

INSS 1996–1499

2012 №1



Российский
Журнал
Биологических
Инвазий

<http://www.sevin.ru/invasjour/>



Институт проблем экологии и эволюции
имени А.Н. Северцова
Российской Академии Наук

СОДЕРЖАНИЕ

<i>Березина Н.А., Петряшев В.В.</i> Инвазии высших ракообразных (Crustacea: Malacostraca) в водах Финского залива (Балтийское море)	2
<i>Бузолева Л.С., Летягина А.В., Звягинцев А.Ю., Кашин И.А.</i> Исследование микроорганизмов, поступающих в порт Владивостока с балластными водами судов	19
<i>Галанин И.Ф.</i> К вопросу о расселении бычков родов <i>Neogobius</i> и <i>Proterorhinus</i> в прибрежье Куйбышевского водохранилища	32
<i>Лёвин Б.А., Рубенян А.Р.</i> О новых ихтиологических находках в Армении	39
<i>Мартемьянов В.И., Борисовская Е.В.</i> Показатели водно-солевого обмена у вселившегося в Рыбинское водохранилище бычка-цуцика <i>Proterorhinus marmoratus</i> Pallas и аборигенного карпа <i>Cyprinus carpio</i> L. в зависимости от солености среды	46
<i>Минеев А.К.</i> Некоторые гематологические параметры ротана-головешки (<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877) из озёр Круглое и Пляжное Самарской области	58
<i>Слынько Ю.В., Кияшко В.И.</i> Анализ эффективности инвазий пелагических видов рыб в водохранилища Волги	73
<i>Терехова В.В., Скрыльник Ю.Е.</i> Особенности биологии чужеродного для Европы жука-короеда <i>Anisandrus maiche</i> Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) на территории Украины	88
<i>Ядренкина Е.Н.</i> Распределение чужеродных видов рыб в озерах умеренного климатического пояса Западной Сибири	98
<i>Aistova E.V.</i> Alien flora in Amur Region (historical pattern of formation and research)	116

ИНВАЗИИ ВЫСШИХ РАКООБРАЗНЫХ (CRUSTACEA: MALACOSTRACA) В ВОДАХ ФИНСКОГО ЗАЛИВА (БАЛТИЙСКОЕ МОРЕ)

© 2012 Березина Н.А., Петряшев В.В.

Учреждение Российской академии наук Зоологический институт РАН,
Санкт-Петербург 199034, Университетская наб. 1, nber@zin.ru, malacostraca@zin.ru

Поступила в редакцию 18.01.11

Анализируются литературные и собственные данные о современном распространении видов-вселенцев среди высших ракообразных Malacostraca, включая представителей отрядов Amphipoda, Mysidacea, Isopoda, Cumacea, Decapoda, в Финском заливе (восточной части Балтийского моря). К настоящему времени в этом районе зарегистрировано 12 видов высших ракообразных аллохтонного происхождения. Также, известно 7 видов, активно расселяющихся в близлежащих регионах, – потенциальных вселенцев в Финский залив. Рассмотрены история расселения этих видов и возможные пути их заноса на акваторию залива.

Ключевые слова: ракообразные, Amphipoda, Mysidacea, Isopoda, Cumacea, Decapoda, история проникновения, распространение.

Введение

Расселение видов в природе происходит постоянно с самого начала возникновения жизни, так как стремление к расширению своего ареала присуще всем организмам. Исключение составляют консервативные виды (большой частью реликты), ареал которых может быть относительно стабилен. Большинство же видов имеют ареалы с пульсирующими относительно центра границами [Одум, 1975]. При успешном расширении ареалов основной стратегией является постепенное и последовательное заселение видом новых местообитаний. В результате вмешательства человека большинство экосистем на Земле на сегодняшний день в той или иной степени нарушены. Возможности для расселения видов в таких системах и векторы определяются видами антропогенной деятельности [Simberloff, 1981], и часто синергично с естественными процессами.

Солоноватое Балтийское море, как и другие «неполносолёные» моря, характеризуется естественно низким

биоразнообразием и оказывается особенно уязвимо для вселения новых видов [Stachowicz et al., 1999]. Кроме того, в последние десятилетия количество инвазий новых видов и скорость их расселения внутри Балтики существенно возросли благодаря человеческой деятельности, в первую очередь развитию судоходства. Через Балтийское море пролегают важные трансокеанические транспортные пути – из районов Дальнего Востока, Южной Азии, Австралии, Северной и Южной Америки. Возникновение новых портов в восточной части Балтики усиливает риск появления новых видов. Также, в результате строительства в прошлых столетиях сети каналов, соединивших бассейны рек Понто-Каспийского и Балтийского регионов, в Европе сформировалось несколько трансконтинентальных водных путей (инвазионных коридоров) – из районов Белого, Черного и Каспийского морей, которые также способствуют естественным миграциям и расселению видов между этими бассейнами [Bij de Vaate et al., 2002]. Общее количество

видов организмов аллохтонного происхождения к 2006 г. в Балтийском море достигло 115 [Leppäkoski, 2007], причем около 40% от общего количества обнаруженных новых видов беспозвоночных составили ракообразные. Инвазионные виды успешно адаптируются в новых местообитаниях, особенно в нарушенных биоценозах, и могут

быстро увеличивать численность, оказывая влияние на другие звенья трофической сети. Контроль за расселяющимися видами и изучение их роли в новых местообитаниях признаны одними из важнейших задач для мониторинга экосистемы Балтийского моря, особенно в его прибрежных и эстуарных участках [Baltic coastal ecosystems..., 2002].

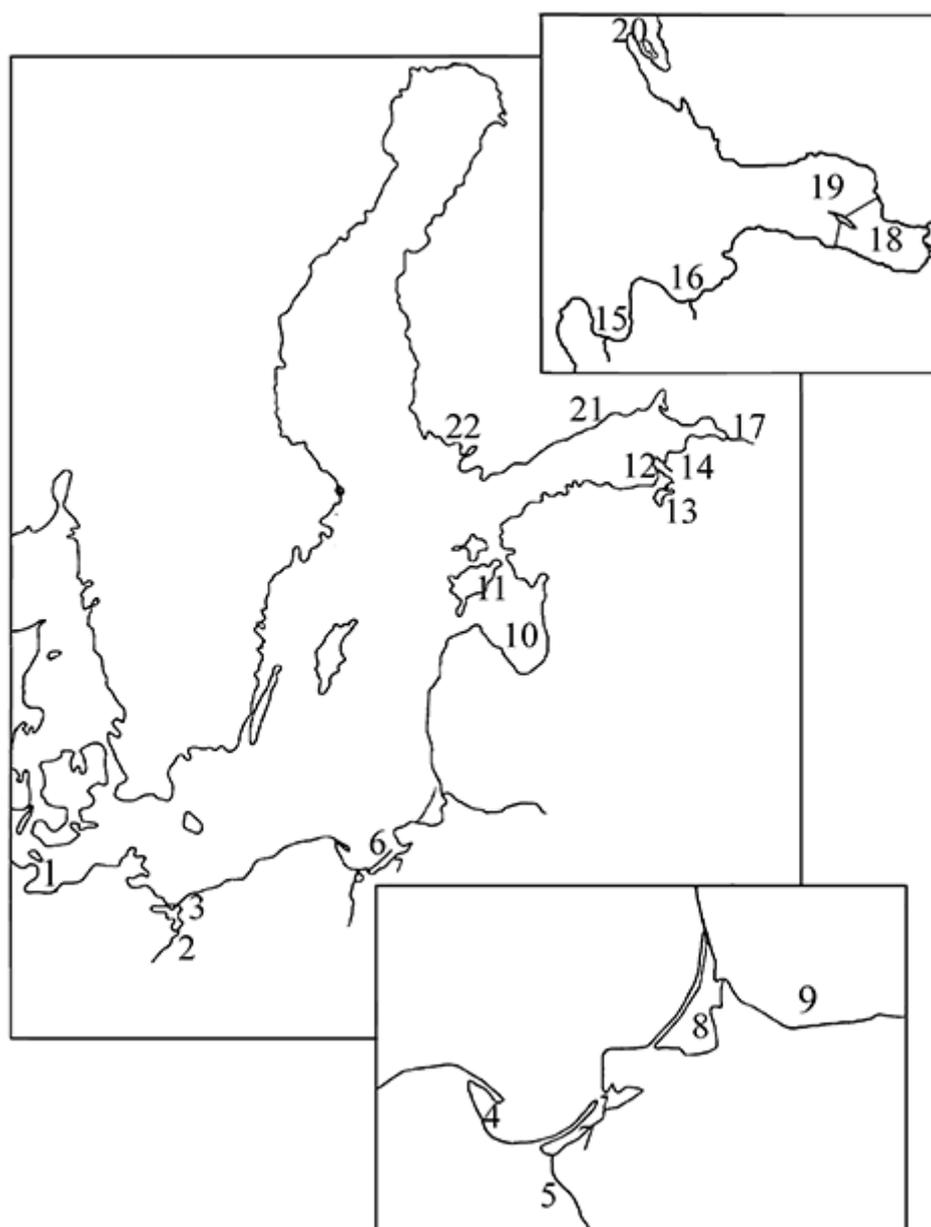


Рис. 1. Карта-схема Балтийского моря с указанием исследованного и прилежащих районов. 1 – Мекленбургская бухта; 2 – р. Одра; 3 – эстуарий р. Одры; 4 – Путский залив; 5 – р. Висла; 6 – Гданьский залив; 7 – Вислинский залив; 8 – Куршский залив; 9 – р. Неман; 10 – Рижский залив; 11 – о. Сааремаа; 12 – Нарвский залив; 13 – оз. Псковско-Чудское; 14 – р. Луга; 15 – Лужская губа; 16 – Копорская губа; 17 – р. Нева; 18 – Невская губа; 19 – эстуарий р. Невы; 20 – Выборгский залив; 21 – Котка; 22 – Турку.

Целью настоящего обзора является анализ современного распространения и обсуждение возможных путей проникновения ракообразных класса Malacostraca, недавних вселенцев в восточную часть Балтийского моря, Финский залив (рис. 1). Также, будут рассмотрены те виды ракообразных, которые уже зарегистрированы как чужеродные в других частях Балтийского моря или внутренних водах близлежащих регионов и вскоре могут проникнуть в акваторию Финского залива.

Финский залив – это один из крупнейших заливов Балтийского моря. Он отличается низкой соленостью вод (0.1 до 5‰), определяемой объемом речного стока, главным образом за счет р. Невы [Фрумин, Басова, 2008]. Площадь Финского залива – 29.5 тыс. км², средняя глубина – 38 м, максимальная глубина 115 м. Восточная вершина Финского залива – эстуарий р. Невы (3.6 тыс. км²), состоит из пресноводной Невской губы (средней глубиной 4 м) и собственно эстуария, подразделяемого на внутренний и внешний со средними глубинами 12 м и максимальными до 60 м. Уровень общего фосфора в воде варьирует от 30 до 340 мгм⁻³, свидетельствуя о происходящем эвтрофировании этой экосистемы [Berezina, Golubkov, 2008].

Методы

Проведен анализ литературных данных по распространению видов в Балтийском море и его бассейне, собственных наблюдений на Российской акватории Финского залива. Также были учтены данные коллекций и каталогов Зоологического института РАН (г. Санкт-Петербург). Сбор материала проводили с мая по октябрь в 1999–2011 гг. в прибрежной зоне (0–5 м) Финского залива, включая Невскую губу, собственно эстуарий р. Невы, Копорскую и Лужскую губы и Выборгский залив (рис. 1).

Результаты и обсуждение

В Финском заливе Балтийского моря к настоящему времени зарегистрировано 12 видов-вселенцев из класса Malacostraca (Таблица 1). Из них два вида *Eriocheir sinensis* (Milne-Edwards, 1853), *Palaemon elegans* Rathke, 1837 – это представители отр. Decapoda; два вида *Hemimysis anomala* Sars, 1907 и *Paramysis intermedia* (Czerniavsky, 1882) – отр. Mysidacea (мизиды); один вид *Jaera sarsi* Valkanov, 1936 – отр. Isopoda (равноногие ракообразные) и шесть видов *Chaetogammarus warpachowskyi* (Sars, 1894), *Chelicorophium curvispinum* (Sars, 1895), *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894), *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899), *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 и *Orchestia cavimana* Heller, 1865 – представители отр. Amphipoda (разноногие ракообразные). Также, в 2004 г. обнаружен бентосный кумовый рачок *Stenocuma graciloides* (Sars, 1894) – единичная находка [Анцулевич, 2005].

В южной части Балтийского моря, озерах и реках бассейна встречаются еще два вида мизид (*Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882, *Paramysis lacustris* (Czerniavsky, 1882)) и 4 вида амфипод (*Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1899), *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *Obesogammarus crassus* (Sars, 1894) аллохтонного происхождения [Berezina et al., 2011]. Также, активно расселяется в Балтике североамериканский краб *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) [Hegele-Drywa, Normant, 2009]. Эти виды в ближайшее время могут проникнуть и в Финский залив.

Разноногие раки. Первым видом-вселенцем в Финском заливе стал байкальский *Gmelinoides fasciatus*. До начала 1960-х гг. ареал этого вида был ограничен бассейнами Сибирских рек (Ангара, Баргузин, Иртыш, Лена, Пясины, Тунгуска, Селенга, Енисей). Эти байкальские амфиподы появились

Таблица 1. Список видов-вселенцев в Финском заливе с указанием года их первого обнаружения

Вид	Год первого обнаружения в Финском заливе	Источник
Amphipoda		
<i>Chaetogammarus warpachowskyi</i>	2004	Orlova et al., 2006
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	2005	Herkül, Kotta, 2007; Малявин и др., 2008
<i>Pontogammarus robustoides</i>	1999	Berezina, Panov, 2003; Berezina, 2007b
<i>Gmelinoides fasciatus</i>	1996	Berezina, Panov, 2003
<i>Gammarus tigrinus</i>	2003	Pienimäki et al., 2004; Berezina, 2007c
<i>Orchestia cavimana</i>	2002	Kotta, 2000; Herkül et al., 2005
Mysida		
<i>Hemimysis anomala</i>	1992	Salemaa, Hietalahti, 1993
<i>Paramysis intermedia</i>	2008	Herkül et al., 2009
Isopoda		
<i>Jaera sarsi</i>	2004	Orlova et al., 2006; Berezina et al., 2011
Cumacea		
<i>Stenocuma graciloides</i>	2004	Анцулевич, 2005; Orlova et al., 2006
Decapoda		
<i>Eriocheir sinensis</i>	1933	Herborg et al., 2003; Ojaveer et al., 2007
<i>Palaemon elegans</i>	2003	Kekkonen, 2003

в бассейне Балтийского моря в 1960–1970-х гг. в результате преднамеренной интродукции в озера Карельского перешейка с целью улучшения кормовой базы рыб [Архипцева и др. 1977; Berezina, 2007a] и в Горьковское водохранилище [Мордухай-Болтовской, Чиркова, 1971]. Спустя несколько десятилетий, *G. fasciatus* расселился в различных водоемах европейской части России [Berezina, 2007a]. В частности, он был обнаружен в оз. Псковско-Чудском в 1972 г. [Timm, Timm, 1993], в Рыбинском водохранилище – в 1986 г. [Бисеров В.И., ИБВВ РАН, устное сообщение; Щербина и др., 1997], в оз. Ладожском – в 1988 г. [Панов, 1994], в оз. Белом – в 1994 г. [Щербина и др., 1997] и оз. Онежском – в 2001 г. [Березина, Панов, 2003].

Из Ладожского озера *G. fasciatus* проник в пресноводную часть Невской губы (крайнюю восточную точку Финского залива), где был отмечен впервые в 1996 г. [Berezina, Panov, 2003]. Через несколько лет (в 1999 г.) этот вид был найден в олигогалинной части эстуария р. Невы, и в дальнейшем он распространился вдоль всего

побережья Финского залива, заходя в солоноватые воды до 2–3‰ [Berezina et al., 2011]. Он стал обычным обитателем залива, вносящим существенный вклад в биомассу прибрежного зообентоса. Западная граница распространения проходит в юго-западной части залива, Лужской губе (отмечается с 2004 г.). К настоящему времени, он сформировал многочисленную популяцию в устье р. Луги; корни этой популяции, по-видимому, происходят из бассейна р. Нарвы и Нарвского залива, где *G. fasciatus* отмечен как многочисленный представитель уже с середины 1990-х гг. [Panov et al., 2000] или из эстуария р. Невы, принесенный с балластными водами судов.

Наибольшее количество видов амфипод-вселенцев в Финском заливе – это представители Понто-Каспийского фаунистического комплекса: *Chaetogammarus warpachowskyi*, *Chelicorophium curvispinum* и *Pontogammarus robustoides*. *C. curvispinum* – один из видов автохтонной фауны Каспийского моря и водоемов Азово-Черноморского бассейна [Бирштейн, Романова, 1968],

встречается в пресных и олигогалинных водах при солености не выше 5‰ [Романова, 1975]. Он был впервые описан из Северного Каспия в 1895 г. С начала XX в. *C. curvispinum* отмечается за пределами анцестрального ареала: в реках Волга [Державин, 1912; Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976], Дон [Мартынов, 1924; Бенинг, 1936], Урал [Бенинг, 1928], Днепр [Mastitsky, Makarevich, 2007], Днестр [Дедю, 1967], Дунай [Unger, 1918; Jażdżewski, 1980]. Основным способом заноса *C. curvispinum* в бассейн Балтийского моря из южных широт считается саморасселение рачков по канально-речной сети и перевозка с судами (с балластом или в прикрепленных метацинозах). Важную роль в его расселении могли сыграть каналы, соединившие реки Буг и Припять (1784 г.), Припять и Неман (1768 г.), Одра и Висла (1774 г.), Одра и Эльба (1746 г.) [Мордухай-Болтовской, 1960; Дедю, 1967; Jażdżewski, 1980; Bji de Vaate et al., 2002; Jażdżewski et al., 2002]. Возможно, что способов проникновения в Европу и источников инвазионных популяций *C. curvispinum* несколько, о чем свидетельствуют многочисленные сведения о нахождении этого вида в начале XX в. одновременно в различных регионах южной части Балтийского моря и реках его бассейна. В 1912 г. *C. curvispinum* впервые зарегистрирован в озере Мюгель системы рек Шпре и Хавель возле г. Берлина (Германия) и в системе р. Одра [Wundsch, 1912]. Изначально он был описан здесь как новый для науки вид *Chelicorophium devium* (Wundsch, 1912) и позже сведен в синоним с *C. curvispinum* [Jażdżewski, Конораска, 1996]. В 1920–1930-е гг. появились сведения о находках этого вида в Балтийском море: в Куршском и Вислинском заливах и Щецинской лагуне [Николаев, 1963; Jażdżewski, 1980], а также на разных участках впадающих в них рек Неман, Висла, Нотек и др. [Kulmatycki, 1930; Wolski, 1930; Гасюнас, 1963]. В 2005 г.

C. curvispinum был обнаружен в восточной части Эстонского побережья Балтийского моря [Herkül, Kotta, 2007] и, вскоре, в августе 2006 был отмечен и в Российской акватории Финского залива (Лужской губе), и в устье р. Луги [Малявин и др., 2008]. В настоящее время этот вид стал обычным и многочисленным во многих частях Балтийского моря [Gruszka, 1999; Invasive aquatic species ..., 2002; Jażdżewski, Конораска, 2002; Ezhova et al., 2005; Jażdżewski et al., 2005; Kotta et al., 2006; Grabowski et al., 2007; Berezina et al., 2011], в том числе в проливах Каттегат и Белт, эстуарии р. Одра, в Куршском, Вислинском и Финском заливах. Недавно этот вид также обнаружен в Ладожском озере [Курашов и др., 2010].

Первоначальный ареал понтос-каспийских амфипод *P. robustoides* и *C. warpachowskyi* включал бассейны Черного, Азовского и Каспийского морей. Эти виды характерны для солоноватых и опресненных заливов, прибрежных озер и лагун, нижнего течения и эстуариев рек Волга, Дон, Буг, Днепр, Днестр, Дунай, Прут, Терек, Кура, Кубань и т. д. История этих двух видов в бассейне Балтийского моря прослеживается с начала 1960-х гг., когда эти виды были интродуцированы из бассейна Черного моря в Каунасское водохранилище (на р. Неман), и затем в различные внутренние водоемы Литвы, Латвии и северо-запада России, Ленинградской обл. [Гасюнас, 1972; Arbačiauskas, 2002; Berezina, 2007b; Grudule et al., 2007].

К концу XX в. *P. robustoides* расселился по течению крупных европейских рек (Висла, Одра, Неман, Эльба), проникнув и во многие озера и водохранилища в бассейне этих рек [Arbačiauskas, 2002; Jażdżewski, Конораска 2002; Jankauskienė, 2003; Ezhova et al., 2005]. В настоящее время этот вид обычный и массовый компонент донных зооценозов в Вислинском и Куршском заливах, как правило, сосуществует с другим

аллохтонным видом – понто-каспийским вселенцем *Obesogammarus crassus* [Berezina et al., 2011]. В 1999 г. *P. robustoides* был обнаружен в Финском заливе: эстуарии р. Невы [Berezina, Panov, 2003] и вдоль эстонского побережья, в Нарвском заливе [Herkül et al., 2009]. Также, в период 1999–2005 гг. этот вид был обнаружен на большинстве исследованных участков в нижнем течении и устье латвийских рек, впадающих в Балтийское море [Grudule et al., 2007], и в 2009 г. он был открыт в прибрежной зоне Рижского залива [Kalinkina, Berezina, 2010]. Кроме этого, из Финского залива он проник в Ладожское озеро [Kurashov, Barbashova, 2008]. В 2011 г. *P. robustoides* в массе был обнаружен в губах (Копорской и Лужской) и вдоль открытого побережья юго-восточной части Финского залива [Березина, 2011 неопубл.].

Chaetogammarus warpachowskyi встречается в Куршском заливе и внутренних водоемах Литвы [Olenin, Leppäkoski, 1999; Jankauskienė, 2003]. В 2004 г. этот вид был обнаружен единично в восточной части Финского залива (близ г. Зеленогорска). В последующие 2005–2009 гг. *C. warpachowskyi* не встречался [Березина и др., 2008].

Амфиподы понто-каспийского происхождения *Chaetogammarus ischnus* натурализовались в бассейне Балтийского моря уже в начале XX столетия, имея вектор инвазии сходный с другим понто-каспийским видом *Chelicorophium curvispinum*. *C. ischnus* пока не обнаружен в российских водах Финского залива, но его присутствие неоднократно подтверждали в южных районах Балтийского моря, в частности, в бассейне р. Вислы (включая Российскую часть) и в Куршском заливе (Литва) [Jażdżewski, Koparacka 2002; Jankauskienė 2003; Berezina et al., 2011].

Другие представители понто-каспийского комплекса (*D. haemobaphes* и *O. obesus*), широко распространенные

в Восточной Европе (Польше, Калининградской обл.) и центральной России (бассейне р. Волги), активно расселяются и вскоре могут появиться в заливе. Миграции по канально-речной сети играют основную роль в расселении этих видов с юга на север России. Известно, что в середине прошлого столетия, они поднимались вверх по течению р. Волги на 2000–4000 км [Мордухай-Болтовской, 1960]. В 1990-е гг. *D. haemobaphes* был отмечен в верхней части Горьковского водохранилища и в р. Волге у г. Ярославля [Баканов, 2003]. Другие находки этого вида в верхнем течении р. Москвы, также как и в р. Волге в месте впадения канала, связывающего ее с р. Москвой, в 1995 г. [Львова и др., 1996] и в Рыбинском водохранилище в 1997 г. [Баканов, персональное сообщение, 2001] свидетельствуют о продвижении этого вида вдоль Северного инвазионного коридора.

Вселенец из Атлантического побережья Северной Америки *Gammarus tigrinus* впервые отмечен в Балтийском море в 1975 г. [Bulnheim, 1976]. В 1990-х он расселился в водах южной и восточной Балтики. В эстуарий р. Невы, где *G. tigrinus* отмечен впервые в 2005 г., он, скорее всего, привезен с балластными водами судов из других районов Балтийского моря [Berezina, 2007c]. По-видимому, этот рачок легко и быстро адаптируется к условиям новых мест, что привело к освоению им северной и южной частей эстуария уже в 2006–2009 гг. Примерная скорость расселения *G. tigrinus* вдоль побережья составила около 100 км в год [Berezina, 2007c]. В 2011 г. *G. tigrinus* был отмечен в Лужской и Копорской губах (в южной части) и по-прежнему встречается вдоль северного побережья Российской акватории Финского залива, включая Выборгский залив. В Невской губе он пока не обнаружен [Berezina, 2011 неопубл.].

Талитрида *Orchestia cavimana* (Heller 1865) была найдена впервые

в северо-восточной части Балтийского моря 1999 г. у побережья острова Сааремаа (Эстония) [Kotta, 2000; Herkül et al., 2005]. *Orchestia cavimana* – один из обычных представителей в Щецинской лагуне, устье р. Одры, в Вислинском заливе и прилежащих акваториях [Spicer, Janas, 2006]. Этот вид появился в северо-восточной части Балтики, по-видимому, с плавающими матами макрофитов, которые стали обычным распространенным явлением (вследствие эвтрофирования) в этих частях моря. Скорость распространения этого вида вдоль эстонского побережья Балтийского моря высока, в результате вид широко распространился в этой части в последние годы [Herkül et al., 2009].

Равноногие раки. Равноногие раки *Asellota*, такие как западно-средиземноморский *Proasellus coxalis*, *P. meridionalis*, североамериканский *Asellus communis*, широко расселяются во внутренних водоемах Европы [van der Velde et al., 2000; Holdish, Röckl, 2007]. Некоторые представители рода *Jaera*, такие как *Jaera istri* – эндемик р. Дунай (на территории Румынии до границы с Сербией) и *J. sarsi* из солоноватых водоемов Черноморско-Азовского бассейна, проникли в Центральную Европу [Holdish, Röckl, 2007].

Jaera sarsi Valkanov, 1936 – пресноводно-солонатоводный вид, первоначально был распространен в лиманах Черного и Азовского морей, в Таганрогском заливе, на нижнем течении рек Дунай (до 2250 км от устья), Днепр, Дон, Волга (до 2170 км от устья), Урал, в озерах Абрау (Черноморское побережье Кавказа, Россия), Варненском, Гебеджинском (Болгария), в Среднем и Южном Каспии [Кусакин, 1988]. Проникновение *J. sarsi* в Финский залив Балтийского моря – пример непреднамеренной интродукции. В Финском заливе *J. sarsi* была обнаружена 14 июля 2004 г. в Копорской губе у поселка Систа-Палкино, на глубине 5 м на песчано-

каменистом грунте при солености воды около 2‰. Особи из Финского залива по морфологии соответствуют черноморскому подвиду *J. sarsi sarsi*. Из Понто-Азовского бассейна в Финский залив эти ракообразные могли проникнуть при акклиматизации понто-каспийских мизид и амфипод в Прибалтике [Arbačiauskas, 2002], с которыми *J. sarsi* могли завести случайно, или с балластными водами кораблей.

В результате ревизии Вьюилле [Veuille, 1979] рода *Jaera* (сем. Janiridae) пресноводная форма из р. Дунай (у г. Кладово) была описана как самостоятельный вид *Jaera istri* Veuille, 1979 на основе морфологических характеристик. Перед этой ревизией данный вид отмечали под названием *J. sarsi* как обычный в среднем и верхнем течении р. Дунай, и наиболее ранние его находки датированы 1934 г. [Holdish, Röckl, 2007]. После открытия каналов, связавших реки Рейн, Майн и Дунай, этот вид широко распространился в бассейне р. Рейн, достигнув его дельты к 1997 г., проник в р. Эльбу, где был обнаружен в 1999 г. [Kelleher et al., 2000] и в дальнейшем на территории Чехии [Straka, Špraček, 2009]. Эти рачки – мелкие, до 2 мм, обитают на камнях в мелководной зоне водоемов, где часто развивают очень высокие численности (3–5 тыс. экз/м²) [Kelleher et al., 2000]. Вид может распространяться в различные европейские водоемы с судами по южному европейскому коридору, который связывает Южную Европу с Северным морем.

Мизиды. В 1970-х гг. мизиды *Paramysis intermedia* (Czerniavsky, 1882) из Понто-Каспийского региона были интродуцированы в рыбохозяйственных нуждах в оз. Псковско-Чудское, откуда расселились по течению р. Нарвы [Herkül et al., 2009]. В настоящее время нет свидетельств о статусе популяции этого вида в оз. Псковско-Чудском. Вместе с тем, в 2008 г. *Paramysis intermedia* был обнаружен в Финском

заливе в приустьевых участках р. Нарвы и в Рижском заливе, у острова Рухну [Herkül et al., 2009]. Это свидетельствует о существовании устойчивой популяции в бассейне р. Нарва и возможном расселении этого вида в соседние регионы, включая Финский залив [Herkül et al., 2009]. В южном регионе *P. intermedia* заходит в эстуарии и нижние течения рек Азово-Черноморского бассейна, в дельту р. Волга, низовья р. Урал, Северный и Средний Каспий на юг до района Баку (западный берег) и м. Песчаный (восточный берег). *P. intermedia* отмечается на глубинах 0–18 м, преимущественно на песчаных грунтах и ракуше, реже на заиленной ракуше и илистых грунтах, при солёности воды 0–2.5‰, иногда до 6–10‰.

В южной части Балтийского моря, озерах и реках Балтийского бассейна встречаются еще три вида мизид понто-каспийского происхождения (*Limnomysis benedeni* (Czerniavsky, 1882), *Paramysis lacustris* (Czerniavsky, 1882), *Hemimysis anomala* Sars 1907). Современное распространение этих видов за пределы их естественного ареала – пример сочетания преднамеренной и непреднамеренной интродукции. В 1963–1985 гг. эти мизиды неоднократно вселялись из бассейна р. Днепр в озера Литвы и в Каунасское водохранилище [Arbačiauskas, 2002]. Позже, *P. lacustris* из этого водохранилища был перенесен в бассейны рек Западная Двина и Волхов. Вероятно, акклиматизация прошла неудачно в бассейне р. Волхов, так как в последующие годы этот вид отсутствовал в сборах из этого бассейна.

В Финском заливе из этих трех видов встречается только *Hemimysis anomala*, распространившаяся по южному побережью Финляндии от Турку до Котки, первая находка в 1992 г. [по Salemaa, Nietalahti, 1993; Audzijonyte et al., 2008]. Первоначальный ареал *H. anomala* охватывает западное и северо-западное

побережья Черного моря и нижние течения впадающих в эту акваторию рек, Азовское море и нижнее течение р. Дон, Средний Каспий, восточную половину Южного Каспия и дельту р. Волга. За пределами естественного ареала *H. anomala* встречается в водохранилищах нижнего Днепра, Днестра, Дона, в р. Дунай (вверх по течению до Регенсбурга), в лагунах и заливах у Бельгии и Нидерландов, на юго-востоке Великобритании, в западной Ирландии, в южной Франции и в Великих озерах Северной Америки.

В Балтийском море она обычна также у восточного побережья Швеции и в Куршском, Гданьском заливах, в бассейнах его рек Неман, Одер, Эльба, Везер, Эмс, Рейн (вверх по течению до Швейцарии). Возможно, *H. anomala* также встречается в российских водах Финского залива от района Выборга до границы с Финляндией. *H. anomala* обитает на глубинах 1–31 м, иногда до 40 м; на каменистых и скалистых грунтах, покрытых водорослями, реже на песках, ракуше, плотной глине при солёности воды 0.5–11.5‰ (иногда до 18‰).

Десятиногие раки. Недавно (2003 г.) эвригалинная креветка *Palaemon elegans* была отмечена в районе г. Ханко в Финском заливе [Kekkonen, 2003]. Эта находка свидетельствует о возможно скором ее появлении и в эстуарии р. Невы. Этот вид, изначально распространенный в Средиземном, Черном, Каспийском морях и у африканского и европейского побережья Атлантики, от Намибии до Норвегии [Udekem d'Acoz, 1999], был случайно завезен в 1950-е гг. в Аральское и Каспийское моря [Зенкевич, 1963]. Считается, что личинки этого вида были привнесены в Балтийское море с балластными водами судов из южных регионов.

В 2000-е гг. исследователи стали отмечать массовые находки *P. elegans* в Балтийском море – в российской части Вислинского залива в 2001 г. [Ezhova, 2009], в Гданьском заливе – в 2002 г.

[Janas et al., 2004], в Куршском заливе – в 2004 г. [Daunys, Zettler, 2006]. К настоящему времени *P. elegans* широко расселился вдоль южного побережья Балтики [Janas et al., 2004; Grabowski et al., 2005]. Эта креветка успешно акклиматизировалась и обосновала самовоспроизводящиеся популяции в Путском заливе и вдоль всего польского побережья Балтики [Grabowski et al., 2005].

Rhithropanopeus harrisi – отмечен в Архипелаговом море (Финляндия) в 2010 г., в месте Риматтила (Rymättylä) возле порта Наантали [Katajisto T., 2010, устное сообщение]. Фактически этот вид достиг границы Финского залива и его распространение на восток в ближайшие годы высоковероятно. *Rhithropanopeus harrisi* происходит из атлантического побережья Северной Америки. С 1930-х гг. этот вид регистрируется в южной части Балтийского моря [Żmudziński, 1957; Grabowski et al., 2005; Hegele-Drywa, Normant, 2009] – в том числе, у берегов Германии, в Щецинской лагуне, в Вислинском, Куршском и Гданьском заливах. Вместе с трансокеаническим транспортом вид был привезен в Европу в конце XIX в., где обнаружен впервые в Северном море у берегов Голландии [Jensen, Knudsen, 2005].

Eriocheir sinensis – китайский мохнаторукий краб, естественный ареал которого до интродукции в другие районы мира, можно было бы охарактеризовать, как западно-тихоокеанский субтропический, включая материковое побережье Азии от провинции Фуцзянь на юге до реки Ялуцзянь ($\approx 40^\circ\text{N}$) на севере Китая. Современное распространение *E. sinensis* – есть результат и один из ярчайших и классических примеров непреднамеренной интродукции организмов. Трансокеанский перенос этих крабов произошел с балластными водами судов. Впервые за пределами естественного ареала *E. sinensis* был отмечен в 1912 г. в реке Аллер, притоке реки Везер (северо-запад Германии),

а 1926–1928 гг. – у немецкого и польского побережья Балтики [Gollasch et al., 2002]. В последующие годы китайский мохнаторукий краб широко расселился вдоль берегов Северного и Балтийского морей, во впадающих в эти моря реках и связанных с ними озерах. В Финском заливе, у побережья Финляндии и под Выборгом был отмечен в 1933 г. [Herborg et al., 2003]. Однако, в устье р. Вислы, в Мазурских озерах, в Гданьском и Вислинском заливах этот вид краба был найден только в 1980-х гг. [Normant et al., 2000]. Вероятно, с этого же времени китайский мохнаторукий краб обитает и у балтийских берегов Калининградской области.

