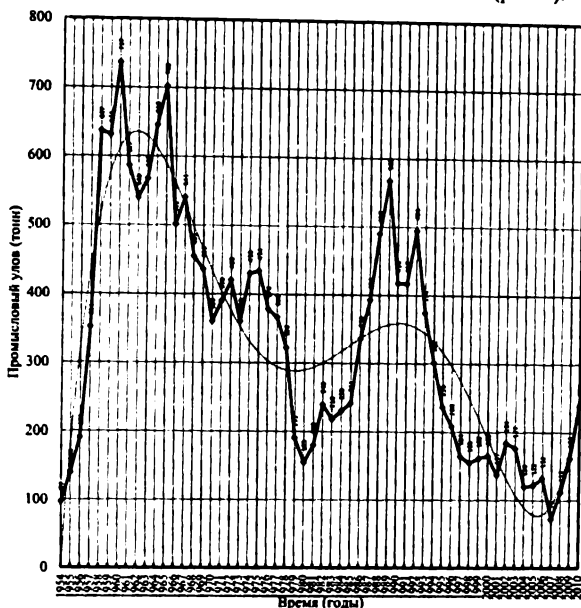


Рис. 1. Динамика уловов в Камском водохранилище в 1954–2010 гг. (т).

На Воткинском водохранилище на разных этапах его существования применялись различные орудия промысла (в т.ч. ставные ловушки, заколы, донный трал в русловых участках верхней половины водоема), в настоящее время используются преимущественно ставные сети, при доминировании в уловах на разных этапах щуки, чехони и леща суммарные годовые уловы по периодам промысла колебались от 67 до 688 т. При замедленных темпах формирования водохранилищных стад максимальные показатели были получены только на 25 году существования водоема (1988 г.), в последнее десятилетие уловы варьировали от 100 до 248 т (рис. 2).

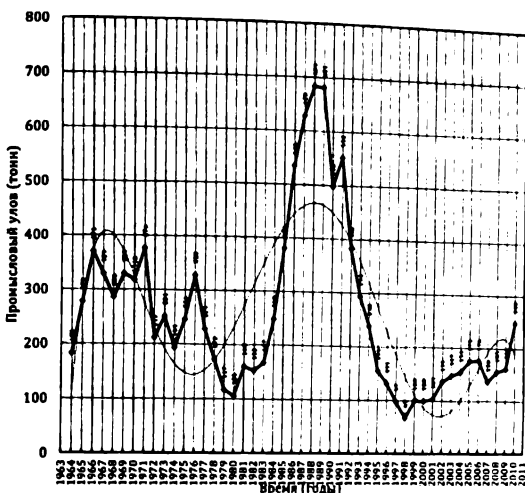


Рис. 2. Динамика уловов в Воткинском водохранилище в 1964–2010 гг. (т)

В Башкортостане специфика использования биоресурсов заключается в охвате рыбным промыслом большого количества разнотипных водоемов, рассредоточенных по районам Республики, многие из них используются промыслом лишь сезонно. Основным водоемом продолжает оставаться река Белая, уловы в которой в последние 3.5 десятилетия составляли от 19.8 до 164 т, в последнее десятилетие – от 25.7 до 63.7 т. Создание ряда малых водохранилищ в бассейне Белой в последние годы изменило режим основного водотока, влияющего на промысловое использование многих пойменных водоемов. Промысел осуществляется преимущественно ставными и, реже, плавными сетями, кроме них на реках и озерах используются закидные невода.

Снижение уловов в последние годы во многом обусловлено организационными причинами (несвоевременным утверждением ОДУ и квот на промышленное рыболовство).

В Кировской области основной промысел осуществляется в бассейне Вятки, преобладающие орудия лова – закидные невода, кроме них применяют ставные сети, а в нижнем течении Вятки – плав-

ные верховые сети. За полувековой период годовые уловы постепенно сокращались от 178–305 т в 60-е гг. до 10–109 т в 2000-е гг., минимальные уловы приходились на последние годы 10.3–13.1 т (не считая лет, когда лов не проводился в связи с отсутствием утвержденных квот – 2005 и 2007 гг.).

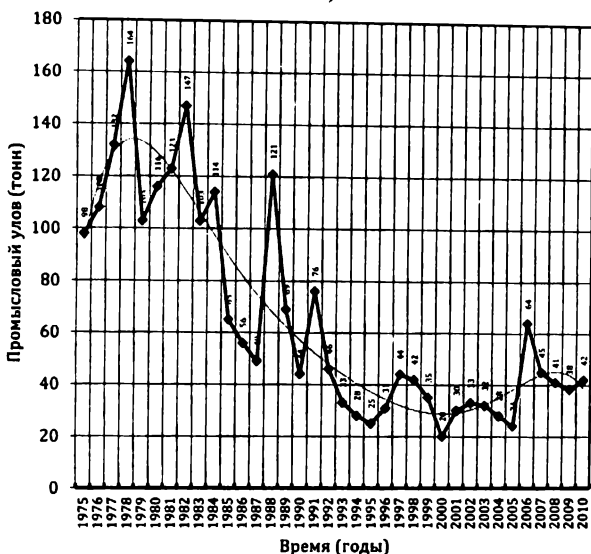


Рис. 3. Динамика уловов в реке Белой в 1975–2010 гг. (т/)

Признаков перелома по квотируемым видам не отмечено, в бассейне Вятки до настоящего времени сохранилась практически единственная в своем ареале популяция стерляди, не затронутая интродуцированием из чужих популяций этого вида. Снижение промысловых уловов в последнее десятилетие во многом обусловлено отсутствием должной организации промысла, поздним выходом приказов по квотам, ориентацией представителей ряда заинтересованных органов в сторону развития спортивно-любительского рыболовства. На современном этапе потенциальная рыбопродуктивность доступных водоемов области оценивается величиной более 140 т в год, основная часть ресурсов сосредоточена в р. Вятке с системой придаточных водоемов.

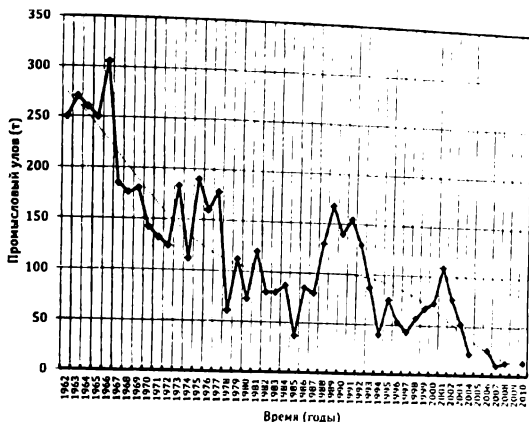


Рис. 4. Динамика уловов в реке Вятке в 1962–2010 гг. (т).

Особенности рыбных ресурсов основных водоемов бассейна – Камского и Воткинского водохранилищ – заключаются в их существенной динамике под воздействием нескольких факторов, основными из которых на современном этапе являются глубокая сработка уровня зимой, дефицит нерестового субстрата в весенний период, интенсивный рыболовный пресс. За время существования для обоих 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 г., причем в ранний период (70–80-е гг.) у большинства видов динамика уловов не соответствовала изменениям биомассы запаса во времени (со сдвигами в 3–5 лет, обусловленными инерцией промысловой базы), тогда как в последние десятилетия наблюдаются более сопряженные изменения запасов и уловов по годам.

У основных видов рыб наблюдается разнотипная популяционная динамика (рис. 5, 6), при этом ее сходный характер выявляется на отдельных этапах у леща и плотвы в Камском, скоррелированных изменениях замедленно формирующихся запасов судака и синца, при наибольшей амплитуде динамики запаса у чехони и леща в Воткинском.

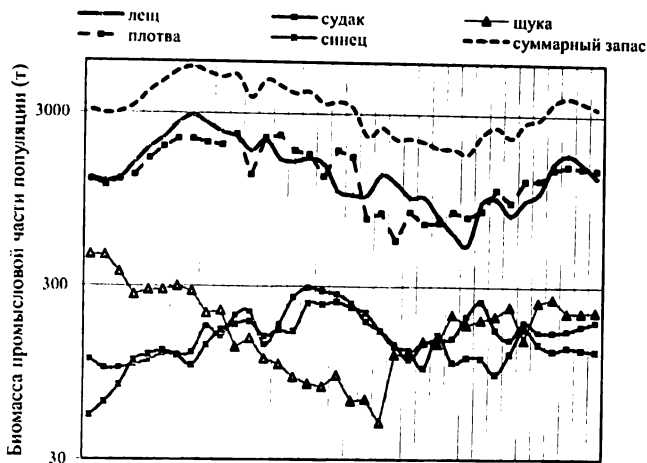


Рис. 5. Динамика биомассы популяций основных видов рыб в Камском водохранилище в 1977–2010 гг. и прогноз на 2011–2012 гг.

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 его нижней половине, где не столь существенно сказывается отрицательное влияние глубокой зимней сработки уровня. В условиях интенсивного использования рыбных ресурсов признаки биологического перелома на определенных этапах проявлялись у ряда видов (в том числе мельчание леща на отдельных участках Камского и в верхней части Воткинского, сокращение запаса и мельчание щуки при резких флуктуациях численности по годам под воздействием ее чрезмерного вылова ранней весной по малой воде, снижение численности плотвы после прекращения ее специализированного промысла в 90-е годы), причем у некоторых происходило самовосстановление структуры стада в течение 4–10 лет (лещ, щука), у других подобные явления протекали в рамках естественных сукцессионных процессов при формировании водохранилищного икhtiоценоза, в результате которых происходи-

ла стабилизация численности и биологических показателей на более низком уровне (чехонь в Воткинском, синец в Камском).

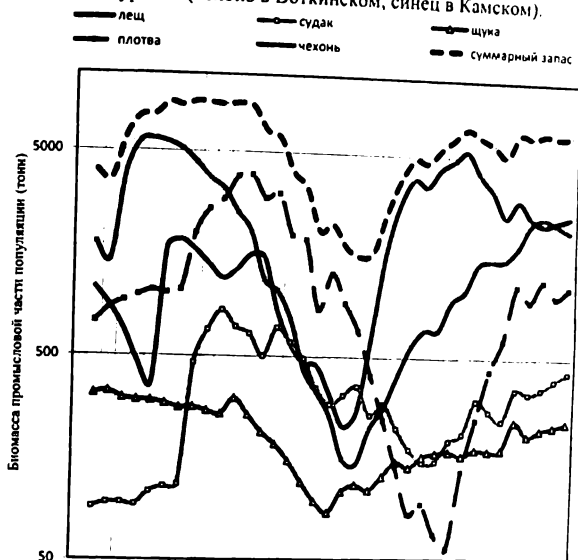


Рис. 6. Динамика биомассы популяций основных видов рыб в Воткинском водохранилище в 1977–2010 и прогноз на 2011–2012 гг.

Использование ресурсов квотируемых видов в последние годы характеризуется увеличением количества пользователей рыбопромысловых участков (достигало более 100 в отдельные годы на Камском), что приводит к чрезмерному дроблению квот, как следствие – недостоверной отчетности о вылове, в конечном итоге обуславливает неэффективное применение системы квотирования в целях регулирования рыболовства в целом. Для подобных водоемов целесообразно применение других способов и мер регулирования, учитывающих регламентирование применяемых промысловых усилий, в т.ч. количества рыбаков и орудий лова, о чем ранее указывалось (Костицын, 2001).

На современном этапе потенциальная рыбопродуктивность доступных водоемов Пермского края и Удмуртского сектора Воткинского водохранилища оценивается величиной около 2 тыс. т, водоемов Республики Башкортостан (без Нижнекамского водохр.) – 0.7 тыс. т, Кировской области – 0.3 тыс. т.

Искусственное воспроизводство промысловых популяций при их интенсивном промысловом использовании на всех этапах существования водохранилищ и при подверженности влиянию факторов среды в годы существования Пермского рыбокомбината (80-е – начало 90-х гг.) ограничивалось мероприятиями по выставлению искусственных нерестилищ и выпуску непродрощенной личинки щуки в Воткинское водохранилище (были прекращены в постсоветский период), в некоторые годы практиковалась пересадка стерляди из нижнего бьефа Воткинской ГЭС в вышерасположенные участки.

В последние годы Пермским отделением ФГНУ «ГосНИОРХ» разработаны несколько рыбоводно-биологических обоснований по искусственному воспроизводству ценных промысловых и редких видов рыб в бас. Средней Камы, Белой и Вятки (Костицын, 1995; Разработка..., 2008; и др.).

Рыбоводно-биологическое обоснование искусственного воспроизводства стерляди, разработанное нами в 1995 г. по инициативе администрации компенсационного рыбоводного хозяйства Пермской ГРЭС как наиболее крупного водопользователя в бассейне Камского водохранилища (Костицын, 1995) при последующей координации действий административных и природоохранных структур в Пермском крае позволило наладить масштабные выпуски подрощенной молоди данного вида в Камское водохранилище и его притоки (Костицын и др., 2010). Вместе с тем, осуществляемые с 2003 г. в выпуск молоди стерляди в Камское водохранилище в количестве 250–400 тыс. шт. в год, предусмотренный договором на водопользование Пермской ГРЭС в качестве компенсации ущерба, наносимого экосистеме работой водозабора станции, воспроизводством промысловых биоресурсов как таковых не является, и пока представляет собой восстановление численности особо охраняемого вида, популяции которого в бассейне Верхней и Средней Камы занесены в Красную Книгу РФ (2001) и Красную Книгу Пермского края (2008). В случае повышения численности стерляди до промыслового уровня в ближайшей перспективе велика вероятность получения данных, необходимых для обоснования выведения популяции Средней Камы из Красной Книги.

Разработка РБО организации НВХ на Воткинском водохранилище 2008 в районе с. Елово (Разработка..., 2008) позволила осуществить биотехнологии производства молоди судака и щуки на базе прудового питомника в бассейне Воткинского водохранилища (Костицын, Златкин, 2010).

Ресурсные исследования в регионе в последние годы оказались сокращены в связи с тем, что водоемы двух субъектов РФ (Республики Башкортостан и Кировской области) с 2009 года в зону ответственности регионального филиала института без эквивалентного увеличения финансирования работ. Если ранее объектом исследований являлись биоресурсы двух водохранилищ, расположенных на территории одного субъекта РФ, то с 2009 г. перечень объектов возрос до нескольких десятков разнотипных водоемов, расположенных в четырех субъектах РФ, в связи с чем является насущной проблема расширения регионального филиала, включая его материально-техническую базу и штат сотрудников (поскольку за последние годы допущено неоправданное сокращение площадей занимаемого помещения института – более чем на 2/3, отдано научно-исследовательское судно).

Водность Камского бассейна и кормовая база водоемов позволяют существенно увеличить плотность рыбного населения, улучшить его видовой состав в целях развития различных видов и форм рыболовства (включая любительское и рекреационно-спортивное). Этого возможно достичь путем комплекса природоохранных, мелиоративных и рыбоводных мероприятий, реализации которых должны предшествовать проведение исследований на водоемах и разработка рыбоводно-биологических обоснований мероприятий по искусственному воспроизводству промысловых видов и акклиматизации ценных объектов.

Перспективы использования биоресурсов бассейна во многом будут зависеть от реализации мер, предусмотренных упомянутыми РБО, а также от мероприятий по рыбохозяйственной мелиорации водных объектов Камско-Уральского региона, включенных в проект ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса РФ в 2012–2020 гг.».

Список литературы

Костицын В.Г. Оценка современного состояния осетровых рыб в бассейне Средней Камы и рыбоводно-биологическое обоснование их искусственного воспроизводства на базе рыбного хозяйства АО «Пермская ГРЭС» // Отчет о НИР. 1995. Пермское отделение ФГНУ «ГосНИОРХ».

- Костицын В.Г., Златкин А.И. Опыт искусственного воспроизводства водных биологических ресурсов Воткинского водохранилища (судака и щуки) с использованием прудов карпового питомника «Шерья» (Пермский край) // Труды VIII междунар. конф., посв. 80-летию КГТУ «Инновации в науке и образовании – 2010». Калининград, 19–21 октября 2010 г. Калининград: Издательство КГТУ, 2010. Ч. 1.
- Костицын В.Г., Златкин А.И., Костицына Н.В. Опыт искусственного восстановления численности стерляди (*Acipenser ruthenus*) в экосистемах Средней Камы // Материалы конф., посв. 100-летию Б.Г. Йоганзена и 80-летию кафедры ихтиологии Томского гос. ун-та. 2010. Томск.
- Разработка рыбоводно-биологического обоснования строительства нерестово-выростного хозяйства в Пермском крае // Отчет о НИР. Пермское отделение ФГНУ «ГосНИОРХ». 2008.

СОСТОЯНИЕ ЗАПАСОВ КЕФАЛЕЙ В РОССИЙСКОМ РЕГИОНЕ КАСПИЙСКОГО МОРЯ

Н.Н. Костюрин, Д.Р. Абдулаева, В.В. Барабанов

Каспийский научно-исследовательский институт

рыбного хозяйства

ФГУП «КаспНИРХ», Астрахань, Россия,

dina-abdulaeva@mail.ru

Источником данных послужили материалы съемок в Северном Каспии в весенне-летний период 2010 г. на НИС «Медуза», а также анализ промысловых уловов кефалей, собранных у дагестанского побережья Северного и Среднего Каспия в июне – сентябре 2010 г. Для оценки состояния запаса и возможного вылова сингиля было выполнено 175 сетепостановок. В качестве основного орудия лова использовались ставные сети из моноволокна с набором ячеи 28–32–36–40–45 мм. В процессе съемок было проанализировано более 1300 экз. сингиля. Биологический анализ рыб проводился по общепринятой методике А.Ф. Правдина (1966). Расчет численности сингиля в российском регионе Каспийского моря выполнялся методом прямого учета (Кушнарченко, 2003).

Максимальное количество кефали добывается у иранского побережья в зимний период. Здесь в отличие от российского промысла вылавливаются два вида кефалей (сингиль и остронос). В 2007–2008 гг. их добыча достигала 5–8 тыс. т. У азербайджанского побережья кефали прилавливаются ставными и закидными неводами при промысле других видов рыб. У туркменского побережья в настоящее время промысла нет. В районе п-ова Мангышлак (Республика Казахстан) годовой объем добычи кефали не превышает 300 т.