В Невской губе *E. sinensis* впервые был отмечен осенью 1982 г. при отсыпке грунтовой дамбы между поселком Горская и городом Кронштадт [Петряшев В.В., устное сообщение, 1982; Berezina et al., 2011]. После этого 18 лет достоверных случаев поимки этого краба в данном районе не было. В 2000-х гг. находки *E. sinensis* в районе г. Санкт-Петербурга стали более многочисленными. Так, в 2000 г. он был пойман в районе поселков Зеленогорск и Ушково, в 2002 г. – в Санкт-Петербургском морском порту и в р. Красненькая (район порта), в 2003 г. – у поселка Горская (у северной части защитных сооружений от наводнений). В этот же период рыбаки-любители находили этого краба и непосредственно в р. Нева.

В 1993 г. китайский мохнаторукий краб был пойман у Пухтинских островов в Онежском озере [Бергер и др., 1999], а в 2006 г. – в Кондопожской губе и Повенецком заливе этого озера. В середине 1990-х гг. он был отмечен и в р. Вуокса, впадающей в Ладожское озеро, в 2005 г. и в Тайполовском заливе Ладожского озера [Panov, 2006]. В 1998 г. *E. sinensis* был обнаружен в р. Северная Двина в 20 км от устья (у г. Архангельска), а несколько позже и в дельте этой реки [Berger, Naumov, 2002].

В бассейне р. Волга китайский мохнаторукий краб впервые был обнаружен в 1970-е гг. в районе города Саратов [Аникин, 2002]; в последующие годы в 1995 и 1996 гг. в районе Саратова [Аникин, 2002; Золотухин, Назаренко, 2002], в 1995 г. в Рыбинском водохранилище [Slynko et al., 2002].

В пределах естественного ареала *E. sinensis* максимальная ширина карапакса крабов обычно не превышает 50 мм. У особей из Гданьского залива и сопредельных районов Польши максимальная ширина была значительно больше – 53–80.7 мм [Normant et al., 2000]. Эта тенденция подтверждается и сборами, хранящимися в коллекциях Зоологического института РАН: максимальная ширина карапакса самки из Восточного Китая – 46 мм, самцов – 33–45 мм; из оз. Ладожского в районе Санкт-Петербурга – 61–73 мм и 56–74 мм, соответственно.

Молодые и половозрелые особи *E. sinensis* отличаются исключительной эврибионтностью, населяя разнотипные местообитания как в пресных водоемах, так и в морских (до 32‰), и даже способны обитать в гипергалинных водах [Cohen, Weinstein, 2001]. Вместе с тем, развитие личинок этого вида, особенно зоеа стадий II–V, лимитировано соленостью и температурой и успешно только в солоноватых и морских водах в диапазоне от 15 до 32‰ и при температуре воды не ниже 12°C [Anger, 1991; Cohen, Weinstein, 2001]. Для вселения *E. sinensis* в новые районы необходимы эстуарии с площадью не менее 200 км², а скорость течения воды в реках не должна превышать 1.5 м/с [Cohen, Weinstein, 2001]. Китайские мохнаторукие крабы обычно мигрируют на 350–450 км от мест развития личинок, а с балластными водами судов перевозятся на тысячи километров.

Благоприятные для развития личинок зоеа условия существуют у балтийских берегов Германии и Дании, куда крабы могут мигрировать от мест предыдущего обитания. У берегов

Европейской части России стабильные, естественно пополняющиеся популяции *E. sinensis* могут сформироваться в районе Калининградской области, в нижнем течении Северной Двины и сопредельных районах Белого моря [Berezina et al., 2011]. В остальных регионах, в частности, в бассейнах рек Невы и Волги и в Каспийском море, из-за значительной удаленности от мест размножения, могут существовать только его псевдопопуляции, поддерживаемые за счет импорта мегалоп и молодых крабов, привносимых с балластными водами судов.

Анализ распространения и состояния популяций ракообразных класса Malacostraca, недавних вселенцев в Финский залив и другие районы Балтийского моря, показал, что наряду с продолжающимся расширением ареалов видов, возрастает и их значение в реципиентных местообитаниях. Конкуренция (в первую очередь, за пищевые ресурсы), хищничество со стороны видов-вселенцев и, также, возможный принос вселенцами новых видов паразитов [Ovcharenko, Berezina, 2010, неопубл.], патогенных для местной фауны могут быть причиной изменения структуры сообществ аборигенных видов. Дальнейшего изучения требуют межвидовые трофические взаимодействия вселившихся и аборигенных видов, поскольку они определяют возможности сосуществования популяций ракообразных. В большинстве своем преднамеренные интродукции высших ракообразных в изученном регионе проводили с целью обогащения кормовой базы рыб, но до сих пор не ясно: как повлияли эти мероприятия на рыбопродуктивность. Некоторые косвенные результаты указывают, что акклиматизация амфипод и мизид привела к пополнению пищевых ресурсов для рыб и, в конечном итоге, увеличению продуктивности водных экосистем [Berezina, Strelnikova, 2010]. В дальнейших разработках, помимо качественных доказательств важной

роли вселившихся видов ракообразных в трофических сетях водоемов, хотелось бы получить и количественные свидетельства.

Литература

- Аникин В.В. О вселенцах-гидробионтах из числа высших ракообразных (Crustacea, Decapoda) в Саратовском и Волгоградском водохранилищах // Природа Симбирского Поволжья. Ульяновск: Деловые и представительские бумаги. 2002. Вып. 3. С. 198–199.
- Анцулевич А.Е. Первое обнаружение кумовых (Cumacea) в Финском заливе // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 3. Биология. 2005. Вып. 1. С. 82–85.
- Архипцева Н.Т., Баранов И.В., Забелина Г.М., Покровский В.В., Сереброва С.А., Терешенков И.И., Цыбалева Г.А. Озера бассейна северного рукава реки Вуоксы // Известия ГосНИОРХ. 1977. Т. 124. С. 83–134.
- Баканов А.И. Современное состояние бентоса Верхней Волги в пределах Ярославской области // Биология внутренних вод. 2003. №1. С. 81–88.
- Бенинг А.Л. Каспийские реликты среднего течения Урала // Русский гидробиологический журнал. 1928. Т. 7. № 10–12. С. 263.
- Бенинг А.Л. Каспийские перакариды в бассейне Маныча // Доклады Академии наук СССР. 1936. Т. 4. № 2. С. 83–85.
- Бергер В.Я., Брызгин В.Ф., Наумов А.Д. Китайский мохнорукий краб *Eriocheir sinensis* – новый элемент фауны Восточной Фенноскандии // В сб.: Биологические основы изучения, освоения и охраны животного и растительного мира, почвенного покрова Восточной Фенноскандии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. С. 260.
- Березина Н.А., Панов В.Е. Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) в Онежское озеро // Зоологический журнал. 2003. Т. 82. № 6. С. 731–734.
- Березина Н.А., Балущкина Е.В., Циценкина И.Г., Панкова Е.С. Фауна макро-беспозвоночных прибрежной зоны // В кн.: Экосистема эстуария р. Невы, биоразнообразие и экологические проблемы / Под ред. А.Ф. Алимova, С.М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 202–211.
- Бирштейн Я.А., Романова Н.Н. Отряд бокоплавы Amphipoda / Атлас беспозвоночных Каспийского моря. М.: Пищевая промышленность, 1968. С. 24–289.
- Гасюнас И.И. Акклиматизация кормовых ракообразных (Каспийского реликтового типа) в водохранилище Каунасской ГЭС и возможность их переселения в другие водоемы Литвы // Труды Академии наук Литовской ССР. 1963. Т. 1. № 30. С. 79–85.
- Гасюнас И.И. Обогащение кормовой базы рыб водоемов Литвы акклиматизированными ракообразными Каспийского комплекса // В сб.: Вопросы разведения рыб и ракообразных в водоемах Литвы / Под ред. Ю. Вирбицкас. Вильнюс, 1972. С. 57–68.
- Дедю И.И. Амфиподы и мизиды бассейнов рек Днестра и Прута. М.: Наука, 1967. 171 с.
- Державин А.Н. Каспийские элементы в фауне бассейна р. Волги // Труды ихтиологической лаборатории. Астрахань: Управление Касп.-Волжских рыбных и тюленьих промыслов, 1912. Т. 2. № 5. С. 19–44.
- Зенкевич Л.А. Биология морей СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 739 с.
- Золотухин В.В., Назаренко М.А. Обнаружение мохнорукого краба *Eriocheir sinensis* (Crustacea: Grapsidae) в районе Ульяновска // Природа бассейна Волги. 2002. Т. 3. С. 204.
- Кусакин О.Г. Морские и солоноватоводные равноногие ракообразные

- (Isopoda) холодных и умеренных вод северного полушария. Т. III. Подотряд Asellota. Ч. I. Семейства Janiridae, Santidae, Dendrotonidae, Munnidae, Paramunnidae, Naplomunnidae, Mesosignidae, Naploniscidae, Mictosomatidae, Ischnomesidae. Л.: Наука, 1988. 502 с. (Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом АН СССР; Вып. 152).
- Курашов Е.А., Панов В.Е., Барбашова М.А. Первое обнаружение инвазивной амфиподы *Chelicorophium curvispinum* (G.O. Sars, 1895) (Amphipoda, Crustacea) в Ладожском озере // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 3. С. 62–71.
- Львова А.А., Палий А.В., Соколова Н.Ю. Понто-каспийские вселенцы в реке Москве и в черте г. Москвы // Зоологический журнал. 1996. Т. 75. Вып. 8. С. 1273–1274.
- Малявин С.А., Березина Н.А., Хванг Дж.-Ш. О находке *Chelicorophium curvispinum* Sars 1895 (Amphipoda: Crustacea) в Финском заливе Балтийского моря // Зоологический журнал. 2008. Т. 87. № 6. С. 643–649.
- Мартынов А.В. К познанию реликтовых ракообразных бассейна нижнего Дона, их экологии и распространения // Ежегодник Зоологического музея РАН. 1924. Т. 25. 115 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. 287 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д., Дзюбан Н.А. Изменение в составе и распределении фауны Волги в результате антропогенных воздействий // В сб.: Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука, 1976. С. 67–82.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д., Чиркова Э.Н. О распространении байкальского бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) в Горьковском водохранилище // Биология внутренних вод. Л.: Наука, 1971. № 9. С. 38–42.
- Николаев И.И. Новые вселенцы в фауне и флоре Северного моря и Балтики // Зоологический журнал. 1963. Т. 42. № 1. С. 20–27.
- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Панов В.Е. Байкальская эндемичная амфипода *Gmelinoides fasciatus* Stebb. в Ладожском озере // Доклады Академии наук. 1994. Т. 336. № 2. С. 279–282.
- Романова Н.Н. Количественное распределение и экология корофид (Crustacea, Amphipoda, Corophium) Каспийского моря // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отд. Биологический. 1975. Т. 80. № 3. С. 51–63.
- Фруммин Г.Т., Басова С.Л. Физико-географическое описание восточной части Финского залива // В кн.: Экосистема эстуария р. Невы, биоразнообразие и экологические проблемы / Под ред. А.Ф. Алимова, С.М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 16–19.
- Щербина Г.Х., Архипова Н.Р., Баканов А.И. Об изменении биологического разнообразия зообентоса верхневолжских и Горьковского водохранилищ // В сб.: Проблемы биологического разнообразия водных организмов Поволжья. Тольятти, 1997. С. 108–114.
- Anger K. Effect of temperature and salinity on the larval development of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (Decapoda: Grapsidae) // Marine ecology progress series. 1991. V. 72. P. 103–110.
- Arbačiauskas K. Ponto-Caspian amphipods and mysids in the inland waters of Lithuania: history of introduction, current distribution and relation with native malacostracans // In: Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management / Eds.: E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 104–115.
- Audzijonyte A., Wittmann K.J., Väinölä R. Tracing recent invasions of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala*

- across Europe and to North America with mitochondrial DNA // Diversity and Distributions. 2008. V. 14. P. 179–186.
- Baltic coastal ecosystems. Structure, Function and Coastal Management / Eds. E. Schernewski, U. Schiewer. Springer-Verlag, 2002. 397 p.
- Berezina N. Changes in aquatic ecosystems of the north-western Russia after introduction of Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* // In: Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats / Ed.: F. Gherardi. Springer, 2007a. P. 479–493.
- Berezina N.A. Invasions of alien amphipods (Crustacea: Amphipoda) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences // Hydrobiologia. 2007b. V. 590. P. 15–29.
- Berezina N.A. Expansion of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 to the Neva Estuary (easternmost Baltic Sea) // Oceanologia. 2007c. V. 49. 1. P. 129–135.
- Berezina N.A., Golubkov S.M. Effect of macroalgae proliferation on benthic communities in the easternmost Baltic Sea // Journal of marine system. 2008. 74S. P. 80–85.
- Berezina N.A., Panov V.E. Establishment of new gammarid species in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea) and their effects on littoral communities // Proceeding of Estonian academy of sciences. Biology. Ecology. 2003. V. 52. 3. P. 284–304.
- Berezina N.A., Strelnikova A.P. The role of the introduced amphipod *Gmelinoides fasciatus* and native amphipods as fish food in two large-scale north-western Russian inland water bodies: Lake Ladoga and Rybinsk Reservoir // Journal of Applied Ichthyology. 2010. V. 26. S2. P. 89–95.
- Berezina N.A., Petryashev V.V., Razinkovas A., Lesutiene J. Alien malacostracan crustaceans in the eastern Baltic Sea: pathways and consequences // In the Wrong Place – Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts/ Eds.: P. Clark, B. Galil and J.T. Carlton. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology, 2011. V. 6. Part 3. P. 301–322.
- Berger V.J., Naumov A.D. Biological invasions in the White Sea // In: Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management / Eds.: E. Leppäkoski, S. Gollasch and S. Olenin. Dordrecht: Kluwer Publishers, 2002. P. 235–239.
- Bij de Vaate A., Jażdżewski K., Ketelaars H.A.M., Gollasch S., van der Velde G. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 2002. V. 59. P. 1159–1174.
- Bulnheim H.P. *Gammarus tigrinus*, ein neues Faunenelement der Ostseeförde Schlei // Schriften der Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein. 1976. V. 46. P. 79–84.
- Cohen A.N., Weinstein A. The potential distribution of chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in selected waters of the western United States with U.S. Bureau of reclamation facilities // Tracy Fish Collections Facilities Studies. 2001. V. 21. P. 1–61.
- Daunys D., Zettler M.L. Invasion of the North American amphipod (*Gammarus tigrinus* Sexton, 1939) into the Curonian Lagoon, south-eastern Baltic Sea // Acta Zoologica Lituanica. 2006. V. 16. 1. P. 20–26.
- Ezhova E. Population structure and reproduction of *Palaemon elegans* Rathke, 1837. (Decapoda: Caridea, Palaemonidae) in the South-Eastern Baltic // Book of abstracts of the 7th Baltic Sea Scientific Congress, August 17–21, 2009, Tallinn, Estonia. Tallinn: Tallinn University of Technology, 2009. P. 244.
- Ezhova E., Żmudzinski L., Maciejewska K. Long-term trends in the macrozoobenthos of the Vistula Lagoon,

- southeastern Baltic Sea: species composition and biomass distribution // Bulletin of the Sea Fisheries Institute. 2005. V. 164. 1. P. 55–73.
- Gollasch S., Macdonald E., Belson S., Botnen H., Christensen J.T., Hamer J.P., Houvenaghel G., Jelmert A., Lucas I., Masson D., McCollin T., Olenin A., Persson A., Wallentinus I., Wetsteyn L.P.M.J. Wittling T. Life in ballast tanks // In: Invasive Aquatic Species of Europe: Distributions, Impacts and Management / Eds.: E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht: Kluwer Scientific Publishers, 2002. P. 217–231.
- Grabowski M., Jażdżewski K., Konopacka A. Alien Crustacea in Polish waters – introduction and Decapoda // Oceanological and Hydrobiological studies. 2005. V. 34. P. 43–61.
- Grabowski M., Jażdżewski K., Konopacka A. Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda // Aquatic Invasions. 2007. V. 2. 1. P. 25–38.
- Grudule N., Parele E., Arbačiauskas K. Distribution of Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* in Latvian waters // Acta Zoologica Lituanica. 2007. V. 17. P. 28–32.
- Gruszka P. The River Odra Estuary as a Gateway for alien Species Immigration to the Baltic Sea basin // Acta hydrochimica et hydrobiologica. 1999. V. 27. P. 374–382.
- Hegele-Drywa J., Normant M. Feeding ecology of the American crab *Rhithropanopeus harrisi* (Crustacea, Decapoda) in the coastal waters of the Baltic Sea // Oceanologia. 2009. V. 51. 3. P. 361–375.
- Herborg L.-M., Rushton S.P., Clare A.S., Bentley M.G. Spread of the chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H.Milne Edwards, 1853) in continental Europe: analysis of a historical data set // Hydrobiologia. 2003. V. 503. P. 21–28.
- Herkül K., Kotta J. New records of the amphipods *Chelicorophium curvispinum*, *Gammarus tigrinus*, *G. duebeni*, and *G. lacustris* in the Estonian coastal sea // Proceedings of the Estonian Academy Sciences. Biology. Ecology. 2007. V. 56. P. 290–296.
- Herkül K., Kotta J., Kotta I. Distribution and population characteristics of the alien talitrid amphipod *Orchestia cavimana* in relation to environmental conditions in the Northeastern Baltic Sea // Helgoland Marine Research. 2005. V. 60. 2. P. 121–126.
- Herkül K., Kotta J., Püss T., Kotta I. Crustacean invasions in the Estonian coastal sea // Estonian journal of ecology. 2009. V. 58. 4. P. 313–323.
- Holdich D.M., Pöckl M. Invasive crustaceans in European inland waters // In: Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution and threats. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology. 2 / Ed.: Gherardi F. Springer, 2007. P. 29–75.
- Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management / Eds. E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. 583 p.
- Janas U., Zarzycki T., Kozik P. *Palaemon elegans* — a new component of the Gulf of Gdansk // Oceanologia. 2004. V. 46. P. 143–146.
- Jankauskienė R. Selective feeding of Ponto-Caspian higher crustaceans and fish larvae in the littoral zone of the Curonian Lagoon // Ekologija. 2003. V. 2. P. 19–27.
- Jażdżewski K. Range extension of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity // Crustaceana. 1980. V. 6. P. 84–107.
- Jażdżewski K., Konopacka A. Remarks on morphology, taxonomy and distribution of *Corophium curvispinum* G.O. Sars 1895 and *Corophium sowinskyi* Martynov 1924 (Crustacea, Amphipoda, Corophiidae) // Boll. Mus. Civ. Stor. Nat. Verona. 1996. V. 20. P. 487–501.
- Jażdżewski K., Konopacka A. Invasive Ponto-Caspian species in waters of the

- Vistula and Oder Basins and the Southern Baltic Sea // In: Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management / Eds.: E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 384–398.
- Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M. Four Ponto-Caspian and one American gammarid species (Crustacea: Amphipoda) recently invading Polish waters // Contributions to Zoology. 2002. V. 71. 4. P. 115–122.
- Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M. Native alien malacostracan Crustacea along the Polish Baltic Sea coast in the twentieth century // Oceanological and Hydrobiological studies. 2005. V. 34. 1. P. 175–193.
- Jensen K.R., Knudsen J. A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters // Oceanological and hydrobiological studies. 2005. V. 34. 1. P. 137–162.
- Kalinkina N.M., Berezina N.A. First record of *Pontogammarus robustoides* Sars, 1894 (Crustacea: Amphipoda) in the Gulf of Riga (Baltic Sea) // Aquatic Invasions. 2010. V 5. 1. P. 5–7.
- Kekkonen T. Suomelle uusi katkarapulaji löytyi Hangon Tvärminnestä // Report of 25.11.2003.
- Kelleher B., bij de Vaate A., Swarte M., Klink A.G., van der Velde G. Identification, invasion and population development of the Ponto-caspian isopod *Jaera istri* Veuille (Janiridae) in the lower Rhine, The Netherlands // Beaufortia. 2000. V. 50. P. 89–94.
- Kotta J. First record of the talitrid amphipod *Orchestia cavimana* in the northern Baltic Sea // Proceedings of the Estonian academy of sciences. Biology. Ecology. 2000. V. 49. 2. P. 221–224.
- Kotta J., Herkül K., Kotta I., Orav-Kotta H. Invasion history and distribution of the key benthic alien invertebrate species in the Estonian coastal sea // Estonian Marine Institute Report series. 2006. V. 14. P. 12–17.
- Kulmatycki W.J. Über das Vorkommen von *Corophium curvispinum* G.O. Sars f. devium Wundsch so wie *Carinogammarus roeselii* (Gervais) im Gebiet des Noteć-Flusses // Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici. 1930. V. 1. P. 123–134.
- Kurashov E.A., Barbashova M.A. First record of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 from Lake Ladoga, Russia // Aquatic Invasions. 2008. V. 3. 2. P. 253–256.
- Leppäkoski E. Shipping – the most important vector of aquatic alien species // Book of Abstract of Fifth Environment Symposium of the Maj and Tor Nessling Foundation, 18–19 January 2007. Turku. Finland: Arken, 2007. P. 20.
- Mastitsky S.E., Makarevich O.A. Distribution and abundance of Ponto-Caspian amphipods in the Belarusian section of the Dnieper River // Aquatic Invasions. 2007. V. 2. 1. P. 39–44.
- Normant M., Wiszniewska A., Szaniawska A. The Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (Decapoda: Grapsidae) from Polish waters // Oceanologia. 2000. Vol. 42. 3. P. 375–383.
- Ojaveer H., Gollasch S., Jaanus A., Kotta J., Laine A., Minde A., Normant M., Panov V.E. Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Baltic Sea – a supply-side invader? // Biological Invasions. 2007. V. 9. P. 409–418.
- Olenin S., Leppäkoski E. Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons // Hydrobiologia. 1999. V. 393. P. 23–243.
- Orlova M. I., Telesh I. V., Berezina N. A., Antsulevich A. E., Maximov A. A., Litvinchuk L. F. Effects of nonindigenous species on diversity and community functioning in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea) // Helgoland Marine Research. 2006. V. 2. P. 98–105.
- Panov V.E. First records of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* H. Milne

- Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) from Lake Ladoga, Russia // Aquatic Invasions. 2006. Vol. 1. P. 28–31.
- Panov V.E., Timm T., Timm H. Current status of an introduced Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* Stebbing, in the littoral communities of Lake Peipsi // Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology. 2000. V. 49. P. 71–80.
- Pienimäki M., Helavuori M., Leppäkoski E. First findings of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 along the Finnish coast // Memoranda Soc Fauna Flora Fennici. 2004. V. 80. P. 17–19.
- Salemaa H., Hietalahti V. *Hemimysis anomala* G.O. Sars (Crustacea: Mysidacea) – Immigration of a Pontocaspian mysid into the Baltic Sea // Annales Zoologici Fennici. 1993. Vol. 30. P. 271–276.
- Simberloff D. Community effects on introduced species // In: Biotic crises in ecological and evolutionary time / Ed.: T.N. Nitecki. New York: Academic Press, 1981. P. 53–81.
- Slynko Y.V., Korneva L.G., Rivier I.K., Shcherbina K.H., Papchenkov V.G., Orlova M.I., Therriault T.W. Caspian-Volga-Baltic invasion corridor // In: Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management / Eds.: E. Leppäkoski, S Gollasch, S. Olenin. Dordrecht: Kluwer Publishers, 2002. P. 399–411.
- Spicer J.I., Janas U. The beachflea *Platorchestia platensis* (Krøyer, 1845): a new addition to the Polish fauna (with a key to Baltic talitrid amphipods) // Oceanologia. 2006. V. 48. 2. P. 287–295.
- Stachowicz J.J., Whitlatch R.B., Osman R.W. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem // Science. 1999. V. 286. P. 1577–1579.
- Straka M., Špaček J. First record of alien crustaceans *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) and *Jaera istri* Veuille, 1979 from the Czech Republic // Aquatic Invasions. 2009. V. 4. 2. P. 397–399.
- Timm V., Timm T. The recent appearance of a Baikalian crustacean, *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) (Amphipoda, Gammaridae) in Lake Peipsi // Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology. 1993. V. 42. 2. P. 144–153.
- Udekem d'Acoz C. d'. Inventaire et distribution des crustacés décapodes de l'Atlantique nord-oriental, de la Méditerranée et des eaux continentales adjacentes au nord de 25°N // Patrimoines Naturels MNHN Paris. 1999. V. 40. P. 1–383.
- Unger E. A *Corophium devium* elöfordulasa a Dunaban // Allattani Közlem. 1918. V. 17. P. 148–149.
- Van der Velde G., Rajagopal S., Kelleher B., Musko I.B., Bij de Vaate A. Ecological impact of crustacean invaders: general considerations and examples from the Rhine River // In: The biodiversity crisis and Crustacea: Proceedings of the fourth international Crustacean congress / Eds.: Carel von Vaupel Klein J., Schram F.R. Rotterdam-Brookfield: Balkema, 2000. P. 3–33.
- Veuille M. L'évolution du genre *Jaera* Leach (Isopodes; Asellotes) et ses rapports avec l'histoire de la Méditerranée // Bijdragen tot de Dierkunde. 1979. V. 49. P. 195–218.
- Wolski T. *Corophium curvispinum* G.O. Sars in der Prypec und in den Warschauer Wasserleitungsanlagen // Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici. 1930. V. 1. 6. P. 152–159.
- Wundsch H.H. Eine neue Spezies des Genus *Corophium* Latr. aus dem Müggelsee bei Berlin // Zool. Anzeiger. 1912. V. 39. P. 729–738.
- Żmudziński L. The Firth of Vistula zoobenthos // Reports of the Sea Fisheries Institute in Gdynia. 1957. V. 9. P. 454–485.

INVASIONS OF HIGHER CRUSTACEANS (CRUSTACEA: MALACOSTRACA) IN WATERS OF THE GULF OF FINLAND (BALTIC SEA)

© 2012 Berezina N.A., Petryashev V.V.

Zoological Institute of the RAS, St.–Petersburg 199034, Universitetskaya embankment 1,
nber@zin.ru, malacostraca@zin.ru

Paper analyzes literature and own data about current distribution of alien species of malacostracan crustaceans including representatives from the orders Amphipoda, Mysidacea, Isopoda, Cumacea, Decapoda in the Gulf of Finland (eastern part of the Baltic Sea). By present 12 alien species were recorded in this area. Also 7 species of malacostracans are known as actively spreading species in neighboring regions and therefore as potential invaders to the Gulf of Finland. Invasion history of the alien species and possible vector of their expansion from original area to the study area are discussed.

Key words: crustaceans, Amphipoda, Mysidacea, Isopoda, Cumacea, Decapoda, invasion history, distribution area.

ИССЛЕДОВАНИЕ МИКРООРГАНИЗМОВ, ПОСТУПАЮЩИХ В ПОРТ ВЛАДИВОСТОКА С БАЛЛАСТНЫМИ ВОДАМИ СУДОВ

© 2012 Бузолева Л.С.¹, Летягина А.В.², Звягинцев А.Ю.³, Кашин И.А.³

¹ Научно-исследовательский институт эпидемиологии и микробиологии СО РАМН, Россия, Владивосток, ул. Сельская; buzoleva@mail.ru

² Дальневосточный федеральный университет, Россия, Владивосток, ул. Октябрьская; ajrisha.1988@mail.ru

³ Институт биологии моря ДВО РАН, Россия, Владивосток, ул. Пальчевского, 17; ayzvyagin@gmail.com

Поступила в редакцию 22.11.10

Проведены исследования состава и обилия гетеротрофных и санитарно-показательных бактерий в балластных водах танкеров «Minotaug» и «Sunrise Wisteria», выполняющих рейсы из портов Китая и Японии. Установлено, что балластные воды, поступающие в порт Владивостока из японских портов, менее загрязнены, чем воды из китайских портов, которые в летний сезон относятся к категории «грязные» и «очень грязные». По степени патогенности микрофлоры порты-доноры могут быть выстроены в следующий ряд: Наньтун > Лункоу > Янчжоу > Лайчжоу > Мизушима > Ивакуни > Кавасаки. В балластных водах из танкера «Minotaug» (из китайских портов) выделены энтеробактерии, численность, которых превышала санитарные нормы (в 40 и более раз), и грамтрицательные подвижные палочковидные бактерии с ферментативным типом метаболизма, устойчивые к тяжелым металлам и антибиотикам, что характеризует места их обитания как недостаточно насыщенные кислородом, загрязненные промышленными и канализационно-бытовыми стоками. Санитарно-показательные микроорганизмы были представлены преимущественно энтеробактериями р. *Hafnia* (37%), *Enterobacter liqueface* (22%), *Citrobacter* (15%), *Shigella* (7%). В соответствии с показателями цитолитического теста наибольшая степень патогенности бактерий выражена у представителей родов *Shigella*, *Hafnia*, *Citrobacter* и *Salmonella*.

Ключевые слова: балластные воды, порт Владивостока, гетеротрофные микроорганизмы, энтеробактерии, патогенная и условно-патогенная микрофлора.

Введение

Одной из самых больших угроз океанам в мире, наряду с другими проблемами (наземные источники морского загрязнения, чрезмерное использование морских ресурсов, физическое изменение/разрушение морской среды обитания), является вселение в новую окружающую среду несвойственных данной акватории организмов. Биологическая инвазия является одной из серьезных экологических проблем – привнесенные виды потенциально способны вызывать крупные экологические изменения в

среде, что влечет за собой и экономические последствия [Carlton, 1990; Mills et al., 1993]. Одним из путей попадания чужеродных морских организмов в акватории портов является транспортировка их с балластными водами.

Фундаментальные исследования населения балластных вод во всех основных морских портах России [Звягинцев и др., 2009а; Селифонова, 2009] и опыт контроля балластных вод в Новороссийском порту [Селифонова, 2010] послужили научно-практической основой для возможного присоединения

России к международной конвенции «О контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 г.» [Проект постановления..., 2011]. Следовательно в ближайшее время в России могут быть приняты международные правила по контролю за переносом и внесением вредных водных и патогенных организмов посредством водяного балласта судов.

Среди водных организмов в изобилии находятся бактерии и вирусы. Благодаря достаточно высокой численности, репродуктивной способности и широкому диапазону устойчивости к физическим факторам среды эти микроорганизмы активно заселяют прибрежные экосистемы [Wommack, Colwell, 2000]. Исследования микроорганизмов в балластных водах до 2000 г. были фрагментарны и ограничивались главным образом холерным вибрионом *Vibrio cholerae* [McCarthy, Khambaty, 1994], динофитовыми водорослями [Hallegraeff, 1993] и протистами [Galil, Hulsmann, 1997]. В настоящее время многие исследователи [Knight et al., 1999; Dobbs et al., 2003; Drake et al., 2003; Ivanov, 2006; Burkholder et al., 2007] в пробах из балластных вод отмечают высокую выживаемость патогенных и условно-патогенных бактерий, в частности, энтерококков, *Listeria monocytogenes*, *Aeromonas* spp., *Providencia rettgeri*, *Salmonella* spp., *Escherichia coli* и других представителей сем. *Enterobacteriaceae*, *Mycobacterium* spp., *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putrefaciens*, *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio* spp.

Однако до сих пор методы отбора и анализа микрофлоры в балластных водах недостаточно разработаны, остается очевидной проблемой оценка количества и степени патогенности микроорганизмов. В Приморье, где функционируют несколько крупных портов, деятельность которых связана с экспортом грузов, изучение переноса микроорганизмов с водным транспортом не проводилось. В связи с этим

актуальным является проведение поисковых исследований для анализа ситуации с переносом микроорганизмов в балластных танках судов и подбор методик для выполнения последующих масштабных мониторинговых исследований.

Цель работы – изучение состава, обилия и степени патогенности микроорганизмов, поступающих с судовыми балластными водами в порт Владивостока.

Материал и методика

Микрофлору балластных вод (БВ) анализировали на танкере «Minotaur», который выполнял рейсы из китайских портов: Лункоу, Лайчжоу (залив Лайжоувань Жёлтого моря), Наньтун, Янчжоу (р. Янцзы) и танкере «Sunrise Wisteria» – из японских портов: Кавасаки, Мизушима и Ивакуни (рис. 1). Отбор проб производили в соответствии с методикой, используемой специалистами Института биологии моря ДВО РАН [Звягинцев и др., 2009б]. Пробы воды на микрофлору отбирали с помощью одноразовых шприцев (V 20 мл), соблюдая стерильность, транспортировали в пластиковых пакетах и производили посеvy в день отбора материала.

Учет общей численности гетеротрофных бактерий выполняли методом последовательных разведений [Методы общей бактериологии, 1983]. С этой целью использовали среду для культивирования морских микроорганизмов – СММ [Youchimizu, Kimura, 1976]: $MgSO_4$ – 1 г, пептон – 5 г, дрожжевой экстракт – 5 г, глюкоза – 1 г, $CaCO_3$ – 1 г, K_2HPO_4 – 0.2 г, морская вода – 500 мл, дистиллированная вода – 500 мл, агар-агар – 15 г, pH = 7.8.

Учет численности бактерий группы кишечной палочки (БГКП) выполняли на среде Эндо с определением лактозоположительных колоний. Для выявления *Enterococcus faecalis* использовали энтерококкагар, который содержит азид натрия и относится к дифференциально-

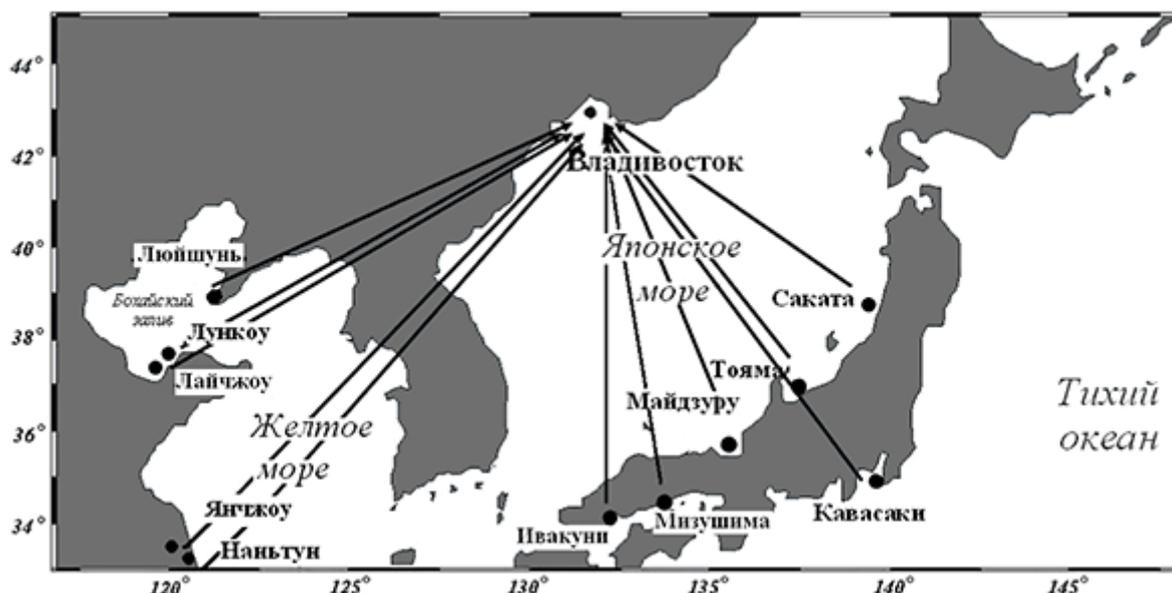


Рис. 1. Основные маршруты судов, прибывающих в порт Владивостока из портов Китая и Японии.

диагностическим средам [Общая и санитарная..., 2004]. Энтеробактерии, выросшие на среде Эндо, выделяли в чистую культуру и идентифицировали по диагностическим ключам [Краткий определитель..., 1980], а также на основе использования системы API-20 E и API-20 NE (Biomerieux, Франция).

Для характеристики биологических свойств выделенных штаммов изучали:

- гидролитическую активность – способность микроорганизмов использовать в качестве питательных субстратов белки, жиры и углеводы (рис. 2) [Методы общей бактериологии, 1983];

- устойчивость бактерий к действию тяжелых металлов, которую определяли методом отпечатков на поверхности агаровой среды с помощью аппликатора. В качестве основы использовали среду СММ, куда добавляли соли металлов, в следующих концентрациях: CdCl_2 : 80; 90; 100; 110 мг/л; CuCl_2 : 300; 400; 500; 600 мг/л; CoCl_2 : 200; 300; 400; 500 мг/л; ZnCl_2 : 300; 400; 500; 600 мг/л; NiCl_2 : 800; 1000; 1200; 1400 мг/л. [Lambert, Pearson, 2000].

- чувствительность микроорганизмов на антибиотики определяли по зоне задержки роста культур при воздействии противомикробного препарата соответствующего наименования [Поляк, 1997].

- тип метаболизма изолятов определяли по способности окислять или ферментировать углеводы на среде Хью-Лейфсона [Методы общей бактериологии, 1984].

Патогенные свойства бактерий изучали с помощью определения цитолиза на культуре клеток Hella, которые выращивали в специальных иммунологических планшетах с плоским дном. Разведения испытуемой культуры (от цельного до – 4) вносили в культуру клеток. Инкубировали сутки во влажной водяной бане при температуре 37°C. С помощью инверти-руемого микроскопа (LSM-510 META «Carl Zeiss») проводили оценку теста. По разрушению клеток судили о степени патогенности штамма [Цыбань и др., 1992].

Результаты

В БВ танкера «Minotaur» из китайских портов Лункоу и Лайчжоу (залив Лайжоувань, Жёлтое море) отмечена достаточно стабильная общая численность гетеротрофных бактерий (ОЧГБ) – в пределах 10^3 – 10^4 КОЕ/мл, что соответствует умеренному уровню бактериального загрязнения вод [Гидрохимические показатели..., 2007].

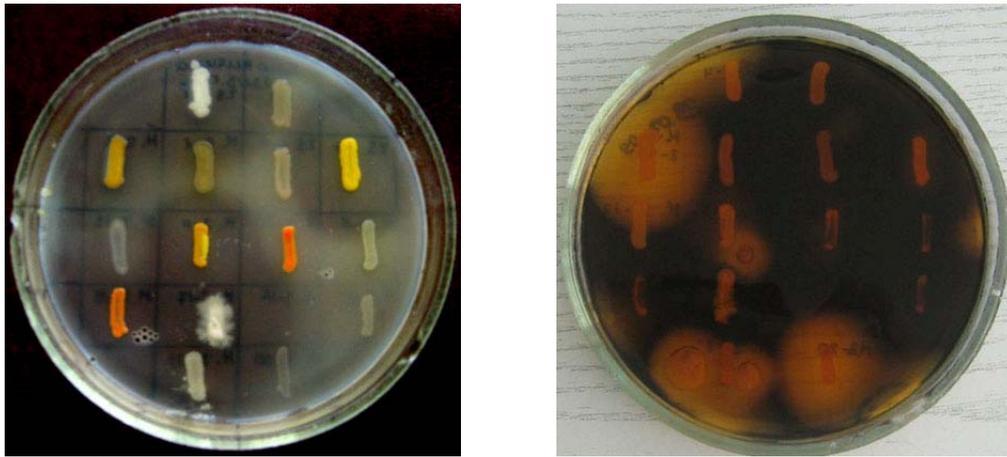


Рис. 2. Тест на проявление лецитиназной (а) и амилолитической (б) активности исследуемых штаммов.

Средняя численность гетеротрофных бактерий в БВ из порта Лункоу изменялась в зависимости от сезона года (табл. 1). В теплые месяцы БВ по показателям органического загрязнения характеризовались как грязные (июль, август 2008 г. – 10^4 – 10^5 КОЕ/мл) или очень грязные (сентябрь 2009 г. – 10^6 КОЕ/мл). В более холодные месяцы (январь, февраль, октябрь) значения общей численности гетеротрофных бактерий были низки. Следует отметить, что в теплые сезоны года в БВ регистрировали бактерии группы кишечной палочки (БГКП), которые являются индикаторами санитарного состояния вод и могут указывать на загрязнение коммунально-бытовыми стоками. Особенно высокая их численность наблюдалась в сентябре 2009 г.; она значительно превышала установленные нормативы для сточных вод, сбрасываемых в водные объекты [Санитарные правила..., 2000], и в 40 раз – установленные нормативы для судовых балластных вод [Международная конвенция..., 2005]. При этом бактерии *Enterococcus faecalis*, показательные для свежего фекального загрязнения, не были обнаружены ни в одной из исследуемых проб.

В БВ из порта Лайчжоу общая численность гетеротрофных бактерий была в среднем на один-два порядка ниже по сравнению с БВ из порта Лункоу (табл. 2). Такие БВ можно характеризовать как «умеренно

загрязненные» в теплый сезон и «чистые» в остальные периоды года. На фоне невысокой численности БГКП в БВ большую долю из всех изолятов составили энтерококки, а не *E. coli*, что свидетельствует о свежем фекальном загрязнении исследуемых вод [Экология..., 2004].

В пробах БВ из китайских портов на р. Янцзы в июле-августе 2008 г. выявлена более высокая численность гетеротрофных бактерий – 10^5 – 10^6 КОЕ/мл (табл. 3). По показателям ОЧГБ такие БВ можно характеризовать как «грязные» (июль-август 2008 г.) или «умеренно загрязненные» (сентябрь 2008, май 2009 гг.). Кроме того, они были высоко инфицированы БГКП (10^2 – 10^3 КОЕ/мл) с численностью значительно превышающей санитарные нормы. При этом такие санитарно-показательные микроорганизмы, как кишечная палочка и энтерококки не доминировали в пробах. В БВ, отобранных в сентябре, количество энтеробактерий было также стабильно высоким – 10^2 – 10^3 кл/мл при общем снижении численности КОЕ гетеротрофных бактерий до уровня, соответствующего умеренному загрязнению вод.

В БВ танкера «Sunrise Wisteria» из японских портов, численность гетеротрофных бактерий была на 1–2 порядка ниже, чем в аналогичных пробах танкера «Minotaur» (из китайских портов) и изменялась в диапазоне 10^2 – 10^3 кл/мл (табл. 4.).

Таблица 1. Численность гетеротрофных и санитарно-показательных микроорганизмов (БГКП, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*), КОЕ/мл, в БВ танкера «Minotaur», прибывшего из китайского порта Лункоу (2008–2009 гг.)

Дата забора проб / КОЕ/мл	ОЧГБ (поверхн. слой/дно)	БГКП	<i>Escherichia coli</i>	<i>E. faecalis</i>
29.05.2008	$(3.5 \pm 0.2) \times 10^3$ $(2.0 \pm 0.4) \times 10^4$	0	0	0
10.06.2008	$(1.7 \pm 0.3) \times 10^4$ $(3.4 \pm 0.5) \times 10^4$	0	0	0
29.07.2008	$(3.8 \pm 0.4) \times 10^5$ $(4.5 \pm 0.5) \times 10^5$	$(3.2 \pm 0.1) \times 10$ $(5.1 \pm 0.1) \times 10$	0	0
23.08.2008	$(3.2 \pm 0.3) \times 10^3$ $(2.2 \pm 0.3) \times 10^4$	$(1.2 \pm 0.1) \times 10$ $(0.9 \pm 0.1) \times 10$	0	0
12.01.2009	0	0	0	0
22.02.2009	0	0	0	0
24.04.2009	$(4.0 \pm 0.1) \times 10^2$ $(2.5 \pm 0.2) \times 10^2$	10 ± 1 0	0	0
02.06.2009	$(2.1 \pm 0.1) \times 10^2$ $(4.1 \pm 0.5) \times 10^2$	5 ± 1 10 ± 3	0	0
24.09.2009	$(5.8 \pm 0.1) \times 10^6$ $(6.1 \pm 0.4) \times 10^6$	$(2.2 \pm 0.3) \times 10^6$ $(2.0 \pm 0.2) \times 10^6$	0	0
18.10.2009	$(1.9 \pm 0.1) \times 10^2$ $(1.4 \pm 0.2) \times 10$	0 (1.0 ± 0.1)	0	0

Таблица 2. Численность гетеротрофных и санитарно-показательных микроорганизмов (БГКП, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*), КОЕ/мл, в БВ танкера «Minotaur», прибывшего из китайского порта Лайчжоу (2008–2009 гг.)

Дата забора проб / КОЕ/мл	ОЧГБ (поверхн. слой/дно)	БГКП	<i>Escherichia coli</i>	<i>E. faecalis</i>
19.07.2008	$(8.9 \pm 0.2) \times 10^3$ $(9.2 \pm 0.3) \times 10^4$	$(5.0 \pm 0.1) \times 10$ $(7.1 \pm 0.2) \times 10$	5	0
08.03.2009	0 32 ± 4 в 100 мл*	0	0	0
06.05.2009	$(6.0 \pm 0.4) \times 10$ $(1.0 \pm 0.2) \times 10^2$	0 20 ± 3	0	0 10 ± 0
29.08.2009	$(6.8 \pm 0.2) \times 10^2$ $(2.3 \pm 0.1) \times 10^3$	4.0 ± 0.1 7.0 ± 0.1	0	0
11.09.2009	$(3.2 \pm 0.2) \times 10^3$ $(0.8 \pm 0.1) \times 10^2$	0	0	6 ± 0.1 0

ОЧГБ в БВ из порта Кавасаки (Япония) в период с августа по ноябрь была достаточно устойчивой и находилась в пределах 10^2 кл/мл. В БВ, взятых из других японских портов, этот показатель был на один порядок выше: порт Мизушима – $(2.9 \pm 0.4) \times 10^3$ кл/мл (поверхностный слой), $(4.8 \pm 0.3) \times 10^2$ кл/мл (придонный); порт Ивакуни – $(1.8 \pm 0.1) \times 10^3$ кл/мл (поверхностный слой),

$(7.4 \pm 0.2) \times 10^2$ кл/мл (придонный). Следует отметить, что бактерии группы кишечной палочки и фекальные стрептококки не обнаружены ни в одной пробе БВ из портов Японии. Практически во всех пробах БВ, за исключением зимних, обнаружены БГКП, но, при этом, численность энтерококков и кишечной палочки была в пределах единичных значений.

Таблица 3. Численность гетеротрофных и санитарно-показательных микроорганизмов (БГКП, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*), КОЕ/мл, в БВ танкера «Minotaur», прибывшего из китайских портов Наньтун, Янчжоу (р. Янцзы), 2008–2009 гг.

Дата забора проб / КОЕ/мл	ОЧГБ (поверхн. слой/дно)	БГКП	<i>Escherichia coli</i>	<i>E. faecalis</i>
04.07.2008	$(8.8 \pm 0.5) \times 10^4$ $(1.2 \pm 0.2) \times 10^5$	$(4.2 \pm 0.3) \times 10^3$ $(9.1 \pm 0.3) \times 10^2$	20	0
11.08.2008	$(4.2 \pm 0.3) \times 10^6$ $(4.5 \pm 0.5) \times 10^5$	$(1.5 \pm 0.1) \times 10^3$ $(8.0 \pm 0.3) \times 10^2$	0	0
05.09.2008	$(3.7 \pm 0.5) \times 10^3$ $(5.2 \pm 0.4) \times 10^3$	$(2.2 \pm 0.1) \times 10^3$ $(3.1 \pm 0.3) \times 10^3$	0	0
02.12.2008	$(1.0 \pm 0.1) \times 10^3$ $(8.1 \pm 0.2) \times 10^2$	0	0	0
19.12.2008	$(2.0 \pm 0.2) \times 10^3$ $(3.0 \pm 0.12) \times 10^3$	0	0	0
12.04.2009	$(2.1 \pm 0.2) \times 10^3$ $(1.5 \pm 0.3) \times 10^3$	$(1.04 \pm 0.12) \times 10^3$ $(1.47 \pm 0.2) \times 10^3$	0	0
20.05.2009	$(4.5 \pm 0.3) \times 10^2$ $(3.3 \pm 0.2) \times 10^3$	$(1.5 \pm 0.1) \times 10^2$ $(2.3 \pm 0.4) \times 10^2$	0	0

Таблица 4. Численность гетеротрофных и санитарно-показательных микроорганизмов (БГКП, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*), КОЕ/мл, в БВ танкера «Sunrise Wisteria», прибывшего из портов Японии

Дата забора проб, порт / КОЕ/мл	ОЧГБ (поверхн. слой/дно)	БГКП	<i>Escherichia coli</i>	<i>E. faecalis</i>
17.08.2008 Кавасаки	$(3.7 \pm 0.3) \times 10^2$ $(2.5 \pm 0.4) \times 10^2$	0	0	0
05.09.2008 Мизушима	$(2.9 \pm 0.4) \times 10^3$ $(4.8 \pm 0.3) \times 10^2$	0	0	0
12.09.2008 Ивакуни	$(1.8 \pm 0.1) \times 10^3$ $(7.4 \pm 0.2) \times 10^2$	0	0	0
17.11.2008 Кавасаки	$(2.7 \pm 0.1) \times 10^2$ $(3.6 \pm 0.3) \times 10^2$	0	0	0
02.12.2008 Кавасаки	$(3.0 \pm 0.3) \times 10^3$ $(8.1 \pm 0.2) \times 10^3$	0	0	0

Следует отметить, что численность бактерий, в том числе и условно-патогенных, в поверхностных слоях по сравнению с донными как правило была на порядок ниже либо сравнима. Поэтому при дальнейшем мониторинге очевидно можно использовать для анализа только поверхностные воды.

Мониторинг гетеротрофных бактерий в акватории «Первой речки» Амурского залива (район сброса балластных вод), показал, что в 2008–2009 гг. их численность варьировала от 10^2 до 10^6 КОЕ/мл в зависимости от сезона года

(табл. 5). При этом в зимние месяцы при обычном посеве микрофлора в пробах воды не обнаружена. Однако фильтрацией определенного объема воды (100 мл) с последующим высевом бактерий, осевших на поверхности фильтра, выделены колониеобразующие клетки. БВ несомненно вносят определенный вклад в численность и патогенность сообществ аборигенной микрофлоры прибрежных вод Владивостока. При этом японские порты нельзя считать источниками распространения инфекционных заболеваний, так как с БВ

Таблица 5. Численность КОЕ гетеротрофных и санитарно-показательных микроорганизмов в акватории Амурского залива (БГКП, *E. coli*, *Enterococcus faecalis*), кл/мл

Дата забора проб / КОЕ/мл	ОЧГБ (поверхн. слой/дно)	БГКП	<i>Escherichia coli</i>	<i>E. faecalis</i>
12.01.2009	–	–	–	
22.02.2009	–	–	–	
24.04.2009	$\frac{(1.54 \pm 0.32) \times 10^3}{(1.35 \pm 0.18) \times 10^3}$	$\frac{0}{30 \pm 5}$	$\frac{20 \pm 2}{0}$	$\frac{0}{20 \pm 0}$
20.05.2009	$\frac{(2.0 \pm 0.3) \times 10^3}{(5.5 \pm 0.2) \times 10^3}$	$\frac{200 \pm 5}{50 \pm 7}$	0	$\frac{40 \pm 3}{0}$
02.06.2009	$\frac{(1.7 \pm 0.2) \times 10^3}{(5.1 \pm 0.4) \times 10^2}$	$\frac{80 \pm 7}{120 \pm 10}$	$\frac{0}{120 \pm 10}$	0
29.08.2009	$\frac{(8.2 \pm 0.1) \times 10^4}{(9.0 \pm 0.2) \times 10^3}$	$\frac{(1.3 \pm 0.1) \times 10}{(2.4 \pm 0.2) \times 10^2}$	0	$\frac{0}{(4.3 \pm 0.1) \times 10}$
24.09.2009	$\frac{(3.4 \pm 0.1) \times 10^6}{(1.5 \pm 0.4) \times 10^5}$	$\frac{(2.4 \pm 0.2) \times 10^6}{(1.1 \pm 0.2) \times 10^5}$	$\frac{(7.0 \pm 0.2)}{0}$	0
18.10.2009	$\frac{(3.8 \pm 0.1) \times 10^2}{(2.3 \pm 0.2) \times 10}$	$\frac{(1.8 \pm 0.1) \times 10^2}{(1.4 \pm 0.3) \times 10}$	$\frac{(1.5 \pm 0.2) \times 10}{0}$	0

из этого региона в Амурский залив поступает такое количество гетеротрофных микроорганизмов, которое не превышает численность собственной микрофлоры этой акватории. Гораздо большую проблему создают БВ, поступающие из китайских портов. В этих водах (главным образом из портов р. Янцзы и Лункоу) БГКП превалируют над кишечной палочкой и энтерококками, что характеризует эти воды как хронически загрязненные. В БВ порта Лайчжоу главным образом присутствует свежее фекальное загрязнение, о котором можно судить по наличию в изолятах энтерококков.

Характеристика физиолого-биохимических и морфологических свойств штаммов, выделенных из БВ, позволяет судить об экологическом состоянии водоема, из которого был произведен забор. Всего в культуру из БВ выделено 43 морфотипа, из которых по типу клеточной стенки 23 – грамположительные, остальные – грамотрицательные. Среди грамотрицательной микрофлоры большую часть (94%) составляли энтеробактерии. До 84% изолятов имели ферментативный тип метаболизма.

Гидролитическая активность бактерий характеризует их способность

расщеплять простые органические соединения, используемые в качестве субстрата. Установлено, что штаммы коллекции обладали слабой гидролитической активностью: 28% составили бактерии амилолитики (синтезируют и выделяют в среду амилазу – фермент, который гидролизует крахмал); 26% – липолитики (синтезируют и выделяют в среду фермент липазу); 14% – протеолитики (расщепляют белковые субстраты). Анализ металлоустойчивости бактерий БВ показал, что из наиболее толерантных практически ко всему списку металлов выделено девять штаммов (21%). В исследуемых концентрациях все изоляты были устойчивы к Pb. Устойчивыми к антибиотикам оказались 25% изолятов. При этом половина изолятов не проявляла чувствительность к олеандомицину, полимиксину и практически все – к цефтазидиму.

Присутствие санитарно-показательных микроорганизмов в морской воде представляет реальную опасность для здоровья населения, так как многие из них могут проявлять патогенные свойства. Энтеробактерии, поступающие с БВ в прибрежные воды г. Владивостока, фактически составляют 50% от общей численности микроорга-

низмов, поэтому была проведена их идентификация и изучены патогенные свойства. Было выявлено, что среди изолятов наиболее часто встречались представители рода *Hafnia* (37%). Остальные энтеробактерии по встречаемости в БВ можно представить в следующем порядке: 22% – *Enterobacter liqueface*; 15% – *Citrobacter*; 7% – *Shigella*; 7% – *Enterobacter aerogenece*; 4% – *Salmonella*; 4% – *Escherihia*; 4% – *Serracia*. Изучение патогенных свойств бактерий на культуре клеток Hella показало, что положительный результат цитолиза был практически у всех штаммов коллекции, за исключением всего лишь двух. При этом полному (100%) разрушению чувствительных клеток способствовали все штаммы представителей родов *Shigella* и *Hafnia*. Штаммы бактерий рода *Citrobacter* и *Salmonella* разрушали 75% культуры клеток.

Обсуждение результатов

Как показали результаты исследования, максимальная численность гетеротрофных бактерий в БВ, сбрасываемых в прибрежные воды г. Владивостока, достигала значений не более 10^6 КОЕ/мл, что, возможно, характерно для этой географической зоны с ее климатическими и гидрологическими особенностями. Объемы переноса бактерий и степень их выживаемости в новой среде могут быть значительными. Так, например, анализ результатов микробиологических исследований БВ и осадков 69 судов, прибывающих в Чесапикский залив (США), показали, что в заливе ежегодно выживает до 10^{18} – 10^{19} клеток бактерий, перенесенных с балластом [Drake et al., 2007].

В нашем случае наибольшую эпидемическую опасность представляют летние перевозки БВ. В зимнее время практически не было обнаружено высокой численности гетеротрофных микроорганизмов и, в частности, условно патогенных бактерий.

Применение бактериального фильтра позволило повысить эффективность высеваемости колоний из проб, отобранных зимой, которая могла быть снижена за счет перехода клеток в некультивируемое состояние или образования биопленок. Известно, что микроорганизмы обладают уникальной способностью к адаптации. Для них характерна высокая экологическая пластичность, они сохраняют свою жизнеспособность в широком диапазоне различных абиотических факторов – влажность, температура, органический состав, pH и др. [Сомов, Бузолева, 2004]. В зимний период, сохраняясь в некультивируемой форме, L-форме, в биопленках, микроорганизмы, в частности некоторые энтеробактерии и листерии, способны в более благоприятных условиях активно делиться и повышать свои вирулентные свойства [Бузолева, Терехова, 2002]. В связи с этим важно учитывать численность микроорганизмов и в более холодные сезоны года.

В целом, в БВ из китайских портов доминировали грамтрицательные подвижные палочковидные бактерии с ферментативным типом метаболизма, что характеризует места их обитания как недостаточно насыщенные кислородом (что возможно при загрязнении вод канализационными стоками) [Бузолева и др., 2006]. Слабая гидролитическая активность и высокая устойчивость к антибиотикам и металлам свидетельствует о толерантности этих штаммов к высоким концентрациям поллютантов и дает им возможность длительно существовать в загрязненных прибрежных водах г. Владивостока [Вашенко, 2000]. Вполне очевидна опасность загрязнения аллохтонными бактериями нативных морских сообществ [Thomson et al., 2003], благодаря чему риск микробиологического инфицирования акваторий портов возрастает.

По показателям численности и биологическим свойствам гетеротрофных микроорганизмов БВ из китайских

портов можно отнести к категории «грязные» и «очень грязные». При этом риск наибольшего инфицирования для вод Амурского залива представляют БВ из порта Лункоу и портов р. Янцзы, несмотря на то, что воды порта Лайчжоу были сильно заражены санитарно-показательными микроорганизмами, характерными для высокого уровня фекального загрязнения. Особый интерес представляют БВ, отобранные из портов р. Янцзы с достаточно высокой численностью гетеротрофных бактерий – 10^5 – 10^6 КОЕ/мл. В отличие от БВ портов Лункоу и Лайчжоу эти воды были высоко инфицированы БГКП с численностью значительно превышающей санитарные нормы. Данный факт может указывать на выживаемость и сохранение штаммов этих бактерий в БВ либо на их поступление при перебалластировке танкера (принятие дополнительного балласта по ходу следования). Наиболее вероятным может представляться первый вариант. Известно, что замена балласта в открытом море не является полностью эффективной процедурой, так как осадок в балластных резервуарах судов не может быть полностью удален во время операции по перебалластировке [Williams et al., 1988].

Следует также отметить, что среди условно патогенных бактерий нами обнаружены ранее не упоминавшиеся в литературе бактерии рода *Hafnia* и *Shigella*, которые считаются достаточно опасными в эпидемическом отношении, так как являются возбудителями кишечных инфекций и пневмоний [Поздеев, 2002]. Цитолитические тесты доказали их высокую патогенную способность: 100% разрушение живых клеток даже в больших разведениях культуры. Такие высоковирулентные штаммы представляют опасность не только для человека, но и для морских организмов, входящих в состав планктонных и донных сообществ.

Выводы

- Установлено, что БВ, поступающие в акваторию порта Владивостока из японских портов, менее загрязнены, чем воды из китайских портов, которые в летний сезон относятся к категории «грязные» и «очень грязные». Они высокоинфицированы БГКП, а их численность значительно превышает санитарные нормы (в 40 и более раз).

- В БВ танкера «Minotaug» (из китайских портов) выделены грамотрицательные подвижные палочковидные бактерии с ферментативным типом метаболизма, устойчивые к тяжелым металлам и антибиотикам, что характеризует места их обитания как недостаточно насыщенные кислородом, загрязненные промышленными и канализационно-бытовыми стоками.

- Наибольшее количество микроорганизмов поступает в прибрежные воды Амурского залива вместе с балластными водами в летние месяцы, включая сентябрь – от 10^4 до 10^6 КОЕ/мл.

- По степени патогенности микрофлоры порты-доноры могут быть выстроены в следующий ряд: Наньтун > Лункоу > Янчжоу > Лайчжоу > Мизушима > Ивакуни > Кавасаки.

- Санитарно-показательные микроорганизмы были представлены преимущественно энтеробактериями р. *Hafnia* (37%), *Enterobacter liqueface* (22%), *Citrobacter* (15%), *Shigella* (7%). В соответствии с показателями цитолитического теста наибольшая степень патогенности бактерий выражена у представителей родов *Shigella*, *Hafnia*, *Citrobacter* и *Salmonella*.

В заключение следует отметить, что для корректного проведения мониторинговых исследований санитарно-показательной микрофлоры в БВ в летний сезон следует применять метод последовательных разведений, а в зимний – метод мембранных фильтров.

Благодарности

Авторы признательны сотрудникам ИБМ ДВО РАН А.Н. Городкову и А.А. Бегуну за помощь в сборе материала. Работа выполнена при частичной финансовой поддержке ФЦП «Мировой океан» на 2008–2012 гг. госконтракт № 01.420.1.2.0003 от 07 ноября 2008 г.; гранта РФФИ 11-04-00618-а «Мониторинг морских биоинвазий и роль судовых балластных вод в расселении видов» на 2011–2012 гг.; целевой комплексной программы ДВО РАН «Биологическая безопасность дальневосточных морей Российской федерации»; гранта фонда ARN ARCP2006-FP14-Adrianov, грантов ДВО РАН 09-I-П15-03, 09-I-П16-04, 09-I-П23-01; грантов Мин. образования и науки: 1.2.09; АВЦП 2.1.1./4793; гранта Правительства РФ для государственной поддержки научных исследований, проводимых под руководством ведущих ученых в российских образовательных учреждениях высшего профессионального образования, договор № 11.G34.31.0010

Литература

- Бузолева Л.С., Безвербная И.П., Журавель Е.В., Калитина Е.Г. Микробиологический анализ загрязнения окраинных морей северо-западной части Тихого океана // *Океанология*. 2006. Т. 46. № 1. С. 55–62.
- Бузолева Л.С., Терехова В.Е. Выживаемость штаммов бактерий *Listeria monocytogenes* и *Yersinia pseudotuberculosis* в морской и речной воде // *Биология моря*. 2002. Т. 28. № 4. С. 286–290.
- Ващенко М.А. Загрязнение залива Петра Великого Японского моря и его биологические последствия // *Биология моря*. 2000. Т. 26. № 3. С. 149–159.
- Гидрохимические показатели состояния окружающей среды / Под ред. Т.В. Гусевой. М.: Форум ИНФРА-М, 2007. 192 с.
- Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А., Орлова Т.Ю., Селина М.С., Касьян В.В., Корн О.М., Куликова В.А., Корниенко Е.С., Безвербная И.П., Зверева Л.В., Радашевский В.И., Белогурова Л.С., Бегун А.А., Городков А.Н. Население балластных вод в порту Владивосток // *Биология моря*. 2009а. Т. 35. № 1. С. 29–40.
- Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А. Методические рекомендации по исследованию судовых балластных вод при мониторинге морских биоинвазий. Владивосток: Дальнаука, 2009б. 120 с.
- Краткий определитель бактерий Берги / Под ред. Дж. Хоулта и др. М.: Мир, 1980. 444 с.
- Международная Конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 года. СПб.: ЦНИИМФ, 2005. 120 с.
- Методы общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта и др. М.: Мир, 1983. Т. 1. 536 с.
- Методы общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта и др. М.: Мир, 1984. Т. 3. 264 с.
- Общая и санитарная микробиология с техникой микробиологических исследований / Под ред. А.С. Лабинской. Татарстан: Медицина, 2004. 575 с.
- Поздеев О.К. Медицинская микробиология. М.: ГЭОТАР-МЕД, 2002. 768 с.
- Поляк М.С. Определение чувствительности микроорганизмов к противомикробным препаратам «методом дисков». СПб.: НИЦФ, 1997. 20 с.
- Проект постановления правительства РФ от 08.09.11 г. // режим доступа: (http://www.mintrans.ru/documents/detail.php?ELEMENT_ID=16864)
- Санитарные правила и нормы: СанПиН 2.1.5.980-00. Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. Гигиенические требования к охране поверхностных вод / Утв. Гл. гос. сан. врачом РФ 22.07.2000. М.: Минздрав РФ, 2000.

- Селифонова Ж.П. Морские биоинвазии в водах Новороссийского порта Черного моря // Биология моря. 2009. Т. 35. № 3. С. 212–219.
- Селифонова Ж.П. Контроль судовых балластных вод как метод предотвращения биологического загрязнения морской среды: Метод. пособие. Апатиты: Кольск. научн. центр РАН, 2010. 87 с
- Сомов Г.П., Бузолева Л.С. Адаптация патогенных бактерий к абиотическим факторам окружающей среды. Владивосток: ОАО «Примполиграфкомбинат», 2004. 167 с.
- Цыбань А.В., Иваница В.А., Худченко Г.И. Биологические характеристики морских микроорганизмов // Исследование экосистем Берингова и Чукотского морей. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. Вып. 3. С. 193–212.
- Экология микроорганизмов / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: «Академия», 2004. 272 с.
- Burkholder J.M., Hallegraeff G.M., Melia G., Cohen A. Phytoplankton and bacterial assemblages in ballast water of U.S. military ships as a function of port of origin, voyage time, and ocean exchange practices // Harmful Algae. 2007. Vol. 6. № 4. P. 486–518.
- Carlton J.T. Man's role in changing the face of ocean: Biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. // Conserv. Biol. 1990. № 3. P. 265–273.
- Dobbs F.C., Diallo A.A., Doblin M.A., Drake L.A. et al. Pathogens in Ships' Ballast Water and Sediment Residuals // Proceedings of the Third International Conference on Marine Bioinvasions. March 16–19. 2003. La Jolla. California, 2003. P. 29.
- Drake L.A., Baier R.E., Dobbs F.C., Doblin M.A. et al. Potential Invasion of Microorganisms and Pathogens Via 'Interior Hull Fouling': Biofilms Inside Ballast-Water Tanks // Proceedings of the Third International Conference on Marine Bioinvasions. March 16–19. 2003. La Jolla. California, 2003. P. 35.
- Drake L.A., Doblin M.A., Dobbs F.C. Potential microbial bioinvasions via ships' ballast water, sediment, and biofilm // Marine Pollution Bulletin. 2007. Vol. 55. Is. 7–9. P. 333–341.
- Galil B., Hulsmann N. Protist transport via ballast water – biological classification of ballast tanks by food web interactions // Eur. J. Protistol. 1997. № 33. P. 244–253.
- Hallegraeff G.M. A revive of harmful algal blooms and their apparent global increase // Phycologia. 1993. Vol. 32. № 2. P. 77–99.
- Ivanov V. Bacteriological monitoring of ships' ballast water in Singapore and its potential importance for the management of coastal ecosystems // WIT Transactions on Biomedicine and Health. 2006. Vol. 10. P. 59–63.
- Knight I.T., Wells C.S., Wiggins B., Russell H. et al. Detection and enumeration of fecal indicators and pathogens in the ballast water of transoceanic cargo vessels entering the Great Lakes // Proceedings of the General Meeting of the ASM. Chicago. IL. 1999. P. 546.
- Lambert R.J.W., Pearson J. Susceptibility testing: accurate and reproducible minimum inhibitory concentration (MIC) and non-inhibitory concentration (NIC), values // J. Appl. Microbiol. 2000. Vol. 88. P. 784–790.
- McCarthy S.A., Khambaty F.M. International dissemination of epidemic *Vibrio cholerae* by cargo ship ballast and other nonpotable waters // Applied and Environmental Microbiology. 1994. Vol. 60. Is. 7. P. 2597–2601.
- Mills E.L., Leach J.H., Carlton J.T., Secor C.L. Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions // J. Great Lakes Res. 1993. № 19. P. 1–57.
- Thomson F.K., Heinemann S.A., Dobbs F.C. Patterns of Antibiotic Resistance in

Cholera Bacteria Isolated From Ships' Ballast Water // Proceedings of the Third International Conference on Marine Bioinvasions. March 16–19. 2003. La Jolla. California, 2003. P. 118.

Williams R.J., Griffiths F.B., Van der Wal E.J., Kelly J. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species // Est. Coast. Shelf Sci. 1988. № 26. P. 409–420.

Wommack K.E., Colwell R.R. Virioplankton: viruses in aquatic ecosystems // Microbiol. Mol. Biol. Rev. 2000. Vol. 64. № 1. P. 69–114.

Youchimizu M., Kimura T. Study of intestinal microflora of Salmonids // Fish. Pathol. 1976. Vol. 10. № 2. P. 243.

STUDY OF MICROORGANISMS COMING INTO THE PORT OF VLADIVOSTOK WITH SHIPS' BALLAST WATER

© 2012 Buzoleva L.S.¹, Letyagina A.V.², Zvyagincev A.U.³, Kashin I.A.³

¹ Scientific Institute of Epidemiology and Microbiology, Siberian Branch of Russian Academy of Medical Sciences, 690087, Vladivostok, Selskaya st., 1, Russia; e-mail: buzoleva@mail.ru

² Far Eastern Federal University, 690950, Oktyabrskaya st., 27, Vladivostok, Russia;
e-mail: ajrisha.1988@mail.ru

³ Institute of Marine Biology FEB RAS, 690059, Vladivostok, Palchevskogo st., 17, Russia;
e-mail: ayzvyagin@gmail.com

Study of heterotrophic and sanitary indicative bacteria number and variety were conducted in ballast waters of the tankers "Minotaur" and «Sunrise Wisteria» arrived from China and Japan. It was established that the ballast waters incoming into the port of Vladivostok from Japanese ports, were less polluted, than waters from the Chinese ports which during the summer were defined as "dirty" and "very dirty". Depending on degree of pathogenicity of microflora the ports-donors can be represented in the following row: Nantong > Lunkou > Yangchou > Lajchzhou > Mizushima > Iwakuni > Kawasaki. In ballast waters from tanker "Minotaur" enterobacteria, which number exceeded the sanitary code (in 40 and more times), and gram-negative mobile rod-shaped bacteria with enzymatic type of metabolism, resistant to heavy metals and antibiotics that characterizes places of their inhabitancy as insufficiently sated with the oxygen, polluted by industrial and household water wastes were isolated. Sanitary indicative microorganisms have been presented mainly by enterobacteria *Hafnia* (37 %), *Enterobacter liqueface* (22 %), *Citrobacter* (15 %), *Shigella* (7 %). According to indicators of the cytolytic test representatives of *Shigella*, *Hafnia*, *Citrobacter* and *Salmonella* genera have the highest level of pathogenicity of bacteria.