Существующий российский промысел сосредоточен в Терско-Каспийском рыбохозяйственном подрайоне (побережье Дагестана) в режиме прибрежного рыболовства в период июнь – сентябрь. Промыслом используется один вид кефалей – сингиль, второй вид – остронос более теплолюбивый и миграции в российский сектор Каспийского моря не совершает. С позиции промышленного рыболовства сингиль является трудным объектом лова, к такой рыбе применимы только активные орудия и способы лова, но до сегодняшнего дня нельзя окончательно сказать, что таковые существуют, поэтому запасы вида в значительной мере недоиспользуются. Уловы сингиля в 2000–2010 гг. варьировали в достаточно широких пределах от 1.5 до 849.4 т при среднем значении 158.6 т. В последние годы (2009–2010 гг.) на промысле стали применяться обкидные

порежевые сети из моноволокна в режиме активного поиска и обмета косяков сингиля, что положительно сказалось на результатах вылова (рис. 1).

Сингиль – трансграничный вид, в российском секторе Каспийского моря нагуливается с апреля-мая по октябрь. Нерест сингиля проходит в основном в Среднем Каспии. Пик нереста приходится на сентябрь-октябрь над глубинами 300–600 м при температуре воды у поверхности 20–22 °С (Аванесов, 1972). В июне-июле отмечен нерест сингиля в Северном Каспии (Костюрин, 2008). Нагул молоди проходит в основном в прибрежной зоне Среднего и Южного Каспия.

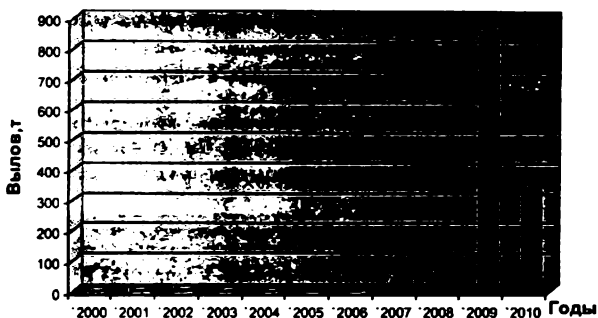


Рис. 1. Динамика вылова кефалей у дагестанского побережья.

Исследования состояния запасов кефали в 2010 г. проводились на акватории у о-в Укатный, Малый Жемчужный, Чистая банка, Тюлений и вдоль побережья Дагестана. Видовой состав уловов кефалей в Северном и Среднем Каспии, как и в прежние годы, представлен только сингилем (*Liza auratus* Risso).

В 2010 г. в Северном Каспии кефаль в уловах исследовательских порядков сетей появилась в мае при температуре воды 15.8 °С. Наиболее высокие уловы весной приходились на акваторию у острова Тюлений до 5.3 кг/сеть, с продвижением на север в районе острова Чистая банка уловы кефали снижались и не превышали 1.3 кг/сеть. В широтном направлении на восток к о. Укатный уловы были низкими – до 0.7 кг. Размеры кефали варьировали от 19 до 46 см, в среднем составив 36.9 см. Масса рыб изменялась в интервале от 0.21 до 1.27 кг при среднем значении 0.75 кг. Гонады находились

на 2–3 стадиях зрелости. Половой состав популяции кефалей в весенний период состоял в основном из самок (более 70%).

В августе исследования проводились на акватории вокруг островов Малая Жемчужная банка, Тюлений. В районе о. Малый Жемчужный уловы кефали на сеть варьировали от 0.4 до 2.3 кг. Максимальные уловы сингиля отмечены у западного побережья острова – 2.3 кг/сеть с глубинами 3.2–4.0 м. На восточном побережье острова уловы кефали не превышали 1.3 кг/сеть, в среднем они составили 2.1 кг/сеть.

У восточного и западного побережья о. Тюлений на глубинах от 3 до 5 м уловы кефалей изменялись от 4.9 до 11.3 кг, в среднем составив 8.9 кг.

Нагуливающаяся часть популяции сингиля в районе о. Тюлений состояла в основном из самок (79%), доля самцов была меньше (21%). Длина самок варьировала от 26.0 до 46.0 см, в среднем составив 39.2 см, масса колебалась от 0.18 до 1.4 кг при среднем ее значении 0.8 кг. Длина самцов варьировала от 24.8 до 39.7 см, в среднем – 33.5 см, масса – от 0.17 до 1.0 кг, в среднем – 0.63 кг. Гонады самок и самцов находились на II–VI–II стадиях зрелости. Около 26% исследованных рыб имели стадию зрелости VI–II, что указывало на прошедший нерест сингиля в Северном Каспии в июне – июле (рис. 2). Основная масса сингиля находилась на II–VI стадиях зрелости, нерест этих рыб приходился на осенний период.

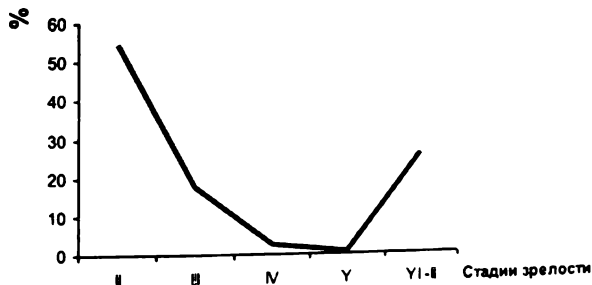


Рис. 2. Соотношение производителей сингиля по стадиям зрелости в 2010 г.

Таким образом, в 2010 г. сингиль распределялся в меридианном направлении по акватории западной части Северного и Среднего Каспия от г. Махачкалы до южной оконечности о. Чистая банка. В широтном направлении сингиль встречался в уловах от о. Чистая банка до свала Белинского банка, в районе о. Укатный сингиль в уловах не отмечен. Общая площадь ареала распространения сингиля в Среднем и Северном Каспии (российский сектор) составила 9300 км². Максимальные скопления в Среднем Каспии сохранялись в районах Махачкалы, Сулака, Аграханского полуострова и Кизлярского залива. Максимальные исследовательские уловы кефали в Северном Каспии отмечены в августе при температуре воды 28–29 °С у о. Тюлений – 11.2 кг/сеть, что на уровне 2009 г. (10.8 кг/сеть).

Рассматривая биостатистические показатели сингиля на акватории западной части Северного Каспия, следует отметить, что длина сингиля в уловах варьировала от 24.3 до 50.1 см, в среднем составила 37.9 см, масса колебалась от 0.2 до 1.83 кг, в среднем – 0.78 кг. В соотношении полов преобладали самки (71.0%) (табл. 1).

Таблица 1.

Биостатистические характеристики сингиля по возрастным группам из исследовательских уловов в 2010 г.

Параметры	Возраст, лет									Средн.
	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	
Возраст, %	0.30	6.1	13.9	26.3	20	16.4	10	5.4	1.6	5.8
L, ср. (см)	24.3	28.5	33.7	36.4	38.3	40	43.2	46.7	50.1	37.9
P, ср. (кг)	0.2	0.37	0.57	0.68	0.78	0.9	1.05	1.22	1.83	0.78
Козф. упит. Фультон	1.25	1.53	1.48	1.41	1.39	1.40	1.25	1.00	1.46	1.32
♀:♂, %	71:29									

Популяция сингиля была представлена 9-ю генерациями – от 2 до 11 лет. Основную часть (76.6%) составляли 4–, 5–, 6–, 7-летние особи, средний возраст составил 5.8 лет, что на уровне среднемноголетних величин.

Анализ размерно-весовых характеристик кефали в 2010 г. показал, что длина, масса тела кефали и коэффициент упитанности по Фультону были близки к уровню среднегодовых величин. Эти биологические показатели свидетельствуют о стабильном состоянии запасов сингиля в Среднем и Северном Каспии у западного побережья.

Численность части популяции сингиля в 2010 г. определена в 12.61 млн экз., биомасса – 9.8 тыс. т, что близко среднемноголет-

ним значениям. Возможный вылов кефали на 2012 г. прогнозируется в объеме 2.0 тыс. т.

Освоение прогнозируемого объема вылова кефали возможно только в случае организации специализированного промысла в летне-осенний период (июнь – сентябрь) у российского побережья в Среднем и Северном Каспии. В качестве основного орудия лова необходимо применять обкидные сети из моноволокна с ячейей 36–40–45 мм в активном режиме: поиск и обметывание скоплений кефалей. Лова в активном режиме практически исключают прилов осетровых и других видов рыб и являются селективными для кефали.

Список литературы

- Аванесов Э.М. Современные условия размножения кефалей (род *Mugil*) в Каспийском море // *Вопр. ихтиологии*. Т. 12. Вып. 3. 1972. С. 464–470.
- Костюрин Н.Н. Современное состояние запасов сингиля в западной части Среднего и Северного Каспия // *Материалы международной научно-практической конференции «Комплексный подход к проблеме сохранения и восстановления биоресурсов Каспийского бассейна (13–16 октября 2008 г., Астрахань)*. Астрахань: КаспНИРХ, 2008. С. 109–112.
- Кушнаренко А.И. Эколого-этологические основы количественного учета рыб Северного Каспия. Астрахань: КаспНИРХ, 2003. 180 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.

РЕДКИЕ, УЯЗВИМЫЕ И АЛЛОХТОННЫЕ КОМПОНЕНТЫ ИХТИОФАУНЫ ВОДОЕМОВ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «НЕЧКИНСКИЙ»

Б.Г. Котегов

ГОУВПО «Удмуртский государственный университет»,
г. Ижевск, Россия, kotegov@izh.com

Водоемы национального парка «Нечкинский», расположенного на территории Удмуртской Республики, представлены 40-километровым участком реки Камы в ее среднем течении; нижним участком реки Сивы, впадающей в Каму с правобережья; нижними участками других правобережных притоков – малых рек Докшанка, Гольянка, Нечкинка; притоками левобережья – малыми реками Черная и Мельничная; пойменными озерами Камы и Сивы, а также прибрежным участком Воткинского водохранилища, протянувшимся от с. Галево до окрестностей пос. Новый в Воткинском районе УР. Разнообразие гидрологических условий этих водоемов, во многом, определяет богатство видового состава ихтиофауны Нечкинского парка, насчитывающего 35 видов рыб, большая часть которых связана в плане своего местообитания с реками Камой и Сивой. Наиболее обычны на указанных участках Камы и Сивы такие представители ихтиофауны, как лещ *Abramis brama* (L.), плотва *Rutilus rutilus* (L.), речной окунь *Perca fluviatilis* L., обыкновенная щука *Esox lucius* L., уклейка *Alburnus alburnus* (L.), обыкновенный пескарь *Gobio gobio* (L.), густера *Blicca bjoerkna* (L.), язь *Leuciscus idus* (L.), обыкновенный судак *Stizostedion lucioperca* L., обыкновенный ерш *Gymnocephalus cernuus* (L.), налим *Lota lota* L., чехонь *Pelecus cultratus* (L.). Менее многочисленны здесь елец *Leuciscus leuciscus* (L.), голавль *Leuciscus cephalus* (L.), жерех *Aspius aspius* (L.), белоглазка *Abramis sapa* (Pallas), обыкновенная щиповка, а в Каме отмечаются также поимки обыкновенного сома *Silurus glanis* (L.), сазана *Cyprinus carpio* L. и красноперки *Scardinius erythrophthalmus* (L.). Из редких видов рыб следует отметить, в первую очередь, внесенных в приложение Красной книги Удмуртской Республики (обновленный список 2007 года) белоперого пескаря *Romanogobio albipinnatus* (Lukash) и обыкновенного подуста *Chondrostoma nasus* (L.).

Белоперый пескарь нами впервые был отловлен в устье Сивы в 2005 году, до этого он отмечался локально и в небольшом количестве в ряде других водотоков Удмуртии: Лекма (Захаров, 1995), Пизь и Кырыкмас (Котегов, 2006б), а для бассейна реки Вятки из-

вестен еще с 30-х годов XX века (Лукаш, 1933). В других регионах Волжско-Камского бассейна белоперый пескарь встречается также локально, но имеет современную тенденцию к увеличению численности и расширению ареала (Кияшко и др., 2000; Зиновьев и др., 2006; Ручин, Артаев, 2007). На устьевом участке Сивы молодь белоперого пескаря придерживается слабопроточных участков с песчаным дном и глубиной 1–2 м.

Подуст в нижнем течении Сивы был ранее достаточно обычен, а в отдельные годы (начало 80-х годов XX века) достигал высокой численности, поднимаясь вверх по Сиве во время нагульных миграций до пос. Первомайский и выше. Однако в последнее время этот вид в бассейне Средней Камы стал редок. Современная тенденция снижения численности подуста наблюдается и в других водотоках Волжско-Камского бассейна, а также ряда речных бассейнов зарубежной Европы, особенно там, где происходит увеличение доли зарегулированных речных участков в результате образования водохранилищ (Павлов и др., 1994). Как следствие, обыкновенный подуст (в том числе и его волжский подвид, который в последнее время рассматривают в качестве самостоятельного вида *Chondrostoma variable* Jakowlew (Атлас..., 2003)) внесен в «краснокишечные» списки видов многих европейских регионов России и «тревожный» список приложения Красной книги Российской Федерации и, кроме того, охраняется в Европе Бернской Конвенцией (Красный список..., 2004).

Из других, достаточно редких для Удмуртии видов ихтиофауны, которые тоже охраняются Бернской Конвенцией и встречаются в небольшом количестве и нерегулярно на участках Камы и устья Сивы в пределах национального парка «Нечкинский», следует выделить синца *Abramis ballerus* (L.) и берша *Stizostedion volgense* (Gmelin). Данные виды находятся здесь на северо-восточной окраине своих естественных ареалов (Атлас..., 2003), которые в последнее время имеют тенденцию к расширению в данном направлении, возможно, в связи с климатическими изменениями, происходящими в регионе и опосредованными «глобальным потеплением». Кроме того, продвижению этих двух видов вверх по Каме способствует наличие здесь крупных водохранилищ, и дальнейший подъем уровня Нижнекамского водохранилища, как мы полагаем, может способствовать увеличению их численности на рассматриваемом участке Камы.

Наоборот, такой вид рыб, как обыкновенный таймень *Hucho taimen* (Pallas), единичные отловы которого отмечались ранее в

нижней части Сивы и в Каме в нижнем бьефе Воткинской ГЭС (Захаров, 1997), скорее всего, отсутствует в пределах Нечкинского парка как полноценная самовоспроизводящаяся популяция, и появление единичных особей данного вида здесь носит случайный характер. Возможно, таймень может попадать в Среднюю Каму в результате скатывания из горных уральских притоков рек Белой и Уфы, протекающих по территории Башкортостана, где имеются его природные популяции, охраняемые как на региональном, так и на федеральном уровне (Красный список..., 2004).

К уязвимым видам ихтиофауны рассматриваемых участков Камы и Сивы, в первую очередь, следует отнести стерлядь *Acipenser ruthenus* L., которая внесена в Красную книгу Удмуртской Республики как восстанавливающийся вид и является самым ценным объектом рыбного промысла в Удмуртии и сопредельных регионах. В настоящее время наблюдается некоторое увеличение численности и других промысловых популяционных показателей (темпов роста, плодовитости) стерляди, обитающей на участке нижнего бьефа Воткинской ГЭС (Зиновьев, Еговцева, 2003). Не смотря на это, нерациональное и несанкционированное ведение промысла стерляди может достаточно быстро подорвать имеющиеся ее промысловые запасы, особенно, в современных условиях уменьшения общей площади репродуктивных биотопов данного вида (глубоких галечно-песчаных перекатов) в пределах национального парка «Нечкинский» в результате зарегулирования стока Камы и продолжения постепенного подъема уровня Нижнекамского водохранилища, изъятия ПГС на нескольких участках речного русла Камы для углубления ее судоходного фарватера, а также антропогенного эвтрофирования Сивы. Поэтому в настоящее время необходимо, как минимум, проводить регулярный мониторинг состояния популяций стерляди на рассматриваемом участке Камы, как максимум – осуществлять комплекс мероприятий, включающий также серьезные ограничения по промысловому вылову данного вида (вплоть до полного запрета), поддержание его естественного воспроизводства (охрана нерестилищ) и применение дополнительного искусственного воспроизводства (разведение на рыбзаводах с последующим выпуском выращенной молоди). По отношению к стерляди, обитающей на удмуртском участке Камы, этот комплекс мероприятий в той или иной степени проводится: существуют и охраняемые нерестилища (в частности, в устье Сивы), и попытки ее искусственного разведения в г. Сарапуле, и запрет на вылов, подкрепленный «краснокишечным» статусом стерляди на республиканском и федераль-

ном уровнях. Однако последний факт содержит некоторый «парадокс», существенно снижающий, на наш взгляд, эффективность всех перечисленных выше мероприятий.

Ситуация заключается в том, что в Красную книгу Российской Федерации включены и, соответственно, подлежат охране популяции стерляди Верхней и Средней Камы, тогда как популяции нижекамской стерляди отсутствуют и в федеральном «краснокнижном» списке, и в Красной книге Республики Татарстан. Как следствие, рыбохозяйственные подразделения этого соседнего с Удмуртией региона на вполне законных основаниях производят вылов стерляди в своей части акватории Камы согласно определенным квотам, в том числе и в Нижнекамском водохранилище. Стерлядь Нижнекамского водохранилища, имея хорошие условия нагула в этом водоеме, на нерест вынуждена подниматься на проточные участки Камы и ее крупного левого притока реки Белой, где имеются подходящие для естественного воспроизводства глубокие галечно-песчаные перекаты с достаточно быстрым течением, которые расположены на территориях других регионов: Удмуртии и Башкортостана. В то же время, согласно гидрографическому делению, участок Камы выше устья Белой является уже не Нижней, а Средней Камой. Соответственно, нижекамская стерлядь, мигрирующая на данный участок, «автоматически» становится среднекамской со всеми вытекающими последствиями в плане приобретения ею «краснокнижного» статуса. Наоборот, отнерестившиеся взрослые особи и ее молодь при скатывании вниз по течению Камы могут попадать в Нижнекамское водохранилище, где условия нагула значительно лучше, но в связи с утратой охранный статуса там они подвергаются значительному прессингу со стороны рыбного промысла Татарстана. Подобное деление стерляди, обитающей на участке Камы между плотинами Воткинской и Нижнекамской ГЭС, на средне- и нижекамскую, на наш взгляд, искусственное и неоправданное. По нашему мнению, на данном участке Камы стерлядь представлена единой популяционной системой с циклическими миграционными перемещениями ее локальных стад и относительно свободным обменом их генофондным материалом. Косвенно это подтверждается исследованием Е.А. Зиновьева и Ю.Е. Еговцевой (2003), указывающим на большее сходство среднепопуляционных морфологических и морфо-физиологических показателей стерляди нижнего бьефа Воткинской ГЭС с таковыми для стерляди реки Вятки, Нижнекамского и Куйбышевского водохранилищ.