Key words: ballast waters, port of Vladivostok, heterotrophic bacteria, enterobacteria, pathogenic and opportunistic microflora.

К ВОПРОСУ О РАССЕЛЕНИИ БЫЧКОВ РОДОВ *NEOGOBIUS* И *PROTERORHINUS* В ПРИБРЕЖЬЕ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

© 2012 Галанин И.Ф.

Казанский (Приволжский) федеральный университет,
Казань, Россия, igalanin@mail.ru

Поступила в редакцию 24.05.11

В работе приведены новые данные по обнаружению и особенностям расселения бычка-кругляка, каспийского бычка-головача и бычка-цуцика в Волжском и Камском плесах Куйбышевского водохранилища. Показано усиление биоинвазионных процессов в последнее десятилетие, проявляющееся не только в появлении новых видов, но и в многократном возрастании скорости освоения акватории.

Ключевые слова: бычок-кругляк, каспийский бычок-головач, трубконосый бычок, первые обнаружения, расселение, Куйбышевское водохранилище, Волжский и Камский плесы, биоинвазии.

Куйбышевское водохранилище, крупнейший реконструированный водоем бассейна Волги и Европы, характеризуется достаточно сложной морфологией и неоднородностью условий различных частей. Данное обстоятельство проявляется не только в различных гидрологических условиях отдельных районов, но и в особенностях биоты, а также специфике антропогенного воздействия [Куйбышевское водохранилище, 2008]. Так, в отношении ихтиофауны было показано, что неоднородность становится причиной различного вклада отдельных частей водоема в воспроизводство рыбных запасов [Кузнецов, 1978; Кузнецов, Галанин, 2000]. Конец 1980-х гг. ознаменовался усилением инвазий рыб в бассейне Волги и Дона, приобретших характер массовой взрывной экспансии в особенности для представителей семейства *Gobiidae* [Слынько и др., 2010]. Следует ожидать, что скорость протекания биоинвазионных процессов в отдельных районах водохранилища будет различна. Цель работы – по результатам многолетних наблюдений обобщить факты поимки

бычков родов *Neogobius* и *Proterorhinus*, обитающих в прибрежье Волжского плеса Куйбышевского водохранилища, и сопоставить с имеющимися сведениями по другим районам водохранилища.

Материал и методика

Материалом для работы послужили данные регистрации бычков в ходе ежегодных наблюдений за состоянием молоди рыб в прибрежье, результаты контрольных ловов ставными сетями (ячея 16–65 мм), эпизодические сведения о поимках бычков крючковой снастью за период 1993–2009 гг. в верхней части Волжского плеса Куйбышевского водохранилища. Наблюдения за состоянием молоди рыб в прибрежье проводились в июле и сентябре с помощью мальковой (длина 12 м, ячея в крыльях 5 мм, в мотне – 2.5 мм) и газовой (длина 3 м, газ № 10) волокуш на 18 станциях литорали на двух разрезах: в низовьях Свяжского залива и Волжско-Свяжском районе. Помимо этого в работе используются сведения по другим районам Куйбышевского водохранилища. К анализу привлечены аналогичные материалы, полученные в

ходе работ в разных районах Камского плеса 2006–2007 гг. Численность оценивалась в экземплярах на одно промысловое усилие.

Результаты исследования и обсуждение

На современном этапе в прибрежье верхней части Волжского плеса Куйбышевского водохранилища присутствует два представителя рода *Neogobius* и один – рода *Proterorhinus*. Данные наблюдений за период 1993–1999 гг. отражают полное отсутствие бычков в составе уловов молоди литорали и ставных сетях. Ранее всех в этом районе был обнаружен бычок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) (рис. 1). Первые три сеголетка бычка пойманы в 2000 г. В прибрежье бычок-кругляк обычен на каменистых грунтах, реже встречается и на других стациях. Поскольку каменистые грунты в литорали рассматриваемых районов не распространены, общая численность этого вида в пересчете на один заброд мальковой волокуши невелика, хотя за период 2005–2009 гг. наблюдается тенденция к ее росту (табл). К осени

численность возрастает ввиду позднего и неоднократного нереста. В 2006 и 2007 гг. были проведены наблюдения в низовьях и верховьях Камского плеса, которые показали наличие бычка-кругляка и здесь, хотя его численность была ниже, чем в Волжско-Свияжском районе, и не превышала 0.4 экземпляра на промысловое усилие. Ниже по Волге в акватории будущего Саратовского водохранилища этот вид появился еще в 1960-х гг. и достаточно быстро – за одно десятилетие освоил соответствующий участок Волги вплоть до Тольятти [Ермолин, 2010]. В Куйбышевском водохранилище процесс освоения акватории протекал значительно дольше. Впервые этот вид здесь был пойман в нижних плесах в 1968 г. С этого момента бычок-кругляк рассматривается как натурализовавшийся компонент ихтиофауны Куйбышевского водохранилища [Гавлена, 1970; Цыплаков, 1974; Кузнецов, 2005]. Однако, как показали наши наблюдения в верховьях Волжского плеса, расселение по всей акватории водоема нельзя признать завершенным, поскольку здесь его популяции до 2000 г. отсутствовали.



Рис. 1. Бычок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814).

Таблица. Численность бычка-цуцика и бычка-кругляка в Волжско-Свияжском районе в 2005–2009 гг. (экз. на один заброд мальковой волокуши)

Год	Бычок-цуцик		Бычок-кругляк	
	Июль	Сентябрь	Июль	Сентябрь
2005	–	0.1	–	0.5
2006	1.2	0.4	–	0.1
2007	–	21.1	–	–
2008	–	13.7	–	0.8
2009	0.3	15.5	0.1	4.5

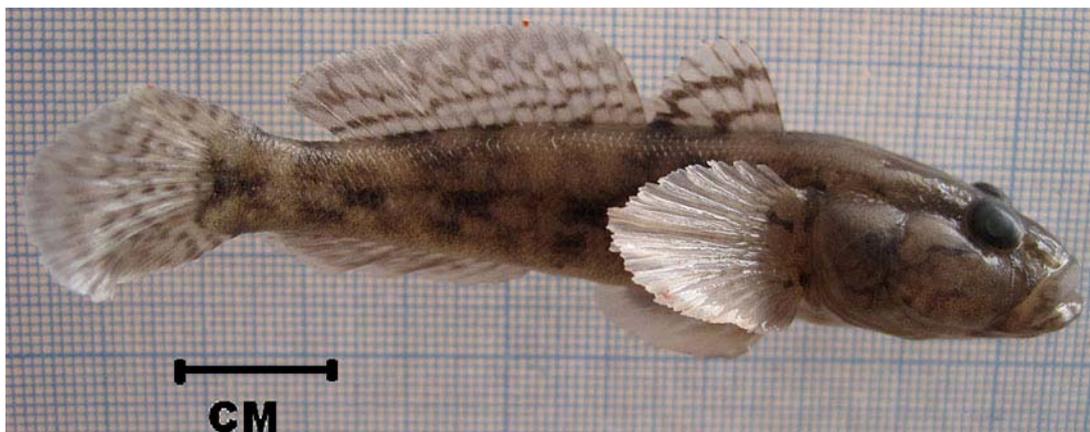


Рис. 2. Каспийский бычок-головач *Neogobius iljini* (Vasiljeva et Vasiljev, 1996).



Рис. 3. Трубноносый бычок рода *Proterorhinus* Smitt, 1899).

Каспийский бычок-головач *Neogobius iljini* (Vasiljeva et Vasiljev, 1996) (рис. 2) – наиболее крупный из обнаруженных бычков. Инвазионная история бычка-головача менее продолжительна и отражает мозаичность освоения водохранилищ Волги. Ниже по каскаду водохранилищ, в акватории Саратовского водохранилища бычок обнаружен в 1982 г., а в начале 90-х гг. стал обычен и достаточно многочислен [Козловская, 1997; Ермолин, 2010]. В Чебоксарском водохранилище, расположенном выше по каскаду относительно Куйбышевского, этот вид был обнаружен в 1997 г. [Клевакин и др., 2003]. В нижних плесах Куйбышевского водохранилища головач был официально зарегистрирован только в 2003 г. [Алеев, Семенов, 2003]. Первая особь в верховьях Волжского плеса была обнаружена в составе уловов ставных сетей (размер ячеи 24 мм) осенью 2007 г. С 2007 по 2010 г. было добыто разными способами отлова 10 особей. Самый крупный из бычков имел длину 149 мм. Только у одной

особи размеры не превышали 100 мм. Небольшое количество особей, отсутствие молоди позволяет предполагать, что процесс натурализации данного вида в рассматриваемой части водоема не завершен. Таким образом, скорость натурализации головача в несколько раз превысила темпы освоения акватории всего водохранилища бычком-кругляком. В литературных источниках этот вид характеризуется как преимущественно прибрежный [Казанчеев, 1981; Алеев, Семенов, 2003], однако нами две крупные особи были выловлены сетями на глубине более 5 м.

Представители трубконосого бычка рода *Proterorhinus* Smitt, 1899 в Волжско-Свияжском районе верховий Волжского плеса были встречены также относительно недавно (рис. 3), в сентябре 2005 г. В ходе стационарных наблюдений 2002–2004 гг. в заливе на левом берегу ниже г. Казань две особи были обнаружены ниже по течению в составе прибрежных проб лишь

в 2004 г. При выполнении подобных наблюдений в 2002–2003 гг. на стационарной точке левобережья Волги в низовьях Волжского плеса трубконосый бычок обнаружен не был. Можно утверждать, что, несмотря на обнаружение трубконосого бычка в приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища на рубеже веков [Naseka et al., 2005], его повсеместное присутствие в расположенном выше Чебоксарском водохранилище [Клевакин, 2005], натурализацию в Рыбинском водохранилище [Слынько, 2008], в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища данный вид до 2004 г. отсутствовал. В смежном с Волжским плесом Волжско-Камском плесе этот бычок отмечается с 2003 г. [Галанин, Шакирова, 2006]. В разных участках Камского плеса по результатам наблюдений 2006–2007 гг. вид не обнаружен. Таким образом, обобщающие сводки, согласно которым бычок освоил акваторию водоема в более раннее время [Москалькова, 2003; Naseka et al., 2005], стали результатом экстраполяции материалов приплотинного плеса на весь водоем и справедливы лишь при масштабном анализе состояния биоинвазий. При рассмотрении конкретного водоема эти данные нуждаются в значительной детализации.

Поимки трубконосого бычка в Волжском плесе приурочены к участкам литорали, где имеется, прибрежная растительность, что соответствует литературным данным [Казанчеев, 1981]. Наши наблюдения показывают, что излюбленные места пребывания этого вида – заросли погруженной растительности, особенно нитчатых водорослей. Даже небольшие куртины выступают в качестве поведенческих концентраторов бычков. Здесь при высокой общей численности образуются значительные скопления. Так в сентябре 2007 г. на участках с нитчатыми водорослями вылавливалось до 119 экземпляров на заброд мальковой волокуши. При высокой

численности этот вид может встречаться и на других биотопах литорали, особенно при падении уровня воды. Однако данное обстоятельство имеет, несомненно, вынужденный характер. В ходе анализа уловов ставных сетей, в том числе и при постановке на значительном удалении от берега и на русловых участках, трубконосый бычок неоднократно вылавливался внутри комков нитчатых водорослей, дрейфующих по течению. Это указывает на один из возможных способов самостоятельного расселения вида по акватории водоема. Если исходить из того, что дрейф участков водорослей по стоковым и ветровым течениям – явление, связанное с колебаниями уровня воды, то режим уровня воды и течений можно рассматривать как фактор, влияющий на скорость и характер саморасселения.

Численность трубконосого бычка в Волжско-Свияжском районе после первой поимки быстро возросла, особенно по данным осенних учетов. С 2007 г. количество бычков на одно промысловое усилие значительно превышает аналогичные показатели по бычку-кругляку (таблица), что неспецифично для этого вида, инвазионный успех которого, оцениваемый по количественным показателям, обычно ниже, чем у кругляка [Dillon, Stepien, 2001; Богуцкая и др., 2004]. Камский плес характеризуется большей холодноводностью и менее длительным вегетационным периодом. Отсутствие бычка в Камском плесе по результатам исследований 2006–2007 гг. говорит в пользу значения температурного фактора при расселении этого понтокаспийского вселенца [Слынько и др., 2010]. Возможно, самостоятельному расселению трубконосого бычка с дрейфующими водорослями также препятствует наличие в Камском плесе участков с хорошо выраженными элементами речного режима. При этом наличие здесь кругляка позволяет предполагать в дальнейшем освоение и этой части водоема.

Заключение

Состояние трех видов бычков родов *Neogobius* и *Proterorhinus* отражает усиление инвазионных процессов на рубеже веков. Это проявляется в появлении новых вселенцев и усилении темпов освоения ими неоднородной акватории водоема Куйбышевского водохранилища. Если бычку-кругляку, считая от первого обнаружения в водохранилище до натурализации в верховьях Волжского плеса, понадобилось несколько десятилетий, то новыми вселенцами – бычком-цуциком и головачом – на это было затрачено в несколько раз меньше времени. Неоднородность условий водоема обуславливает характер расселения бычков, протекающего с юга на север. Нижние плесы выступают как стартовый участок, с которого сначала осваиваются центральные и Волжский плес (трубконосый бычок, кругляк и головач), а лишь впоследствии – Камская часть водоема (кругляк).

Литература

- Алеев Ф.Т., Семенов Д.Ю. Новые данные о нахождении рыб-вселенцев (Gobiidae, Pisces) в Ульяновском и Ундоровском плесах Куйбышевского водохранилища // Природа Симбирского Поволжья. Сб. науч. тр. Ульяновск. гос. пед. ун-та. 2003. Вып. 4. С. 96–99.
- Богуцкая Н.Г., Болдырев В.С., Насека А.М. Бычки Neogobiinae (Teleostei, Gobiidae) в экосистемах Евразии и Североамериканских великих озер // В кн.: Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах / Под ред. А.Ф. Алимова, Н.Г. Богутской. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. С. 297–320.
- Гавлена Ф.К. Каспийский бычок-кругляк *Neogobius melanostomus affinis* (Eichwald) – новый элемент ихтиофауны Средней Волги // Биол. внутр. вод. Инф. бюл. 1970. № 6. С. 44–45.
- Галанин И.Ф., Шакирова Ф.М. Бычок-цуцик – новый вселенец Куйбышевского водохранилища // В кн.: XX Любимцевские чтения. 2006. Ульяновск, 2006. С. 438–445.
- Ермолин В.П. Состав ихтиофауны Саратовского водохранилища // Вопросы ихтиологии. 2010. Т. 50. № 2. С. 280–284.
- Казанчеев Е.Н. Рыбы Каспийского моря. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. 165 с.
- Клевакин А.А. Динамика расселения чужеродных видов рыб в Чебоксарском водохранилище // Чужеродные виды в Голарктике. Тез. докл. Второго межд. симп. по изучению инвазийных видов. Рыбинск; Борок, 2005. С. 152–154.
- Клевакин А.А., Минин А.Е., Блинов Ю.В. Аннотированный каталог рыб водоемов Нижегородской области. Нижний Новгород: Типография Нижегородского ун-та, 2003. 36 с.
- Козловская С.И. Бычки в Саратовском водохранилище // Вопросы ихтиологии. 1997. Т. 37, № 3. С. 42.
- Куйбышевское водохранилище: научно-информационный справочник / Под ред. Г.С. Розенберг, Л.А. Выхристюк. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
- Кузнецов В.А. Особенности воспроизводства рыб в условиях зарегулированного стока. Казань: Изд-во Казанск. ун-та, 1978. 159 с.
- Кузнецов В.А. Рыбы Волжско-Камского края. Казань: Kazan-Kazan, 2005. 208 с.
- Кузнецов В.А., Галанин И.Ф. Видовое разнообразие, численность и рост молоди рыб в различных районах верхней части Куйбышевского водохранилища // Биология внутренних вод. 2000. № 4. С. 94–102.
- Москалькова К.И. *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) – бычок-цуцик, мраморный тупоносый бычок // В кн.: Атлас пресноводных рыб России / Под ред. Ю.С. Решетникова. М.: Наука, 2003. Т. 2. С. 130–133.

- Слынько Ю.В. Натурализация бычка-цуцика *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) (Pisces: Perciformes: Gobiidae) в Рыбинском водохранилище // Российский журнал биологических инвазий. 2008. № 1. С. 45–50.
- Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 4. С. 74–89.
- Цыплаков Э.П. Расширение ареалов некоторых видов рыб в связи с гидростроительством на Волге и акклиматизационными работами // Вопросы ихтиологии. 1974. Т. 14, вып. 3 (86). С. 396–405.
- Dillon A.K., Stepien C.A. Genetic and biogeographic relationships of the invasive round (*Neogobius melanostomus*) and tubenose (*Proterorhinus marmoratus*) gobies in the Great Lakes versus Eurasian populations // Journal of Great Lakes Research. 2001. № 27. P. 267–280.
- Naseka A.M., Boldyrev V.S., Bogutskaya N.G., Delitsyn V.V. New data on the historical and expanded range of *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) (Teleostei: Gobiidae) in eastern Europe // Journal of Applied Ichthyology. 2005. V. 21. № 4. P. 300–305.

ON EXPANSION OF GOBI FISHES (*NEOGOBIUS* AND *PROTERORHINUS*) IN SHALLOW SHORE AREAS OF KUYBYSHEV WATER RESERVOIR, RUSSIA

© 2012 Galanin I.F.

Kazan (Volga Region) Federal University,
Kazan, Russia, e-mail: igalanin@mail.ru

New findings and expansion of tubenose, round and Caspian bighead gobies (*Neogobius* and *Proterorhinus*) in the Volga and Kama reaches of the Kuybyshev Water Reservoir are considered. Appearances of new fish species and their expansion differences show increasing in invasion processes during the last decade.

Key word: round goby, Caspian bighead goby, tubenose goby, first findings records, expansion, Kuybyshev Water Reservoir, Volga and Kama reaches, bioinvasions.

О НОВЫХ ИХТИОЛОГИЧЕСКИХ НАХОДКАХ В АРМЕНИИ

© 2012 Лёвин Б.А.^{1,2}, Рубенян А.Р.³

¹ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина (ИБВВ РАН),
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н,
borislyovin@mail.ru

² Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова (ИПЭЭ РАН),
119071 Москва, Ленинский пр., 33

³ Институт гидроэкологии и ихтиологии (ИГЭИ НАН РА),
0014 Армения, Ереван, ул. Паруйр Севаки, 7

Поступила в редакцию 27.06.2011

В юго-восточной Армении отмечены новые виды рыб. Вновь подтверждено обитание куринского пескаря *Romanogobio macropterus*, который не отмечался на протяжении более чем 80 лет. Впервые отмечены куринская вобла *Rutilus caspicus*, закавказская густера *Blicca bjoerkna transcaucasica*, а также судак *Sander lucioperca*. Все находки сделаны в р. Аракс. Куринский пескарь отмечен в 2008 г., до заполнения Араксинского водохранилища; остальные три вида отмечены в период заполнения водохранилища в 2010 г. Куринского пескаря на той же станции после образования водохранилища в самом Араксе и его ближайших притоках добыть не удалось. Очевидно, проникновение представителей ихтиофауны низовий Аракса (куринской воблы и закавказской густеры) вверх по течению происходит из-за дальнейшей лимнизации вследствие зарегулирования течения. Расширение ареалов данных широко распространенных видов может привести к вытеснению и даже полному исчезновению эндемичных форм (реликтов закавказских рефугиумов), а именно, армянской плотвы *Rutilus schelkovnikovi* и армянской густеры *Blicca bjoerkna derjavini* – обитателей реки Мецамор с притоками.

Ключевые слова: Закавказье, Аракс, лимнизация, расширение ареала, рыбы.

Введение

Ихтиофауна Армении довольно бедна в сравнении с окружающими ее странами. Тем не менее, армянское Закавказье привлекает внимание исследователей по причине значительного эндемизма и обособленности фауны, а также полиморфности отдельных таксономических групп. Водоемы Армении относятся к бассейну Каспийского моря, включая бассейн высокогорного оз. Севан. Ихтиофаунистические исследования в Армении ведутся с середины XIX в. [Дадибян, 1986; Лёвин, Рубенян, 2010]. В течение XX в. ихтиофауна Армении значительно изменилась по составу в результате усиления антропогенной деятельности. При намеренной или

случайной интродукции в водоемы Армении попали виды рыб из других регионов. Изменение среды обитания (загрязнение, зарегулирование стока, изменение уровня режима водоемов и пр.) привело к исчезновению некоторых проходных видов рыб и рыбообразных (каспийская минога), а также к исчезновению ряда внутривидовых форм лососевых и карповых: например в оз. Севан. Эти изменения отчасти отражены в работе Дадибяна [1986]. Более поздние работы [Gabrielyan, 2001; Пипоян, Тигранян, 2002] дополняют данные по современной ихтиофауне конца XX в. На протяжении первого десятилетия XXI в. состояние водных экосистем Армении и состав ихтиофауны

претерпели существенные изменения. В ходе недавних ихтиофаунистических исследований нами найдены новые для водоемов Армении виды, а также подтверждено обитание редкого, давно не отмечавшегося вида. Цель данной работы – сообщить о сделанных находках с приведением некоторых морфологических данных.

Материал и методы

Весь материал собран на р. Аракс, в юго-восточной Армении. Отлов проводили у места впадения р. Акера в 2008 г. ($39^{\circ}08'36''$ с. ш. и $46^{\circ}50'44''$ в. д.), когда Аракс на данном участке еще не был зарегулирован. А также в 2010 г. близко к предыдущей станции ($39^{\circ}07'29''$ с. ш. и $46^{\circ}48'46''$ в. д.), когда

гидрологические характеристики реки существенно изменились вследствие возведения плотины выше Худаферинских мостов, затопления территории и образования водохранилища (рис. 1). Рыб отлавливали мальковой волокушей, сачками, экранами и сетями с разным диаметром ячеи. Прижизненные фотографии рыб выполнены фотокамерами Sony DSC-H2 и Olympus E-420. Промеры и подсчеты выполнены одним оператором. Подсчитывали число чешуй в боковой линии (*l.l.*) с обеих сторон тела, число ветвистых лучей в спинном (*Db*) и анальном (*Ab*) плавниках. Последний разветвленный луч считали за один. Измеряли стандартную и тотальную длины тела (*SL* и *TL* соответственно). Всего

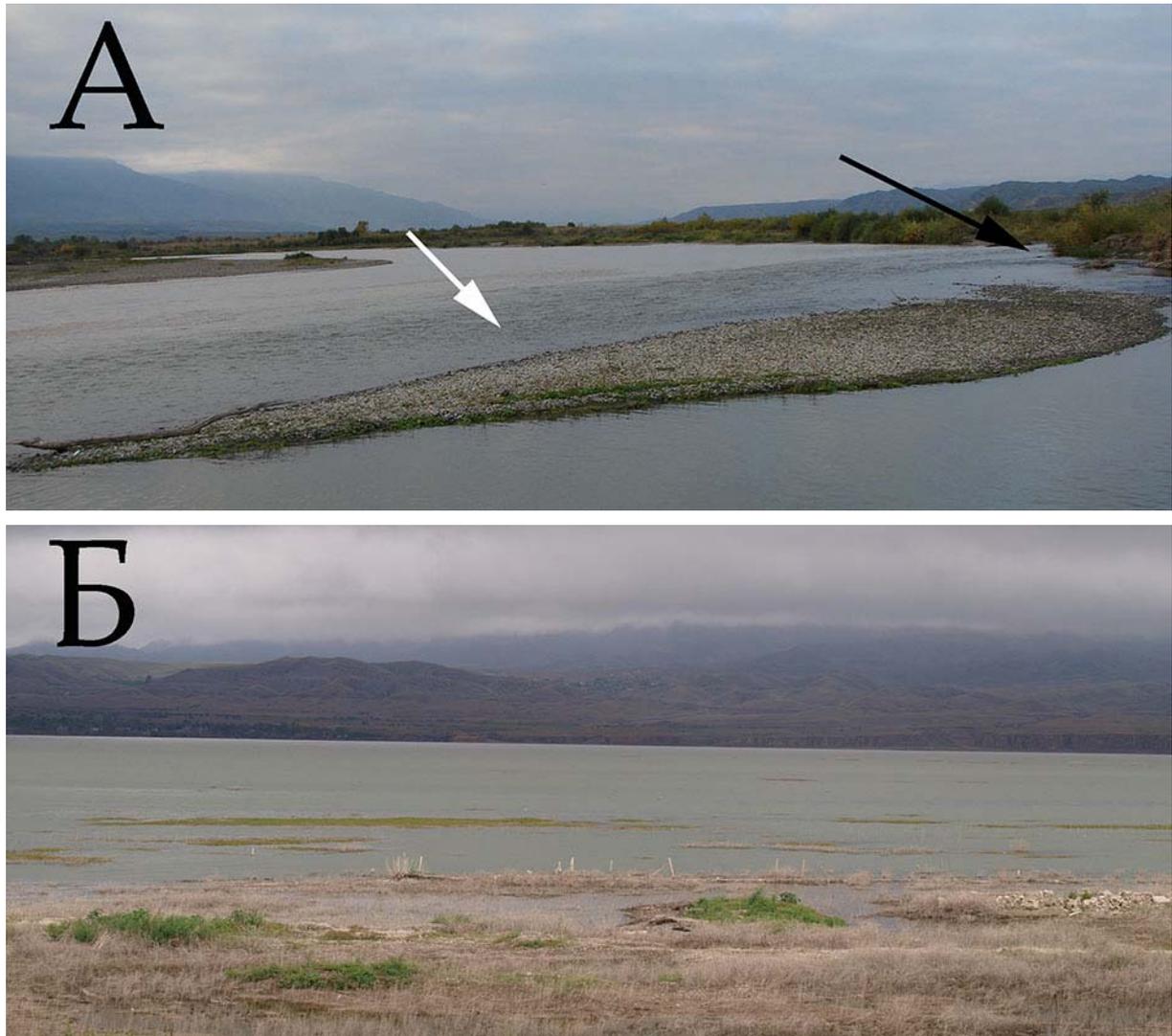


Рис. 1. Аракс у впадения р. Акеры до постройки плотины в 2008 г (А). Тот же участок после зарегулирования течения Аракса в 2010 г. (Б). Черной стрелкой отмечено устье р. Акеры, белой стрелкой – место отлова куринаго пескаря.

отловлено и обработано восемь особей куринского пескаря *Romanogobio macropterus* (Kamensky, 1901), девять особей закавказской густеры *Blicca bjoerkna transcaucasica* Berg, 1916, 17 особей куринской воблы *Rutilus caspicus* (Yakovlev, 1870) и две особи судака *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758).

Результаты и обсуждение

Новые для состава ихтиофауны Армении виды относятся к трем родам (*Rutilus*, *Blicca* и *Sander*), двум семействам (Cyprinidae и Percidae) и двум отрядам (Cypriniformes и Perciformes) костистых рыб (Teleostei). Кроме того, вновь подтверждено обитание куринского пескаря *Romanogobio macropterus*, который не отмечался на протяжении более чем 80 лет.

1) *Romanogobio macropterus* – куринский пескарь. Первым в водоемах Армении (р. Карс, ныне находится на территории Турции) пескаря обследовал Каменский [1899], выделивший данную популяцию в отдельный вид *Gobio macropterus*, который впоследствии был сведен Бергом [1914] в синоним пескаря

Gobio persus Guenther, 1899, описанного из бассейна оз. Урмия. Позднее Насека и Фрейхоф [Naseka, Freyhof, 2004] признали пескарей из бассейна Урмии и бассейна Аракса (р. Карс) за разные виды. Последнее сообщение о находке куринского пескаря в Армении сделано А.Н. Державиным [1926]. Им добыто пять экземпляров из р. Мецамор у с. Зейва (современное название поселения – Тароник). Впоследствии куринский пескарь не отмечался. Некоторые исследователи полагали, что данный вид, возможно, выпал из состава ихтиофауны [Пипоян, Тигранян, 2002]. В 2008 г. нами добыто восемь экземпляров куринского пескаря (рис. 2 А) в Араксе до его зарегулирования. Во время следующей инспекции 2010 г. куринского пескаря уже не удалось обнаружить ни в Араксе, ни в ближайших к месту находки притоках Аракса – реках Воротан, Вохчи, Цав. Очевидно, куринский пескарь – редкий вид, остро нуждающийся в охране. В таблице приведены основные морфометрические данные пескарей, отловленных в Араксе.

Таблица. Морфометрические данные куринского пескаря, закавказской густеры, куринской воблы и судака из Юго-Восточной Армении

	lim	M±SD
<i>Romanogobio macropterus</i>		
SL	34.6–88.2	51.02±17.94
ll.	41–43	41.57±0.64
Db	7	
Ab	6	
<i>Blicca bjoerkna transcaucasica</i>		
SL	72–196	162.99±37.34
ll.	42–47	44.13±1.31
Db	7–8	7.89±0.33
Ab	18–20	18.89±0.78
<i>Rutilus caspicus</i>		
SL	74–116	90.35±12.55
ll.	40–45	42.32±1.01
Db	9–10	9.59±0.51
Ab	9–11	9.82±0.53
<i>Sander lucioperca</i>		
TL	–	163
ll.	–	89.50*
D1	–	XIII
D2	–	II 21
A	–	III 13

2) *Blicca bjoerkna transcaucasica* – закавказская густера. Распространение закавказской густеры ограничено низовьями Куры и Аракса, речками Ленкоранского района, а также реками, впадающими в южную часть Каспийского моря. В Араксе, согласно Бергу [1949], распространена от низовьев до 44° в. д. Скорее всего, Берг [1949] опирался на данные Державина [1926] о распространении закавказской густеры в р. Мецмор – притоке Аракса в Араратской долине. Позднее было выяснено, что густера, обитающая в Мецморе, является отдельным таксоном *Blicca bjoerkna derjavini* Dadikyan, 1970, а ее ареал значительно оторван от ареала закавказской густеры [Дадикян, 1970]. Следует отметить, что дискуссия в отношении статуса эндемичной густеры Державина продолжается и в настоящее время [Кожара, 2010]. Закавказская густера (рис. 2 Б), ранее не отмечавшаяся в пределах Армении, впервые отловлена нами в недавно созданном водохранилище на р. Аракс, станция 2010 г. Следует отметить, что во время нашей предыдущей инспекции данного участка р. Аракс в 2008 г. до его зарегулирования, густеры отмечено не было. Морфометрические данные закавказской густеры приведены в таблице.

3) *Rutilus caspicus* – каспийская вобла (рис. 2 В). Впервые отловлена в 2010 г. совместно с закавказской густерой. В Армении известен другой представитель рода *Rutilus* – армянская плотва *Rutilus schelkovnikovi* Derjavin, 1926, которая является эндемиком р. Мецмор. Морфометрические данные куриной воблы приведены в таблице.

4) *Sander lucioperca* – судак. Впервые о молоди судака *Stizostedion* sp. в прилове пишут Пипоян и Тигрянян [2002], отмечая, что «в настоящее время указанные виды в водоемах Армении не обнаруживаются» (С. 601). Нами был отловлен один экземпляр судака в 2008 г. в Араксе на участке Агарак-Мегри и два экземпляра добыты в 2010 г. в

водохранилище на Араксе у впадения р. Акера (рис. 2 Г) совместно с закавказской густерой и куриной воблой. Морфометрические данные одной особи судака приведены в таблице.

В течение последних десятилетий фауна Армении пополняется как видами-вселенцами, так и видами, расширяющими свой ареал. К числу последних можно отнести леща *Abramis brama*, появившегося в Армении в конце 1980-х гг. и натурализовавшегося в некоторых водоемах [Рубенян, Рубенян, 2003]. Возможно, к видам, расширяющим свой ареал, следует отнести горчак *Rhodeus sericeus amarus* (Bloch, 1782) и бычка-песочника *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) [Лёвин, Рубенян, 2010]. Хотя точно ответить на вопрос, расселяются ли данные виды самостоятельно или же они интродуцированы человеком, затруднительно.

По всей видимости, зарегулирование среднего течения Аракса создает благоприятные условия для распространения ихтиофауны низовий вверх по течению. Создаваемое водохранилище может служить неким плацдармом для накопления численности лимнофильных видов и для их дальнейшей экспансии вверх по Араксу, где имеются естественные (р. Мецмор) или искусственные водоемы (Ахурянское водохранилище) с подходящими биотопами для лимнофильной фауны. При расселении закавказской густеры и куриной воблы может произойти слияние ареалов данных видов с локальными ареалами реликтов закавказского рефугиума, эндемиков р. Мецмор – армянской плотвы и густеры Державина. При контакте с расселяющимися близкородственными видами локальные эндемики могут утратить свою идентичность в силу гибридных процессов [Scribner et al., 2000; Seehausen et al., 2008].

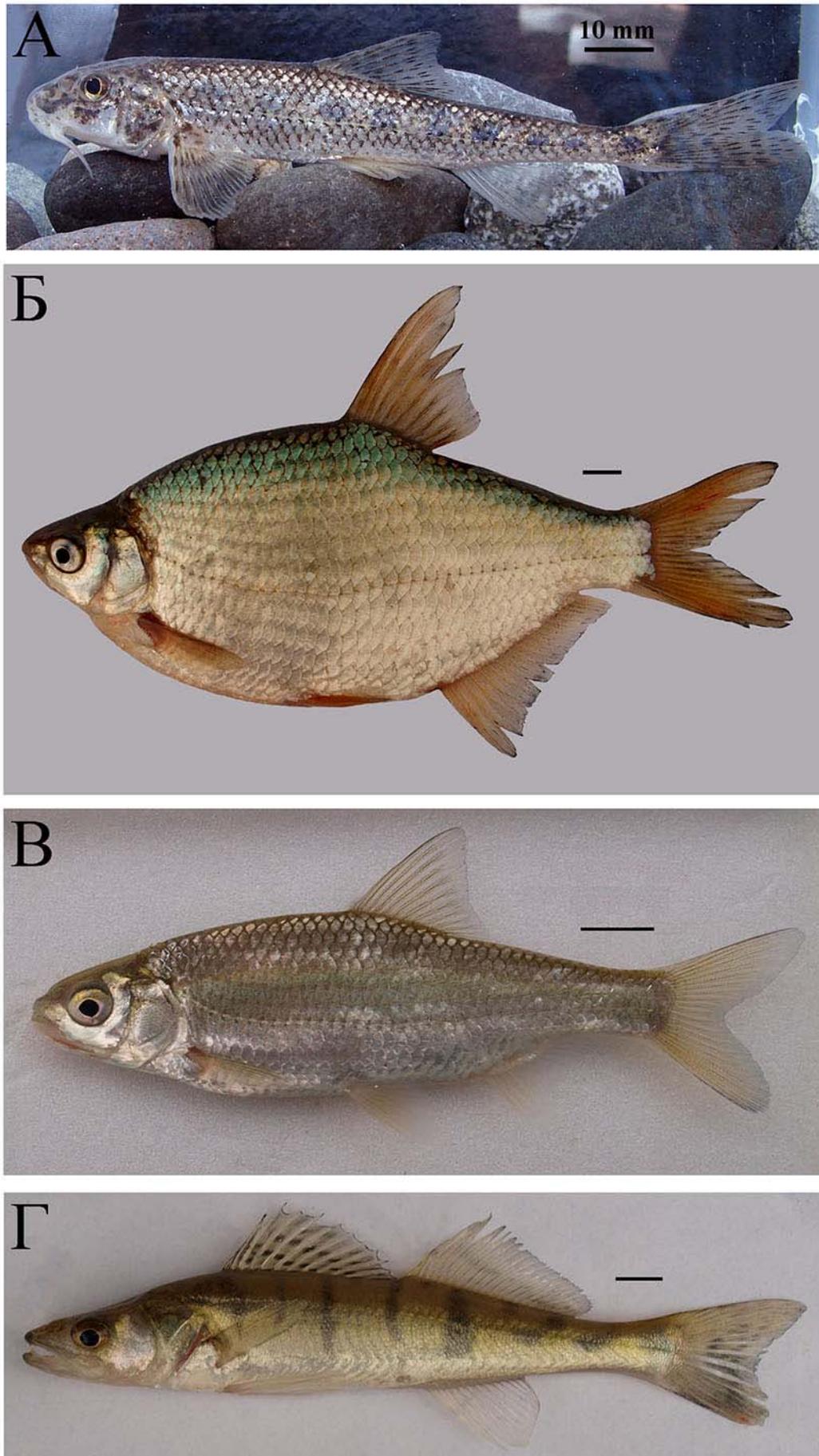


Рис. 2. Куринский пескарь (А), закавказская густера (Б), куринская вобла (В) и судак (Г) из Аракса у впадения р. Акеры. Масштаб линейки равен 10 мм.