нежели с показателями стерляди Воткинского водохранилища и Верхней Камы.

Что касается ихтиофауны малых рек, впадающих в Каму с правого берега на участке от с. Докши до с. Нечкино, можно отметить достаточно бедный ее видовой состав с преобладанием обыкновенного пескаря и усатого гольца *Barbatula barbatula* (L.) и некоторым, как правило, сезонным его обогащением за счет ряда видов рыб, периодически заходящих на устьевые участки рек Нечкинка, Докшанка и Гольянка из Камы (окунь, плотва, щука). На этих же участках встречаются уклейка, голавль и обыкновенная щиповка *Cobitis taenia* L. К уязвимым видам рыб для малых рек рассматриваемой территории можно отнести обыкновенного гольяна *Phoxinus phoxinus* (L.), оксиреофила, встречающегося на отдельных участках реки Нечкинки и ее притоков, характеризующихся быстрым течением и наличием галечных перекатов. В настоящее время наблюдается тенденция повсеместного снижения его численности в малых реках южной части Удмуртии, особенно протекающих в условиях слабо залесенных и остепненных ландшафтов (Котегов, 2006б). Во многих расположенных к югу и западу от Удмуртской Республики регионах (Татарстан, Марий Эл, Мордовия, Рязанская, Смоленская, Ульяновская области и др.) этот вид внесен в региональные «краснокнижные» списки (Красный список ..., 2004). В то же время в северной половине Удмуртии, в Пермской области и других северных и восточных регионах Европейской части России, характеризующихся высокой залесенностью территории и наличием горно-предгорных ландшафтов, обыкновенный гольян не только обычен, но часто может доминировать по численности в составе ихтиоценозов олиготрофных участков малых рек и ручьев.

В пойменных озерах Камы, в левобережной части ее поймы, относящейся к территории национального парка «Нечкинский», самыми обычными и многочисленными видами рыб являются золотой карась *Carassius carassius* (L.) и серебряный карась *Carassius auratus gibelio* (Bloch), часто обитающие совместно. Реже в этих водоемах отмечаются линь *Tinca tinca* (L.), обыкновенная верховка *Leucaspis delineatus* (Heckel), вьюн *Misgurnus fossilis* (L.), красноперка и сазан, представленный здесь, по-видимому, одичавшим и натурализовавшимся карпом. В периоды половодья из Камы в некоторые пойменные озера по протокам могут заходить и другие виды рыб: щука, язь, плотва, окунь. Из редких для Удмуртии лимнофильных видов рыб следует отметить озерного гольяна *Phoxinus perenurus* (Pallas), обитающего в ряде пойменных озер Закамья,

характеризующихся отсутствием прибрежных мелководий, торфяными берегами и достаточно большой глубиной. Такие озера есть, в частности, напротив с. Гольяны, и в этих водоемах озерный гольян достигает высокой численности (Котегов, Холмогорова, 2001). В свете продолжающихся попыток подъема уровня Нижнекамского водохранилища, можно предположить, что в будущем часть низменной левобережной поймы Камы будет затоплена. Как следствие, многие локальные популяции озерного гольяна Нечкинского парка могут исчезнуть.

Из аллохтонных компонентов ихтиофауны, обитающих в настоящее время в водоемах национального парка «Нечкинский», в первую очередь, следует отметить появившегося в конце 90-х годов XX века вида – вселенца – бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas). Локальные популяционные группировки этого вида нами были отмечены в прибрежье Воткинского водохранилища в районе санатория «Уральские зори» (2001 г.) и в реке Сиве в нескольких километрах выше ее устья (2006 г.). В каждом случае особи бычка-кругляка размером 10–12 см были отловлены на глубоких прибрежных участках с замедленным водообменом и твердыми глинисто-песчаными грунтами. Другой вид – интродуцент, также представитель понто-каспийского морского фаунистического комплекса – тюлька *Clupionella cultriventris caspia* (Svetovidov). Этот вид достаточно обычен в пелагиали Воткинского водохранилища, куда он проник еще в начале 70-х годов XX века (Пушкин, 1988; Атлас..., 2003). В перспективе вероятно появление в водоемах Нечкинского парка еще двух видов рыб, которые являются вселенцами по отношению к Камскому бассейну и в настоящее время отмечены в пределах Удмуртии и сопредельных регионов. Это черноморская рыба-игла *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, которая зарегистрирована в Нижнекамском водохранилище и на нижнем участке реки Буй (Котегов, 2006а), а по устным сведениям, проникла уже и в Воткинское водохранилище (Зиновьев и др., 2006). Второй вид-вселенец, головешка-ротан *Perccottus glenii* Dybowsky, на территории Удмуртии известен из пойменных озер реки Чепцы в Ярском районе (Котегов, 2008), а в соседней Пермской области обитает в пойменных озерах Прикамья в окрестностях г. Перми (Зиновьев и др., 2006). Единично в Каме могут встречаться также белый амур *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes), белый толстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes) и некоторые другие виды рыб, разводимые в рыбоводных хозяйствах сопредельных регионов и случайно попадающие в естественные водоемы Камско-

го бассейна. По нашему мнению, включать их в состав камской ихтиофауны нет оснований, так как они не образуют в этом водоеме устойчивых самовоспроизводящихся природных популяций.

Список литературы

- Атлас пресноводных рыб России. В 2-х т. М.: Наука, 2003. Т. 1. 379 с. Т. 2. 253 с.
- Захаров В.Ю. Биологическая характеристика белоперого пескаря *Gobio albipinnatus* Lukasz р. Чепцы // Вестн. Удм. ун-та. 1995. № 3. С. 91–99.
- Захаров В.Ю. Список рыб и круглоротых в водоемах Удмуртской Республики // Вестн. Удм. ун-та. 1997. № 2. С. 4–14.
- Зиновьев Е.А., Бакланов М.А., Костицына Н.В. Ихтиологический кадастр и мониторинг водоемов Краснокамского района. Пермь: Изд-во Перм. ун-та, 2006. 148 с.
- Зиновьев Е.А., Еговцева Ю.А. Стерлядь *Acipenser ruthenus* (Acipenseridae) бассейна Средней Камы // Биология и экология рыб Прикамья. Пермь: Изд-во Перм. ун-та, 2003. С. 26–37.
- Кияшко В.И., Яковлев В.И., Слынько Ю.В. Список видов рыбообразных и рыб бассейна реки Волга // Каталог растений и животных водоемов бассейна Волги. Ярославль: Изд-во ЯрГТУ, 2000. С. 252–277.
- Котегов Б.Г. К вопросу о ревизии регионального «краснокнижного» списка видов ихтиофауны Удмуртской Республики // Проблемы Красных книг регионов России. Пермь: Изд-во Перм. ун-та, 2006а. С. 250–253.
- Котегов Б.Г. Фауна и экология рыб малых рек Удмуртии. Ижевск: Ассоциация «Научная книга», 2006 б. 96 с.
- Котегов Б.Г. Видовой состав ихтиофауны и разнообразие ихтиоценозов реки Чепца в пределах Удмуртской Республики // Принципы и способы сохранения биоразнообразия. Йошкар-Ола, Пушино: Изд-во Мар. ун-та, 2008. С. 164–165.
- Котегов Б.Г., Холмогорова Н.В. Ихтиоценозы водоемов Удмуртии и их роль в биоиндикации водных загрязнений // Вестн. Удм. ун-та. 2001. № 7. С. 132–142.
- Красный список особо охраняемых редких и находящихся под угрозой исчезновения животных и растений: Россия-2003. Вып. 2. Ч. 1. Позвоночные животные / Отв. ред. В.Е. Присяжнюк. М.: ВНИИОП, 2004. 304 с.
- Лукаш Б.С. Рыбы нижнего течения реки Вятки // Тр. ВНИИ краеведения, 1933. Т. 6. С. 5–110.

- Павлов Д.С., Савваитова К.А., Соколов Л.И., Алексеев С.С. Редкие и исчезающие животные: Рыбы. М.: Высш. шк., 1994. 334 с.
- Пушкин Ю.А. Ихтиофауна и рыбное хозяйство // Биология Воткинского водохранилища. Иркутск: Изд-во Иркут. ун-та, 1988. С. 118–143.
- Ручин А.Б., Артаев О.Н. К изменению статуса пескаря белоперого в Красной книге Республики Мордовия // Редкие животные Республики Мордовия. Саранск: Изд-во Морд. Ун-та, 2007. С. 40–42.

КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ПОСЛЕДЕЙСТВИЯ ЭЛЕКТРИЧЕСКОГО ПОЛЯ ТОКА НА ПОПУЛЯЦИИ РЫБ: МЕТОДЫ И СРЕДСТВА

Красюк В.В.¹, Воловова Л.А.², Митителло А.В.³

¹ *ОАО «Институт Гидропроект», Москва, Россия*

² *ФГУП «ВНИРО», Москва, Россия,*

³ *ФГУП «ВНИРО», Москва, Россия,
arsmittello@mail.ru*

Сотрудники ФГУП «ВНИРО» представляют обоснованную методику оценки воздействия электрического поля тока рыбозащитных сооружений на местных рыб, основанную на общезвестном и часто применяемом в этологических экспериментах методе «открытого поля». Методика позволяет оценить степень опасности ЭПТ для популяции через оценку воздействия на оборонительное и исследовательское поведение. Важными особенностями методики являются работа с объектами, взятыми из естественной среды, и минимизация воздействия сторонних факторов на объект эксперимента.

Для проведения полномасштабного эксперимента по оценке влияния электромагнитного поля на поведение молоди рыб требуется от 30–35 дней.

Research workers of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO) represent a reasonable methodology to assess the influence of an electric field of fish-protecting construction's. It's based on commonly and frequently used in ethological experiments method of «open field». This methodology is used to assess a degree of danger of electric fields, by detecting changes in defensive and research behavior of local fishes. The important features are the techniques to work with objects taken from the natural environment and minimizing the impact of external factors on the object of the experiment.

For a full-scale experiment to assess the impact of electromagnetic fields on the behavior of juvenile fish is required from 30–35 days.

Антропогенное воздействие, являясь по структуре многофакторным, порождает большое количество синергетических эффектов на различных уровнях организации биосистем (Павлов, 1992). Физические воздействия оказывают как прямое повреждающее действие на организм рыб (большие дозы), так и косвенное (малые дозы), которое приводит к рассогласованию процессов регуляции функциональных систем отдельных особей и нарушению информационных механизмов организации жизненных циклов и популяционного гомеостаза.

Традиционно значимость воздействия контролируемого фактора оценивается через численность и морфолого-анатомическую специфику качества рождающегося потомства (Пианка, 1981). При данном методическом подходе в период времени между последова-

тельными поколениями вида животных фактически оценивается влияние не одного, а разнообразного комплекса факторов среды. Лишь в некоторых случаях удастся достичь оценки до статистически приемлемого уровня, позволяющего определить достоверность и силу влияния отдельного фактора. Это возможно в одном случае, если мощность оцениваемого фактора велика и оказывает прямое повреждающее действие на животных. В другом случае, оценка влияния стабильного, но слабого по мощности фактора возможна, если длительность его воздействия сопоставима с периодом времени между поколениями и охватывает промежуток в несколько последовательных циклов размножения животных.

В связи с указанными выше ограничениями, рассматриваемый методический подход получил применение в основном на массовых, плодовых организмах, с коротким циклом размножения.

На рыбах в качестве особой модельных популяций использовались мелкие, живородящие рыбы – гуппи (*Poecilia reticulata* Peters, 1859), обладающие коротким, не более 100 дней, периодом полового созревания и отличающиеся простотой содержания и разведения в лабораторных условиях (Brewer, 1979).

Применение такого подхода на рыбах природных популяций РФ, обладающих двух- трехлетним периодом полового созревания и годовым циклом размножения, требует проведения ежегодных исследований на протяжении 12–15 лет. Изучение влияния электромагнитного поля на репродуктивную способность популяции рыб таким способом, очевидно, не имеет реальной перспективы как в техническом, так и в методическом отношениях.

В основе альтернативного методического подхода лежит представление о репродукции вида как сложной системе, формирующейся в русле отношений между особями вида и факторами среды различного происхождения на протяжении их онтогенеза. Поведенческий фенотип – интегрированная система, потенциально способная к обширному спектру разнообразных внешних проявлений. (Панов, 1983) В контексте этого представления изучают влияние физических факторов антропогенной природы на интегральную характеристику отклика биологической системы – поведенческий комплекс выживания вида (Михеев, 2001), складывающийся как результат компромисса между пищевым, оборонительным, исследовательским и социальным поведением.

Различные сочетания этих форм поведения рыб обеспечивают разнообразные стратегии их выживания. Варьируя сочетания мотиваций питания, обороны, исследования среды и социальных от-

ношений, рыбы оптимизируют вероятность достижения ими периода размножения.

Репродуктивный успех популяции рыб напрямую зависит от уровня выживаемости молоди (Модели многовидового управления, 2002). В связи с этим контроль физических факторов, влияющих на выживаемость молоди вследствие дезорганизации этологических механизмов их защиты от хищников, энергетических перегрузок, дезориентации приобретает большое значение при эксплуатации рыбозащитных устройств и сооружений (Рипинский, 1991).

Специфичность реакции нервной системы различных биологических объектов на факторы электромагнитной природы выражена в большом латентном периоде и длительном последствии. На поведенческом уровне более чувствительными оказались оборонительные рефлексы в сравнении с пищевыми.

Оценка воздействия электромагнитного поля на исследовательское и оборонительное поведение рыб выполняется на основе объективной (количественной) регистрации показателей двигательной активности рыб в различные по продолжительности периоды последствия поля.

Экспериментальные методы этологических исследований могут быть ориентированы на изучение целенаправленных, специфических поведенческих реакций животных в ответ на адекватные экспериментальные воздействия (Шовен, 1972; Хайнд, 1975). При неадекватных воздействиях (электромагнитное поле), с длительным латентным периодом и последствием, преимущество получают методы оценки интегральных этологических показателей, универсальных откликов – уровень двигательной активности, соотношение исследовательской и оборонительной форм поведения (Волохов, 1970; Воронин, 1979; Солуха, 1982; Ещенко и др., 1999).

В наибольшей степени этим условиям отвечает широко применяемая в этологии и зоопсихологии методика «открытое поле», разработанная в 40-е годы прошлого столетия. Помещение животных в незнакомую, однородную, тестирующую среду вызывает у них строго определенную, генетически обусловленную мотивацию – комплекс исследовательских и оборонительных реакций на определенном уровне двигательной активности (Дьюсбери, 1981).

Статистическое сравнение поведенческих показателей рыб контрольной и экспериментальной групп позволяет достоверно определить силу влияния и продолжительность последствия исследуемого фактора. На основании статистического анализа и интерпретации экспериментальных данных дается оценка уровня экологического риска

для этологического гомеостаза (резистентности) популяции и формулируется заключение о возможности применения рассматриваемого физического фактора при проектировании рыбозащитных устройств.

Техническое оснащение, способы отлова и подготовки рыб к обследованию.

В состав технического оснащения методики для работы в полевых условиях входят следующие устройства и приспособления: емкость для этологического тестирования рыб («открытое поле»), видеокомплекс для дистанционной регистрации поведения рыб, источник освещения, таймер, сачки для отлова рыб, садки для содержания рыб, две одно- двухсекционные палатки, термометр, люксметр.

В качестве экспериментальной среды «открытое поле» используется емкость, выполненная из пластика белого цвета или светлых оттенков серого цвета. Для тестирования рыб с длиной тела менее 40 мм применяется емкость с площадью поверхности 1.1 м^2 , размерами $900 \times 1200 \times 400 \text{ мм}$, где в опытах поддерживается уровень воды 60–80 мм. Для рыб с длиной тела более 40 мм (до 100 мм) применяется емкость с площадью поверхности 1.9 м^2 , размерами $1200 \times 1600 \times 500 \text{ мм}$ и уровнем воды 100–120 мм.

В полевых условиях емкость устанавливается на твердом основании в горизонтальной плоскости, в отдельной палатке, что исключает воздействие посторонних визуальных раздражителей.

Регистрация показателей поведения, индивидуально тестируемых рыб, производится дистанционным способом при помощи видеокомплекса, установленного в отдельной палатке на удалении 10–15 м от экспериментальной емкости.

Экспериментальные и контрольные группы рыб, численностью по 50–70 особей, в период проведения работ содержат в каркасных садках из сетной дели, установленных в прибрежной зоне водоема. Рыб для одного цикла исследований в количестве 150–200 особей отлавливают в зоне гидравлического влияния водозаборного сооружения и в течение трех суток выдерживают в садке емкостью не менее 1 м^3 для выбраковки особей, больных и поврежденных в процессе лова, сортировки и формирования одновидовой группировки. Непосредственно перед экспериментом группировку рыб методом случайного выбора делят на две группы по 50–60 особей, которых размещают в отдельных садках, емкостью не менее 0.5 м^3 . Особей одной выборочной группы используют в качестве контрольной, а из особей второй выборки формируют экспериментальную группу, которую подвергают дозированному воздействию электромагнитного поля.

Алгоритм контрольно-измерительных операций тестирования рыб.

В исследованиях применяется индивидуальное последовательное тестирование рыб из контрольной и экспериментальной групп. Поочередно сачком осуществляется отлов рыб из садков, обеспечивающий изъятие отдельных особей из группы в случайном порядке. Выловленная рыба помещается в центр экспериментальной емкости, где на протяжении промежутка времени в 180 секунд ей предлагается возможность проявить индивидуальные тенденции оборонительного реагирования и двигательной активности.

Пространство «открытое поле» условно разбито на 48 одинаковых зон, размером 150×150 мм для рыб длиной тела менее 40 мм и 200×200 мм для рыб с длиной тела более 40 мм. Тестовое пространство условно делится на две равные по площади части: краевая (периферическая) и центральная, включающие по 24 зоны. Контроль осуществляется оператором.

В тестах применяется непрерывная регистрация траектории движения рыб в реальном времени в виде специального протокола. В протоколе фиксируется последовательность прохождения рыбами центральных и краевых зон пространства, а также отмечается длительность периодов неподвижного состояния (рис. 1).

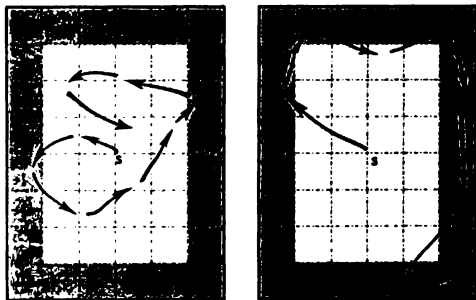


Рис. 1. Примеры перемещения рыб в центральной и периферических зонах.

После завершения теста рыба отлавливается из емкости и помещается в соответствующей ее группе садок, где раздельно, в течение еще трех суток содержатся особи из контрольных и экспериментальных групп.

В период обследования рыб ежедневно проводится полная замена воды в экспериментальной емкости, контроль температуры. Вода отбирается из проточного участка водоема, аэрируется и фильтруется через трехслойную марлевую ткань.

В режиме работы двух операторов на одной экспериментальной установке, скорость тестирования рыб составляет не менее 10 особей в час, что позволяет в течение суток за 8–10 часов получить репрезентативный объем данных для статистического анализа.

Способы и критерии формирования базы данных, обработка и анализ результатов.

Общий план одной серии экспериментального исследования состоит из последовательностей отдельных суточных циклов, выполняемых на одновидовом и однородном материале, состоящем из особей контрольной и экспериментальной групп (всего 80–100 экз.). В каждом из циклов определяют эффект воздействия одного уровня (или дозы) электромагнитного поля на протяжении последующих 8–10 часовых интервалов.

В результате обработки протоколов индивидуального тестирования рыб в среде «открытое поле» для каждой особи получают следующие поведенческие показатели:

- двигательная активность (ДА), измеряется количеством зон, пройденных рыбой за время теста;

- скорость движения (СД), измеряется количеством зон, пройденных рыбой за одну минуту теста;

- активность оборонительного поведения (АОП), измеряется суммарной длительностью периодов движения рыб в секундах и выражается в процентах от длительности теста;

- активность исследовательского поведения (АИП), измеряется количеством центральных зон пространства, пройденных рыбой и выражается в процентах от суммарного количества зон, пройденных рыбой в тесте.

Полученные индивидуальные поведенческие показатели рассматриваются в качестве результативных признаков влияния экспериментальных факторов. В процессе анализа в качестве факторов оцениваются:

- электромагнитное поле в двух градациях фактора, отсутствие и наличие воздействия;

- время последствия электромагнитного поля в 8–10 часовых или 4–5 двухчасовых градациях фактора.

Статистическая оценка влияния факторов на поведение рыб производится раздельно по каждому из результативных признаков

с помощью двухфакторного дисперсионного анализа (Плохинский, 1970; Сидоренко, 2002). В процессе статистического анализа, в двухфакторном дисперсионном комплексе оценивается шесть видов факториального влияния:

- влияние первого экспериментального фактора;
- влияние второго экспериментального фактора;
- влияние сочетаний градаций обоих факторов;
- суммарное влияние двух экспериментальных факторов;
- суммарное влияние случайных, неучтенных факторов;
- общее влияние всех факторов, определяющих результативную

величину признака. Статистические расчеты производятся в соответствии с алгоритмами № 23–24, приведенными в табличной форме в третьей части руководства по биометрии Н.А. Плохинского (1970).

Итоговые результаты дисперсионного анализа характеризуют силу влияния исследованных факторов на поведенческо-тестовые показатели в процентах от общего влияния всех факторов среды на вариабельность поведенческих откликов рыб. Оценивается статистическая достоверность влияния всех факторов.

При планировании исследования необходимо учитывать, что сила влияния факторов зависит от динамического диапазона изучаемых воздействий и эта зависимость может иметь нелинейный характер. Поэтому в экспериментах целесообразно использование не менее трех уровней воздействия (доз) электромагнитного поля. При оценке видовой специфики реагирования молоди необходимо проведение не менее трех тестовых циклов на различных размерно-возрастных группах рыб каждого вида.

При выборе видов рыб, используемых в исследовании, целесообразно ориентироваться на молодь 3–4 массовых видов из разных экологических групп.

С учетом приведенных выше требований, для проведения полномасштабного эксперимента по оценке влияния электромагнитного поля на поведение молоди рыб требуется не менее 30–35 дней.

Список литературы

- Волохов А.А. Физиология высшей нервной деятельности (руководство по физиологии). Ч. 1. М.: Наука, 1970. 507 с.
- Воронин Л.Г. Физиология высшей нервной деятельности. М.: Высш. шк., 1979. 312 с.
- Дьюсбери Д. Поведение животных: Сравнительные аспекты. М.: Мир, 1981. 480 с.

- Ещенко О.В., Шпинькова В.Н., Никольская К.А. и др. Рефлекс осторожности как ограничитель скорости когнитивного процесса // Усп. соврем. биологии. 1999. Т. 119. № 3. С. 303–310.
- Михеев В.Н. Роль неоднородности среды в пищевом поведении молоди рыб. Автореф. дисс. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук. М., 2001. 47 с.
- Модели многовидового управления. Под ред. Т. Рёдсета, М.: Изд. «ВНИРО», 2002.
- Павлов Д.С. Подходы к охране редких и исчезающих рыб // Вопр. ихтиологии. 1992. Т. 32. Вып. 5. С. 3–19.
- Панов Е.Н. Поведение животных и этологическая структура популяций. М.: Наука, 1983. С. 424.
- Пианка Э. Эволюционная экология. М.: Мир, 1981. 389 с.
- Плохинский Н.А. Биометрия. 2-е изд. М.: МГУ, 1970. 368 с.
- Рипинский И.И. Рыбозащитные устройства для водозаборных сооружений. (Пособие по проектированию и эксплуатации). М.: «СОВИНТЕРВОД», 1991. 194 с.
- Сидоренко Е.В. Методы математической обработки в психологии. СПб.: ООО «Речь», 2002. 350 с.
- Солуха Б.В. Инстинктивное поведение рыб в слабых электрических полях. 1982. – 37 с. Рук. депон. «Вестник зоологии» АН УССР, № 1789–82 Деп.
- Хайнд Р. Поведение животных. М.: Мир, 1975. 856 с.
- Шовен Р. Поведение животных. М.: Мир, 1972. 488 с.
- Brewer H.B. Some preliminary studies of the effects of a static magnetic field on the life cycle of the *Lebistes reticulatus* (guppy) // Biophysical journal. 1979. V. 28. № 2. P. 305–314.

ПРОМЫСЛОВО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ: СМЕНА ПРИОРИТЕТОВ

Е.А. Криксунов¹, А.Е. Бобырев²

¹Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Биологический Факультет, Москва, Россия, kriksunov@mail.ru

²Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Москва, Россия, abobyrev@mail.ru

1. Современная система управления биоресурсами водоемов опирается на теорию динамики промыслового запаса рыб, сложившуюся, в основном, к середине прошлого века. Общеизвестными в настоящее время считаются три частных теории, интерпретирующие процессы популяционных изменений под действием промысла: теория прибавочной продукции, теория пополнения и теория динамического запаса, или улова на единицу пополнения. Большинство специалистов склоняются к тому, чтобы расценивать эти модели как компоненты общей теории динамики промыслового запаса, хотя локальный контекст ее отдельных частей все еще имеет отчетливые проявления.

К возникновению продукционной теории привели попытки управления североморскими промыслами, когда Грэхем (Graham, 1935) переформулировал логистическое уравнение популяционного роста в терминах биомассы. В условиях Северного моря эта модель, однако, оказалась малоэффективной. Многонациональный и крайне разнородный промысел, ведущийся в этом бассейне в первой половине 20-го столетия, отсутствие должного правового регулирования, сделало политически недостижимым регулирование рыболовства за счет поддержания определенного промыслового усилия. Как основа регулирования промысла продукционная теория нашла свое первое применение применительно к таким объектам как тихоокеанские тунцы или виды, у которых определение возраста крайне затруднено или даже невозможно, но доступны данные по уловам и промысловым усилиям. Эти модели обеспечивают единственный ориентир управления, а именно – максимальный устойчивый улов (maximum sustainable yield, или MSY), который до 70-х годов прошлого века рассматривался в большинстве районов как подходящий ориентир управления.

Многие традиционные промыслы находятся в аркто-бореальной климатической зоне, там, где годовые кольца на чешуе и отолитах выражены достаточно отчетливо. В конечном итоге это определило выбор в пользу т.н. «ИКЕСовского подхода», методология которого включает регистрацию возраста, составление размерно-

возрастных ключей, ретроспективный анализ, когортные модели, модели ВПА, улова на пополнение, а в конечном счете – одновидовые квоты, как основное средство регулирования. Основы теории, выдвинутой в рамках этого подхода, были разработаны Ф.Н. Барановым, сформулировавшим положение о статическом равновесии между промыслом и запасом, достигаемым во всех случаях, когда условия жизни и темпы эксплуатации популяции сохраняются неизменными. Идеи Баранова были детализированы и обобщены в виде законченной теории, разработанной английскими исследователями Бивертоном и Холтом (Beverton, Holt, 1957).

Теория пополнения была развита и впервые применена У. Рикером (Ricker, 1954). Практически одновременно аналогичный подход был использован Бивертоном и Холтом применительно к северо-морской сельди. Однако наиболее широкое применение теория получила при анализе динамики запасов тихоокеанских лососей, добываемых на западном побережье Северной Америки. Положение о существовании определенных количественных соотношений между численностью родительского запаса и величиной продуцируемой им генерации привело к возникновению концепции «управления пропуском производителей».

Таким образом, очень упрощенно трем частным теориям динамики промыслового запаса могут быть поставлены в соответствие три стратегии управления. Модели динамического запаса и ВПА дают теоретическое основание для управления квотами, производственное моделирование дает обоснование стратегии постоянной эксплуатации и оперирует в качестве управляемой переменной величиной промыслового усилия, модели пополнения прямо ведут к управлению величиной пропуска производителей.

2. Управление многовидовым промыслом и экосистемами. Бурное развитие имитационного моделирования, начавшееся в конце прошлого века, имело мало общего с проблемой управления биологическими ресурсами водоемов. Созданные в то время модели экосистем дали много нового для понимания структурно-функциональной организации биотических сообществ, но каждый успех в этом направлении лишь подтверждал исключительность обстоятельств, способствовавших созданию этих уникальных средств анализа. Высокая требовательность таких моделей к объему и качеству информации, характеризующей состояние и динамические свойства отдельных элементов водных сообществ, остается главным (и, возможно, непреодолимым в ближайшем будущем) препятствием их продвижения к задачам управления.

Существуют определенные различия между управлением многовидовым промыслом и конкурирующей парадигмой – управлением экосистемами. Управление многовидовым промыслом, или манипуляция промысловыми компонентами экосистемы отчасти может достигаться координацией управления эксплуатацией отдельных коммерчески значимых видов биоресурсов. Очевидно, что такой подход имеет мало общего с экосистемными подходами.

Собственно экосистемное управление включает контроль в целом ресурсов и их среды. Его развитие стимулируется огромным количеством факторов. В том числе: постоянно регистрируемыми экосистемными изменениями, стремлением к контролю не только ближайших, но и отдаленных последствий хозяйственной деятельности, наконец, необходимостью выхода за пределы чисто отраслевых интересов, диктуемой требованиями разумного сочетания интересов различных видов водопользования. Большое значение имеют требования международных организаций (ФАО, ИКЕС), сместивших акценты с устойчивого использования отдельных видов промысла на устойчивое использование водных экосистем, и тенденции доминирующих политических процессов, нашедшие отражение в популярных концепциях устойчивого развития и непрекращающихся дискуссиях с привлечением общественных и профессиональных групп.

Согласно оценкам Кристенсена и Уолтерса (Christensen, Walters, 2005), проанализировавшим материалы, представленные на сетевом ресурсе Web of Science с 1992 по 2004 г., ежегодный прирост числа публикаций, относящихся к экосистемному моделированию, составляет 23%.

Столь высокие темпы роста во много обязаны созданию и свободному распространению по глобальной сети модели ECO-PATH/ECOSIM (EwE) (доступна на сайте www.ecopath.org), опыту использования которой посвящено более половины современных публикаций экосистемной тематики. Модель EwE, явившаяся результатом развития балансового подхода, предоставила возможность «стандартизации» экосистемных исследований за счет однотипного, и в то же время простого и ясного отображения элементов трофической сети сколь угодно высокой сложности. В статическом блоке EwE модели баланс вещества между любыми группами организмов, связанными трофическими взаимоотношениями типа «потребитель-ресурс», отображается обобщенным уравнением, описывающим распределение продукции по каналам ее утилизации. Динамический блок модели ECOSIM (Walters et al., 1997) позволяет воспроизводить различные сценарии управления биологическими ресурсами.

Использование подобных подходов сделало возможным систематизацию и обобщение разнородных и часто разноречивых данных, накапливающихся в ходе изучения крупных промысловых экосистем, способствуя формированию целостного представления об их свойствах и особенностях развития. Доминирование этой модели во многом обязано не только длительной истории подхода, но и расширенной поддержке его использования.

3. Примеры использования экосистемного подхода. Очевидно, что применительно к решению рыбохозяйственных задач целесообразность усложнения моделей популяционной динамики за счет включения описаний межвидовых взаимоотношений определяется тем, в какой мере это усложнение меняет наши представления о допустимости тех или иных воздействий на рыбные запасы.

Сямозеро (Карелия). В составе рыбного населения оз. Сямозера промысловое значение имеют десять видов: ряпушка, сиг, судак, щука, налим, окунь, ерш, лещ, плотва и корюшка. Результаты исследования, выполненного В. Павловым (1995), указывают на то, что темпы эксплуатации большинства промысловых популяций рыб оз. Сямозера, за исключением корюшки и судака, соответствуют уровню, обеспечивающему максимальные уловы, либо превышают его. Следует отметить, что в работе В. Павлова трофические отношения между видами не рассматриваются: реакции каждой из популяций на изменения промысловой нагрузки предполагаются независимыми друг от друга.

Разработанная трофо-динамическая модель (Бобырев и др., 2005) дает возможность исследовать различные режимы промыслового использования биоресурсов оз. Сямозеро и определить оптимальные схемы промысла, обеспечивающие максимум полезной продукции при сохранении целостности и устойчивого функционирования экосистемы водоема.

Проведенное исследование свидетельствует о том, что наиболее эффективной стратегией промысла, как с точки зрения максимизации уловов, так и с точки зрения поддержания численности ценных видов рыб (ряпушки, сига) в оз. Сямозеро, является мелиоративный лов, ориентированный на преимущественное изъятие ерша, мелкого окуня и корюшки. Двукратное увеличение темпов эксплуатации популяции ерша приводит к возрастанию суммарных объемов добычи в 1.8 раза на протяжении ближайших 50-и лет. Одновременное наращивание промысловой нагрузки на популяцию корюшки позволяет добиться еще большего эффекта, выражающегося в увеличении общего вылова с 0.65 до 1.62 т/км². Весьма важ-

но, что такие меры регулирования рыболовства выражаются одновременно в заметном росте популяции ряпушки, доля которой в составе общего улова может быть увеличена в 4–5 раз.

Наличие сложной системы трофических взаимодействий приводит к тому, что изменение промысловой нагрузки на отдельные виды рыб может в ряде случаев порождать каскадные эффекты, затрагивающие практически все звенья трофической сети. Наиболее отчетливо эти эффекты проявляются при изменениях промысловой нагрузки на хищников, занимающих верхние трофические уровни. Хищные виды рыб, таким образом, следует рассматривать не просто как нежелательных конкурентов рыбному промыслу – точка зрения, довольно долго бытовавшая в рыбохозяйственной науке (напр., Гордеев и др., 1974), – а как важный элемент сообществ, оказывающий значительное влияние на их структуру и функционирование. Результаты, полученные в ходе исследования трофической модели сообщества гидробионтов оз. Сямозеро, заставляют с осмыслительностью относиться к рекомендациям по организации промысла, разработанным ранее на основе изучения динамики изолированных популяций рыб (Павлов, 1995; Стерлигова и др., 2002). Действительно, с точки зрения промысловой эксплуатации отдельных популяций максимизация уловов судака, например, требует увеличения промысловой нагрузки на этот вид. Однако, учитывая влияние, оказываемое им, совместно с другими крупными хищниками, на структуру рыбного населения водоема, такое увеличение интенсивности промысла представляется рискованным, а в некоторых случаях – пагубным по отношению к таким ценным объектам добычи, как ряпушка и сиг.

Северный Каспий. В настоящее время центральную (хотя и не единственную) проблему управления биоресурсами Каспийского моря представляют собой восстановление запасов осетровых рыб (FAO, 2004). В последние 30 лет их запасы неуклонно снижались, достигнув к настоящему моменту такого уровня, при котором вылов разрешен только для научных и рыболовных целей. К основным причинам резкого падения численности каспийских осетров относят зарегулирование стока рек, вызвавшее сокращение нерестовых площадей, и масштабный браконьерский промысел, интенсивность которого значительно возросла после распада СССР.

Разработанная балансовая модель экосистемы Северного Каспия (Бобырев и др., 2009) в общей сложности содержит описания 20-и структурных компонентов трофической сети сообщества, начиная с организмов бактериопланктона и кончая тюленями. Параметризация

модели осуществлена по данным, относящимся к периоду 1996–2004 гг. По результатам исследования модели определен вклад различных видов рыб (включая осетровых) в общую годовую биологическую продукцию, формируемую рыбной частью сообщества. Максимальная доля продукции (63.7%) обеспечивалась в рассматриваемый период рыбами– зоопланктофагами (в основном сельдевыми). Второе место занимали карповые – 13.1%. На долю осетровых рыб приходилось 9.2% общей биологической продукции рыб.