Благодарности

Исследование выполнено в рамках работ Совместной Российско-Армянской биологической экспедиции, а также поддержано грантами Президента РФ для молодых ученых МК-476.2012.4 и РФФИ № 11-04-00109-а, № 11-04-01252-а. Авторы признательны А. Атанесян, Б. Габриелян, Г. Геворгян, А. Мкртчян и Т. Рубенян за оказанное содействие и помощь в проведении полевых исследований.

Литература

- Берг Л.С. Рыбы. Т. 3, Ostariophysi. СПб.: Изд-во Имп. Акад. Наук, 1914. Ч. 2. С. 337–704.
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1949. Ч. 2. С. 469–925.
- Дадибян М.Г. Новый подвид густеры *Blicca bjoerkna derjavini*, subsp.n. из реки Севджур // Вопросы ихтиологии. 1970. Т. 10, вып. 4 (63). С. 740–742.
- Дадибян М.Г. Рыбы Армении. Ереван: Изд-во АН АрмССР, 1986. 245 с.
- Державин А.Н. Рыбы реки Кара-су // Известия Бакинской ихтиологической лаборатории. 1926. Т. 2, вып. 1. С. 161–184.
- Каменский С.Н. Карповые (Cyprinidae) Кавказа и Закавказья. Тифлис, 1899. Вып. 1. 103 с.
- Кожара А.В. О таксономическом статусе армянской густеры *Blicca bjoerkna derjavini* (Dadikyan, 1970) // В кн.: Экология озера Севан в период повышения его уровня. Результаты исследований Российско-Армянской биологической экспедиции по гидроэкологическому обследованию озера Севан (Армения) (2005–2009 гг.) / Отв. ред. А.В. Крылов. Махачкала: «Наука ДНЦ», 2010. С. 243–248.
- Лёвин Б.А., Рубенян А.Р. Аннотированный список ихтиофауны Армении // В кн.: Экология озера Севан в период повышения его уровня. Результаты исследований Российско-Армянской биологической экспедиции по гидроэкологическому обследованию озера Севан (Армения) (2005–2009 гг.) / Отв. ред. А.В. Крылов. Махачкала: «Наука ДНЦ», 2010. С. 229–242.
- Пипоян С.Х., Тигранян Э.А. Современная ихтиофауна Армении // Вопросы ихтиологии. 2002. Т. 42, вып. 5. С. 601–604.
- Рубенян А., Рубенян Т. Некоторые вопросы проникновения и биологии леща (*Abramis brama*) в Армении // В сб.: Мат. регион. науч. конф., посвященной 60-летию Института зоологии НАН РА «Исследование и охрана животного мира Южного Кавказа». 7–8 октября 2003 г. Ереван, 2003. С. 128–130.
- Gabrielyan V.K. An annotated checklist of freshwater fishes of Armenia // Naga, The ICLARM Quarterly. 2001. V. 24, Nos. 3 & 4. P. 23–29.
- Naseka A.M., Freyhof J. *Romanogobio parvus*, a new gudgeon from River Kuban, southern Russia (Cyprinidae, Gobioninae) // Ichthyological Exploration of Freshwaters. 2004. V. 15 (no. 1). P. 17–23.
- Scribner K.T., Page K.S., Barton M.L. Hybridization in freshwater fishes: a review of case studies and cytonuclear methods of biological inference // Reviews in Fish Biology and Fisheries. 2000. V. 10. P. 293–323. doi: 10.1023/A:1016642723238
- Seehausen O., Takimoto G., Roy D., Jokela J. Speciation reversal and biodiversity dynamics with hybridization in changing environments // Molecular Ecology. 2008. V. 17. P. 30–44. doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03529.x

NEW ICHTHYOLOGICAL FINDINGS IN ARMENIA

© 2012 Levin B.A.^{1,2} and Roubenyan H.R.³

¹ Papanin Institute for Biology of Inland Waters (IBIW RAS),
152742 Yaroslavl prov., Borok, e-mail: borislyovin@mail.ru

² Severtsov Institute of Ecology and Evolution (IEE RAS),
119071 Leninsky prospekt, 33, Moscow, Russia

³ Institute of Hydroecology and Ichthyology (IHEI NAS RA),
0014 Paruyir Sevaki street, 7, Yerevan, Armenia

Three new species of fish were found in southeastern Armenia. Presence of the Kura gudgeon *Romanogobio macropterus* is reconfirmed again after 80 years of absence. The Kura roach *Rutilus caspicus*, Transcaucasian white bream *Blicca bjoerkna transcaucasica* as well as European pikeperch *Sander lucioperca* were detected for the first time. All species were registered in the Aras River. Kura gudgeon was caught in 2008 just before filling of Aras Reservoir. Other species were found during filling period in 2010. Attempts to find the Kura gudgeon were failed in the Aras R. and its nearest tributaries in 2010 after damming and change of hydrological regime. Probably penetration of species from the lower reach of the Aras R. to the middle and upper reach is occurred due to further establishment of broad limnetic zones after damming. Range expansion of widely distributed cyprinid species upstream can lead to the substitution and even disappearing of local endemic forms, the Armenian roach *Rutilus schelkovnikovi* and the Armenian white bream *Blicca bjoerkna derjavini*, which inhabit the Mezamor River and close related canals.

Key words: Transcaucasia, Aras River, damming, range expansion, fish.

ПОКАЗАТЕЛИ ВОДНО-СОЛЕВОГО ОБМЕНА У ВСЕЛИВШЕГОСЯ В РЫБИНСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ БЫЧКА-ЦУЦИКА *PROTERORHINUS MARMORATUS* PALLAS И АБОРИГЕННОГО КАРПА *CYPRINUS CARPIO* L. В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СОЛЕНОСТИ СРЕДЫ

© 2012 Мартемьянов В.И., Борисовская Е.В.

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
п. Борок, Ярославская область, Россия; martem@ibiw.yaroslavl.ru

Поступила в редакцию 8.09.2011

У аборигенного карпа и вселившегося в Рыбинское водохранилище бычка-цуцика в диапазоне переносимой солености проявляется только пресноводный тип осмотической и ионной регуляции. Карп переносит прямой перевод из пресной в дистиллированную воду. Вселенец бычок-цуцик не выдерживает 8-кратное постепенное разбавление пресной воды Рыбинского водохранилища, погибая из-за чрезмерной потери натрия из организма. Это указывает на то, что исходная материнская популяция бычка-цуцика является обитателем среды более высокой минерализации. В таких условиях у рыб не могли сформироваться адаптивные способности к выживанию в воде низкой минерализации. В пределах толерантного диапазона солености содержание воды в организме карпа и бычка-цуцика поддерживается на стабильном уровне, свидетельствуя о нормальном функционировании осмотической регуляции. В критической зоне солености наблюдается обезвоживание организма, указывая на проблемы, связанные с осмотической регуляцией. Соответственно, у карпа и бычка-цуцика, толерантный диапазон солености простирается до 8 и 12 г/л NaCl, а критическая зона находится в пределах 8–12 г/л и 12–16 г/л NaCl. Бычок-цуцик переносит более высокую соленость, границы которой как толерантной, так и критической зоны на 4 г/л выше таковых для карпа. Такие способности бычка-цуцика могли сформироваться только в условиях повышенной солености среды, указывая на то, что исходная материнская популяция этого вида является обитателем солоноватых вод Каспийского моря.

Ключевые слова: бычок-цуцик, осмотическая и ионная регуляция, натрий, калий, кальций, магний.

Введение

Интервал солености 6–12 г/л является общим для проживания пресноводных, эвригалинных и морских видов рыб. Такая соленость наблюдается в ряде морей (Каспийское, Азовское, Черное, Балтийское) и эстуариях рек. Одна из центральных проблем разделить по статусу виды, обитающие именно в такой зоне солености, поскольку из таких мест осуществляется экспансия многих

видов рыб в пресноводные водоемы. Так бычок-цуцик, исходный обитатель Каспийского, Азовского, Черного морей и эстуариев рек этих бассейнов, заселил в настоящее время многие пресноводные водоемы Восточной Европы [Naseka et al., 2005], каскад волжских водохранилищ [Naseka et al., 2005; Галанин, 2009], включая Рыбинское водохранилище [Слынько, 2008]. Это вид проник в Балтийское море [Antsulevich, 2007].

Ранее [Карабанов, 2009; Мартемьянов, Борисовская, 2010] были представлены данные, указывающие на пресноводное происхождение тюльки. Статус бычка-цуцика остается неопределенным. Указывают [Берг, 1949; Световидов, 1964], что этот вид обитает у берегов морей, в лиманах и реках. При этом данные по солености среды не приводятся. На основе морфологических и генетических результатов [Neilson, Stepien, 2009] выделяют оригинальный вид *P. marmoratus*, обитающий в морской и эстуарных зонах рек Черного моря, и два пресноводных таксона, один из которых живет в черноморском, а другой в волго-каспийском бассейнах.

Морские, пресноводные и эвригаллинные рыбы существенным образом отличаются типом осмотической и ионной регуляции. Стеногаллинные морские виды, живущие при солености от 6 до 34 г/л и выше, имеют только морской тип осмотической и ионной регуляции, который позволяет им поддерживать гипоосмотическое и гипоионное равновесие со средой. Стеногаллинные пресноводные виды обладают только пресноводным типом осмотической и ионной регуляции, осуществляющим поддержание гиперосмотического и гиперионного равновесия со средой во всем интервале солености, который тот или иной вид может переносить. У эвригаллинных видов, присутствуют одновременно пресноводный и морской типы осмотической и ионной регуляции, позволяя им обитать в диапазоне солености от очень мягкой пресной воды до океанической и выше. Именно эти признаки, связанные с показателями водно-солевого обмена, служат критериями того или иного образа жизни.

В настоящей работе изучали показатели осмотической и ионной регуляции аборигенного карпа и вселившегося в Рыбинское водохранилище бычка-цуцика в зависимости от солености среды с целью определения происхождения этого вида и его

способности адаптироваться к данному фактору.

Материал и методика

Опыты проводили на карпах *Cyprinus carpio* L. возрастом 1⁺ в зимний период при температуре воды 13–14°C. В лабораторных условиях рыб по 6 экземпляров помещали в 300-литровые аквариумы, заполненные артезианской водой с содержанием натрия, калия, кальция магния 0.46, 0.04, 2, 0.48 ммоль/л, соответственно. После посадки рыб, в аквариумы добавляли по 0.5 г/л хлористого натрия в 1 сутки. При достижении солености 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12 г/л, подсаливание прекращали, а рыб при заданных постоянных условиях содержали не менее 3 недель. В один аквариум 6 карпов были посажены сразу в дистиллированную воду, в другом содержались в артезианской воде. После 3-недельного срока акклимации рыб поочередно быстро отлавливали и от них брали пробы крови пастеровской пипеткой из хвостовой артерии. Цельную кровь центрифугировали при 6000 об/мин в течение 15 мин. После этого пипеткой брали 0.05 мл плазмы и разводили ее в 5 мл дистиллированной воды. Пробы мышечной ткани препарировали в области 2–4-го ребер. Навеску в среднем 150–200 мг помещали на обеззоленную бумагу и тотчас взвешивали на аналитических весах с точностью 0.05 мг. Вначале пробы в течение недели находились в комнате, а затем их помещали в сушильный шкаф при 105°C. Спустя 2 сут одиночные пробы по очереди доставали из шкафа и быстро взвешивали. Высушенные пробы помещали в тефлоновые стаканчики, приливали по 2 мл концентрированной азотной кислоты и выпаривали на электроплитке в вытяжном шкафу до обугливания. Затем в стаканчики добавляли дистиллированную воду с таким расчетом, чтобы получалось разведение в 200 раз, исходя из сырого веса ткани.

Работа выполнена на бычке-цуцике *Proterorhinus marmoratus* Pallas, массой 0.5–1.2 г, отловленном сачком 5.09.2006 г. в зарослях отмершей водной растительности устья реки Шуморовка (58°02' с. ш., 38°17' в. д.). Данный участок находится в зоне постоянного подпора со стороны Волжского плеса Рыбинского водохранилища. Концентрация ионов натрия, калия, кальция, магния в речной воде составила 0.47, 0.07, 1.16, 0.53 ммоль/л, соответственно. Животных доставили в лабораторию. С целью изоляции, одиночных особей поместили в пластиковые непрозрачные емкости, установленные по 8 штук в 19 отдельных аквариумов, наполненных по 10 л речной воды. В стенках емкостей были просверлены отверстия диаметром 3 мм с целью обмена водой из аквариумов.

В двух аквариумах исходно было налито 2 л речной и 3 л дистиллированной воды. После посадки рыб в индивидуальные емкости этих аквариумов, в них ежедневно доливали по 1 л дистиллированной воды до достижения 10 л общего объема. В результате речная вода разбавилась в 8 раз. В процессе акклимации к этим условиям в течение 14 суток, из 16 особей выжили только два бычка-цуцика. Содержание натрия, калия, кальция, магния в разбавленной воде составило после опыта в первом аквариуме 0.07, 0.05, 0.14, 0.06 ммоль/л, во втором 0.12, 0.03, 0.2, 0.11 ммоль/л соответственно.

В двух других аквариумах рыбы в течение всего экспериментального периода содержались в речной воде. В остальные 15 аквариумов ежедневно добавляли по 10 г NaCl (1 г/л) до достижения окончательных концентраций 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 16 г/л. При постоянных условиях животные содержались в течение 2 недель. Затем каждую особь изымали из индивидуальной емкости, осуществляли эвтаназию, промокали фильтровальной бумагой и быстро взвешивали на аналитических весах. Рыб в течение 3–5 сут подсушивали в вытяжном шкафу, а затем помещали в сушильный шкаф

при 105°C. Спустя 2 сут одиночных особей по очереди доставали из шкафа и быстро взвешивали. Высушенных рыб помещали в тефлоновые стаканчики, приливали по 5 мл концентрированной азотной кислоты и выпаривали на электроплитке в вытяжном шкафу до обугливания. Затем в стаканчики добавляли дистиллированную воду с таким расчетом, чтобы получалось разведение в 200 раз, исходя из сырой массы. Дальнейшие аналитические процедуры были аналогичны тем, которые описаны нами ранее [Мартемьянов, 1992]. Концентрация электролитов в плазме выражена в ммоль/л, в мышцах карпа и целом организме бычков-цуциков – в ммоль/кг сырой массы, вода – в процентах. Результаты представлены средними и их ошибками. Достоверность различий оценивали с помощью коэффициента Стьюдента с доверительной вероятностью $P \leq 0.05$.

Результаты и обсуждение

Карп переносит прямой перевод из пресной в дистиллированную воду. При этом по сравнению с рыбами из пресной воды содержание натрия в плазме крови снизилось незначительно от 130 ± 1.5 ммоль/л до 127 ± 1 ммоль/л. Вселенец бычок-цуцик не выдерживает 8-кратное постепенное разбавление пресной воды Рыбинского водохранилища, погибая из-за чрезмерной потери натрия из организма. Концентрация натрия 20.4 ± 2.5 ммоль/кг сырой массы в организме двух бычков-цуциков, выживших в разбавленной пресной воде, была достоверно ниже ($p \leq 0.01$) на 47.4% по сравнению с таковой, полученной у рыб в пресной воде.

В конце опыта содержание натрия в дистиллированной воде, где находились карпы, составило 0.04 ммоль/л, а в разбавленной пресной воде с двумя выжившими бычками-цуциками 0.12 ммоль/л. Для выживания плотвы *Rutilus rutilus* Рыбинского водохранилища требуется наличие в воде не менее 0.015–0.019 ммоль/л натрия [Мартемьянов, Маврин, 2010]. Видно, что по сравнению с аборигенными

видами карпом и плотвой, вселенцу бычка-цуцику для выживания требуются более высокие концентрации натрия в среде. Результаты указывают на то, что исходная материнская популяция бычка-цуцика является обитателем среды более высокой минерализации. В таких условиях у рыб не могли сформироваться адаптивные способности к выживанию в воде низкой минерализации. Для установления точных значений пороговых уровней различных ионов в пресной

воде, необходимых для выживания бычка-цуцика, нужны дополнительные специальные исследования.

У карпа, акклиматизированного в диапазоне пресная вода – 6 г/л NaCl, концентрация натрия в плазме крови поддерживалась на относительно постоянном уровне 130.8 ± 0.7 ммоль/л (рис. 1, верхний слева, проведена горизонтальная линия относительно оси абсцисс). Это же значение получается на оси солености в точке пересечения с линией изонатремии.

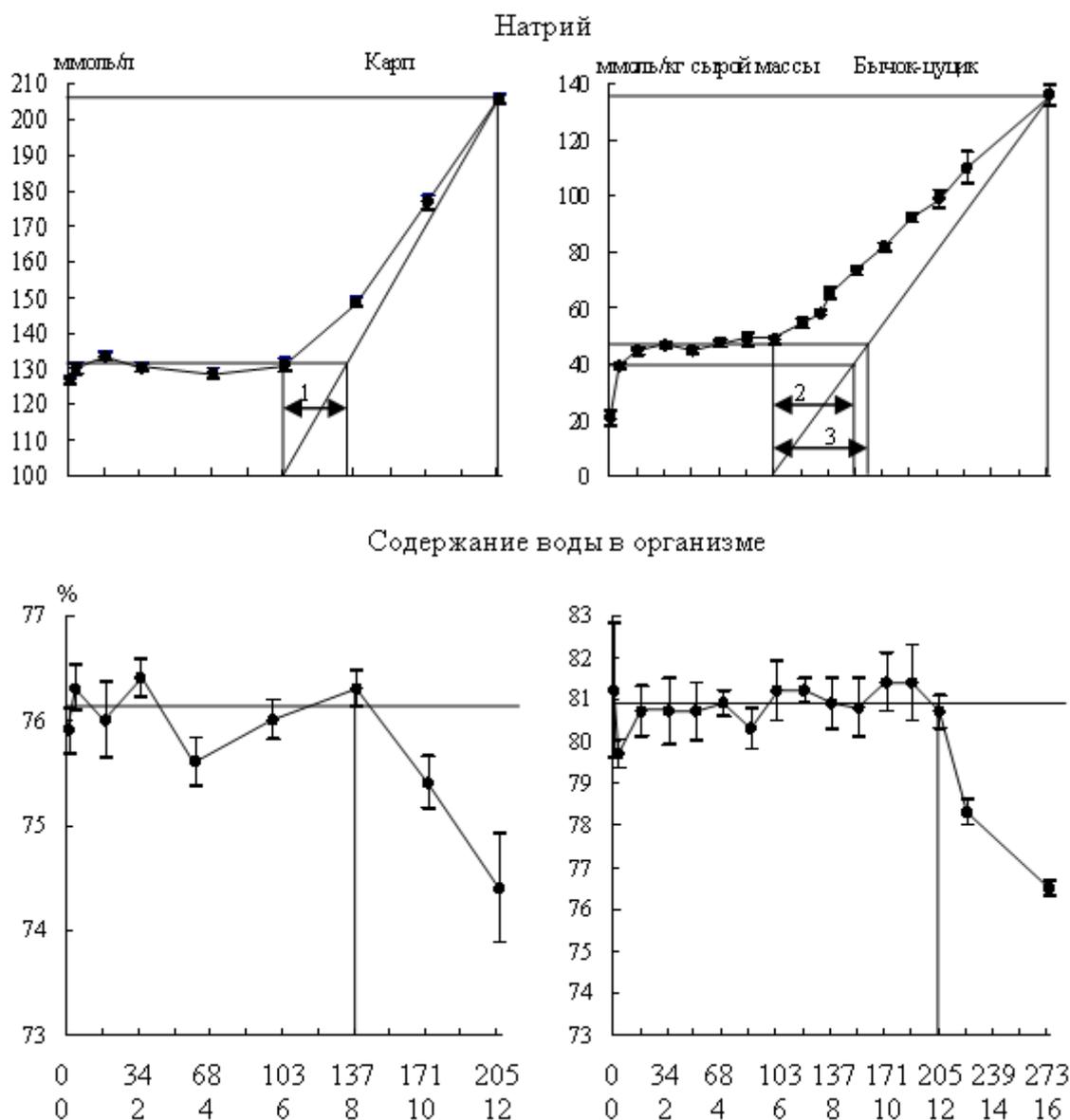


Рис. 1. Показатели водно-солевого обмена карпа и бычка-цуцика в зависимости от солености среды.

По оси ординат: верхний рис. – концентрация натрия в плазме крови карпа и организме бычка-цуцика; нижний рис. – содержание воды в организме карпа и бычка-цуцика. По оси абсцисс: концентрация хлористого натрия в ммоль/л (первая строка), г/л (вторая строка). Наклонная линия отражает состояние изонатремии (равенства содержания натрия в плазме крови рыб и внешней среде).

Бычки-цуцики по размеру и массе были небольшими, вследствие чего от них не могли взять пробы крови. Однако проецирование уровня натрия в организме бычка-цуцика на линию изонатремии позволяет рассчитать концентрацию этого иона в плазме крови. Так проекция уровня натрия в организме бычка-цуцика из пресной воды 38.8 ± 1.2 ммоль/кг сырой массы пересекается в точке, которая соответствует концентрации натрия в воде 154 ммоль/л (9 г/л NaCl) на линии изонатремии (рис. 1, верхний справа). Следовательно, такой же уровень натрия в плазме крови поддерживается у бычка-цуцика, обитающего в пресной воде Рыбинского водохранилища.

Ранее [Мартемьянов, 1992] были получены данные по содержанию натрия, калия, кальция, магния в плазме, эритроцитах, мышечной ткани 16 видов аборигенных рыб, отловленных в Волжском плесе Рыбинского водохранилища. Из исследованных видов, самые высокие концентрации натрия в плазме крови зарегистрированы у окуня 149.5 ± 2.6 ммоль/л. По другим данным, содержание натрия в плазме крови окуня поддерживалось на уровне 154.2 ± 2.1 ммоль/л [Lutz, 1972]. Бычок-цуцик относится к отряду окунеобразные. Видно, что вселившийся в Рыбинское водохранилище бычок-цуцик поддерживает в плазме крови высокий уровень натрия (154 ммоль/л), который сходен с таковым, полученным для окуня. По отношению к бычку-цуцику, вселившаяся в Рыбинское водохранилище тюлька регулирует содержание натрия в плазме крови на более низком уровне 131.8 ± 3.3 ммоль/л

[Мартемьянов, Борисовская, 2010]. Как было показано выше, такая же концентрация натрия поддерживается в плазме крови аборигенного карпа, акклиматизированного в диапазоне солености пресная вода – 6 г/л NaCl.

Концентрация натрия 47.5 ± 0.8 ммоль/кг сырой массы в организме бычков-цуциков, акклиматизированных в диапазоне солености $1-6$ г/л NaCl, была достоверно выше ($p \leq 0.01$) на 22.4% по сравнению с таковой, полученной для животных в пресной воде. Проекция этого уровня на линии изонатремии пересекается в точке, которая соответствует концентрации натрия в воде, следовательно, и в плазме крови бычков-цуциков, 162.5 ммоль/л (9.5 г/л NaCl). Полученные результаты указывают на то, что экспансия бычка-цуцика из солоноватой воды Каспийского моря в пресную воду Рыбинского водохранилища привела к снижению уровня натрия в плазме крови приблизительно на 8.5 ммоль/л.

Повышение солености выше 6 г/л, сопровождалось увеличением содержания натрия в плазме крови карпов и организме бычков-цуциков. Такая реакция пресноводных рыб на повышенные концентрации ионов натрия в воде связана с особенностями водного обмена. Содержание солей, особенно натрия, в плазме крови существенно выше, чем в пресной воде. Вследствие этого между рыбами и наружной средой создается осмотический градиент, способствующий диффузии воды внутрь организма. Ток воды (осмос) пропорционален разности общих концентраций растворенных веществ во внутренней (C_1) и внешней (C_2) среде [Проссер, 1977]:

$$J_{осм} = AL(C_1 - C_2)RT,$$

где A – поверхность организма ($см^2$), через которую происходит диффузия воды, L – коэффициент осмотической проницаемости, R – газовая постоянная, T – температура.

Расчеты, проведенные на основе полученных данных, показывают, что разность концентрации ионов натрия между плазмой крови и средой снижается от 131 до 28 ммоль/л у карпа (рис. 1, верхний левый, стрела 1) и от 154 до 51 ммоль/л у бычка-цуцика (рис. 1, верхний правый, стрела 2) при повышении солености от пресной до солоноватой воды 6 г/л NaCl. В соответствующей пропорции снижается осмотический градиент между организмом рыб и средой. Эта ситуация ведет к уменьшению диффузии воды в организм. Мерой, поступающей воды в организм пресноводных животных, служит объем мочи продуцируемый почками. Показано, что при падении осмотического градиента между организмом рыб и средой до минимального уровня, скорость диуреза многократно снижается [Lahlou et al., 1969; Norton, Davis, 1977; Furspan et al., 1984], однако не достигает нулевых значений. Это свидетельствует, что организм нуждается в поступлении определенного количества воды для формирования мочи, с которой выводятся продукты обмена. Поэтому, чтобы обеспечить определенный осмотический градиент для притока воды в организм, карп и бычок-цуцик начинают увеличивать концентрацию натрия во внутренней среде при повышении солености выше 6 г/л.

Содержание воды в организме рыб поддерживается на относительно постоянном уровне у карпа в диапазоне солености до 8 г/л, бычка-цуцика до 12 г/л NaCl (рис. 1, нижний). Разность концентрации натрия между плазмой крови рыб и внешней средой составляет 12 ммоль/л у карпа при солености 8 г/л и 23 ммоль/л у бычка-цуцика при 12 г/л NaCl. Повышение солености выше этих значений сопровождалось обезвоживанием организма. Это указывает на то, что осмотический градиент концентрации натрия для карпа ниже 12 ммоль/л, а бычка-цуцика ниже 23 ммоль/л являются недостаточными для притока необходимого

количества воды в организм, требуемой на формирование мочи. В результате на эти нужды расходуется вода организма, приводя к его обезвоживанию. Ранее было показано, что для поддержания нормального водного обмена у вселившейся в Рыбинское водохранилище *Dreissena polymorpha* требуется наличие осмотического градиента концентрации натрия между организмом и средой не менее 6 ммоль/л [Мартемьянов, 2011].

При максимальной солености 12 и 16 г/л NaCl, соответственно, у карпа и бычка-цуцика достигалось состояние изонатемии (равенства уровня натрия в плазме и среде). При равенстве концентраций ионов в плазме крови и воде, осмотический градиент между организмом и средой отсутствует. В таком случае дополнительного поступления воды в организм, необходимого для формирования требуемого количества мочи, не происходит. Такая ситуация является несовместимой с жизнедеятельностью организма. Следовательно, такие солености являются предельными для данных видов рыб и несовместимыми для длительного пребывания в такой среде.

Показатель оводненности организма пресноводных рыб служит надежным критерием для оценки толерантных и критических диапазонов солености среды. В пределах толерантного диапазона солености содержание воды в организме гидробионтов поддерживается на стабильном уровне, свидетельствуя о нормальном функционировании осмотической регуляции. В критической зоне солености наблюдается обезвоживание организма, указывая на проблемы, связанные с осмотической регуляцией. Полученные результаты (рис. 1, нижний) показывают, что толерантный диапазон солености простирается до 8 и 12 г/л NaCl, соответственно, для карпа и бычка-цуцика. Критическая зона солености, соответственно для карпа и бычка-цуцика, находится в пределах 8–12 г/л и 12–16 г/л NaCl.

Сравнение показывает, что бычок-цуцик переносит более высокую соленость, границы которой как толерантной, так и критической зоны на 4 г/л выше таковых для карпа. Такие способности бычка-цуцика могли сформироваться только в условиях повышенной солености среды. Следовательно, исходная материнская популяция бычка-цуцика вероятнее всего является обитателем солоноватых вод.

Зависимость содержания калия, кальция, магния в мышечной ткани карпа и организме бычка-цуцика от солености среды различалась между собой у двух видов (рис. 2). Карпы акклиматизированные к дистиллированной воде поддерживали минимальную концентрацию различных катионов в мышцах, в диапазоне солености пресная вода – 12 г/л NaCl уровень кальция имел тенденцию к повышению, а калия и магния были относительно стабильными. У бычков-цуциков содержание катионов в организме в зависимости от солености регулировалось в виде двух уровней. В диапазоне от пресной воды до 7–8 г/л NaCl, концентрация калия и кальция в организме поддерживалась на повышенном, а магния на пониженном уровне. При более высоких соленостях наблюдалась противоположная зависимость, показывающая пониженное содержание калия, кальция и увеличенное магния в организме бычка-цуцика. Возможно, такие изменения отражают адаптивные приспособления бычка-цуцика к более высокой солености по сравнению с аборигенным

карпом. Если такие закономерности будут выявлены также у других видов, то они могут стать надежными критериями для выявления статуса солоноватоводного происхождения среди пресноводных рыб.

Таким образом, приведенные данные показывают, что показатели осмотической (содержание воды в организме) и ионной (уровень натрия в плазме крови и организме) регуляции аборигенного карпа и вселившегося в Рыбинское водохранилище бычка-цуцика в зависимости от солености среды качественно проявляются сходным образом. Это свидетельствует о наличии у обоих видов только пресноводного типа осмотической и ионной регуляции. Способность бычка-цуцика выживать в более минерализованной воде и переносить более высокие солености указывают на вероятность солоноватоводного происхождения вселенца.

Ряд авторов считают бычка-цуцика эвригалинным видом, обитающим в диапазоне солености от 0 до 33 г/л [Световидов, 1964; Antsulevich, 2007]. В Азовском море бычки-цуцики ловились в воде соленостью 3–10.7 г/л [Ильин, 1930] в Каспийском море 24–31.2 г/л [Холдинова, 1951]. Эвригалинные виды рыб обладают пресноводным и морским типом осмотической и ионной регуляции. За счет регуляции ионов натрия и хлора в плазме крови эти виды, находясь в пресной воде, поддерживают гиперосмотический, а в морской воде гипоосмотический по отношению к среде тип осморегуляции (табл. 1).

Таблица 1. Осмотические градиенты (разность осмотических концентраций, мосм/л) между плазмой крови (C_1) и средой (C_2) у эвригалинных видов рыб, адаптированных к пресной и морской воде. (Рассчитано нами по литературным данным.)

Вид	Пресная среда			Морская среда			Ссылка
	C_1	C_2	C_1-C_2	C_1	C_2	C_1-C_2	
<i>Platichthys flesus</i>	276±4	~ 1	275	335±2	1017	-682	Macfarlane, 1974
<i>Salmo gairdneri</i>	308±4	~ 1	307	338±3	1000	-662	Oguri, Ooshima, 1977
<i>Anguilla anguilla</i>	290±18	~ 3	287	326±20	964	-638	Skadhauge, 1969

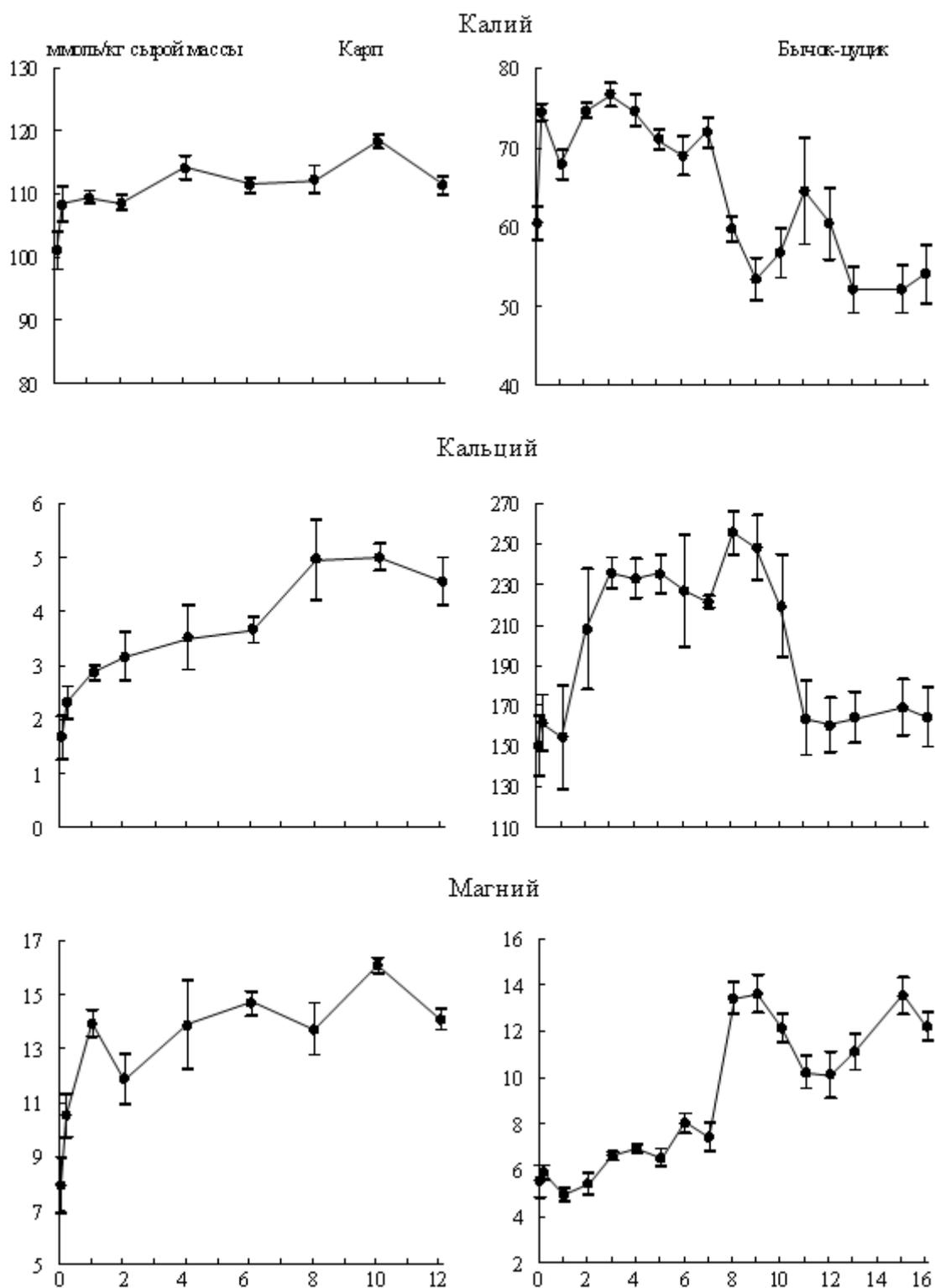


Рис. 2. Содержание калия, кальция, магния в мышцах карпа и организме бычка-цуцика в зависимости от солености.