Исследование модели осуществлено в предположении о наличии четырех рыболовецких флотилий, три из которых работают официально и осуществляют раздельный промысел сельдевых, осетровых и карповых рыб, а четвертая эксплуатирует запасы осетровых рыб на нелегальной основе. Объемы добычи, приходящейся на долю четвертой (браконьерской) флотилии (в модели, как и на практике, она многократно, в 20 и более раз, превышает уровень официального вылова), задаются таким образом, чтобы полностью утилизировать промыслом продукцию взрослой части популяций осетров. При анализе способов управления биоресурсами Северного Каспия рассматриваются две стратегии: одна из них предполагает, что меры регулирования рыболовства распространяются только на деятельность флотилий, осуществляющий официальный промысел, другая – что средства управления промыслом включают в себя возможность ограничения браконьерского лова. В обоих случаях задаются следующие приоритеты управления: 1) достижение максимального общего вылова; 2) максимизация общего вылова + сохранения запасов осетровых рыб (равные приоритеты); 3) восстановление популяций осетровых рыб (целевым ориентиром управления рыболовством задается увеличение промыслового запаса осетровых в 2 и в 5 раз).

Результаты анализа указывают на то, что главным условием успешности мер управления, осуществляемых на уровне регулирования рыболовства, является возможность их распространения на промысловую активность нелегального флота. Ограничение его деятельности способно привести к значительному росту биомассы промысловых запасов всех видов осетровых рыб, хотя этот рост может быть более или менее выраженным в зависимости от расстановки приоритетов управления. Время, требующееся для выхода биомассы промыслового стада на стационарный уровень, определяется темпами продуцирования и составляет около 20 лет для белуги, около 50 лет для русского осетра и более 100 лет для белуги. Итоговые величины биомассы промыслового запаса, достигае-

мые на 100-летнем горизонте планирования, находятся в диапазоне 29. 6–33.4 тыс. т для севрюги, 66. 9–72.0 тыс. т для русского осетра и 3. 9–4.1 тыс. т для белуги. Возможные объемы добычи составляют, соответственно, 7.4 тыс. т, 9.1 тыс. т и 152 т. Использованный подход позволил увязать в единую систему все основные элементы сообщества и рассмотреть проблему управления биоресурсами с позиций анализа связей, обеспечивающих устойчивость сообщества в целом. В итоге получен ряд производственных оценок и проведен анализ режимов промыслового использования биоресурсов Северного Каспия, недостижимый в рамках традиционных промыслово-биологических подходов.

4. **Заключение.** Еще 15 лет назад считалось, что моделирование, основанное на анализе пищевых сетей, является малоприменимым для решения задач управления промыслом. К настоящему времени такие взгляды претерпели радикальные изменения, и в политике, связанной с использованием и охраной биоресурсов, наметилась явная тенденция смещения акцентов в пользу простых (и не только простых) каскадных трофических моделей, позволяющих оценивать риски нарушений функциональной целостности биотических сообществ, связанные либо с чрезмерной эксплуатацией хищников (т.н. «эффекты top-down»), либо с переловом видов, находящихся в основании пищевой пирамиды («эффекты bottom-up»), либо с преднамеренными (в результате хозяйственной деятельности) или случайными нарушениями условий среды. В специальной литературе имеется немало примеров успешного применения экосистемного подхода в решении конкретных задач управления промыслом (Christensen, Walters, 2005).

К факторам, сдерживающим развития этого направления, безусловно относятся недостаток данных длительного мониторинга (особенно видов не используемых промыслом), невысокий уровень технической оснащенности рыбодобывающего флота, часто не способного обеспечивать и поддерживать необходимый для экосистемного управления уровень видовой и размерной селективности, наконец, слабо продуманные общие организационно-правовые формы управления рыболовством, не соответствующие задачам рационального использования биоресурсов.

Тем не менее, реальная потребность вовлечения экосистемных моделей в управленческий процесс настолько очевидна, что перевод их в разряд обыденных способов принятия управленческих решений происходит, даже несмотря на некоторую неподготовленность инструментария.

Список литературы

- Бобырев А.Е., Криксунов Е.А., Кута Т.И. Оптимизация многовидового рыбного промысла на основе трофо-динамической модели продукционных процессов // *Вопр. ихтиологии*. 2005. Т. 45. № 6. С. 1–7.
- Бобырев А.Е., Бурменский В.А., Криксунов Е.А., Шатуновский М.И. Биотическое сообщество Северного Каспия: проблемы управления биологическими ресурсами // *Усп. соврем. биологии*. 2009. Т. 129. № 6. С. 597–608.
- Гордеев Н.А., Поддубный А.Г., Ильина Л.К. Опыт оценки потенциальной рыбопродуктивности водохранилищ // *Вопр. ихтиологии*. 1974. Т. 14. Вып. 1. С. 20–25.
- Павлов В.Н. Изучение динамики промысловой ихтиофауны озера мезотрофного типа таежной зоны методами математического моделирования. Дисс. канд. биол. наук. М.: МГУ. 1995. 269 с.
- Стерлигова О.П., Павлов В.Н., Ильмаст Н.В., Павловский С.А., Комулайнен С.Ф., Кучко Я.А. Экосистема Сямозера (биологический режим, использование). Петрозаводск: КНЦ РАН, 2002. 119 с.
- Beverton R.J.H., Holt S.J. Dynamics of exploited fish population // *Fish. Invest. Ser. II Mar. Fish. G.B. Minist. Agric. Fish. Food* 19. 1957. 533 p.
- Christensen V., Walters C. Using ecosystem modeling for fisheries management: Where are we? // *ICES Annual Science Conference, Aberdeen, Scotland. CM 2005/M:19*. 2005. 16 pp.
- FAO. Review of the methodology, stock assessment and setting of total allowable catches for Caspian Sea sturgeon fisheries (prepared for the CITES). Roma, Italy. 2004. 56 p.
- Graham M. Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling // *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 1935. V. 10. P. 264–274.
- Ricker W.E. Stock and recruitment // *J. Fish. Res. Board Can.* 1954. V. 11. P. 559–623.
- Walters C., Christensen V., Pauly D. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments // *Rev. Fish Biol. Fish.* 1997. V. 7. P. 139–172.

КАСПИЙСКИЙ ТЮЛЕНЬ КАК БИОИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ЗАПАСОВ РЫБ В КАСПИЙСКОМ МОРЕ

В.В. Кузнецов

*Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяй-
ства, Астрахань, Россия
kaspiy-info@mail.ru*

Каспийский тюлень (*Phoca caspica*) является единственным видом семейства настоящих тюленей в фауне Каспийского моря и важным объектом отечественного зверобойного промысла. Исследования его биологии, миграций и размножения имеют свою богатую историю. С давних времен тюлень, как источник жира меха, кожи и мяса, играл важную роль в жизни местного населения. Первые сведения об организованном тюленьем промысле на Каспии относятся к середине XVIII века. К 1929 г. относится начало планомерных исследований каспийского тюленя. При Астраханской рыбохозяйственной станции была организована специальная лаборатория по изучению тюленя. В 1966–1969 гг. на основании большого фактического материала были получены первые достоверные сведения о миграциях тюленя, о его питании, о возрастно-половой структуре популяции, о состоянии запасов каспийского тюленя. В этот период были заложены основы к переходу на Каспийском море от стихийного промысла тюленя к управляемому зверобойному хозяйству (Румянцев, 1980).

Каспийский тюлень, благодаря своему обитанию по всему морю, является видом-индикатором состояния экосистемы Каспия. Питание животного в значительной степени определяет его роль в жизни биогеоценоза, при этом тюлени оказывают стабилизирующее и в целом положительное влияние на экосистему водоема. Питаясь преимущественно рыбой, каспийский тюлень явно и своевременно реагирует на изменения в морской среде, включая запасы кормовых организмов. Особенно это связано с антропогенным загрязнением и глобальными климатическими изменениями. Их распределение, численность, поведение носят сезонный характер и зависят, главным образом, от наличия пищи, климатических и антропогенных факторов, наличия удобных мест для размножения, линьки, отдыха, а также от характера ледовых условий в зимнее время (Елисеева, 2010).

После распада льда основная численность тюленей мигрирует на юг. Процесс миграции на юг у истощенных особей после зимы растянут по времени, поскольку совмещается с усиленным по-

треблением полупроходных и сельдевых видов рыб в Северном Каспии. Этот период занимает апрель и май, в течение которого тюлени мигрируют разреженными и мелкими группами вдоль западного и восточного берегов моря. Изучение миграций тюленей весной в Среднем и Северном Каспии позволило определить поправочные коэффициенты для расчета общей численности популяции. В марте на юг перераспределяются до 10% тюленей от общего количества особей в Северном Каспии. В апреле мигрируют 30%, в мае – 50% тюленей.

Летом в Северном Каспии остаются больные и ослабленные особи, которые являются балластом для популяции и источником заражения болезнетворной микрофлорой для здоровых особей во время их миграций с юга на север. Основная часть популяции проводит нагул в Среднем и Южном Каспии. В конце осени (ноябрь) накормленные половозрелые особи для воспроизводства мигрируют в северную часть моря, где используют для отдыха острова и шалыги (песчаные отмели) до наступления ледостава. Неполовозрелая часть популяции зимой продолжает свой нагул в южной части моря.

В летний период на акватории Северного Каспия ФГУП «КаспНИРХ» ежегодно изучает распределение тюленей методом судового маршрутного учета. Повышение концентраций сопровождается увеличением ареала их обитания и связано с климатическими факторами, а именно снижением ледовитости Северного Каспия в зимний период. В 2009 г. снижение численности тюленей произошло по двум причинам: смертностью от естественных причин и перераспределением на основные районы нагула, расположенные в Среднем Каспии. Количество особей уменьшилось по сравнению с 2008 г. в 3 раза, площадь распространения сократилась в 2.2 раза. Ареал обитания морзверя определяется численностью: с увеличением количества ареал расширяется, это является защитным механизмом популяции. Присутствие «территориальности» у тюленей имеет место и зимой во время размножения в период максимальной (90%) ледовой площади в Северном Каспии.

Во время своих миграций тюлень питается на протяжении всего года. В зависимости от сезона года и физиологического состояния интенсивность его питания может снижаться или, наоборот, увеличиваться. Интенсивность потребления кормовых объектов отмечается весной в Северном Каспии и в летний период в Среднем и Южном Каспии. К основным пищевым организмам относятся, в первую очередь, сельдевые пелагические виды рыб: обыкновенная

и анчоусовидная кильки. По данным лаборатории морских рыб ФГУП «КаспНИРХ», биомасса этих двух видов килек в Среднем и Южном Каспии в начале 2000-х годов составляла порядка 400 тыс. т при одинаковой доле (50%) каждого вида. В 2010 г. соотношение этих кормовых организмов для тюленей существенно изменилось. Возросла биомасса потребляемой обыкновенной кильки (до 40%). Доля анчоусовидной кильки снизилась до 24%. Наряду с морскими пелагическими видами рыб в питании тюленя имеют значение бычковые виды рыб и сингиль. Сингиль является трудным объектом рыболовства, что позволяет ему сохранять свои запасы на стабильном уровне. Питание каспийского тюленя летом в южных районах моря, так же как и весной в Северном Каспии, характеризуется доминированием обыкновенной кильки (73%) среди других морских килек. Во время нагула в Среднем и Южном Каспии тюленям необходимо компенсировать до 50% собственной массы (жировых запасов), «потерянной» в периоды размножения и линьки. Основным нажировочным кормом служит килька, составляющая около 90% летнего рациона. Из других кормовых объектов можно отметить атерину, бычков и кефаль (Хураськин, 1982). Благодаря своей пластичности в питании, тюлени могут переходить с одного вида кормовых организмов на другой. Это позволяет популяции сохранять свою численность на стабильном уровне. Даже когда упитанные тюлени отдыхают на островах и шалыгах в Северном Каспии, они продолжают питаться для поддержания своих энергетических сил организма. В это время их питание является минимальным, что связано с низкой кормовой базой в данном районе моря.

Во время трофологических исследований в Северном Каспии в ноябре 2010 г. были получены материалы по питанию тюленя в предзимний период его жизни. Использовалась методика определения состава кормовых организмов, основанная на отмывании в проточной воде из содержимого кишечного тракта непереваренных остатков (отолитов) съеденных рыб (Петров, 2007). В каждой пробе по внешнему строению отолитов определяли вид съеденных объектов и подсчитывали их количество. Все желудки морзверя были пустыми, что связано с высокой скоростью переваривания пищи. Пищевой комок массой от 6 до 56 г находили только в толстой кишке. В состав непереваренной пищи входили отолиты и глоточные зубы бычковых видов рыб, раковины двустворчатых моллюсков, кости и растительность. Спектр питания из рыб был представлен единственным видом – бычковыми рыбами. Частота встречаемости бычковых видов рыб в питании тюленя составляла 53%. Ко-

личество рыб в пище варьировало от 1 до 21 экз. Среди тюленей, в кишечниках которых присутствовали отолиты, доминировала группа (63%) бычков (от 6 до 10 экз.).

Изменение климата, которое выражается в уменьшении ледовитости моря, может отрицательно сказываться на условиях воспроизводства популяций тюленей и вызывать снижение их численности. Серия мягких зим в первые годы XXI века сменялась умеренно холодным ледовым периодом. В период 2008–2011 гг. ледовая площадь на момент размножения увеличилась в среднем до 75% от общей акватории Северного Каспия. Результаты мониторинговых исследований последних лет показывают, что популяция каспийского тюленя стабилизировалась на уровне 350 тысяч особей.

Несмотря на длительную историю изучения каспийского тюленя, до настоящего времени существует серьезная нехватка информации о распределении этого гидробионта в Среднем и Южном Каспии как основных районов обитания в нагульный период. Он включает 7 месяцев в году и проходит с апреля по октябрь. Для восполнения этого пробела, сбора данных о распределении, местах нагула и встречаемости в период 2000–2010 гг. были проведены морские судовые работы в рамках гидроакустических съемок. Эти исследования охватили за последние 10 лет все места зимовок и летнего нагула тюленей в южной части Каспийского моря. Во время научных рейсов в территориальных водах прикаспийских государств проводился маршрутный учет тюленей с визуальной регистрацией встреч и количества особей. Одновременно с этим в полевой журнал заносились координаты местонахождения встречаемости тюленей.

Основной задачей исследований каспийского тюленя в южных районах моря является определение его мест нагула и численности, особенностей его распределения в течение всего года. Распределение и места зимовок молодых особей на юге, когда половозрелая часть популяции уже мигрировала в северную часть моря для осуществления размножения, имеет определяющее значение при оценке численности той части популяции, которая в зимний период остается в Среднем и Южном Каспии. Эти исследования помогут лучше понять популяционную структуру и миграции тюленей в пределах всего ареала в Каспийском бассейне.

В общей сложности за 2000–2010 гг. было отмечено 234 встречи и учтено 911 экз. тюленей. Предыдущими работами по каспийскому тюленю отмечалось, что миграции морзверя в нагульный период проходят вдоль западного и восточного побережья моря и ограничиваются глубинами до 100 м (Бадамшин, 1969). Однако резуль-

таты проведенных исследований свидетельствуют о том, что распределение тюленей отмечается и в более глубоководных районах Каспийского моря, на его акватории с глубинами до 500 м. Исключение составляет глубоководная часть Среднего и Южного Каспия с глубинами более 500 м, которые охватывают площадь до 71406 км², что составляет 19% от общей акватории Каспийского моря.

Распределение тюленей в южных районах моря отмечается как на западе, так и на востоке. Их соотношение может меняться в зависимости от концентраций кормовых объектов. Акватория моря с глубинами от 5 до 100 м составляет 48% от общей площади Среднего и Южного Каспия. На востоке эти глубины занимают большую территорию (64%) по сравнению с западной частью, поэтому встречаемость тюленей здесь выше, и они распределяются более равномерно по акватории моря. На западе концентрации их более плотные. В этом районе миграции морского зверя проходят и на глубинах от 500 до 800 м, поэтому можно предположить, что рост численности популяции сопровождался одновременным увеличением их ареала обитания. В зимний период также отмечается встречаемость тюленей за 100-метровой изобатой (рис. 1).

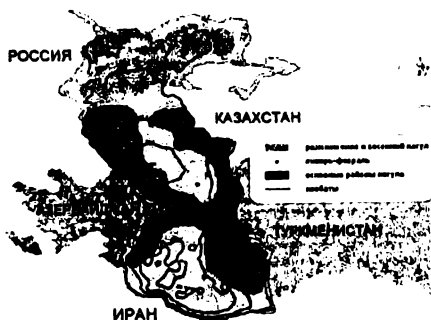


Рис. 1. Встречаемость тюленей в Каспийском море, экз.

Миграции тюленей и кормовых организмов неразрывно связаны между собой. Акватория моря с глубинами от 5 до 100 м является наиболее комфортной для нагула животных. В этих районах сосредоточены плотные концентрации морских рыб, являющиеся основными кормовыми объектами. Кормовая база тюленя определяет численность его популяции. Увеличение ареала обитания тюленей

в сторону глубоководных районов моря зависит от хорошей кормовой базы для удовлетворения пищевых потребностей популяции каспийского тюленя.

Результаты исследований по встречаемости тюленей на глубине более 100 м свидетельствуют об их снижении в 2001–2004 гг. и постепенном восстановлении их миграций с 2005 г. и по настоящее время (рис. 2). В период 2000–2004 гг. популяция каспийского тюленя испытывала негативное влияние со стороны ряда факторов. К ним относится развитие инфекционных заболеваний тюленя в 2000 г., которое было обусловлено подавлением иммунной системы животных вследствие загрязнения экосистемы моря. Мягкие зимы, слабый ледовый покров и сокращенный ледовый период привели к высокой яловости и низкой воспроизводительной способности среды половозрелых самок.

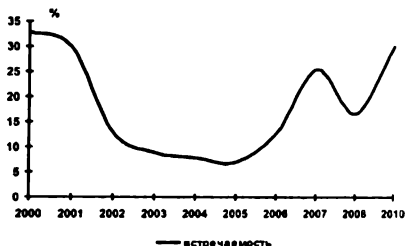


Рис. 2. Встречаемость тюленей в районе глубин более 100 м, %.

В кормовой базе основных кормовых организмов тюленей также произошли серьезные изменения. Появление нового сильного конкурента (гребневик) планктоноядных рыб привело к резкому снижению промысловых запасов анчоусовидной и большеглазой килек в 2001 г. в Южном Каспии в 10 раз, в Среднем Каспии – в 6 раз (Парицкий, 2001). Как показывают полученные данные за 10-летний период по распределению тюленей в основных районах нагула, с 2005 г. идет постепенное восстановление ареала обитания тюленей и их трофических миграций в более глубоководные районы Южного и Среднего Каспия.

Тюлени с апреля по октябрь осуществляют свой нагул в Южном и Среднем Каспии. Их миграции приурочены к кормовым объектам. Здесь зимует неполовозрелая часть популяции. В зависимости от сезона года их концентрации непостоянны и могут меняться (рис. 3).

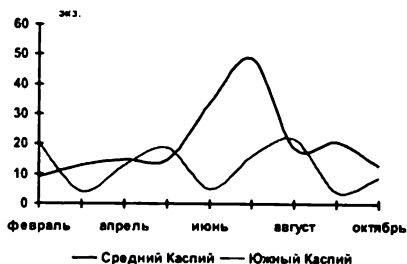


Рис. 3. Встречаемость тюленей в Среднем и Южном Каспии, экз.

В Среднем Каспии встречаемость особей за весь период наблюдения возрастает с мая по июль, что связано с перераспределением морзверя в более южные районы моря. В Южном Каспии численность тюленей более постоянна по сравнению со Средним Каспием, здесь их скопления увеличиваются в мае за счет миграции особей после размножения и зимовки из Северного и Южного Каспия. В августе идет обратный процесс, который продолжается до конца октября. Анализ материалов по распределению тюленей за последние 10 лет позволяет утверждать, что нагул основной части популяции проходит в Среднем Каспии, а зимовка неполовозрелой части популяции преимущественно происходит в восточной части Южного Каспия.

В ноябре на акватории Северного Каспия накормленные половозрелые особи образуют предзимние концентрации. По их упитанности можно судить о питании тюленя летом в южной части моря и состоянии запасов их кормовых организмов (рис. 4).

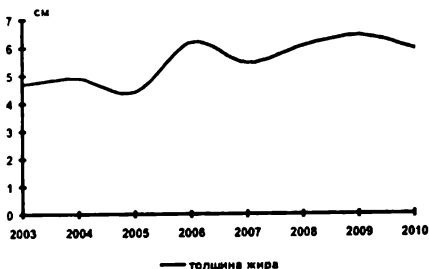


Рис. 4. Упитанность каспийского тюленя перед размножением, см

Наиболее максимальное значение толщины (6.5 см) подкожного жира у взрослых животных перед размножением за последние 8 лет отмечалось в 2009 г. В этом году у обыкновенной кильки была максимальная средняя масса тела (9.8 г).

Из вышесказанного следует, что упитанность тюленя, а именно толщина подкожного жира в районе груди, наряду с площадью ареала обитания в южных районах моря, может предположительно служить индикаторным показателем не только состояния популяции тюленей, но и кормовых ресурсов в Каспийском море. Он также может являться биоиндикатором негативных процессов, происходящих в ихтиофауне морских рыб, в частности, каспийских килек.

Список литературы

- Румянцев В.Д., Хураськин Л.С. История изучения каспийского тюленя // Развитие рыбохозяйственных исследований на Каспии: сборник статей. Астрахань, 1980. С. 134–138.
- Елисеева Е.А. Беломорские морские млекопитающие, как биоиндикаторы состояния прибрежных морских экосистем // Морские млекопитающие Голарктики: сб. науч. докладов по материалам 6 Междун. конф. Калининград, 2010. С. 197–199.
- Хураськин Л.С., Румянцев В.Д., Гришина Г.А., Юсупов М.К. О роли тюленя в экосистеме Каспийского // Изучение, охрана и рациональное использование морских млекопитающих: тезисы докладов 8 Всесоюзного совещания. Астрахань, 1982. С. 397–399.
- Петров Е.А., Смирнова О.Г., Ткачев В.В. Потребление ценных промысловых видов рыб байкальской нерпой // Сибирский экологический журнал. №4. 2007. С. 639–651.
- Бадашшин Б.И. Численность и промысловые запасы каспийского тюленя // Морские млекопитающие: сборник статей. Москва, 1969. С. 261–267.
- Парицкий Ю.А., Колосюк Г.Г., Михин С.П. О причинах сокращения запасов каспийских килек в 2000–2001 гг. // Проблемы изучения и рационального использования природных ресурсов морей: сборник статей. Астрахань, 2001. С. 171–174.

**ПОЛОВОЕ СОЗРЕВАНИЕ КАСПИЙСКОЙ КУМЖИ
(*SALMO TRUTTA CASPIUS* KESSLER) И ОНЕЖСКОГО
ЛОСОСЯ (*SALMO SALAR MORPHA SEBAGO* L.)
В ИСКУССТВЕННЫХ УСЛОВИЯХ**

Ю.К. Кузнецов

*Санкт-Петербургский Государственный Университет,
Санкт-Петербург, Россия,
alevtina.1938@mail.ru*

Некоторые популяции промысловых рыб малочисленны и могут находиться в угнетенном состоянии. В таких случаях искусственное воспроизводство может помочь не только сохранить их уникальный генофонд, но и способствовать поддержанию или даже увеличению их численности. К таким популяциям относятся, в частности, объекты настоящей работы – лосось Онежского озера и каспийская кумжа (в дальнейшем лосось и кумжа).

В Федеральном Селекционно-Генетическом Центре Рыбоводства (ФСГЦР) в Ропше Ленинградской области была начата работа по выращиванию этих рыб от икры до половозрелого состояния. При этом попутно ставился вопрос о возможности их использования для товарного выращивания. Задачей настоящей работы было исследование гаметогенеза и хода полового созревания этих объектов в бассейнах ФСГЦР (в дальнейшем Центр). Зимняя температура в Центре поддерживается на уровне 4–5 °С, летняя поднимаются до 10 °С.

Впервые материал был получен в Центре 10 января 2003 года, когда и были сделаны первые гистологические фиксации гонад. Возраст кумжи в этот день был около 10 месяцев от момента вылупления, возраст лосося – около 8.5 месяца. В дальнейшем делали регулярные фиксации гонад на протяжении 2003- 2006 гг. и подробно документировали отдельные этапы гонадо- и гаметогенеза, основываясь, в частности, на разработанной нами на радужной форели перниодизации протоплазматического роста у лососевых (Кузнецов и др., 1997) и на шкале стадий зрелости, предложенной И.Г. Мурза и О.Л. Христофоровым (1991) для балтийских лосося и кумжи.

В конце декабря 2005 года часть самок кумжи уже отнерестились, а другие исследованные самки находились в преднерестовом (IV стадия зрелости яичников) (рис. 1) или нерестовом (V стадия) состоянии. Таким образом, самки кумжи впервые созрели почти в четырехгодовалом возрасте (3 года и 10 месяцев). Все посленерестовые процессы у самок протекали нормально. В апреле 2006 года

их яичники были в стадии зрелости VI-III, а в конце июня – уже в поздней III стадии зрелости.

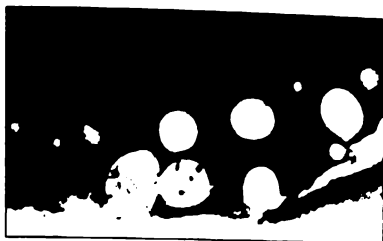


Рис. 1. Фрагмент заполненного желтком ооцита в яичнике IV стадии зрелости кумжи 22 декабря 2005 года. Гомогенная желточная масса образовалась в результате слияния крупных желточных конгломератов. Местами видны округлые пустоты, возникшие на месте жировых капель, растворившихся при гистологической обработке

У самцов в конце декабря 2005 года гонады находились в IV или V стадиях зрелости. При этом большинство самцов созрело во второй или даже в третий раз, но до 2005 года не имело возможности отнереститься из-за отсутствия созревших самок того же поколения. Поэтому каждый раз в семенниках происходила ликвидация масс «невостребованных» сперматозоидов, которая завершалась летом, после чего самцы переходили к новому половому циклу и созревали в очередной раз. Ликвидация масс сперматозоидов, не использованных в период нереста, рассматривается как важная адаптация, позволяющая после срыва нереста нормально вступить в новый половой цикл.

Если не считать вынужденную ликвидацию масс сперматозоидов у самцов кумжи, созревающих раньше самок, то можно констатировать, что процессы созревания, нереста, посленерестового восстановления и перехода к новому половому циклу у кумжи в условиях Центра протекали нормально. Это позволяет организовать воспроизводство каспийской кумжи в искусственных условиях с целью поддержания ее численности в естественных условиях и сохранения генофонда этой малочисленной в настоящее время формы. Кумжа может быть использована и как объект товарного рыбодоводства, если ее разведение окажется экономически выгодным.

Для эффективного искусственного воспроизводства в хозяйствах надо содержать стадо, в котором были бы самки более старших возрастов, чем самцы, поскольку самки начинают созревать в

возрасте 3+, а значительная часть самцов – в возрасте 1+ и частично 2+. Массовое созревание самцов в раннем возрасте является биологической особенностью каспийской кумжи, на что, в частности, указывает И.Г. Мурза (1981).

Большинство самок лосося созрело в октябре 2006 года в возрасте 4 года и 6 месяцев, то есть почти на год позже самок кумжи. Их гонады находились в IV стадии зрелости (рис. 2). Икринки уже слабо держались в ястыках. Однако у части самок гонады находились в ранней III стадии зрелости, а у другой части – даже в стадии II–III, то есть в отличие от самок кумжи самки лосося созревают в разном возрасте. Созревание самцов лосося было дружным. У всех самцов в октябре 2006 года семенники находились в IV стадии зрелости. Созревание самцов и самок лосося протекало нормально.

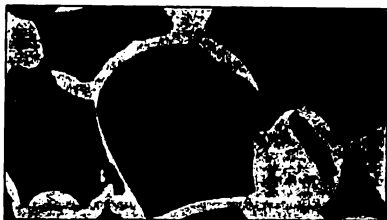


Рис. 2. Фрагмент заполненного желтком ооцита в яичнике IV стадии зрелости лосося 11 октября 2006 года. Видны крупные желточные конгломераты, которые скоро сольются в однородную желточную массу.

Таким образом, большинство самок лосося впервые созрело почти на год позже самок кумжи, а самцы лосося созрели одновременно с самками и на 2–3 года позже самцов кумжи. Имеющиеся материалы позволяют также констатировать, что лосось на всем протяжении наблюдений рос лучше, чем кумжа, но все время отставал от нее по степени развития гонад, особенно семенников, что и привело к его более позднему созреванию. Так, например, 2 октября 2003 года масса исследованных самок лосося была 57.7 ± 6.1 г, а масса самок кумжи – 21.1 ± 3.4 г; 5 октября 2004 года эти значения были соответственно 172.9 ± 6.8 г и 125.0 ± 25.5 г, а 13 октября 2005 года соответственно 598.2 ± 35.9 г и 286.8 ± 29.2 г. Созревали эти рыбы также при существенно разных размерах. Так, масса созревших и перестянувшихся самок кумжи 22 декабря 2005 года была 317.2 ± 6.04 г, а у созревших самок лосося 11 октября 2006 года – 1072.5 ± 57.0 г. Сходная тенденция наблюдается и у самцов.

Поскольку процессы гонадо- и гаметогенеза у онежского лосося в условиях Центра протекали нормально, то его можно успешно воспроизводить в искусственных условиях для сохранения и поддержания его численности в естественном ареале. Этот лосось также может быть использован как объект товарного рыбоводства. Однако его недостатком является позднее половое созревание.

Список литературы

- Кузнецов Ю.К., Мосягина М.В., Насека А.М. О формировании фонда ооцитов у моно- и полициклических лососевых рыб // Вестник СПб ун-та. 1997. Сер. 3. Вып. 3 (№ 17). С. 8–30.
- Мурза И.Г. Особенности гаметогенеза у атлантического лосося *Salmo salar* L. и кумжи *Salmo trutta trutta* L. и *Salmo trutta caspius* Kessler в связи с прогнозированием сроков наступления половой зрелости // Сборник науч. трудов ГосНИОРХ. 1981. Вып. 163. С. 56–69.
- Мурза И.Г., Христофоров О.Л. Определение стадий зрелости гонад и прогнозирование возраста достижения половой зрелости у атлантического лосося и кумжи. Л., 1991. 102 с.

ПРОМЫСЕЛ И КАЧЕСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЛЕЩА Р. УРАЛ

С.В. Кузьменко

*Атырауский филиал Казахского научно-исследовательского
института рыбного хозяйства (АтФ КазНИИРХ)
060027, р. Казахстан, г. Атырау, e-mail s.kuzmenko@kazceb.kz*

Сохранение биоразнообразия Каспийского моря и целостности его экосистемы является принципом управления рыбными запасами. На современном этапе в Урало-Каспийском бассейне запасы полупроходных видов рыб стабильные.

Полупроходные и речные рыбы – лещ, вобла, судак, сазан, сом, щука, караси, красноперка, линь, густера, окунь – традиционные и важные объекты промысла.

Жизненный цикл типичных полупроходных рыб связан с низовьями рек, в том числе и Урала, где происходит их размножение. Урало-Каспийский район занимает второе место по воспроизводству полупроходных рыб в бассейне. Нерестилища полупроходных рыб расположены в дельте и низовьях поймы р. Урал. Нерестовый фонд в уральском районе составляет в среднем 31.2 тыс. га [1].

Огромная роль в формировании биологической продуктивности принадлежит рекам, в том числе и Уралу, который несет свои пресноводные стоки, богатые биогенными веществами в Каспийское море. Разнообразие и ценность местной ихтиофауны общеизвестны, она включает десятки видов и подвидов рыб. Предустьевое пространство реки Урал является зоной миграционных путей рыб, как взрослых, так и молоди. Молодь многих видов промысловых рыб задерживается в предустьевом пространстве р. Урал продолжительное время для нагула и адаптации в буферной зоне с низкой соленостью воды в районах с высокой кормностью.

Лещ самый многочисленный вид промысловой ихтиофауны Урало-Каспийского рыбопромыслового района. Размножается при температуре воды 17–19 °С. Общая продолжительность нерестового периода колеблется от 1 до 2–3 месяцев. Абсолютная плодовитость порядка 100 тыс. икринок. Уже в два года может наступать половая зрелость. Продолжительность жизни – 12–15 лет. В основном, является бентофагом, однако при нехватке излюбленных кормов может переходить на растительную пищу, то есть лещ имеет широкие возможности в освоении кормовых запасов водоемов от растений до крупных бентических организмов, что позволяет этому

виду во всех водоемах занимать главенствующие позиции и делает серьезным конкурентом другим промысловым видам рыб [2].

В Урало-Каспийском районе наблюдается замедление темпа роста леща, что говорит об ухудшении условий обитания. В настоящее время запасы леща находятся на стабильно высоком уровне (табл. 1).

Таблица 1.

Данные по ОДУ, уловам и % освоения леща
в весенний период, тыс. тонн

Годы	Р. Урал			
	промзапас	Лимит	факт. вылов	% освоения
2006	15.0	4.0	1.85	46.3
2007	9.0	4.0	2.57	64.3
2008	21.5	5.0	2.37	53.4
2009	21.33	5.0	2.67	53.4
2010	21.36	5.1	3.38	64.2

Необходимо отметить, что акклиматизированные из Каспия вобла и лещ в Балхаш-Илийский водоем стали в настоящее время абсолютными доминантами и настоящим бедствием. Выедание кормовой базы практически 100%-ное, из-за нехватки кормовой базы вобла и лещ стали вырождаться в «карликовые» формы с длиной тела не более 5–7 см, промышленностью не изымается, так как не пользуются спросом и продолжают увеличиваться в численности. В настоящее время весьма остро стоит вопрос о мерах борьбы с этими видами рыб.

В Северном Каспии существует несколько локальных стад леща – волжское, уральское и терское. Большую часть жизненного цикла лещ проводит в Северном Каспии и авандельте, где происходит нагул взрослой рыбы после нереста и молоди. Нерестится на полоях рек, в авандельте и на мелководьях Северного Каспия.

По данным статистики динамики уловов промысловых видов рыб видно, что лещ составляет основу промысла в Урало-Каспийском рыбопромысловом бассейне – до 60% от общего лимита, выделенного на Урал (табл. 2).

Таблица 2.

Видовое соотношение уловов полупроходных рыб, %

Видовой состав рыб	Годы					
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Лещ	62.9	49.2	60.4	46.4	64.7	66.6
Вобла	5	7	13.1	20.7	25.3	24.2

Видовой состав рыб			Годы					
			2005	2006	2007	2008	2009	2010
Сулак			16	24.2	9.6	17.9	5.5	1.9
Сазан			3.5	7.2	8.7	8.2	2.9	1.6
Сом			3.5	3.3	2.7	2.9	1.4	7.9
Жерех			8.8	8.2	2.1	2.2	5.9	3.6
Щука	0.8	0.9	1.6	1.6	0.3		0.2	

Нерестовые температуры для леща наступают только в мае (рис. 1).

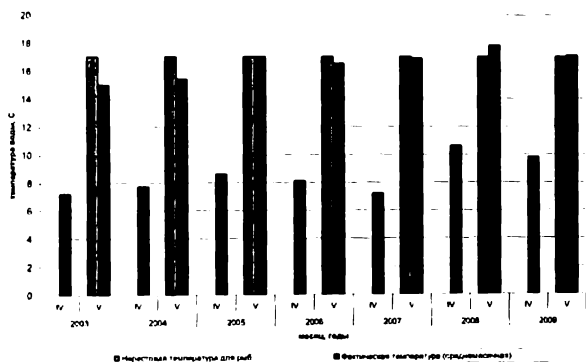


Рис. 1. Сравнительные данные по температурному режиму для леща в р. Урал.

Кривая коэффициентов естественной смертности у леща представлена на рис. 2.

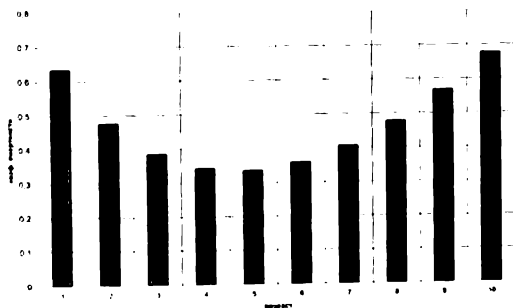


Рис. 2. Значения коэффициентов естественной смертности для леща.