По оси абсцисс: соленость среды, г/л; ординат – концентрация катионов в мышцах и организме.

При изменении солености среды эвригалинные рыбы способны быстро осуществлять переход с пресноводного типа осморегуляции на морской тип и обратно [Stanley, Fleming, 1966; Potts et

al., 1967; Oide, Utida, 1968; Rao, 1969; Macfarlane, 1974] (табл. 2). Если бы вселившийся в Рыбинское водохранилище бычок-цуцик дополнительно обладал морским типом осмотической

и ионной регуляции, тогда он приспособивался бы к соленостям выше 16 г/л NaCl. Однако в наших опытах с медленным повышением солености среды выше 16 г/л NaCl бычки-цуцки погибали. Это свидетельствует, что вселившийся в Рыбинское водохранилище бычок-цуцик имеет только пресноводный способ осмотической и ионной регуляции.

Получены результаты по генетическим и морфологическим признакам бычка-цуцка из Великих Озер, интродуцированных и нативных евроазиатских популяций, указывающие на разделение на 3 вида [Neilson, Stepien, 2009]. Оригинальный вид *P. marmoratus*, обитающий в морской и эстуарных зонах рек Черного моря, пресноводный вид черноморского бассейна, который вселился в североамериканские Великие Озера, и другой пресноводный вид, обитающий в волго-каспийском бассейне. Пресноводный бычок-цуцик черноморского бассейна первоначально описан как *Proterorhinus semilunaris* (Heckel).

Пресноводный таксон бычка-цуцка каспийского бассейна может соответствовать *Proterorhinus semipellucidus* (Kessler). Наши данные по показателям водно-солевого обмена бычка-цуцка Рыбинского водохранилища, указывая на наличие у рыб только пресноводного типа осмотической и ионной регуляции, также согласуются с этим выводом. Кроме того, наши результаты дополнительно указывают на то, что бычок-цуцик каспийского бассейна является пресноводным видом солоноватоводного происхождения. Для того чтобы выявить, имеются или нет эвригалинные и морские формы бычка-цуцка, необходимо определить тип осмотической и ионной регуляции у рыб, живущих в морях при соленостях выше 16 г/л. В случае обнаружения бычков-цуциков с разными способами осмотической и ионной регуляции следует осуществить разделение на разные виды, как это делается на основе генетических и морфологических данных [Neilson, Stepien, 2009].

Таблица 2. Изменение осмотического градиента (разности осмотических концентраций) между организмом радужной форели и средой при повышении солености. (Рассчитано нами по данным [Rao, 1969].)

Осмотическая концентрация плазмы крови, мосм/л (C_1)	Осмотическая концентрация внешней среды, мосм/л (C_2)	Осмотический градиент между организмом и средой ($C_1 - C_2$)
228	12 (пресная вода)	216
229	111	118
233	233	0
233	467	-234
300	711	-411
340	950	-610

Заключение

У аборигенного карпа и вселившегося в Рыбинское водохранилище бычка-цуцка в зависимости от солености среды проявляется только пресноводный тип осмотической и ионной регуляции. Карп переносит прямой перевод из пресной в дистиллированную воду. Вселенец бычок-цуцик не выдерживает 8-кратное

постепенное разбавление пресной воды Рыбинского водохранилища, погибая из-за чрезмерной потери натрия из организма. Это указывает на то, что исходная материнская популяция бычка-цуцка является обитателем среды более высокой минерализации. В таких условиях у рыб не могли сформироваться адаптивные способности к выживанию в воде низкой

минерализации. Для установления точных значений пороговых уровней различных ионов в пресной воде, необходимых для выживания бычка-цуцика, нужны дополнительные специальные исследования.

В пределах толерантного диапазона солености содержание воды в организме карпа и бычка-цуцика поддерживается на стабильном уровне, свидетельствуя о нормальном функционировании осмотической регуляции. В критической зоне солености наблюдается обезвоживание организма, указывая на проблемы, связанные с осмотической регуляцией. Соответственно у карпа и бычка-цуцика, толерантный диапазон солености простирается до 8 и 12 г/л NaCl, а критическая зона находится в пределах 8–12 г/л и 12–16 г/л NaCl. Бычок-цуцик переносит более высокую соленость, границы которой как толерантной, так и критической зоны на 4 г/л выше таковых для карпа. Такие способности бычка-цуцика могли сформироваться только в условиях повышенной солености среды, указывая на то, что исходная материнская популяция этого вида является обитателем солоноватых вод Каспийского моря. Для того чтобы выявить, имеются или нет эвригалитные и морские формы бычка-цуцика, необходимо определить тип осмотической и ионной регуляции у рыб, живущих в морях при соленостях выше 16 г/л. В случае обнаружения бычков-цуциков с разными способами осмотической и ионной регуляции следует осуществить разделение на разные виды.

Литература

- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.; Л.: Изд-во Академии Наук СССР, 1949. Ч. 3. С. 927–1382.
- Галанин И.Ф. Исследования расселения бычка-цуцика *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) в Куйбышевском водохранилище // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2009. Т. 151, кн. 2. С. 250–259.
- Ильин Б.С. Некоторые данные по распространению ракообразных (Cirripedia, Dekapoda) и бычков (Gobiidae) кубанских лиманов // Труды Азовско-Черном. науч. рыбохоз. станции / Ред. М.М. Авдеева. Ростов-Дон: Азово-Черном. Науч. Рыбохоз. Станция. 1930. Вып. 7. С. 131–156.
- Карабанов Д.П. Генетико-биохимические адаптации черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) при расширении ареала // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М., 2009. 26 с.
- Мартемьянов В.И. Содержание катионов в плазме, эритроцитах и мышечной ткани рыб Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Журн. эвол. биохим. и физиол. 1992. Т. 28. № 5. С. 576–581.
- Мартемьянов В.И. Влияние минерального состава внешней среды на показатели водно-солевого обмена вселившейся в Рыбинское водохранилище дрейссены *Dreissena polymorpha* Pallas // Росс. журн. биол. инвазий. 2011. № 2. С. 120–134.
- Мартемьянов В.И., Борисовская Е.А. Показатели водно-солевого обмена у вселившейся в Рыбинское водохранилище тюльки *Clupeonella cultriventris* (Clupeiformes, Clupeidae) в сравнении с аборигенными и морскими видами рыб // Росс. журн. биол. инвазий. 2010. № 2. С. 37–46.
- Мартемьянов В.И., Маврин А.С. Пороговые концентрации катионов в пресной воде, необходимые для поддержания ионного баланса между организмом гидробионтов и внешней средой // В сб.: Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. Т. 1. Экологическая физиология и биохимия водных организмов / Ред. Н.Н. Немова, Г.М. Чуйко, О.В. Мещерякова, С.А. Мурзина. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2010. С. 146–150.

- Проссер Л. Сравнительная физиология животных. М.: Мир, 1977. Т. 1. 608 с.
- Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. М.; Л.: Наука, 1964. 552 с.
- Слынько Ю.В. Натурализация бычка-пущика *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) (Pisces: Perciformes: Gobiidae) в Рыбинском водохранилище // Росс. журн. биол. инвазий. 2008. № 1. С. 45–50.
- Холдинова Н.А. Материалы по размножению и развитию рыб в осолоненных заливах Северного Каспия // Труды ВНИРО. М.: МОИП, 1951. Т. 18. С. 99–126.
- Antsulevich A. First records of the tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) in the Baltic Sea // Aquatic Invasions. 2007. V. 2. № 4. P. 468–470.
- Furspan P., Prange H.D., Greenwald L. Energetics and osmoregulation in the catfish *Ictalurus nebulosus* and *I. punctatus* // Comp. Biochem. Physiol. 1984. 77A. P. 773–778.
- Lahlou B., Henderson I.W., Sawyer W.H. Sodium exchanges in goldfish (*Carassius auratus* L.) adapted to a hypertonic saline solution // Comp. Biochem. Physiol. 1969. 28. P. 1427–1433.
- Lutz P.L. Ionic and body compartment responses to increasing salinity in the perch *Perca fluviatilis* // Comp. Biochem. Physiol. 1972. 42A. P. 711–717.
- Macfarlane N.A. Effects of hypophysectomy on osmoregulation in euryhaline flounder, *Platichthys flesus* (L.), in sea water and in fresh water // Comp. Biochem. Physiol. 1974. 47A. P. 201–217.
- Naseka A.M., Boldyrev V.S., Bogutskaya N.G., Delitsyn V.V. New data on the historical and expanded range of *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) (Teleostei: Gobiidae) in eastern Europe // J. Appl. Ichthyol. 2005. 21. P. 300–305.
- Neilson M.E., Stepien C.A. Evolution and phylogeography of the tubenose goby genus *Proterorhinus* (Gobiidae, Teleostei): evidence for new cryptic species // Biol. J. Lin. Society. 2009. 96. P. 664–684.
- Norton V.M., Davis K.B. Effect of abrupt change in the salinity of the environment on plasma electrolytes urine volume, and electrolyte excretion in channel catfish, *Ictalurus punctatus* // Comp. Biochem. Physiol. 1977. 56A. P. 425–431.
- Oguri M., Ooshima Y. Early changes in the plasma osmolality and ionic concentrations of rainbow trout and goldfish following direct transfer from fresh-water to sea water // Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 1977. 43. P. 1253–1257.
- Oide H., Utida S. Changes in intestinal absorption and renal excretion of water during adaptation to sea water in the Japanese eel // Marine Biol. 1968. 1. 5. P. 392–444.
- Potts W.T.W., Foster M.A., Rudy P.P., Howells G.P. Sodium and water balance in the cichlid teleost, *Tilapia mossambica* // J. Exp. Biol. 1967. 47. P. 461–470.
- Rao G.M.M. Effect of activity, salinity, and temperature on plasma concentration of rainbow trout // Can. J. Zool. 1969. 47. P. 131–134.
- Skadhauge E. The mechanism of salt and water absorption in the intestine of the eel (*Anguilla anguilla*) adapted to waters of various salinity // J. Physiol. 1969. 204. P. 135–158.
- Stanley J.G., Fleming W.R. Effect of hypophysectomy on sodium metabolism of the gill and kidney of *Fundulus kansae* // Biol. Bull. 1966. 131. P. 155–165.

**INDICES OF HYDROMINERAL
METABOLISM IN TUBENOSE GOBY
PROTERORHINUS MARMORATUS PALLAS
INTRODUCED IN THE RYBINSK RESERVOIR AND
ABORIGINAL CARP *CYPRINUS CARPIO* L. IN
DEPENDING ON SALINITY OF ENVIRONMENT**

© 2012 Martemyanov V.I., Borisovskaya E.V.

Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,
Borok, Yaroslavl oblast, Russia, martem@ibiw.yaroslavl.ru

In indigenous carp and tubenose goby installed in Rybinsk water reservoir only the freshwater pattern of osmotic and ionic regulation occurs. The carp tolerates direct transfer from the fresh to distilled water. The tubenose goby does not tolerate 8-fold gradual dilution of fresh water of Rybinsk water reservoir, perishing because of excessive loss of sodium from its organism. It evidences that the initial mother population of tubenose goby is the inhabitant of the medium of higher mineralization. In such conditions in fishes adaptable abilities to survival in water of low mineralization could not be generated. In limits of tolerant range of salinity the water content in organism of carp and tubenose goby is sustained at a stable level, testifying about normal functioning of osmotic regulation. In critical zone of salinity the dehydration of organism is observed, pointing out to the problems connected with osmotic regulation. Accordingly, in carp and tubenose goby, the tolerant range of salinity reaches up to 8 and 12 g/l NaCl, and the critical range is in limits of 8–12 g/l and 12–16 g/l NaCl. The tubenose goby tolerates higher salinity, which borders for tolerant zone as well as for critical one are higher by 4 g/l than those for carp. Such abilities of tubenose goby could be generated only in conditions of the raised salinity of medium, specifying that the initial mother population of this species is the inhabitant of salty waters of the Caspian Sea.

Key words: tubenose goby, osmotic and ionic regulation, sodium, potassium, calcium, magnesium.

НЕКОТОРЫЕ ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ РОТАНА-ГОЛОВЕШКИ (*PERCOTTUS GLENII* DYBOWSKI, 1877) ИЗ ОЗЕР КРУГЛОЕ И ПЛЯЖНОЕ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2012 Минеев А.К.

Институт экологии Волжского бассейна РАН,
Тольятти 445003, mineev7676@mail.ru

Поступила в редакцию 19.02.11

Представлены результаты гематологических исследований ротана-головешки из озер Круглое и Пляжное Самарской области в 2010 г. Получены данные о нарушениях в морфологии клеток крови эритроидного ряда у взрослых особей и сеголеток данного вида рыб. Изучены отклонения от нормы в основных показателях лейкоцитарной формулы сеголеток и половозрелых рыб.

Ключевые слова: ротан-головешка, эритроциты, патология, гематологические параметры, отклонения, устойчивость, адаптационные реакции.

Введение

Ротан-головешка, нативный ареал которого охватывает водоемы Приморья, в настоящее время заселил большинство водоемов Европейской части России [Алимов и др., 2000]. Этот вид, характеризующийся высокой экологической пластичностью и широкими адаптационными возможностями, оказывает значительное влияние на состояние популяций аборигенных видов рыб.

Всялясь в пойменные водоемы, ротан-головешка быстро наращивает свою численность, преобладая над местными видами рыб, а в ряде случаев становится единственным представителем ихтиофауны, вытесняя аборигенные виды [Шатуновский, 1997; Алимов и др., 2000]. Подобные процессы характерны и для пойменных водоемов волжских водохранилищ [Семенов, 2007], особенно для тех озер, которые большую часть года, либо постоянно, изолированы от акватории водохранилищ. Сложившаяся ситуация является одной из важнейших экологических проблем пойменных водоемов Средней Волги и

Саратовского водохранилища в частности.

Многочисленными исследованиями показано, что кровь и сердечно-сосудистая система рыб, подвергающиеся выраженным функциональным расстройствам и патологическим изменениям при воздействии различных ядов, являются весьма ценными индикаторами состояния особи [Терсков, Гительзон, 1957; Вернидуб, 1959; Крылов, 1974].

Известно, что рыбы очень чувствительны к содержанию в воде химических агентов и отвечают на их присутствие изменениями как в белой, так и в красной крови, даже если их концентрация не превышает ПДК [Гольдин, 1975; Иванова, 1977; Житенёва и др., 1997], тем более, что действие различных токсикантов может суммироваться и усиливаться (аддитивный и синергический эффект). Ранее было установлено [Минеев, 2007], что гематологические параметры ротана-головешки в условиях Саратовского водохранилища подвержены негативным изменениям под воздействием различных неблагоприятных факторов

(в том числе антропогенного загрязнения) не в меньшей степени, чем подобные показатели крови у аборигенных карповых и окуневых видов рыб.

Таким образом, некоторые показатели крови ротана-головешки, несмотря на его экологическую пластичность (способность приспосабливаться к различному кислородному режиму, грунтам, разнообразной водной растительности и пищевым объектам), являются надежными индикаторами степени токсичности или нетоксичности водной среды.

Целью настоящей работы явилось изучение некоторых гематологических показателей ротана-головешки из пойменного водоема Саратовского водохранилища и из изолированного природного водоема в черте города и использование их в качестве одного из критериев экологического состояния данных водных объектов.

Материал и методика

Сбор материала осуществляли в весенне-летний период 2010 г. в двух водоемах – озере Круглое (Мордовинская пойма Саратовского водохранилища) и озере Пляжное, расположенном в черте г. Тольятти. Оба водоема природные по происхождению. Озеро Круглое – типичный пойменный водоем Саратовского водохранилища, а оз. Пляжное, крупнейшее в системе Васильевских озер г. Тольятти, является природным водоемом, относящимся к системе водосбора Саратовского водохранилища, но никогда не сообщается с ним.

Всего изучено 102 особи ротана-головешки разного возраста из обоих водоемов (табл. 1). Возраст особей определяли по отолитам [Правдин, 1966].

Для наших исследований мы изучали сеголеток ротана-головешки (0+) и половозрелых особей в возрасте от 1+ до 10+. Следует отметить, что в оз. Круглом нами обнаружена особь ротана-головешки в возрасте 10+, тогда как по литературным данным продолжительность жизни этого вида не превышает 7 лет [Решетников и др., 1989]. Так как ротан-головешка в возрасте 10+ обнаружен единично, а рыб в возрасте 8+ и 9+ за весь период исследования встречено не было, то данный факт можно считать редким исключением из общего правила. Основную массу обследованных рыб в обоих водоемах составляли особи в возрасте 0+, 2+ и 3+ (табл. 1). Так как изучаемые нами гематологические параметры не зависят от возраста половозрелых рыб, а по особям некоторых возрастов выборка нерепрезентативна, то далее мы всех животных разделяем на две группы: сеголетки (0+) и половозрелые рыбы (1+ – 10+).

Кровь отбирали из хвостовой артерии. Мазки крови изготавливали на месте вылова, затем фиксировали 96° этанолом. После просушки препараты окрашивали по методу Романовского–Гимза. При подсчете форм эритроцитов и лейкоцитарной формулы использовали оптический бинокулярный микроскоп с иммерсионным объективом. В качестве иммерсии применяли

Таблица 1. Число обследованных особей ротана-головешки разного возраста из разных водоемов Саратовского водохранилища

Водоем	Число особей разного возраста, экз.								
	сеголетки (0+)	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	10+
оз. Круглое	33	6	13	12	5	1	4	2	1
оз. Пляжное	12	1	7	5	–	–	–	–	–

кастовое масло. На мазках крови подсчитывали подряд все встречающиеся в поле зрения форменные элементы крови и на специальных бланках отмечали их в зависимости от принадлежности к тем или иным группам. Согласно общепринятой методике [Иванова, 1983], подсчет различных форм клеток начинали с середины мазка, перемещая поля зрения методом зигзага к краю предметного стекла, так как форменные элементы крови из-за их различного удельного веса размещаются на разных участках препарата. В середине мазка, например, среди эритроцитов преимущественно находятся лимфоциты, по краям – нейтрофилы, эозинофилы и т. д. [Иванова, 1983]. Для оценки неблагоприятных воздействий на организм животных мы вычисляли соотношение нормобластов и зрелых эритроцитов, соотношение эритроцитов и лейкоцитов, а также применяли индекс сдвига лейкоцитов (ИСЛ), который является в наших исследованиях одним из основных показателей состояния белой крови [Житенёва и др., 1997]. Приведен также подсчет клеток эритроидного ряда с выраженными патологиями. Статистическую обработку полученных данных осуществляли общепринятыми методами [Лакин, 1990] с применением программы Excel 2007.

Результаты и обсуждение

Оба водоема, из которых осуществлялся вылов ротана-головешки, характеризуются определенной степенью антропогенной нагрузки.

По данным «Экологического паспорта городского водоема. Васильевские озера. Озеро Пляжное» (2000 г.) по показателям качества воды оз. Пляжное относится к типичным городским водоемам Среднего Поволжья, испытывающим умеренный антропогенный пресс. Вода озера характеризуется высокой прозрачностью, благоприятным для обитания гидробионтов газовым режимом, отличается невысокими показателями

цветности и концентрациями органического вещества, средней минерализацией и умеренной жесткостью.

Антропогенная нагрузка выражается в загрязнении нитратным и аммонийным азотом, нефтепродуктами и органическими соединениями (по показателям ХПК и БПК₅), поступающими со сточными водами.

Поверхностный и придонный горизонты в среднем за период наблюдения имеют соответственно II класс качества, то есть вода «чистая». Однако накопление химических загрязнителей (железо, хром, марганец, медь, свинец, цинк) в донных отложениях согласно нормативным документам создает «чрезвычайную экологическую ситуацию». Именно в этих условиях обитает ротан-головешка, так как является придонной рыбой, в результате чего подвергается наибольшей токсической нагрузке.

К основным веществам, которые накапливаются в водоеме и превышают в разной степени нормативы, относятся органические соединения (1.17 ПДК), марганец (1.10–1.70 ПДК) и нефтепродукты (до 1.5 ПДК) [Экологический паспорт ..., 2000].

Согласно документу «Критерии оценки..., 1992» и оценке состояния водоема на основании интегральных характеристик жизнедеятельности зоопланктона, оз. Пляжное относится к категории умеренно-загрязненных водоемов 2–3 класса качества воды, а экологическое состояние озера оценивается как относительно удовлетворительное [Экологический паспорт ..., 2000].

Во время исследований оз. Пляжное для создания Экологического паспорта водоема, ротан-головешка не входил в состав ихтиофауны озера, этот вид появился в водоеме сравнительно недавно (предположительно в 2006 г.), однако в условиях этого водоема численность ротана-головешки постоянно увеличивается. В настоящее время данный вид рыб в оз. Пляжное является массовым.

В отличие от оз. Пляжное, которое является полностью изолированным водоемом, но подвергается антропогенной нагрузке круглогодично, оз. Круглое сообщается с Саратовским водохранилищем только в период весеннего половодья. В этот период в район всех пойменных озер данного участка водохранилища поступает вода из расположенного выше устья р. Чапаевка, которая из года в год характеризуется как 3«А» класса качества (загрязненная вода) и 3«Б» класса качества (очень загрязненная). Основными загрязняющими веществами являются фенолы (2–5 ПДК), соединения меди (1–5 ПДК), азот нитритный (1.2–1.4 ПДК) и сульфатные ионы (65–99 мг/л) [Гос. доклад ..., 2009]. С окончанием половодья данные загрязнители перестают поступать в оз. Круглое.

В период изоляции от Саратовского водохранилища вода оз. Круглое характеризуется низкой прозрачностью и высокими показателями цветности.

Многообразие функций крови – одной из дифференцированных реактивных тканей – ставит ее в ряд ценных индикаторов состояния особи [Житенёва и др., 1997]. Дифференцированность крови заключается в том, что эта ткань состоит из плазмы и различных видов клеток, каждая из которых выполняет свою характерную функцию, соответственно и функции самой крови многообразны (газообмен, трофическая функция, специфические и неспецифические иммунные функции и т. д.). К тому же, все без исключения составляющие элементы крови первыми в организме реагируют на те или иные изменения внешней среды, соответственно очень быстро изменяются и многочисленные гематологические показатели, что является доказательством повышенной реактивности этой ткани. Таким образом, гематологические параметры рыб могут успешно использоваться в качестве одного из показателей в системе комплексного биологического мониторинга водных экосистем [Лукияненко, 1987; Серпунин, 2003; Моисеенко, 2009].

Известно, что кровь рыб показательно реагирует на загрязнение водоемов сточными водами большим разнообразием форм патологических изменений красных клеток крови, чего практически не бывает при инфекционных и инвазионных заболеваниях [Крылов, 1974; Минеев, 2007; Моисеенко, 2009].

В ходе наших исследований у ротана-головешки из описанных выше озер нами зафиксировано 12 видов патологий эритроцитов. Все обнаруженные виды клеточных патологий встречаются у рыб независимо от их возраста. Ранее показано, что при усиливающемся загрязнении водоема у рыб массово появляются различные патологические формы эритроцитов: деформированные в разной степени клетки, шистоциты, amitotически делящиеся эритроциты, вакуолизованные эритроциты, сморщенные эритроциты и клетки с кариорексисом и кариолизисом [Крылов, 1974]. Подобную картину мы наблюдаем у ротана-головешки из изучаемых водоемов Саратовского водохранилища, что является одним из доказательств сильной антропогенной нагрузки на данные озера.

Наиболее часто в крови рыб обнаруживаются такие патологии как деформация эритроцита – изменение формы клетки без изменения ее площади (рис. 1.1б), ацентрическое ядро (рис. 1.2в) и сморщивание эритроцита. Кариолизис, пикноз, двухъядерный эритроцит, клетка с деформированным ядром, каплевидная деформация эритроцита, веретеновидная деформация эритроцита (рис. 1.2б), палочковидная деформация эритроцита, вакуолизация эритроцита и шистоцитоз (цитоллиз) обнаружены у единичного числа рыб, а встречаемость таких клеток в кровяном русле минимальна. Подробное описание всех выше перечисленных нарушений строения клеток неоднократно приводилось в литературе [Крылов, 1974; Житенёва и др., 1997; Минеев, 2007].

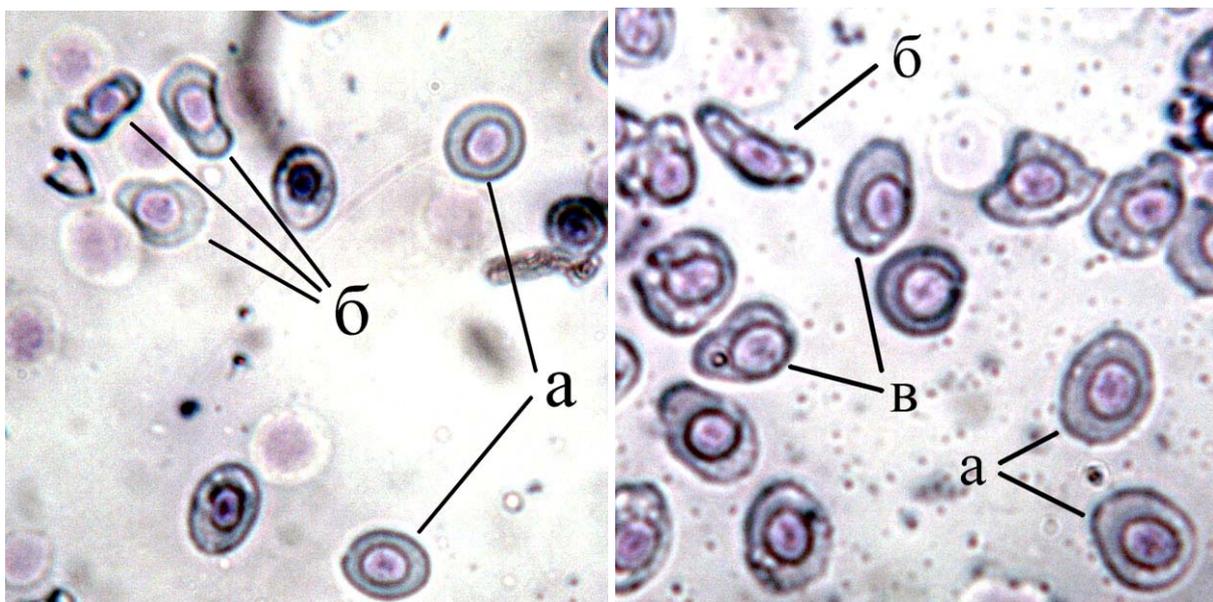


Рис. 1. Некоторые патологии эритроцитов: 1а, 2а – эритроциты нормального размера и формы (без патологий); 1б – деформация эритроцита – изменение формы клетки без изменения ее площади; 2б – веретеновидная деформация эритроцита; 2в – ацентрическое ядро.

Исследования показали, что количество аномальных эритроцитов в кровяном русле может различаться у половозрелых рыб и сеголеток из разных водоемов (табл. 2).

В оз. Круглое у половозрелых рыб и сеголеток обнаружены все три наиболее часто встречаемые патологии эритроцитов, тогда как в крови взрослых особей из оз. Пляжное не обнаружено сморщенных эритроцитов,

а у сеголеток из этого водоема зафиксирован только один тип патологии – изменение формы эритроцита без изменения площади. Средняя частота встречаемости эритроцитов с таким типом деформации достоверно выше у сеголеток в обоих исследованных водоемах. Однако данный показатель и у сеголеток, и у половозрелых рыб в оз. Круглое достоверно выше, чем в оз. Пляжное (табл. 2).

Таблица 2. Встречаемость эритроцитов с наиболее частыми патологиями у ротана-головешки из разных водоемов Саратовского водохранилища.

Тип патологии эритроцита	Район исследования	Возраст	Частота встречаемости аномальных эритроцитов, %		
			lim	M	m
Изменение формы эритроцита без изменения площади	оз. Круглое	сеголетки	2.75–29.50	13.1	0.29
		половозрелые	2.00–31.50	10.9	0.23
	оз. Пляжное	сеголетки	7.50–25.00	11.8	0.46
		половозрелые	3.00–7.00	4.4	0.28
Ацентрическое ядро	оз. Круглое	сеголетки	2.75–23.75	13.1	0.29
		половозрелые	0.50–21.75	6.6	0.19
	оз. Пляжное	сеголетки	–	–	–
		половозрелые	0.50–0.75	0.6	0.11
Сморщивание эритроцита	оз. Круглое	сеголетки	6.75–9.00	7.9	0.23
		половозрелые	0.75–67.00	22.4	0.31
	оз. Пляжное	сеголетки	–	–	–
		половозрелые	–	–	–

Примечание: «–» – данной патологии не обнаружено.

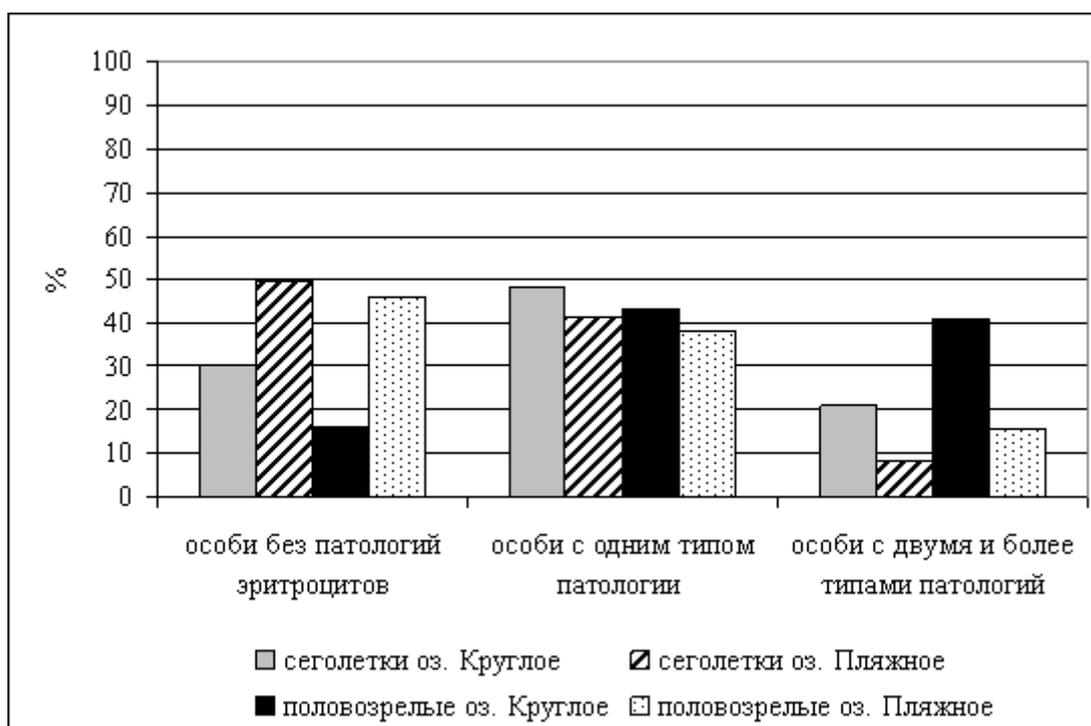


Рис. 2. Встречаемость сеголеток и половозрелых особей ротана-головешки из разных водоемов с различным количеством патологий эритроцитов.

Встречаемость эритроцитов с ацентрическим ядром у ротана-головешки из оз. Круглое у сеголеток значительно выше, чем у половозрелых рыб. Обратная ситуация наблюдалась лишь для показателей встречаемости сморщенных эритроцитов у рыб из оз. Круглое (табл. 2).

В результате и средние показатели встречаемости аномальных эритроцитов у ротана-головешки в 2010 г. оказались достаточно высокими (табл. 2), что свидетельствует о неблагоприятной экологической обстановке в районах исследования.

Минимальное количество патологических эритроцитов в красной крови (0.50% клеток) зафиксировано у половозрелых рыб из оз. Круглое, тогда как самое высокое значение данного показателя выявлено среди сеголеток ротана-головешки из оз. Пляжное.

Меньше трети изученных рыб из обоих водоемов ($28.43 \pm 4.49\%$) не имели клеточных патологий в кровяном русле, то есть являлись здоровыми по данному признаку. Примерно такое же количество особей ротана-головешки ($27.45 \pm 4.44\%$) имели два и более типа патологий эритроцитов в кровяном

русле. Чаще всего встречались рыбы с одним типом патологии эритроцитов ($44.12 \pm 4.94\%$). Таким образом, общая доля рыб с клеточными патологиями составила $71.57 \pm 4.49\%$, что можно считать одним из доказательств неблагополучия популяции ротана-головешки в условиях двух озер Саратовского водохранилища.

На рисунке 2 представлены данные, отражающие долю здоровых особей и рыб с различным уровнем патологий эритроцитов в изученных водоемах.

Интересен тот факт, что в условиях оз. Пляжное $50.00 \pm 15.08\%$ сеголеток и $46.15 \pm 14.39\%$ половозрелых особей ротана-головешки не имели в кровяном русле патологических эритроцитов, в то время как в условиях оз. Круглое, не испытывающего сильной антропогенной нагрузки, доля здоровых особей составила всего $30.30 \pm 2.85\%$ среди сеголеток и $15.91 \pm 5.58\%$ среди половозрелых рыб. В то же время, доля рыб с одним типом клеточной патологии и в условиях оз. Круглое несколько выше, чем в оз. Пляжное, и составляет $48.48 \pm 8.83\%$ среди сеголеток и $43.18 \pm 7.55\%$ среди половозрелых особей соответственно (рис. 2).

Однако, встречаемость рыб обеих возрастных групп с одним типом клеточной патологии в оз. Пляжное ниже таковой среди рыб оз. Круглое в пределах статистической ошибки. Вследствие этого в обоих водоемах встречаемость рыб с одним типом клеточной патологии можно считать одинаковой. Встречаемость сеголеток и половозрелых рыб с двумя и более типами патологий эритроцитов в пойменном оз. Круглое достоверно выше, чем в городском природном оз. Пляжное, и составляет $21.21 \pm 7.23\%$ и $40.91 \pm 7.50\%$ соответственно. Интересно, что в пойменном оз. Круглое менее благоприятный кислородный режим и более высокие показатели цветности воды, чем в оз. Пляжное, что, несомненно, может являться причиной более высокой встречаемости в этом водоеме рыб с двумя и более типами патологий эритроцитов.

Некоторые отличия по встречаемости особей ротана-головешки с различным уровнем патологий кровяных клеток наблюдаются среди рыб разного возраста (рис. 2). В обоих водоемах наблюдалось преобладание сеголеток без патологий эритроцитов над таковыми среди половозрелых особей. Встречаемость сеголеток с двумя и более типами

патологий эритроцитов, напротив, была достоверно ниже, чем таковая среди половозрелых особей в обоих водоемах.

Другим важным показателем благополучного состояния, как отдельной особи, так и популяции рыб является уровень гемопоэза в красной крови. Ранее успешно оценивалось состояние рыб по количеству эритроцитов [Головина, Тромбицкий, 1989; Llorent et al., 2002], по интенсивности процесса гемопоэза [Houston, 1980; Lane, Tharp, 1980], по количеству нормобластов [Тарасенко, Мельников, 1979; Хрущев и др., 1993]. Особь может условно считаться здоровой по уровню гемопоэза, если в красной крови содержится 25.00–35.00% нормобластов. Доказано также, что при воздействии на рыб различных загрязнителей, в частности ртути, количество нормобластов и полихроматофильных эритроцитов (незрелых форм эритроцитов) падает до 0.2%, а основную массу красных клеток составляют зрелые эритроциты – 99.8% [Крылов, 1974], то есть качество процесса гемопоэза падает до минимума.

Среди сеголеток и половозрелых особей из разных водоемов количество особей с различным уровнем гемопоэза заметно отличается (рис. 3).



Рис. 3. Встречаемость сеголеток и половозрелых особей ротана-головешки из разных водоемов с различным содержанием нормобластов в красной крови.

Так, в оз. Пляжное особей с нормальным уровнем гемопоза вообще не обнаружено, однако высок процент особей с пониженным и патологически повышенным содержанием нормобластов как среди сеголеток ($16.67 \pm 11.24\%$ и $66.67\% \pm 14.21\%$) так и среди половозрелых особей ($53.85 \pm 14.39\%$ и $30.77 \pm 13.32\%$). В то же время, в пойменном оз. Круглое, которое не является урбанизированным водоемом, преобладают половозрелые особи с пониженным уровнем гемопоза ($79.55 \pm 6.15\%$). При этом доля рыб с патологически повышенным содержанием нормобластов достаточно велика среди сеголеток из этого водоема – $48.48 \pm 8.83\%$, в то время как среди половозрелых особей доля таких рыб составила всего $2.27 \pm 2.27\%$.

Доля рыб с повышенным содержанием нормобластов (35.00 – 50.00%) в исследованных водоемах среди половозрелых особей заметно ниже, чем среди сеголеток. Если среди половозрелых рыб обоих водоемов преобладают особи с пониженным содержанием нормобластов в красной крови – $79.55 \pm 6.15\%$ (оз. Круглое) и $53.85 \pm 14.39\%$ (оз. Пляжное), то среди сеголеток наибольшую долю составляют особи с патологически высоким уровнем нормобластов – $48.48 \pm 8.83\%$ (оз. Круглое) и $66.67 \pm 14.21\%$ (оз. Пляжное). Возможно, для сеголеток повышенный уровень гемопоза является нормой или возрастной особенностью.

В нашем случае доля сеголеток ротана-головешки оз. Круглое с уровнем гемопоза, принятым за норму у взрослых рыб, не превышает $6.08 \pm 4.22\%$, то есть такие особи встречаются единично, тогда как среди

половозрелых встречаемость здоровых рыб достигает $13.64 \pm 5.23\%$.

Другим важным показателем состояния особи является соотношение клеток эритроидного и лимфоидного ряда крови. Для взрослых рыб нормальным считается содержание в крови белых клеток 25 – 35% [Житенёва и др., 1997]. Установлено, что у рыб под воздействием различных загрязнений снижается функция иммунитета, по сравнению с таковой у рыб из незагрязненных участков обитания [Моисеенко, 2009]. Эксперименты на плотве (*Rutilus rutilus*) показали, что аккумуляция ртути приводит к уменьшению количества лимфоцитов и возрастанию количества моноцитов и нейтрофилов [Талкина и др., 2004]. Аккумуляция кадмия также вызывает уменьшение количества лимфоцитов, повышение в кровяном русле клеток, обладающих фагоцитарной активностью, и разрушение миелоцитов [Степанова и др., 1998].

В исследованных водоемах у ротана-головешки нами зафиксирована подобная картина понижения количества лейкоцитов в кровяном русле. У изученных особей ротана-головешки доля особей с пониженным содержанием лейкоцитов в крови составляет наибольшую часть популяции (табл. 3), в то время как лишь у трети рыб наблюдался нормальный уровень белых клеток в крови. Среди всех обследованных особей ротана-головешки не зафиксировано ни одной с патологически повышенным содержанием лейкоцитов в крови. Рыбы с повышенной (35.00 – 50.00%) долей лейкоцитов среди ротана-головешки зафиксированы единично.

Таблица 3. Встречаемость ротана-головешки с различным содержанием лейкоцитов в кровяном русле

Содержание лейкоцитов в крови, %			
0.00–25.00% (пониженное)	25.00–35.00% (норма)	35.00–50.00 (повышенное)	> 50.00% (патология)
66.67 ± 4.69	30.39 ± 4.58	2.94 ± 1.68	–

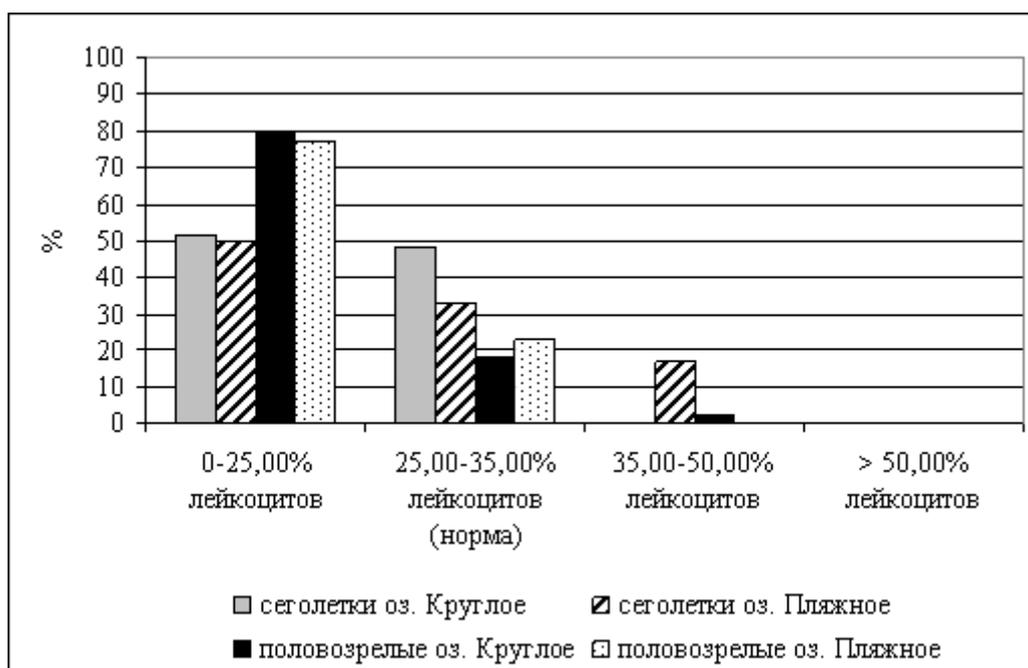


Рис. 4. Встречаемость сеголеток и половозрелых особей ротана-головешки из разных водоемов с различным содержанием лейкоцитов в кровяном русле.

Основное количество составляют особи с пониженным содержанием лейкоцитов в крови, что является признаком как ослабленного иммунитета отдельных особей, так и неблагополучия популяции в целом.

Среди рыб из исследуемых водоемов встречаемость особей разных возрастных групп с различным уровнем лейкоцитов в кровяном русле имеет некоторые отличия (рис. 4).

Доля рыб с пониженным содержанием лейкоцитов велика среди обеих возрастных групп, однако среди половозрелых особей обоих водоемов встречаемость таких рыб значительно выше, чем среди сеголеток. Она составляет $79.54 \pm 6.15\%$ (оз. Круглое) и $76.92 \pm 12.16\%$ (оз. Пляжное). В то же время, встречаемость особей с нормальным содержанием лейкоцитов достоверно выше среди сеголеток обоих водоемов, чем среди половозрелых рыб.

Особи ротана-головешки с повышенным содержанием лейкоцитов в кровяном русле (35.00–50.00%) обнаружены в 2010 г. единично как среди сеголеток, так и среди половозрелых рыб, однако среди сеголеток таких животных заметно больше. Рыб с патологически высоким содержанием белых клеток в кровяном

русле не встречено ни среди взрослых особей, ни среди сеголеток (рис. 4).

Таким образом, большинство особей ротана-головешки из обоих озер имеют недостаточное количество лейкоцитов в кровяном русле для нормального функционирования иммунной системы, что является следствием воздействия различных загрязнителей. Многочисленные исследования доказали, что загрязнение окружающей среды влияет на иммунную систему рыб именно таким образом [Микряков и др., 2001; Талкина и др., 2004; Heath, 2002].

Надежным критерием оценки состояния отдельной особи являются также отклонения в соотношении различных форм лейкоцитов [Крылов, 1974; Балобанова, Микряков, 2002]. В качестве показателя, в некоторой степени подтверждающего условное неблагополучие исследованных видов рыб, мы использовали индекс сдвига лейкоцитов (ИСЛ), который отражает отклонения в гематологических параметрах [Житенёва и др., 1997]. Повышение относительного содержания незрелых нейтрофильных клеток в периферической крови называется сдвигом влево. Снижение доли палочко-ядерных нейтрофилов и присутствие гиперсегментированных ядер определя-

ется как сдвиг вправо [Житенёва и др., 1997]. Иными словами, ИСЛ является отношением гранулоцитов и агранулоцитов. У разных видов рыб допустимое значение ИСЛ может отличаться; в частности, у большинства рыб семейства *Cyprinidae* значение ИСЛ равно 0.30 [Житенёва и др., 1997].

Для ротана-головешки неизвестны значения нормального уровня ИСЛ, поэтому значения условной нормы (0.25–0.35) вычислены нами из соотношения различных форм гранулоцитов и агранулоцитов, выявленных у рыб здоровых по остальным гематологическим показателям.

Из данных таблицы 4 следует, что основная доля всех обследованных рыб имела повышенный уровень ИСЛ, что обусловлено высоким содержанием гранулоцитов (эозинофилов, нейтрофилов и т. д.) среди лейкоцитов. У ротана-головешки частота встречаемости таких особей в популяции Саратовского водохранилища достигает $89.22 \pm 3.09\%$.

Таблица 4. Встречаемость ротана-головешки с различным уровнем ИСЛ

Доля особей с различным уровнем ИСЛ, %		
ИСЛ < нормы	0.25–0.35 (условная норма ИСЛ для взрослых рыб)	ИСЛ > нормы
0.98±0.98	9.80±2.96	89.22±3.09

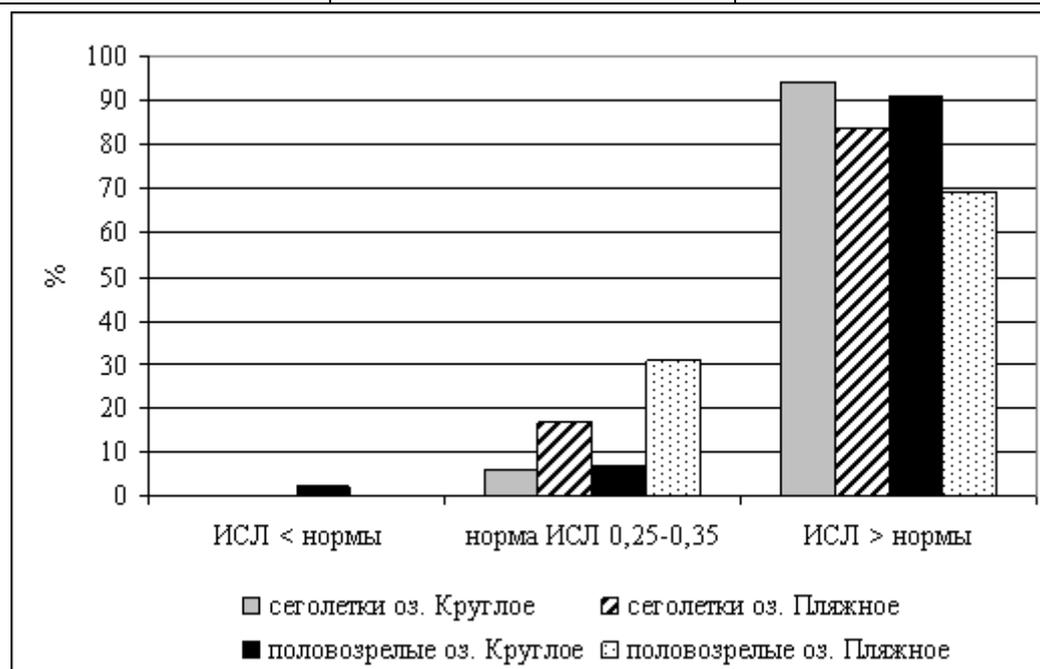


Рис. 5. Встречаемость сеголеток и половозрелых особей ротана-головешки из разных водоемов с различным уровнем ИСЛ.

Количество рыб с условно нормальным уровнем ИСЛ среди ротана-головешки невелико. Единично зафиксированы особи с пониженным показателем ИСЛ.

На примере сеголеток и половозрелых особей ротана-головешки из разных водоемов (рис. 5) данная тенденция подтверждается.

Сдвиг ИСЛ в ту или иную сторону от условной нормы является признаком заболевания или усиленного негативного пресса со стороны окружающей среды, а высокая частота встречаемости таких особей является признаком неблагополучия популяции в целом, особенно если велика также доля рыб с ненормальным уровнем нормобластов и лейкоцитов в кровяном русле. В нашем случае количество особей с повышенным значением ИСЛ являлось доминирующим в обоих исследуемых водоемах, причем в оз. Круглое процент встречаемости таких рыб был заметно выше, чем в оз. Пляжное.

Таблица 5. Встречаемости особей ротана-головешки (среди рыб с повышенным показателем ИСЛ), больных эозинофилией и нейтрофилезом

Водоем	Возраст	Встречаемость особей, %	
		эозинофилия	нейтрофилез
оз. Круглое	сеголетки	12.50±5.94	87.50±5.94
	половозрелые	17.02±5.54	82.98±5.54
оз. Пляжное	сеголетки	77.78±14.70	22.22±14.70
	половозрелые	50.00±28.87	50.00±28.87
Общее число особей с повышенным значением ИСЛ, экз		21	71
Встречаемость особей с эозинофилией и нейтрофилезом, %		22.82±4.40	77.18±4.40

Повышение показателя ИСЛ является симптомом таких заболеваний как нейтрофилез и эозинофилия [Житенёва и др., 1997; Пескова, 2004]. Нейтрофилез вызывается повышением доли нейтрофильных гранулоцитов (окрашивающихся нейтрально, в оттенки серого и светло-голубого цветов) среди лейкоцитов. Эозинофилия является следствием повышения количества эозинофильных гранулоцитов, данные клетки окрашиваются стандартными методами в оттенки красного, ярко-розового и малинового цветов. В норме данные виды гранулоцитов присутствуют в белой крови, но их количество должно быть в два-три раза ниже, чем количество агранулоцитов (лимфоцитов, палочко-ядерных лейкоцитов и моноцитов).

Согласно данным таблицы 5, наибольшая часть обследованных особей (из числа рыб с повышенным значением ИСЛ) больны нейтрофилезом, что является несомненным признаком неблагоприятных внешних воздействий как на отдельных рыб, так и на популяцию в целом.

По мнению некоторых авторов [Гольдин, 1975; Котов, 1976; Метелев, 1974; Моисеенко, 2000; Brozio, Litzbarski, 1977], у рыб в большинстве случаев отмечается лейкоцитоз в присутствии каких-либо загрязнителей. При этом наблюдается нейтрофилез, а остальные показатели весьма разнородны: могут регистрироваться как лимфоцитоз, так и лимфоцитопения – пониженное содержание лимфоцитов

(табл. 3, рис. 4), как моноцитоз, так и моноцитопения, эозинофилия или число эозинофилов остается неизменным.

Нейтрофилы – активные ферментообразователи, им свойственна и фагоцитарная функция. Нейтрофильный лейкоцитоз со сдвигом влево (в сторону увеличения доли палочкоядерных нейтрофилов) наблюдается, как правило, при оформленных воспалительных процессах и различных интоксикациях [Моисеенко, 2000; Brozio, Litzbarski, 1977]. Таким образом, нейтрофилез можно рассматривать в качестве адаптационного механизма, повышающего защитную функцию крови в условиях воздействия комплекса неблагоприятных факторов [Пескова, 2004]. Данный процесс, переходя в длительную или хроническую форму, впоследствии провоцирует различные нарушения во внутренних органах рыб (некрозы, дистрофии и т. д.) [Земков, Журавлева, 2009; Минеев, 2009, 2011].

В этом случае повышенное количество рыб с нейтрофилезом (табл. 5) в природном пойменном водоеме (оз. Круглое) можно трактовать как следствие проявления у большинства особей адаптационных реакций в ответ на неблагоприятные факторы среды. Лишь среди сеголеток ротана-головешки из оз. Пляжное наблюдается преобладание особей с признаками эозинофилии среди больных рыб, что также является признаком неблагоприятия отдельных особей и популяции в целом. Повышенное количество рыб с эозинофилией в городском озере можно

отнести к последствиям повышенной токсической нагрузки на популяцию рыб данного водоема.

Заключение

Согласно полученным результатам, у ротана-головешки в условиях двух изученных водоемов Саратовского водохранилища, испытывающих значительную нагрузку комплекса отрицательных факторов среды, обнаружены патологии в морфологии клеток крови, встречаемость которых высока, и выраженные отклонения в некоторых гематологических параметрах – уровне гемопоза, соотношении эритроцитов и лейкоцитов, соотношении различных форм лейкоцитов.

Наблюдающиеся у большого числа рыб в 2010 г. нарушения в соотношении клеток красной и белой крови, высокая доля особей с пониженным содержанием лейкоцитов и сдвигом ИСЛ от нормы указывают на сильное воздействие комплекса разных неблагоприятных факторов (в основном антропогенных), которое носит хронический характер. Выявленные гематологические нарушения характерны как для половозрелых особей, так и для сеголеток, а встречаемость здоровых рыб низка как в условиях природного пойменного, так и в условиях природного городского водоема.

В силу своей повышенной экологической пластичности ротан-головешка продолжает успешно конкурировать с аборигенными видами рыб, зачастую полностью заменяя их в освоенных водоемах. Ротан-головешка крайне неприхотлив, может выживать при пониженном содержании кислорода в воде и при низких температурах в зимний период, может использовать любой нерестовый субстрат, имеет очень широкий спектр питания, чем и определяется его повышенная конкурентоспособность. Однако, комплекс неблагоприятных факторов (в том числе различных видов загрязнений) воздействует на популяции ротана-головешки не в меньшей степени,

чем на популяции аборигенных видов рыб, о чем свидетельствует большая доля сеголеток ротана-головешки ($87.50 \pm 5.94\%$) и взрослых рыб ($82.98 \pm 5.54\%$) в пойменных природных водоемах с повышенным содержанием нейтрофилов в белой крови. Данный факт можно расценивать как проявление активной адаптационной реакции к неблагоприятным воздействиям окружающей среды, так как нейтрофилы выполняют активную фагоцитарную функцию. В оз. Пляжное воздействие антропогенных факторов значительно сильнее, чем в оз. Круглое, в результате среди молоди ротана-головешки и взрослых рыб велика встречаемость особей с повышенным содержанием эозинофилов в белой крови.

Так как ротан-головешка становится массовым (зачастую доминирующим или единственным) представителем ихтиофауны в пойменных водоемах Саратовского водохранилища, а также подвержен неблагоприятным воздействиям окружающей среды не в меньшей степени, чем аборигенные виды рыб, то его можно считать перспективным объектом-индикатором экологического состояния водоемов.

Литература

Алимов А.Ф., Орлова М.И., Панов В.Е. Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению // В кн.: Виды-вселенцы в европейских морях России. Сб. научных трудов. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2000. С. 12–23.

Балобанова Л.В., Микряков В.Р. Сравнительная характеристика действия нафталина и фенола на показатели белой крови карася *Carassius carassius* (L.) // Биология внутренних вод. 2002. № 2. С. 100–102.

Вернидуб М.Ф. Влияние сточных вод газосланцевого производства на физиологические процессы и на

- развитие личинок молоди лосося // В кн.: Материалы совещания по вопросам рыбоводства. М.: Наука, 1959. С. 103–112.
- Головина Н.А., Тромбицкий И.Д. Гематология прудовых рыб. Кишинев: Изд-во «Штиинца», 1989. 156 с.
- Гольдин В.М. Некоторые гематологические показатели рыб Камского водохранилища в связи с загрязнением промышленными стоками // Ученые записки Пермского ун-та. 1975. Вып. 338. С. 123–131.
- Государственный доклад о состоянии окружающей среды и природных ресурсов Самарской области в 2008 г. / Ред. Ю.С. Астахов, А.Е. Губернаторов, В.Н. Довбыш и др. Самара: Министерство природопользования, лесного хозяйства и окружающей среды Самарской обл., 2009. Вып. 19. 344 с.
- Житенёва Л.Д., Рудницкая О.А., Калюжная Т.И. Эколого-гематологические характеристики некоторых видов рыб: Справочник. Ростов н/Д: АзНИИРХ, 1997. 149 с.
- Земков Г.В., Журавлева Г.Ф. Атлас патологической гистологии рыб. Астрахань: Издательский дом «Астраханский университет», 2009. 62 с.
- Иванова Н.Т. Метод морфологического анализа крови в ихтиопатологических исследованиях // Изв. ГосНИОРХ. 1977. № 5. С. 114–117.
- Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. С. 64–71. 184 с.
- Котов А.М. Сезонная динамика гематологических показателей у некоторых черноморских рыб и их изменение при экспериментальном отравлении нефтепродуктами // Гидробиологический журнал. 1976. Вып. 12. № 4. С. 63–68.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утв. Минприроды РФ 30.11.1992 г.
- Крылов О.Н. Методические указания по гематологическому обследованию рыб в водной токсикологии. Л.: ГосНИОРХ. 1974. 39 с.
- Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высшая школа. 1990. 293 с.
- Лукьяненко В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. М.: Агропромиздат, 1987. 239 с.
- Метелев В.В. Токсичность и некоторые вопросы механизма действия пропанида на организм рыб // Труды ВНИИ ветеринарной санитарии. 1974. Вып. 50. С. 72–75.
- Микряков В.Р., Балабанова Л.В., Заботкина Л.А. Реакция иммунной системы на загрязнение воды токсикантами и закисление среды. М.: Наука, 2001. 126 с.
- Минеев А.К. Морфологический анализ и патологические изменения структуры клеток крови у рыб Саратовского водохранилища // Вопр. ихтиол. 2007. № 1. С. 93–100.
- Минеев А.К. Некоторые гистологические нарушения гонад у головешки-ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) и бычка-кругляка (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) Саратовского водохранилища // Известия Самарского научного центра РАН. 2009. Т. 11, № 1. С. 185–191.
- Минеев А.К. Некоторые гистологические патологии печени и сердца у головешки-ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) и бычка-кругляка (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) Саратовского водохранилища // Известия Самарского научного центра РАН. 2011. Т. 13, № 1. С. 203–206.
- Моисеенко Т.И. Морфологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории С.С. Шварца) // Экология. 2000. № 6. С. 463–472.
- Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология. М.: Наука, 2009. 400 с.

- Пескова Т.Ю. Адаптационные изменения земноводных в антропогенно загрязненной среде. Дис. ... д-ра биол. наук. Тольятти. 2004. 284 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
- Решетников Ю.С., Котляр А.Н., Расс Т.С., Шатуновский М.И. Пятиязычный словарь названий животных. Рыбы: Латинский, русский, английский, немецкий, французский / Ред. В.Е. Соколов. М.: Рус. яз., 1989. 346 с.
- Семенов Д.Ю. Морфометрическая характеристика ротана-головешки (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) бассейна р. Свияги в пределах Ульяновской области // В сб.: Ихтиологические исследования на внутренних водоемах. Тезисы докладов международной научной конференции / Ред. А.Б. Ручин. Саранск: Изд-во ООО «Референт», 2007. С. 136–139.
- Серпунин Г.Г. Ихтиогематологические исследования как элемент биологического мониторинга водоемов // В сб.: Наземные и водные экосистемы Северной Европы: управление и охрана. Материалы международной конференции, посвященной 50-летию Института Карельского Научного центра РАН. Петрозаводск: Институт биологии КарелНЦ РАН, 2003. С. 130–131.
- Степанова В.М., Чуйко Г.М., Павлова В.Ф. Хроническое действие кадмия на клетки ретикулярной ткани селезенки и периферической крови мозамбикской телалии (*Oreochromis mossambicus* Peters) // Биология внутр. вод. 1998. № 3. С. 136–140.
- Талкина М.Г., Комов В.Т., Чеботарева Ю.В., Гремячих В.А. Комплексная оценка длительного воздействия ртути на молодь плотвы в экспериментальных условиях // Вопр. ихтиол. 2004. Т. 44. № 6. С. 847–852.
- Тарасенко О.Н., Мельников В.Г. Морфологическая структура форменных элементов крови леща, сазана и судака // В кн.: Современные вопросы экологической физиологии рыб. М.: Наука, 1979. С. 239–246.
- Терсков Г.В., Гительзон И.И. Метод химических (кислотных) эритрограмм // Биофизика. М., 1957. Т. 11. №. 2. С. 259–266.
- Хрущев Н.Г., Ланге М.А., Золотова Т.Е., Бессонова А.В. Характеристика клеток эритроидного ростка у зеркального карпа (перспективы использования при оценке физиологического состояния рыб) // Вестник РАН. Серия биологическая. М., 1993. С. 83–87.
- Шатуновский М. И. Мониторинг биоразнообразия популяций пресноводных рыб // В сб.: Мониторинг биоразнообразия / Ред. В.Е. Соколов и др. М.: Изд-во ИПЭЭ РАН, 1997. С. 154–158.
- Экологический паспорт городского водоема: Васильевские озера. Озеро пляжное // Ред. Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2000. 77 с.
- Brozio F., Litzbarski H. Untersuchungen über physiologische und histologische Veränderungen am Karpfen nach Toxapheneinwirkung // Teil I. Z. Binnenfisch. DDR. 1977. Vol. 24. № 4. P. 215–226.
- Heath A.G. Water Pollution and Fish Physiology. L.: Lewis Publ., 2002. 506 p.
- Houston A.N. Components of the hematological response of fishes to environmental temperature change: a review // Environ. Physiol. of fishes / Ed. Ali. Plenum Publ. Corp. 1980. P. 241.
- Lane H.C., Tharp T.P. Changes in the population of polyribosomal containing red cells of peripheral blood of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Rich., following starvation and fleeing // J. Fish Biol. 1980. V. 17. P. 75.
- Llorent M.T., Martos A., Castano A. Detections of cytogenetic alterations and blood cell changes in natural populations of carp // Ecotoxicology. 2002. V. 11. № 1. P. 27–34.

**SOME HEMATOLOGICAL PARAMETERS OF
PERCCOTTUS GLENII (DYBOWSKI, 1877) FROM
LAKE KRUGLOE AND LAKE PLYAJNOE OF
SAMARA REGION**

© 2012 Mineev A.K.

Institute of Ecology of the Volga River Basin,
Togliatti 445003, mineev7676@mail.ru

The results of haematological study of *Perccottus glenii* from Lake Krugloe and Lake Plyajnoe of Samara Region in 2010 are presented. Information about violations in morphology of red blood cells in adult male individuals and fries of fishes is obtained. Deviations of the basic indexes of white blood cell formula from a norm in adult male individuals and fries of fishes are studied.

Key words: *Perccottus glenii*, red blood cells, pathology, haematological parameters, deviations, stability, adaptation reactions.

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ ИНВАЗИЙ ПЕЛАГИЧЕСКИХ ВИДОВ РЫБ В ВОДОХРАНИЛИЩА ВОЛГИ

© 2012 Слынько Ю.В., Кияшко В.И.

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок,
syv@ibiw.yaroslavl.ru

Поступила в редакцию 25.07.2011

Со времени образования каскада волжских водохранилищ по ним расселялись два вида пелагических рыб – снеток и тюлька. Проведен сравнительный анализ последовательностей и скоростей расселения этих двух видов по каскаду. Оценена их роль в структуре рыбного населения пелагиали. Установлено, что после длительного периода расширения ареала и наращивания численности снетка, к настоящему времени произошло почти полное сокращение его ареала и численности в бассейне Волги. Тюлька, напротив не только освоила все водохранилища каскада, но и сохраняет в большинстве случаев доминирующее положение в структуре рыб пелагиали. Выявлена связь изменений ареалов и численностей обоих видов с глобальными климатическими изменениями. На основании анализа многолетних данных по структуре рыбного населения пелагиали Рыбинского водохранилища со времени его образования осуществлена оценка эффективности инвазий снетка и тюльки. Установлено, что тюлька по параметрам натурализации оказалась более эффективным вселенцем, нежели снеток. Анализируются возможные биологические и экологические предпосылки большего инвазионного успеха тюльки по сравнению со снетком.

Ключевые слова: экология, пелагические рыбы, виды-вселенцы, биоразнообразие, динамика численности, натурализация, Волга, снеток, черноморско-каспийская тюлька.

Введение

Создание водохранилищ на Волге обусловило появление обширных акваторий пелагиали, особенно ярко выраженных в Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах [Волга и ее жизнь, 1978]. На самых ранних этапах существования водохранилищ пелагиаль осваивали преимущественно молодь и взрослые особи аборигенных видов рыб лимно-реофильного комплекса Волги. Среди неполовозрелых особей преобладали молодь судака, окуня, плотвы, взрослые особи были представлены синцом, чехонью и пелагическим хищником – судаком. Вместе с тем анализ продукционных характеристик открытых пространств водохранилищ, в том числе биомасс и численностей зоопланктона, позволил

исследователям прийти к выводу о недоиспользовании видами аборигенами запасов кормовых ресурсов пелагиали, как в целом по волжским [Кудерский, 1974], так и по Рыбинскому водохранилищам, в частности [Рыбинское водохранилище, 1972]. Эта ситуация несомненно предопределила успешность натурализации в водохранилищах Волги специализированных обитателей пелагиали – снетка и тюльки, саморасселение которых началось сразу после их строительства.

По водохранилищам Волги расселялись озерная форма корюшки – снеток *Osmerus eperlanus eperlanus* morpha *spirinchus* [Арнольд, 1917; Берг, 1948] из озера Белого, расположенного выше Рыбинского водохранилища, и пресноводная форма тюльки *Clupeonella*

cultriventrис (Nordmann, 1840), происходящая из саратовских затонов [Световидов, 1952; Slynko et al., 2010].

Согласно общепринятым представлениям, эффективность расселений определяется, прежде всего, скоростью ареальной экспансии, а эффективность натурализации – временем формирования и численностью самоподдерживающихся популяций [Элтон, 1960; Карпевич, 1975; Одум, 1975]. Весь процесс инвазии подразделяют на несколько последовательных фаз [Карпевич, 1975] или стадий [Inderjit et al., 2005]: проникновения (I), размножения (II), освоения территории и экспоненциального роста численности (III), стабилизация в режиме флуктуаций численности (IV). Детерминация первых двух фаз опирается на факты первого обнаружения особей данного вида на исследуемой территории (фаза I) и регистрации воспроизводства – наличие молоди, наряду с половозрелыми особями со зрелыми половыми продуктами, обнаружение эмбрионов (фаза II). Достижение фаз III и IV определяется в терминах популяционной экологии на основании данных по численностям и пространственному распределению [Одум, 1975]. Фаза III характеризуется экспоненциальным ростом численности и расширением занимаемой территории местообитаний. Фаза IV – как прекращение экспоненциального роста численности и переход к фазе флуктуаций, как следствие сопротивления средовых абиотических и биологических условий. Успешность в прохождении первых двух фаз зависит от наличия свободных экологических ниш, биологических свойств вида, в том числе физиологических и генетических, и абиотических факторов, прежде всего основных лимитирующих [Дарвин, 1952; Williams, 1954; Работнов, 1992; Blossey, Nötzold, 1995; Shea, Cheeson, 2002]. Для последующих фаз расселения в дополнение к вышеизложенным факторам существенное значение

приобретают факторы так называемого «биотического сопротивления» – конкуренция, давление хищников, заболевания [Элтон, 1960; Baker, Stebbins, 1965; May, MacArthur, 1972; Low, Morton, 1996; Naeem et al., 2000; Keane and Crawly, 2002]. Как правило, в интегрированном виде экологическая эффективность натурализации на III и IV фазах оценивается по изменениям разнообразия сообщества на основании изучения структуры и состояния взаимосвязей с аборигенными видами сообщества [Одум, 1975; Marco et al., 2002; Heger, Trepl, 2003; Wang et al., 2009].

Соответственно основной задачей настоящей работы был сравнительный анализ эффективности расселений снетка и тюльки в волжских водохранилищах и эффективности их натурализаций на примере Рыбинского водохранилища.

Материал и методы

Для анализа скоростей расселения и натурализации снетка и тюльки, а также видового разнообразия рыбной части сообщества использовали собственные сборы в пелагиали Рыбинского водохранилища в августе-сентябре 1991, 1994, 1995, 1998 и 2000–2010 гг., водохранилищ Горьковского 2001, 2002 и 2005 гг., Чебоксарского 2001, Ивановского 2000, 2003, Куйбышевского 2001 и Шекснинского 2001, 2005 гг., а также литературные данные по водохранилищам Волги [Васильев, 1951; Шаронов, 1969, 1971; Кожевников, 1978; Пермитин, Половков, 1978; Половкова, Пермитин, 1981; Володин, Иванова, 1987; Kozlovsky, 1991]. Помимо собственных и литературных данных использованы архивные материалы по уловам в Рыбинском водохранилище за 1953, 1983, 1989 гг. (лаборатория ихтиологии ИБВВ АН СССР).

Отлов проводили пелагическим тралом (вертикальное раскрытие при тралении 1.5 м, горизонтальное – 12 м, ячея в кутке 5 мм). Горизонт траления

выбирали в соответствии с показаниями рыбопоискового эхолота. Время траления 15 мин. Данные по уловам архивных и литературных источников стандартизировали на 15 мин траления.