Соотношение полов в популяции леща р. Урал остается на протяжении последних лет на уровне средних многолетних значений 1:1 (таблица 3). [3]

Таблица 3.

Качественная структура нерестовой популяции леща
р. Урал за 2004–2010 гг.

Годы	Длина, см			Масса, кг		
	самцы	самки	оба пола	самцы	самки	оба пола
2004	27.1	28.8	28	0.45	0.53	0.49
2005	27.2	30.4	28.2	0.49	0.61	0.56
2006	28.8	30.3	29.6	0.48	0.57	0.53
2007	27.3	28.6	27.9	0.41	0.47	0.44
2008	28.1	29.2	28.7	0.41	0.48	0.45
2009	28.0	29.3	28.6	0.36	0.42	0.39
2010	27.6	29.2	28.4	0.38	0.45	0.42

В динамике размерного состава леща наибольшая группа составляла с длиной 24.0–30 см и массой 0.41–0.60 (табл. 4, 5).

Таблица 4.

Динамика размерного состава леща за ряд лет, %

Размерный класс	Годы						
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
15.1–18.0	-	-	0.24	-	-	-	-
18.1–21.0	0.35	-	2.88	-	-	-	-
21.1–24.0	1.42	6	8.65	2.2	6.4	4.63	7.7
24.1–27.0	14.3	21.3	23.5	28.1	44.5	31.79	42.4
27.1–30.0	31	25	32.2	35.9	33.1	41.57	37.9
30.1–33.0	26.7	21.7	15.2	19.2	11.8	16.34	10.1
33.1–36.0	20.3	20	11.3	9.3	2.5	4.12	1.3
36.1–39.0	4.57	5.2	5.3	4.8	1.5	1.03	0.3
39.1–42.0	1.01	0.8	0.49	0.5	0.2	0.39	0.3

Таблица 5.

Динамика весового состава леща р. Урал за ряд лет, %

Весовой класс	Годы						
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
0–0.10	-	-	0.72	-	-	-	-
0.11–0.20	0.35	0.9	2.88	-	1.9	1.03	1.63
0.21–0.30	7.5	7.8	9.86	7	15.5	10.42	61

Весовой класс	Годы						
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
0.41–0.50	25.3	21.8	17.1	24.1	35	60.75	25.82
0.51–0.60	19.3	15.7	21.6	27.8	26.3	15.19	7.74
0.61–0.70	14.1	14.8	16.1	14.5	11.8	7.21	2.85
0.71–0.80	11.3	8.4	10.8	10.5	4.4	2.83	0.82
0.81–0.90	12.8	12.2	6.73	6	2.9	0.90	-
0.91–1.00	6.5	9.6	6.07	4.2	0.2	0.77	-
1.01–1.10	1.14	7	6.25	4.3	1.4	0.13	-
1.11–1.20	1.01	0.9	1.2	1.1	0.4	0.51	-
1.21–1.30	0.35	0.9	0.24	0.2	0.2	0.26	0.14

Динамика соотношения полов повторяет многолетние показатели (табл. 6).

Таблица 6.

Соотношение полов леща за ряд лет, %

Пол	Годы							
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
самцы	67.5	49.6	56.7	56.6	50.7	47.5	48.4	49.3
самки	32.5	50.4	43.3	43.4	49.3	52.5	51.6	50.7

Возрастная динамика соотношения полов в популяции леща р.Урал представлена в табл. 7. В младшевозрастных группах доля самцов в уловах значительно выше, чем самок. В старшевозрастных группах, особенно в уловах 2010 г. доля самок значительно возрастает. Средний возраст самцов в 2010 г. несколько ниже, чем у самок [4].

Таблица 7.

Возрастная динамика соотношения полов в популяции леща г. Урал, %

Год	Пол	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Средний возраст
2009	самки	-	0.5	21.3	51.1	24.9	1.4	0.9	-	-	5.8
	самцы	-	3.0	31.8	47.2	14.6	3.0	-	0.4	-	6.04
	оба пола		1.8	26.7	49.1	19.6	2.2	0.4	0.2	-	5.9
2010	самки	-	1.6	10.2	24.3	28.3	21.7	10.5	3.0	0.3	6.0
	самцы	-	7.8	21.3	30.1	25.3	8.8	5.7	1.0	0.0	5.3
	оба пола	0.2	4.7	15.6	27.1	26.8	15.3	8.2	2.0	0.2	5.7

Таким образом, на современном этапе в Урало-Каспийском бассейне сохраняются условия для воспроизводства леща.

Список литературы

- Беляева В.Н., Иванов В.П., Зиланов В.К. Научные основы устойчивого рыболовства и регионального распределения промысловых объектов Каспийского моря. ВНИРО, М., 1998. – 167 с.
- Рыбы Казахстана- Алма-Ата, «Наука», 1986.-Т-3 С. 130–158.
- Фондовые материалы АтФ ТОО «КазНИИРХ».
- Биологическое обоснование «Определение рыбопродуктивности рыбохозяйственных водоемов и/или их участков, разработка биологических обоснований общих допустимых уловов и выдача рекомендаций по режиму и регулированию рыболовства на водоемах международного и республиканского значения Урало-Каспийского бассейна» //Отчет ТОО «КАПЭ», Алматы, 2010.

ПРАВИЛА РЫБОЛОВСТВА ДЛЯ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ: ИНСТРУМЕНТ ДЛЯ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПРОМЫСЛА И СОХРАНЕНИЯ ЗАПАСОВ ИЛИ ФОРМАЛЬНЫЙ ДОКУМЕНТ?

О.М. Лапшин, Ю.В. Герасимов, М.Г. Долгих, В.В. Мазманиянц
*ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии», Москва, lapshin@vniro.ru
Учреждение Российской Академии наук Институт биологии
внутренних вод РАН, п. Борок, Ярославской области,
gu@ibiw.yaroslavl.ru*

Введение

Управление пресноводным любительским и промышленным рыболовством в любой стране должно включать в себя государственные инвестиции, наилучшее научное обеспечение, управление и защиту среды обитания рыб, соответствующие программы сохранения и воспроизводства запасов рыб, специализированные и обеспеченные правоприменением правила регулирования.

Все перечисленные мероприятия не могут быть реализованы, не имея под собой качественно написанных и эффективно действующих Правил рыболовства.

Материал и дискуссия

Итак, какими Правилами рыболовства регламентируется добыча (вылов) водных биоресурсов в целях осуществления промышленного рыболовства, в том числе прибрежного рыболовства, рыболовства в научно-исследовательских и контрольных целях, рыболовства в учебных и культурно-просветительских целях, рыболовства в целях рыбоводства, воспроизводства и акклиматизации водных биоресурсов, любительского и спортивного рыболовства в Российской Федерации в ее наиболее густозаселенной европейской части? В настоящее время действуют Правила рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна («Правила рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна», утвержденные приказом Росрыболовства от 13 января 2009 года № 1).

Вместе с тем в СССР до начала 90-х годов для этой же территории действовали:

1) Правила рыболовства в Каспийском море с впадающими реками, утвержденные Приказом Министерства рыбного хозяйства СССР от 6 апреля 1984 г. № 179;

2) Правила рыболовства в Веселовском и Пролетарском водохранилищах, утвержденные Приказом Министерства рыбного хозяйства СССР от 3 ноября 1975 г. № 492;

3) Правила рыболовства в рыбохозяйственных водоемах Ставропольского края и Калмыцкой АССР, утвержденные Приказом Министерства рыбного хозяйства СССР от 7 сентября 1973 г. № 330;

4) Правила рыболовства в рыбохозяйственных водоемах Волго-Камского бассейна, утвержденные Приказом Министерства рыбного хозяйства СССР от 18 декабря 1968 г. № 401;

5) Правила рыболовства в бассейне реки Дон выше плотины Цимлянской ГЭС, утвержденные Приказом Министерства рыбного хозяйства СССР от 5 июня 1978 г. № 282;

6) Правила рыболовства в рыбохозяйственных водоемах Центральных областей РСФСР, утвержденные Министерством рыбного хозяйства СССР от 17 апреля 1974 г. № 171;

7) Правила рыболовства на Иваньковском водохранилище, утвержденные Приказом Министерства рыбного хозяйства СССР от 17 сентября 1975 г. № 408.

Такое объединение столь большого количества водоемов в одних Правилах рыболовства привело к простому неудобству в их использовании, но, самое главное, что из Правил исчезло положение прямого действия о том, что разрешается рыбакам («рыбохозяйственным организациям разрешается производить добычу рыбы в сроки, указанные в настоящих Правилах, и в указанных для рыболовства местах следующими орудиями лова, имеющими разрешенные размеры ячеи»).

Приведем ряд примеров несовершенства действующих Правил рыболовства Волго-Каспийского рыбохозяйственного бассейна.

Действующие Правила рыболовства (для Южного рыбохозяйственного района Волго-Каспийского рыбохозяйственного бассейна) запрещают использование орудий и способов добычи (вылова) водных биоресурсов кроме предусмотренных, например, сеть ставная: размер (шаг) ячеи от 32 до 90 мм, длина – 25 метров и менее, высота – 5 метров и менее, изготовленная из нити с разрывным усилием до 16 килограмм/сил (кгс) (п. 17.2). Однако, далее по тексту Правил необходимо искать уточнения для конкретных условий лова, например, в п. 21.3.1 «Запретные для добычи (вылова) водных биоресурсов сроки (периоды)» сказано, что для северо-западного рыбохозяйственного подрайона Южного рыбохозяйственного района «запрещается осуществление промышленного рыболовства, в том числе прибрежного рыболовства, а также рыболовства в куль-

турно-просветительских целях, всех видов водных биоресурсов, за исключением: с распадаения льда (но не ранее 1 марта) по 20 апреля – ставными сетями с размером (шагом) ячеи 45–90 мм на расстоянии менее 1 км в сторону моря от кромки камышовых зарослей». И здесь мы видим уточнение нижнего предела диапазона шага ячеи для ставных сетей – вместо 32 мм указан шаг ячеи 45 мм. Тогда не понятно, зачем первоначально была указана величина 32 мм.

Если же обратиться к ограничениям шага ячеи для Северного рыбохозяйственного района Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна, то здесь мы уже видим запрет на применение орудий и способов добычи (вылова), ставных и плавных сетей для добычи (вылова) крупночастиковых рыб, «не предусмотренных во всех водных объектах рыбохозяйственного значения, в том числе Ивановском, Угличском, Куйбышевском, Чебоксарском, Волгоградском водохранилищах (за исключением Рыбинского, Горьковского, Камского, Воткинского, Нижне-Камского, Ириклинского и Саратовского водохранилищ) – с размером (шагом) ячеи не менее 55 мм» (п. 25.1.1). Максимальный размер (шаг) ячеи для добычи (вылова) крупночастиковых рыб во всех водных объектах рыбохозяйственного значения, указанных в данном пункте, – 90 мм (п. 25.1.1).

Итак, при движении с юга на север минимальный разрешенный шаг ячеи увеличивается с 32, затем до 45 и потом до 55 мм. Удивительные метаморфозы, не правда ли? Но еще более удивительно то, что в Северном рыбохозяйственном районе Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна есть крупночастиковые (мелкочастиковые) рыбы, а в Южном рыбохозяйственном районе Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна таких рыб нет.

Еще хотелось бы поинтересоваться у авторов действующих Правил рыболовства, как выглядят такие сетные отцеживающие и объедающие орудия лова и приспособления (п. 29) как «хватки», «буры», «черепки», «накидки», «косынки», «саки», «котцы», «крылатки», «немки», «возьмилки», «режаки»? Что собой представляют такие способы добычи (вылова) водных биоресурсов как «смык», жаберный способ при использовании «жмыхоловок», «комбайнов»?

Как же устроена система регулирования рыболовства в зарубежных странах? Для примера выберем США, где регулирование рыболовства в пресноводных водоемах выполняется каждым штатом самостоятельно в рамках ответственности Комиссии по сохранению запасов рыбы и животного мира.

Например, только в штате Флорида рыболовный сезон длится круглый год на 3 млн. акров озер, прудов и водохранилищ, а также на более 12 тыс. миль рек и каналов. Для любительского рыболовства доступно более 40 видов пресноводных рыб, рыбалкой наслаждаются ежегодно более 1.25 млн. человек, в свою очередь, обеспечивая доход 2.5 млрд. долл. и 24.8 тыс. рабочих мест.

Между Правилами рыболовства Российской Федерации и США есть несколько значимых отличительных особенностей.

1) В США во внутренних водоемах, как правило, не ведется промышленное рыболовство.

2) Новая редакция Правил рыболовства в США в каждом штате принимается, как правило, раз в год; на 12-месячный период действия последней редакции Правил (с 1 июля по 30 июня) изменения в Правила не вносятся.

3) Содержание Правил рыболовства на примере штата Флорида:

- последние изменения в Правила;
- введение, карта всех районов штата, координаты (адрес и телефон) головного и региональных отделений Комиссии по сохранению запасов рыбы и животного мира штата;
- советы опытных рыбаков-профессионалов по приемам и особенностям лова рыбы;
- виды и стоимости лицензий для лова рыбы; например, для жителей штата Флорида лов рыбы в пресноводных водоемах штата в течение 5 лет стоит 79 долл. США; для жителей других штатов лов рыбы в пресноводных водоемах штата в течение 1 года стоит 47 долл. США. Исключения по оплате лицензий делаются для ряда категорий граждан, например, для детей до 16 лет, взрослых после 65 лет;
- описание разрешенных и запрещенных способов лова, запрещенных видов для лова (например, два вида осетровых рыб *Acipenser oxyrinchus* и *Acipenser brevirostrum*);
- различные ограничения по количеству выловленной рыбы и минимальным размерам за 2-дневную рыбалку для различных водоемов штата;
- цветные рисунки основных объектов рыболовства;
- правила рыболовства для конкретных водоемов штата Флорида; например, использование сетного лова, как правило, запрещено;
- ограничения по использованию выловленной рыбы в пищу в зависимости от видовой принадлежности и конкретного водоема;
- ответы на часто возникающие вопросы у рыбаков по использованию лицензий, по ограничениям на суммарный вылов и т.д.

Основное отличие отечественных и зарубежных Правил рыболовства в пресноводных водоемах состоит в удобстве пользования. Зарубежные Правила достигают основной цели подобных документов – создание возможности для граждан заниматься рыбной ловлей при сбалансированном использовании и сохранении рыбных ресурсов.

Особенно это отличие заметно на примере использования ставных рыболовных жаберных сетей из лески (мононити) в любительском и спортивном рыболовстве, незаконное применение которых в силу дешевизны и доступности привело к многократному увеличению нелегального промысла в Российской Федерации.

В Правилах рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна в разделе 5 (Любительское и спортивное рыболовство) в пункте 29 (Виды запретных орудий и способов добычи (вылова) водных биоресурсов во всех водных объектах рыбохозяйственного значения Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна) указано, что при любительском и спортивном рыболовстве запрещается применение сетей всех типов.

Лов сетями разрешен только для промышленного рыболовства, но в I разделе «Правил рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна» в пункте 9 записано, что: «Право на добычу (вылов) водных биоресурсов возникает на основании договоров и решений, установленных Федеральным законом от 20 декабря 2004 года № 166-ФЗ «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» (Федеральный закон от 20 декабря 2004 года № 166-ФЗ «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов», гл. 3.1)».

В разделе II Правил рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна (Требования к сохранению водных биоресурсов, отнесенных к объектам рыболовства) в п. 16 указано, что пользователи водными биоресурсами не вправе осуществлять добычу (вылов) водных биоресурсов без разрешения на добычу (вылов) водных биоресурсов и без выделенной квоты добычи (вылова) водных биоресурсов, если иное не предусмотрено законодательством Российской Федерации.

Таким образом, ставная рыболовная сеть из синтетического материала (лески) является запрещенным орудием лова водных животных для лиц, не имеющих соответствующего разрешения на их добычу (вылов).

Но для действенного запрета (в смысле юридических последствий и соответствующего наказания) ставная рыболовная сеть из

синтетического материала (лески) должна быть отнесена к орудиям массового истребления водных животных, на что указывает Постановление Пленума Верховного суда РФ от 23.10.2010 г. № 26 «О некоторых вопросах применения судами законодательства об уголовной ответственности в сфере рыболовства и сохранения водных биологических ресурсов (ст. 253, 256 УК РФ)».

Любая сеть, используемая как объячеивающее орудие лова, потенциально рассчитана на поимку рыбы каждой ячейей (Баранов, 1960). Тогда одна жаберная сеть при длине 25 м, высоте 5 м и размере ячеей 24 мм, при посадочных коэффициентах: по горизонтальной подборе 0.5 и вертикальной подборе 0.87 содержит 123879 ячеей, следовательно, потенциально она может поймать максимум 123879 рыб. С другой стороны, с увеличением улова способность оставшихся ячеей жаберной сети ловить рыбу снижается. Но расчеты показывают (Баранов, 1960; Котенев и др., 2007), что при лове в местах значительного скопления рыб или при постановке сетей на путях их миграций, в худшем случае, рыбу должны поймать минимум 64% ячеей, что для данного примера составляет 79282 шт. рыб. Если бы к месту установки данного орудия лова подошла многочисленная стая рыб, улов мог бы составить количество выловленной рыбы близкое к указанному. Здесь необходимо отметить, что для жаберных сетей из лески уловистость, как правило, составляет величину более 64% в силу большей уловистости данного вида материала.

Следовательно, способ лова рыбы жаберной сети из лески может являться орудием массового истребления рыб.

Какие повреждения получает рыба при объячеивании в сети из синтетического материала (лески)? Способна ли к дальнейшей жизнедеятельности рыба, получившая повреждения от ставной сети?

При контакте с сетным полотном жаберной сети, рыбы получают серьезные повреждения. Лабораторные исследования на различных видах пресноводных рыб Рыбинского водохранилища, аналогичных ихтиофауне Горьковского водохранилища, показали, что количество рыб с потерей чешуи до 50% от площади поверхности тела составило от 60 до 97%, небольшие повреждения кожного покрова, такие как царапины и потертости, были отмечены у 20–60% рыб, видимые гематомы присутствовали у 80–98%, глубокие раны отмечались у 2–6% экспериментальных рыб (Долгих и др., 2008). В экспериментах участвовали рыбы с разным типом чешуйного покрова и степенью устойчивости к механическому воздействию – укляя, плотва, лещ, синец.

Степень повреждаемости при обьачеивании зависит не только от типа чешуйного покрова, но и от толщины используемой в орудии лова нити. Травмирование тонкой нитью жаберной сети происходит более значительное, чем траловой делью при небольших скоростях траления, поскольку тонкая нить глубоко врежется в мягкие ткани рыб (Ефанов, 1978; Долгих, Герасимов, Лапшин 2008). Использование жаберных сетей из тонкой лески наиболее опасно, поскольку рыба легче запутывается в сети, а когда, пытаясь выбраться, совершает бросковые движения, то еще сильнее наматывает на себя нить, больше сдавливается и повреждается.

Серьезные механические травмы могут быть непосредственной причиной гибели рыбы. Но даже незначительные повреждения сильно ослабляют организм и тем самым снижают резистентность рыб к инфекционным и инвазионным болезням, кроме того, раны служат местом проникновения в организм инфекций – бактерий, вирусов, и грибов (Бауер и др., 1977). Кроме того, у поврежденных рыб ухудшается плавательная способность и устойчивость к воздействию хищника, что приводит к более высокой смертности (Долгих 2007; Долгих и др., 2007).

Эксперименты по определению выживаемости рыб после контакта с жаберной сетью показали, что при простом выдерживании в аквариумах в течение 14 дней после контакта с жаберной сетью, все травмированные особи погибли (Долгих и др., 2008).

Таким образом, рыба, получившая повреждения от ставной жаберной сети из лески (в отличие от полиамидной, капроновой крученой или трощено-крученой нитки), не способна к дальнейшей жизнедеятельности.

В разделе IV Правил рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна «Промышленное рыболовство, в том числе прибрежное рыболовство, рыболовство в культурно-просветительских целях в Северном рыбохозяйственном районе Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна» п. 25 «Виды запретных орудий и способов добычи (вылова) водных биоресурсов» сказано, что «при осуществлении добычи (вылова) водных биоресурсов применяются стандартные орудия лова, изготовленные в соответствии с технической документацией. Запрещается применение орудий и способов добычи (вылова), не предусмотренных в пункте 25.1 Правил рыболовства».

Например, для Горьковского водохранилища должны использоваться ставные и плавные сети для добычи (вылова) крупночастиковых рыб с размером (шагом) ячеи не менее 60 мм, ставные и

плавные сети для добычи (вылова) мелкочастиковых видов рыб с размером (шагом) ячеи не менее 24 мм, длина сетей – 25 метров и менее, высота – 5 метров и менее, сеть изготавливается из нити с разрывным усилием до 16 килограмм/сил (кгс) (п. 17.2).

Но здесь возникает противоречие, заключающееся в том, что сетной жаберный лов из синтетического материала (лески) в случае использования в любительском лове является орудием массового истребления, в случае промышленного рыболовства – не является.

Чем же отличается применение ставных жаберных сетей в разрешенном и запрещенном (незаконном) вариантах?

В случае запрещенного применения ставных жаберных сетей каждая рыба из такого улова входит в превышение научно обоснованных и утвержденных Росрыболовством (в соответствии с Постановлением Правительства РФ от 11.06.2008 № 444) величин общего допустимого вылова (возможного вылова) промысловых рыб для водного объекта рыбохозяйственного значения, а, значит, приводит к перелову на водоеме, снижению нерестовой части популяции, последующему уменьшению пополнения промысловых видов, деградации (или полному исчезновению) промысловых видов. В случае нелегального применения ставных жаберных сетей они устанавливаются на неограниченное время, в местах массового нереста рыб или на зимовальных ямах, что приводит к массовому истреблению рыб во время и на местах, запрещенных для добычи (вылова) рыбы.

Таким образом, сетной жаберный лов сетями из синтетического материала (лески) может быть отнесен к орудиям массового истребления водных животных.

Но следует ли это из текста действующих Правил рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна? Нет.

Выводы и рекомендации

1) Недостаток существующих Правил рыболовства – их излишнее укрупнение, запретительный характер описания, тогда как мировая практика подобных документов исходит из разрешительного принципа.

2) Все невятно прописанные положения Правил рыболовства способствуют расширению браконьерского лова рыбы в водоемах России.

3) Необходимо разделить существующие Правила рыболовства для внутренних водоемов в России на Правила для промышленного

рыболовства и Правила для любительского и спортивного рыболовства.

4) Необходимо придать всем Правилам рыболовства, в первую очередь, разрешительный, а не запретительный характер: в каком водоеме, в какие сроки, какими орудиями лова можно осуществлять добычу (вылов) рыбы. Также необходимо регламентировать, каков допустимый улов за определенный срок лова для каждого водоема и каждого пользователя, ввести эти цифры в ежегодно издаваемые Правила рыболовства.

5) Очевидно, что любительское (спортивное) рыболовство следует сделать платным, лицензию на лов следует покупать на разный срок, а все суммы следует перечислять либо в специальный фонд, либо на счет уполномоченной (муниципальной, общественной) организации по управлению рыбохозяйственной деятельностью на водоеме для последующего финансирования мероприятий по воспроизводству промысловых рыб и восстановлению (улучшению) мест обитания рыбного населения.

Список литературы

- Баранов Ф.И. Техника промышленного рыболовства. М.: Пищепромиздат, 1960. 696 с.
- Баур О.Н., Мусселлус В.А. Николаева В.М., Стрелков Ю.А. Ихтиопатология. М.: Изд-во «Пищевая промышленность», 1977. 472 с.
- Долгих М.Г. Изучение плавательной способности прошедших через ячею трала рыб // Труды научной конференции «Инновации в науке и образовании-2007» (23–25 октября 2007 г., Калининград). 2007. Часть 1. С. 135–137.
- Долгих М.Г., Герасимов Ю.В., Лапшин О.М. Изучение жизнеспособности вышедших из трала рыб путем экспериментов по устойчивости к воздействию хищника // Материалы докладов международной научно-практической конференции «Проблемы изучения, сохранения и восстановления водных биологических ресурсов в XXI веке» (16–18 октября 2007 г., Астрахань). 2007. С. 37–40.
- Долгих М.Г., Герасимов Ю.В., Лапшин О.М. Травматизм рыб не промыслового размера при прохождении через ячею орудий лова в модельных экспериментах // Известия ТИНРО. 2008. Т. 155. С. 257–271.
- Ефанов С.Ф. О травмированности рыб, прошедших через ячею кутка трала // Труды ВНИРО. Т.135. Совершенствование техники

- промышленного рыболовства. М.: Пищевая промышленность, 1978. С. 48–51.
- Котенев Б.Н., Лапшин О.М., Васильев Д.А., Герасимов Ю.В. и др. Изучение экосистем рыбохозяйственных водоемов, сбор и обработка данных о водных биологических ресурсах, техника и технология их добычи и переработки. Выпуск 6. Методика комплексной учетной съемки и оценки численности осетровых рыб в северной части Каспийского моря. М.: Изд-во ВНИРО, 2007. 68 с.
- Правила рыболовства Волжско-Каспийского рыбохозяйственного бассейна» утвержденные приказом Росрыболовства от 13 января 2009 года № 1. 197 с.

ПРИМЕНЕНИЕ ОБОБЩЕННОЙ ФУНКЦИИ ЖЕЛАТЕЛЬНОСТИ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ РЫБОЗАЩИТНЫХ СООРУЖЕНИЙ

В.В. Логинев

Нижегородская лаборатория ФГНУ ГосНИОРХ,
Нижегород, Россия, gosniork@list.ru

Метод обобщенной функции желательности может служить некоторой интегральной мерой отклонения состояния биосистемы от нормы. Обобщенная функция желательности эффективна при преобразовании натуральных значений частных отклонков в безразмерную шкалу желательности или предпочтительности (0;1), задается как среднее геометрическое частных желательностей (Воробейчик и др., 1994; Булгаков и др. 2003; Гелашвили и др., 2004). Этот метод позволяет устранить «проклятие размерности». В настоящее время обобщенная функция желательности с успехом применяется в различных областях экологических исследований (Гелашвили и др., 2006; Корягин и др., 2005).

Метод построения обобщенной функции желательности был использован для перевода всей совокупности полученных данных в легко воспринимаемую шкалу «скорость – плохо» (Булгаков и др., 2003). Суть метода заключается в том, что все переменные переводятся в частные функции желательности d_i , заведомо лежащие на интервале $[0, 1]$, причем значения около единицы являются наиболее желательными («скоростными»). При этом $D=0$ соответствует абсолютно неприемлемому уровню данного свойства или комбинации свойств, а $D=1$ – самому лучшему. Поскольку D является средним геометрическим, то очевидно, что если хотя бы одна из частных функций желательности $d_i = 0$, то и $D = 0$. С другой стороны, $D=1$ тогда и только тогда, когда все $d_i = 1 (i = 1 \div n)$. Таким образом, обобщенная функция желательности, как средняя геометрическая, соответствует ее свойствам: это устойчивая, базовая, одноплоскостная, многозначная, единичная средняя, являющая полную область применения (Адлер и др., 1976).

Обобщенная функция желательности строится на основе частных желательностей:

$$D = \sqrt[n]{d_1 \times d_2 \times \dots \times d_n}, \quad (1)$$

где: d_i – желательность i -го параметра (частная функция желательности), а n – число параметров, использованных для расчета.

Поскольку обобщенные функции живительности заданы на интервале $[0;1]$, то частные функции живительности d_i должны быть заданы на этом же интервале. Поэтому натуральные или вторичные показатели преобразуют с помощью формулы свертки функций.

Дополнение до единицы функционала $\eta_g[f(x_1, x_2, x_3)]$ представляет собой свертку функций (Гезинякин и др., 2001; 2004)

$$\eta_g[f(x_1, x_2, x_3)] = \frac{\int_0^1 f(x_1, x_2, x_3) f(g(x_1, x_2, x_3)) dx_1 dx_2 dx_3}{\int_0^1 f(x_1, x_2, x_3)^2 dx_1 dx_2 dx_3}, \quad (2)$$

которая в виде конечных сумм может быть представлена, как

$$d_i = 1 - \eta_g[f(x_1, x_2, x_3)] = 1 - \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m \frac{2 \sum_{i=1}^n L_i \times R_i}{\sum_{i=1}^n (L_i^2 + R_i^2)}, \quad (3)$$

где: η – степень инвариантности выборки из m видов рыб ($i=1 \dots m$), характеризующихся набором n признаков (размерных признаков) ($j=1 \dots n$) при отключенном (L) и включенном (R) электрорыбоуловителе (ЭРЗ) водозаборного сооружения.

Следует отметить, что свертка функций ранее успешно использовалась для оценки флукутирующей симметрии / асимметрии билатеральных структур животных и растений (Гезинякин и др., 2001; Логинов, 2004). В данном случае на водозаборных сооружениях с рыбозащитными устройствами (РЗУ) наблюдается сходная ситуация. С той лишь разницей, что вместо левой и правой сторон билатеральных структур биообъектов рассматриваем размерно-видовой состав рыбного населения, попадающего на приемномощные решетки с «включенной» и «выключенной» ЭРЗ. Электрорыбоуловителем (ЭРЗ) имеют ряд преимуществ перед РЗУ других типов (Милославич, 2005).

В 2007–2008 гг. Нижегородской лабораторией ФГНУ ГосНИОРХ было проведено исследование функциональной эффективности ЭРЗ береговой насосной станции (БНС) Державинской ГЭЦ. Была определена 74% рыбозащитная эффективность ЭРЗ (Иностранкина..., 1995). Нами были взяты материалы, полученные в результате испытаний ЭРЗ.

Ниже приведен алгоритм вычисления величины инвариантности (функциональности или эффективности ЭРЗ) с помощью свертки

функции (3) на конкретном примере, взятом из табл.1 и преобразованном соответствующим образом.

С учетом вышесказанного были рассчитаны d_i по размерным рядам основных видов рыб, попадающих на вращающиеся решетки в водозабор БНС Дзержинской ТЭЦ

Таблица 1.

Образец таблицы для обработки данных размерных рядов рыб, попадающих в водозабор береговой насосной станции при отключенном (L) и включенном (R) электрорыбозаградительном устройстве

Виды, m ,	Размерные ряды, n_i		
	18-24	24-30	>30
	$L-R$	$L-R$	$L-R$
1. Уклея	12-2	73-35	935-112
2. Тюлька	0-0	0-0	11-2
3. Белоглазка	0-0	2-3	8-1
4. Бычок	0-0	0-0	4-1
5. Густера	130-0	200-2	50-3
6. Ерш	2-1	25-6	4-0
7. Лещ	0-0	17-47	526-70
8. Пескарь	7-5	36-9	2-3
9. Плотва	3-0	8-5	15-0

Значения обобщенной и частных функций желательности приведены в табл. 2. Значения частных функций желательности, принятые в качестве значений свертки функций ($d_i = 1-\eta$).

Таблица 2.

Значения обобщенной и частных функций желательности для данных размерных рядов, рыб попадающих в водозабор береговой насосной станции при отключенном и включенном электрорыбозаградительном устройстве

Виды	$d_i = 1-\eta$
1. Уклея	0.76
2. Тюлька	0.65
3. Белоглазка	0.64
4. Бычок	0.53
5. Густера	0.98
6. Ерш	0.81
7. Лещ	0.74
8. Пескарь	0.74
9. Плотва	0.64
Обобщенная функция желательности, D	0.71

Обобщенная функция желательности D рассчитана по уравнению (1):

$$D = \sqrt[9]{d_1 \cdot d_2 \cdot d_3 \cdot d_4 \cdot d_5 \cdot d_6 \cdot d_7 \cdot d_8 \cdot d_9}$$

Из таблицы 2 видно, что значения обобщенной функции желательности по 9-и видам близко к 1

Таким образом, по всем видам рыб попадающим в водозабор установлена эффективность ЭРЗ. При этом ЭРЗ обладает 71% эффективностью (об этом свидетельствуют значения обобщенной функции желательности $D = 0.71$). Соответственно можно говорить о рыбозащитной эффективности ЭРЗ (СНиП 2.06. 07–87 по нормативной эффективности рыбозащитных устройств не менее 70%).

Применение обобщенной функции желательности дает возможность проводить интегральную оценку эффективности любого РЗУ, установленного на водозаборе с достаточной степенью подробности.

Список литературы

- Адлер Ю. П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М., 1976. 276 с.
- Булгаков Н.Г., Левич А.П., Максимов В.Н. Региональный экологический контроль на основе биотических и абиотических данных мониторинга // Экологический мониторинг. Методы биологического и физико-химического мониторинга. Часть V: Учебное пособие / Под ред. проф. Д.Б. Гелашвили. Н.Новгород: Из-во ННГУ. 2003. 399 с.
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург, 1994. 280 с.
- Гелашвили Д.Б., Краснов А.К., Логинов В.В., Мокров И.В., Радаев А.А., Силкин А.А., Слепов А.В., Чупрунов Е.В. Методологические и методические аспекты мониторинга здоровья среды государственного природного заповедника «Керженский» // Труды ГПЗ «Керженский». Н. Новгород. Т. 1. 2001. С.287–325.
- Гелашвили Д.Б., Логинов В.В., Мокров И.В., Силкин А.А. Структурно-информационные показатели флуктуирующей асимметрии организмов в биоиндикационных исследованиях // VII Всероссийский популяционный семинар. Методы популяционной биологии (часть 1). (16–21 февраля 2004 г., Сыктывкар) – Сыктывкар, 2004а. 252 с.
- Гелашвили Д.Б., Чупрунов Е.В., Иудин Д.И. Структурные и биоиндикационные аспекты флуктуирующей асимметрии билатераль-

- но-симметричных организмов // Журн. общ. биол. 2004б. Т. 26. № 5. С. 433–441.
- Гелашвили Д.Б., Королев А.А., Басуров В.А. Зонирование территории по степени нагрузки сточными водами с помощью обобщенной функции желательности (на примере Нижегородской области) // Поволжский экологический журнал. 2006. № 2/3. С. 129–138.
- Корягин А.С., Ерофеева Е.А., Якимов В.Н., Логинов В.В., Гамова О.Н., Ванеева О.Ю. Сравнительная оценка противолучевых свойств животных ядов по состоянию системы крови в условиях многократного гамма-облучения // Поволжский экологический журнал. 2005. № 2. С. 137–146.
- Логинов В.В. Фенотипическая изменчивость и цитогенетические характеристики природных популяций зеленых и бурых лягушек, обитающих на антропогенно-трансформированных и заповедных территориях. Автореф. дис....канд. биол. наук: 03.00.16 / Н. Новгород. 2004. 24 с.
- Мишелович Г.М. Современное состояние разработок и применения электрических рыбозащитных устройств // Мат-лы межд. конф. Киев. 2005. С. 173–175.
- Строительные нормы и правила (СНиП 2.06. 07–87). Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения. М., 1979. 47 с.
- Инструкция о порядке осуществления контроля за эффективностью рыбозащитных устройств и проведением наблюдений за гибелью рыбы на водозаборных сооружениях. – М., 1995. 20 с.
- Тамарина Н.А., Максимов В.Н., Александрова К.В., Георгиева Е.К. Функция желательности как обобщенный критерий качества лабораторных культур насекомых // Журн. общ. биол 1981. № 4. С. 597

Научное издание

Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов. Материалы докладов I Всероссийской конференции с международным участием. 12–16 сентября 2011 г., Борок, Россия. В двух томах. Том I (468 с.)

Редакторы *В.К. Голованов, Ю.В. Герасимов, М.И. Шатуновский*
(материалы публикуются с минимальными редакционными правками)
Оригинал-макет: *А.И. Цветков*

Общероссийский классификатор продукции
ОК-005-93, том 2; 95300 – книги, брошюры

Подписано в печать 09.08.2011 г. Формат 60×90 1/16. Бумага офсетная.
Усл. печ. л. 30.0. Печ. л. 17.5. Тираж 400 экз. Заказ от 09.08.2011.

Издательство «АКВАРОС»

Издательство АКВАРОС
Почтовый адрес: 107140, г. Москва, а/я 111
Адрес электронной почты: info@aquaros.com; aquaros@mail.ru
Телефон: (495) 721-5082, факс (499) 188-9369

Отпечатано в ООО «Костромской печатный дом»,
156000, г. Кострома, ул. Мясницкая, 43-а, корп. Б