Скорость расселения выражали в виде количества освоенных водохранилищ на момент времени. Видовое разнообразие рыбной части сообщества в Рыбинском водохранилище определяли по индексу Шеннона, рассчитанному только для тех лет наблюдений, по которым имелись репрезентативные данные о структуре уловов – 1953, 1971, 1973, 1983, 1989, 1991, 1994–1995, 1998, 2000–2010 гг. [Shannon, Weaver, 1963]. Связь численности корюшки и тюльки с видовым разнообразием рыбной части сообщества для периодов доминирования (III и IV фазы инвазионного процесса) проведена с применением регрессионного анализа и коэффициента корреляции по Спирмену (R_s). Для анализа скоростей натурализации обоих видов в Рыбинском водохранилище использовали формулу расчета удельной скорости роста численности (r) [Одум, 1975]. Все расчеты и статистическую обработку проводили в программном пакете Statistica v. 6.0.

Результаты

Освоение каскада волжских водохранилищ.

Каскад водохранилищ на р. Волге создавался в течение 50 лет с 1937 по 1987 г. Первые водохранилища Иваньковское, Угличское, Рыбинское образованы на участке Верхней Волги (1937–1947 гг.). Далее созданы Горьковское и Куйбышевское водохранилища на Средней Волге (1955–1957 гг.) и Волгоградское, Саратовское на Нижней Волге (1958–1968 гг.). [Волга и ее жизнь, 1978]. Последним было построено Чебоксарское водохранилище на участке Средней Волги в 1984–1987 гг. Такая последовательность создания водохранилищ во многом определила направление и очередность расселений снетка и тюльки по каскаду.

Расселение снетка происходило преимущественно вниз по Волге непосредственно сразу после создания Рыбинского водохранилища в 1943 г. [Васильев, 1951]. Источником для формирования волжских популяций послужил снеток, который проник из оз. Белое по р. Шексне. За сравнительно короткий срок (5 лет) он освоил весь водоем, распределяясь по его акватории крайне неравномерно. Затем снеток проникает в ранее созданные верхневолжские водохранилища – Угличское, Иваньковское и одновременно развивается его пассивно-активное продвижение вниз по Волге. Уже в 1953 г. снеток обнаружен ниже плотины Рыбинской ГЭС на участке Волги на месте будущего Горьковского водохранилища, а к началу 1970-х гг. белозерский снеток уже встречался во всех водохранилищах каскада [Яковлева, 1975; Кожевников, 1978]. Общее время продвижения его по водохранилищам составило чуть меньше 30 лет, а средняя скорость расселения – $V=115$ км/год (рис. 1). Самую многочисленную популяцию он сформировал в Рыбинском водохранилище и в озеровидном расширении Горьковского водохранилища. В этих водоемах снеток стал доминирующим по численности видом среди рыб пелагиали. Во всех остальных водохранилищах численность снетка оставалась невысокой. Следует подчеркнуть, что только в Рыбинском водохранилище у вселившегося снетка наблюдалось увеличение (по сравнению с материнской популяцией) продолжительности жизни, количества возрастных и размерных групп, то есть развитие популяции пошло по так называемому «корюшковому типу». [Иванова, 1982].

Во второй половине 1980-х гг. относительно малочисленные популяции снетка в водохранилищах Средней и Нижней Волги практически полностью исчезли из этих водоемов и только в Рыбинском его численность оставалась высокой. С середины 90-х гг. прошлого

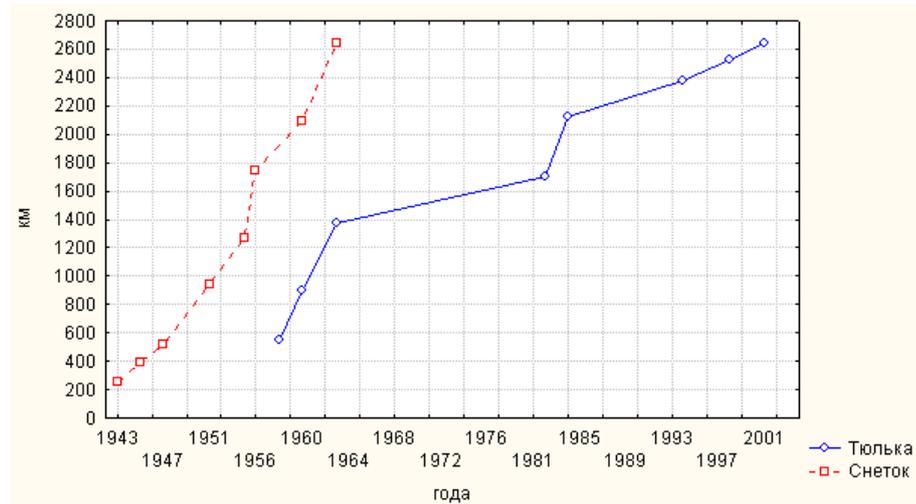


Рис. 1. Скорости расселения снетка и тюльки по каскаду волжских водохранилищ.

столетия численность снетка в Рыбинском водохранилище постепенно сокращалась и уже к концу 1990-х гг. и по настоящее время статус снетка в водохранилище может быть определен, как редкий вид.

Экспансия тюльки началась позже экспансии снетка, в конце 1960-х гг., после образования водохранилищ Нижней Волги [Шаронов, 1969, 1971]. Основным источником тюльки в волжских водохранилищах стали реликтовые пресноводные популяции тюльки пойменных озер в районе г. Саратов [Slynko et al., 2010]. К 1974 г. тюлька освоила Саратовское, Волгоградское и Куйбышевское водохранилища, однако дальнейшее продвижение ее на север приостановилось. С начала 1980-х гг. продолжилось расселение тюльки вверх по Волге. К 1984 г. тюлька достигает Горьковского, а затем, к 1994 г. – Рыбинского водохранилищ. В 2000–2002 гг. она обнаружена в Угличском, Ивановском и Шекснинском водохранилищах. Таким образом, к 2002 г. тюлька встречается во всех водохранилищах р. Волги. В целом, тюлька, в противоположность снетку, в завоевании каскада продемонстрировала более низкие темпы. Общее время, потребовавшееся тюльке на расселение по водохранилищам волжского каскада, составило около 35 лет, а средняя скорость расселения – $V=60$ км/год (рис. 1). В отличие от снетка расселение

тюльки по каскаду носило ярко выраженный ступенчатый характер. Хотя скорость продвижения тюльки по каскаду оказалась значительно ниже, чем у снетка, однако почти во всех водохранилищах численность ее популяций была выше, чем у снетка. Наиболее многочисленные популяции тюлька сформировала в двух самых крупных по площади водохранилищах каскада – Куйбышевском и Рыбинском, где она стала доминантой по численности в сообществе рыб пелагиали [Козловский, 1984; Слынько и др., 2001]. В остальных водохранилищах тюлька достигла статуса субдоминанты сообщества, и ее популяции были приурочены к крупным озеровидным расширениям или глубоководным заливам. Самоподдерживающаяся популяция в Рыбинском водохранилище стала самой северной на всем современном ареале черноморско-каспийской тюльки. Тюлька, которая обнаруживается в более северном Шекснинском водохранилище, до сих пор не натурализовалась в нем [Slynko et al., 2011].

Прохождение фаз натурализации и динамика численностей популяций снетка и тюльки в Рыбинском водохранилище.

Из всех водохранилищ каскада только в Рыбинском сложилась уникальная модельная ситуация:

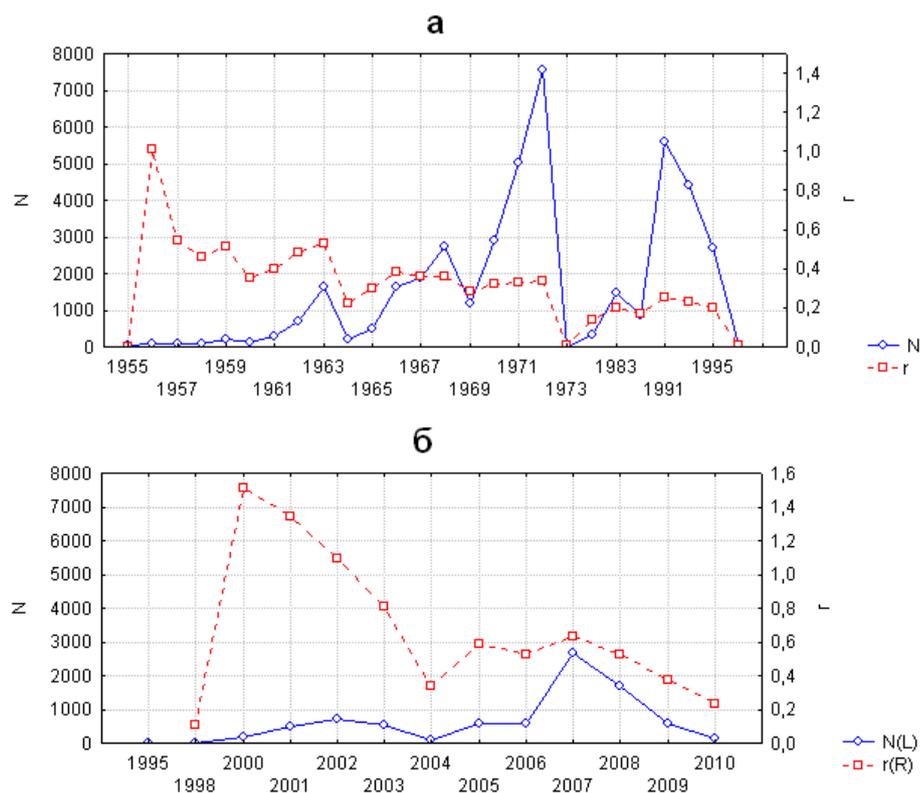


Рис. 2. Многолетняя динамика уловов и удельные скорости роста численности корюшки (а) и тюльки (б) в Рыбинском водохранилище.

в период с 1948 по 1998 г. в пелагиали среди рыб доминировал снеток, а с 2000 г. и по настоящее время – тюльки.

С момента обнаружения в 1943 г. и по 1949 г. вселившийся снеток прошел I и II фазы инвазионного процесса. К 1949 г. было констатировано его распространение по всей акватории водохранилища [Васильев, 1951], и начался постепенный непрерывный рост численности (фаза III), который продолжался до 1963 г. (рис. 2а). В начале III фазы (до 1959 г.) численность снетка в пелагиали была не высокой (средний улов не превышал 100 экз.), и он не занимал доминирующего положения в сообществе. Устойчивые ежегодные приросты уловов начали отмечаться с 1959 г. вплоть до 1963 г., который можно считать годом окончания фазы III. Средняя удельная скорость роста численности популяции снетка в течение этой фазы составила $r=0.53$, а средний многолетний улов за этот период – 176 экз.

С 1963 г. популяция снетка вступает в IV фазу флуктуации численности. Следует сразу отметить, что на

протяжении этой фазы четко выделяются 2 последовательные субфазы – IVа и IVб, которые отличаются межгодовыми амплитудами колебаний уловов. В течение первых 7 лет (субфаза IVа) численность снетка колебалась с небольшой амплитудой, средняя удельная скорость роста численности, по сравнению с предыдущей фазой, снизилась до 0.32, а средняя многолетняя величина улова составляла 1345 экз. Далее, в период с 1970 по 1998 г. (субфаза IVб) амплитуда колебания численности снетка возрастает, снеток становится супердоминантом сообщества, его среднемноголетние уловы возрастают более чем в 2 раза и достигают 2812 экз. при снижении средней удельной скорости роста численности до $r=0.20$.

В целом за весь период существования популяции снетка в Рыбинском водохранилище средняя удельная скорость роста его численности была 0.30, а максимальная удельная скорость не превышала 1.01. Как мы уже отмечали выше, в конце 1990-х гг. и вплоть до нынешнего времени снеток

практически исчез из водоема и в уловах встречается единично.

Тюльке, также как и снетку, на прохождение первых двух фаз натурализации потребовалось 6 лет – с 1994 по 2000 г. (фазы I и II.) С 2000 г. в течение 3 лет наблюдался непрерывный рост численности – фаза III, тюлька становится доминирующим видом среди рыб пелагиали [Кияшко, Слынько, 2003]. Весь период фазы непрерывного роста численности у тюльки составил 3 года (2000–2002 гг.), т. е. прохождение тюлькой этой фазы в 5 раз быстрее, чем снетком (рис. 26). Удельная скорость роста численности при прохождении фазы III была значительно выше, чем у снетка – $r=0.81$. В то же время средняя многолетняя величина улова (286 экз.) сопоставима с уловами корюшки. С 2002 г. популяция тюльки переходит в IV фазу – флуктуаций численности,

которая продолжается и к моменту последних наблюдений в 2010 г. (рис. 26). Эта фаза характеризуется снижением средней удельной скорости роста численности до 0.5 и увеличением среднего многолетнего улова до 845 экз. В целом, за весь период существования популяции тюльки в Рыбинском водохранилище, как средняя удельная скорость роста численности (0.62), так ее максимальное значение (1.51) были существенно выше, чем у корюшки.

Анализ видового разнообразия пелагических уловов в периоды доминирования снетка и тюльки

В пелагиали Рыбинского водохранилища в период доминирования снетка виды аборигены были малочисленными, а значения индексов разнообразия всецело отражали доминирующее положение снетка (рис. 3а, таблица). При этом даже когда отмечались

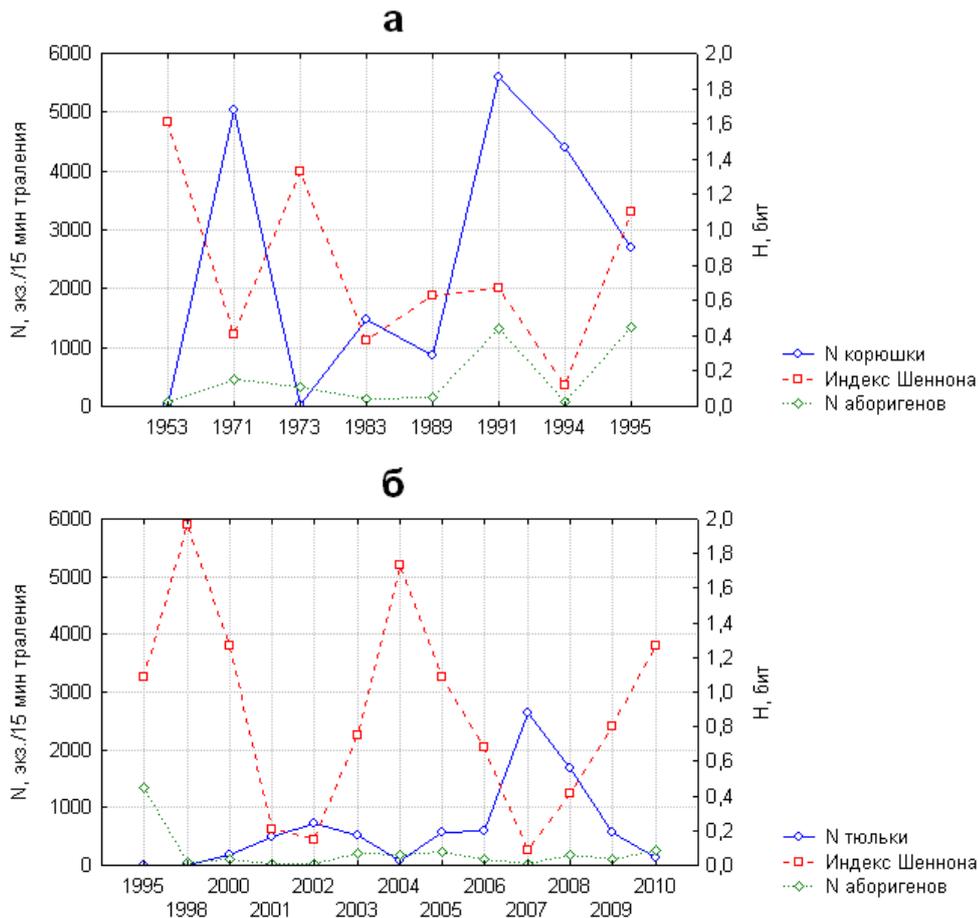


Рис. 3. Динамика колебаний численностей вселенцев, аборигенных видов и индексов разнообразия в периоды доминирования корюшки (а) и тюльки (б) в Рыбинском водохранилище.

Таблица. Разнообразие и численности видов в пелагических уловах в периоды доминирования снетка и тюльки

Вид	M	lim	H	R _{M-H}
Период доминирования снетка (по данным 1953–1998 гг.)				
Корюшка	2519.9	21–5600	0.91±0.21 (0.12–1.97)	–0.52
Окунь	180.6	1–750		0.61
Судак	157.6	5–654		0.07
Синец	69.6	5–215		0.14
Плотва	42.8	1–202		–0.02
Лещ	3.7	0–14		–0.04
Уклея	5.0	1–15		0.20
Чехонь	4.5	0.3–17		0.57
Ряпушка	21.8	2–54		–0.27
Ерш	3.7	0–19		0.50
Густера	0.2	0–1		0.24
Тюлька	1.1	0–9		0.24
Период доминирования тюльки (по данным 2000–2010 гг.)				
Тюлька	743.1	70–2647	0.77±0.16 (0.09–1.73)	–0.81
Окунь	58.4	0–187		0.33
Судак	25	0–105		0.72
Синец	3.6	0–13		0.66
Плотва	8.8	1–24		0.46
Лещ	10.1	0–51		0.34
Уклея	5.1	0–19		–0.14
Чехонь	11.5	0–56		0.73
Ряпушка	5.5	0–19		0.12
Ерш	0.5	0–2		0.59
Густера	1	0–4		0.00
Корюшка	1.5	0–15		0.39

Условные обозначения: M – средний улов на 15 мин траления; lim – пределы колебаний значений улова на 15 мин траления; H – индекс видового разнообразия Шеннона; R_{M-H} – коэффициенты корреляции между количеством рыб в улове и индексом разнообразия по Спирмену, жирным курсивом выделены достоверные значения при p<0.05.

катастрофические падения численности снетка, существенного возрастания численности видов аборигенов не наблюдалось. Индекс видового разнообразия рыбной части сообщества снижался в годы с высокими численностями снетка и повышался в годы его падения.

В целом за период доминирования снетка средний индекс видового разнообразия сообщества рыб пелагиали был высок и составлял H=0.91 бит. Однако выделяются 2 года

– 1991 и 1995 гг., когда на фоне высоких численностей снетка отмечались эксцессы численности аборигенных видов рыб, преимущественно за счет молоди окуневых – судака и окуня. В эти годы отмечено рассогласование ранее четких противофазных колебаний численности снетка и индексов разнообразия, в результате коэффициент корреляции по Спирмену между этими величинами, хотя и был отрицательным, однако ниже уровня достоверности (R_S=–0.52 при p<0.05).

В конце 1990-х гг., когда снеток перешел в статус редкого вида в водохранилище, а тюлька еще была малочисленна, рыбное население пелагиали характеризовалось крайне низкими плотностями всех видов рыб. Тем не менее, видовое богатство в этот период оказалось наибольшим, индекс разнообразия в 1998 г. был максимальным за весь период наблюдений и составил 1.98 бит.

После вселения тюльки и достижения ею статуса доминирующего вида средняя численность видов аборигенов в пелагиали оставалась невысокой. Видовое разнообразие сообщества было существенно ниже, чем в период доминирования корюшки, $H=0.77$ (рис. 3б, таблица). Межгодовые вариации индекса разнообразия полностью определялись колебаниями численности тюльки, коэффициент корреляции по Спирмену был высокодостоверным, $R_s=-0.81$ при $p<0.05$, что свидетельствовало об абсолютном ее доминировании в сообществе.

Обсуждение

Насыщение пелагического комплекса рыб волжских водохранилищ происходило преимущественно за счет вселения короткоциклового пелагического планктофагов: северного вида – корюшки (ее озерной формы – снетка) и южного вида – черноморско-каспийской тюльки (ее пресноводной формы). При этом если корюшка по характеру размножения – лито-псаммофил, то тюлька – пелагофил. Для обоих этих видов экологическая ниша пелагиали водохранилищ оказалась в значительной степени свободной. Ключевым моментом для понимания успеха расселений этих видов именно в водохранилищах является их пресноводное происхождение. Формы корюшки и тюльки, расселявшиеся по каскаду, имеют длительный период преадаптации к обитанию в пресноводных экосистемах озеровидного типа. Известно, что пресноводная форма

корюшки и, в частности, белозерский снеток, характеризуется более низкими миграционными способностями по сравнению с другими формами корюшек [Берг, 1948]. Тюлька же, как и все сельдевые, наоборот, подвижный вид с высокой способностью к дальним миграциям [Световидов, 1952, 1953; Никольский, 1974а]. Однако расселение снетка по большинству водохранилищ волжского каскада (за исключением Угличского и Иваньковского) происходило сверху вниз преимущественно за счет пассивного ската [Володин, Иванова, 1987], что, по-видимому, и обусловило более высокие темпы его распространения в Волге по сравнению с тюлькой.

Наиболее существенную роль в скоростях расселения обоих видов по каскаду, по-видимому, сыграл температурный фактор. Основной временной отрезок создания каскада водохранилищ и расселения северного вида снетка пришелся на период относительного похолодания (с 1940-х до середины 1970-х гг.) в Северном полушарии, в том числе и на территории Европейской части России [Груза и др., 2000]. Южный вид тюлька, в этот холодный период, смогла расселиться только по южным водохранилищам нижнего участка Волги (Волгоградское, Саратовское, Куйбышевское). Тюлька возобновила свое расселение вверх по Волге только с началом современного периода глобального потепления, характеризовавшегося устойчивым трендом повышения температур, который начался с первой половины 1980-х гг. [Груза и др., 2000; Hansen et al., 2010; Litvinov, Roshchupko, 2010]. В этот же период потепления практически полностью исчезают популяции снетка во всех водохранилищах каскада. В самом северном Рыбинском водохранилище численность его значительно сокращается и постепенно из разряда доминирующих видов рыбной части сообщества пелагиали он становится редким, оставаясь таковым и по настоящее время.

В Рыбинском водохранилище, где существовали и существуют самые многочисленны в Волге популяции снетка и тюльки, непосредственного их столкновения и развития возможных конкурентных отношений не произошло. Популяция снетка прекратила свое существование раньше, чем стала развиваться популяция тюльки.

Результаты многолетних наблюдений за развитием популяций снетка и тюльки в Рыбинском водохранилище свидетельствуют, что как снеток, так и тюлька последовательно прошли все фазы натурализации. Однако скорости и масштабы прохождения этих фаз имели ряд принципиальных отличий. Не смотря на то, что эти два вида освоили всю акваторию водохранилища практически за одинаковое время (6–7 лет), тем не менее, тюлька гораздо быстрее наращивала свою численность, о чем свидетельствуют значения как средних удельных скоростей роста численности, так и максимальных удельных скоростей. Общее время фазы III – экспоненциального роста численности и достижения статуса доминанты сообщества для снетка составило 15 лет, тогда как тюльке потребовалось всего 3 года. Вероятно, основной причиной столь значительных различий в прохождении этой фазы стали принципиальные отличия в репродуктивной биологии этих видов. Места нереста и нагула у снетка разобщены в пространстве и во времени. Основными местами нереста являются реки, впадающие в водохранилище, местами нагула – пелагиаль водохранилища, соответственно ему потребовалось довольно значительное время на освоение речных нерестилищ бассейна Рыбинского водохранилища. Для тюльки места нагула и нереста в целом совпадают и, следовательно, она более быстрыми темпами осваивала нерестовые районы.

Развитие итоговой фазы натурализации у снетка охарактеризовалось формированием отчетливого подразделения на две последовательные по

времени субфазы – субфаза флуктуаций численности с незначительными амплитудами (IVa) и наступившая затем субфаза колебаний с очень большими амплитудами (IVб). Субфаза IVa продлилась у снетка 7 лет, затем вплоть до своего исчезновения популяция пребывала в субфазе IVб. Формирование и развитие этой последней субфазы отчетливо совпадает по времени с периодом глобального потепления и нарастанием в пелагиали численности аборигенных видов.

IV фаза у тюльки полностью, как по амплитуде колебаний, так и по количественным характеристикам уловов, аналогична субфазе IVa снетка. К моменту последних наблюдений 2010 г. ее продолжительность также, как и у снетка, составляет 7 лет.

Как в фазу экспоненциального роста численности, так и в сопоставимую субфазу IVa, колебания удельных скоростей роста численности и ее максимальных значений у тюльки были в 0.5 раза выше, чем у снетка. Возможно, более низкие скорости роста численности снетка, по сравнению с тюлькой, вызваны нестабильными условиями размножения последнего. В маловодные годы количество нерестилищ снетка сокращается за счет пересыхания части рек, где расположены его нерестилища, что естественно сказывается на урожайности пополнения.

В период доминирования снетка на протяжении всей IV фазы плотность аборигенных видов в пелагиали была на порядок выше, чем в период доминирования тюльки. К 1998 г. наряду с крайне низкой численностью снетка в Рыбинском водохранилище отмечено и значительное снижение численности аборигенных видов рыб в пелагиали. Во многом это обусловлено формированием новых коммерческих отношений, развивающихся в рыболовстве с начала 1990-х гг., а также административными перестройками существовавшей системы рыбоохраны на внутренних водоемах. В результате,

в большинстве водоемов, в том числе и Рыбинском водохранилище, были ослаблены системы контроля и регулирования лова, существенно возросли объемы браконьерского лова, что, прежде всего, нанесло значительный ущерб ценным промысловым видам, в том числе таким субдоминантам пелагиали, как судак, окунь, синец, чехонь [Стрельников и др., 1997]. Достижение в этот момент индексом видового разнообразия своего максимального значения свидетельствует, что отсутствие доминанты, по-видимому, ослабляет межвидовую напряженность в сообществе и способствует увеличению видового богатства. Так, к 1998 г., на фоне значительного снижения численности всех рыб пелагиали, отсутствия выраженных количественных доминантов, увеличилось видовое разнообразие рыб в пелагиали: в уловах встречалось 12 видов рыб – синец, плотва, чехонь, лещ, густера, уклейка, ряпушка, снеток, тюлька, судак, окунь, ерш, а также иногда белоглазка и молодь щуки. То есть, к моменту появления тюльки в Рыбинском водохранилище, наряду с благоприятными климатическими факторами и отсутствием основного потенциального конкурента – снетка, пелагиаль в значительной степени оказалась слабонасыщенной, что по-видимому и способствовало столь быстрой и эффективной, по сравнению со снетком, ее натурализации в водоеме. По мере распространения тюльки по водоему и увеличения ее численности видовое разнообразие рыб пелагиали уменьшалось и практически на протяжении всего времени существования популяции тюльки в Рыбинском водохранилище численность аборигенных видов и разнообразие сообщества пелагиали оставались на более низком уровне, чем в период снетка. Только с 2005 г. наметилась тенденция по восстановлению численности молоди судака и окуня в пелагиали [Кияшко и др., в печ.].

Известно, что ряд морфофизиологических (связь плавательного пузыря с кишечником, повышенная кислородоемкость эритроцитов, высокая жирность тела и т. п.) и поведенческих (формирование плотных косяков с высокой степенью скоординированности передвижения) особенностей тюльки, позволяют ей более активно, эффективно и масштабно осваивать все пространство пелагиали, совершать значительные и быстрые горизонтальные и вертикальные перемещения [Никольский, 1974б]. Несомненно, что с такими качествами тюлька в использовании пространств и ресурсов пелагиали пресноводных водоемов умеренной зоны существенно превосходит, как аборигенных видов рыб, так и вселенца – снетка. Это дает основание полагать, что тюлька в сравнении со снетком может быть охарактеризована, как более биологически агрессивный вид. Вероятно также, что тюлька пребывает в более жестких конкурентных отношениях с аборигенными видами сообщества, прежде всего на трофическом уровне. В пользу этого предположения свидетельствуют данные по СП-коэффициентам [Кияшко, 2004; Кияшко и др., 2006]. У тюльки наибольшие значения СП наблюдаются с субдоминантами сообщества – молодью окуня, судака и некоторых карповых. У снетка в целом значения СП с видами-аборигенами были ниже, чем у тюльки, и их значения со всеми членами рыбной части сообщества были примерно равными.

Как у снетка, так и у тюльки в условиях Рыбинского водохранилища основным фактором регуляции численности являются средовые температуры. При этом для северного вида – снетка падения численности происходили преимущественно под воздействием аномально высоких температур [Пермитин, Половков, 1978], а для южного вида – тюльки в равной степени были неблагоприятны, как высокие, так и низкие температуры

[Кияшко и др., в печ.]. Наряду с температурным фактором, для тюльки, в отличие от снетка, оказался значимым и биологический фактор – давления хищников. Согласно ранее представленным данным [Степанов, Кияшко, 2008], тюлька гораздо интенсивней, чем снеток (особенно зимой), потребляется основными хищниками – судаком, окунем, щукой и налимом. Косвенным подтверждением того, что тюлька находится в более напряженных отношениях с сообществом пелагиали, чем снеток служат достоверные отрицательные корреляции численности тюльки с индексом разнообразия и отсутствие таковых у снетка, хотя при этом средние многолетние численности тюльки при доминировании в сообществе значительно ниже, чем численности снетка в период его абсолютного доминирования. Поэтому не исключено, что тюлька в условиях Рыбинского водохранилища, находясь под воздействием большего количества неблагоприятных средовых факторов, снижающих численность, не сможет достичь уровней численностей снетка периода доминирования последнего.

Заключение

Оба сравниваемых вида – озерная форма корюшки – снеток, и черноморско-каспийская тюлька при расселении по водохранилищам Волги находились в сходных экологических ситуациях. Экологическая ниша пелагиали водохранилищ была относительно свободной и таким образом вполне доступной для видов – планктофагов. Хотя снеток северный вид, а тюлька – южный, тем не менее, в период их расселения климатические условия для каждого вида были благоприятными и адекватными: холодный климатический период – при расселении снетка и период глобального потепления – при расселении тюльки.

Скорости расширения ареала снетка в бассейне Волги оказались выше, чем тюльки, однако этот критерий оказался

явно недостаточным в попытке оценить эффективность инвазий этих видов и, в частности, их натурализации. Основной причиной более высоких темпов расселения снетка стало его преимущественное продвижения вниз по течению Волги в режиме пассивного ската.

Более отчетливо эффективность натурализаций сравниваемых видов выясняется на примере освоения крупнейшего озеровидного водохранилища Волги – Рыбинского. Тюлька гораздо быстрее, чем снеток, освоила все водохранилище и более высокими темпами наращивала численность. По этим параметрам тюлька, по сравнению со снетком, проявила себя, как более эффективный вселенец. На фоне благоприятных климатических условий в период расселения больший успех тюльки был обусловлен сочетанием также комплекса биологических факторов: практически полное отсутствие в пелагиали потенциальных пищевых конкурентов, совпадение во времени и пространстве периодов размножения и нагула, морфофизиологические и этологические преимущества в использовании кормовых ресурсов и освоении пространства. Вместе с тем, в отличие от снетка, тюлька в условиях Рыбинского водохранилища подвержена большому количеству лимитирующих факторов (воздействие высоких и низких температур, давление хищников, восстановление численности субдоминантов сообщества), которые, по-видимому, ограничат повышение численности ее популяции. При таких условиях увеличение численности тюльки в Рыбинском водохранилище в субфазе IVб становится маловероятным. По-видимому, в условиях Рыбинского водохранилища тюлька к настоящему времени достигла пределов экологической емкости.

В целом, черноморско-каспийская тюлька, по сравнению со снетком, может быть охарактеризована, как более эффективный вселенец. Хотя и медленней, однако успешней, чем

снеток, она освоила все водохранилища Волги. Скорости натурализации даже в самом северном водохранилище волжского каскада оказались существенно выше, чем у снетка. Анализ последовательности расселений и скоростей натурализации популяций снетка и тюльки отчетливо выявили то обстоятельство, что глобальные климатические изменения служат основным регулятором пульсации ареалов и динамики численности.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 10-04-00753-а, Подпрограммы «Генофонды и генетическое разнообразие» Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Биологическое разнообразие» и Программы ОБН РАН «Биологические ресурсы».

Литература

- Арнольд И.Н. Семейство: Osmeridae. Корюшка // Животный мир России. Т. VI, вып. 2 (В). Петроград: Изд-во Российской Акад. Наук. 1917. С. 118–122.
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран // М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1948. Ч. 1. 466 с.
- Васильев Л.И. О снетке Рыбинского водохранилища // Зоологический журнал. 1951. Т. XXX, вып. 6. С. 590–593.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 350 с.
- Володин В.М., Иванова М.Н. Сравнительный анализ эффективности инвазий европейской корюшки, *Osmerus eperlanus* (Linnaeus, 1758) (Salmoniformes: Osmeridae) и черноморско-каспийской тюльки, *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Clupeiformis: Clupeidae) в бассейне Волги // Вопр. ихтиологии. 1987. Т. 27, вып. 4. С. 558–569.
- Груза Г.В., Ранькова Э.Я., Бардин М.Ю., Рочева Э.В., Платова Т.В., Самохина О.Ф., Соколов Ю.Ю. Обзор состояния и тенденций изменения климата России 2000 г. // Бюллетень изменения климата. 2000. // (http://climate.mecom.ru/bulletins/2000/index_full.html)
- Дарвин Ч. Происхождение видов. М.: Гос. изд-во сельскохозяйственной лит., 1952. 483 с.
- Иванова М.Н. Популяционная изменчивость пресноводных корюшек. Рыбинск: ИБВВ АН СССР, 1982. 143 с.
- Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. М.: Пищевая пром-сть. 1975. 432 с.
- Кияшко В.И. Трофозоологическая характеристика тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) в водохранилищах Средней и Верхней Волги // Вопр. ихтиологии. 2004. Т. 44, вып. 6. С. 811–820.
- Кияшко В.И., Карабанов Д.П., Яковлев В.Н. Слынько Ю.В. Становление и развитие популяции черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) в Рыбинском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 2011. (В печати).
- Кияшко В.И., Осипов В.В., Слынько Ю.В. Размерно-возрастные характеристики и структура популяции тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) при ее натурализации в Рыбинском водохранилище // Вопр. ихтиологии. 2006. Т. 46, вып. 1. С. 68–76.
- Кияшко В.И., Слынько Ю.В. Структура пелагических скоплений рыб и современная трофологическая ситуация в открытых плесах Рыбинского водохранилища после вселения черноморско-каспийской тюльки // Инвазии чужеродных видов в Голарктике. Материалы американско-российского симпозиума по инвазионным видам. Борок, Ярославская область, Россия, 27–31 августа 2001 г. Ярославль, 2003. С. 247–259.
- Кожевников Г.П. Промысловые рыбы волжско-камских водохранилищ // Водохранилища Волжско-Камского каскада и их рыбохозяйственное значение. Л.: Изв. ГосНИОРХ, 1978. Т. 138. С. 30–45.

- Козловский С.В. О размножении тюльки в Рыбинском водохранилище // Биология внутренних вод. Информационный бюллетень. Л.: Наука, 1984. № 62. С. 37–41.
- Кудерский Л.А. О путях развития рыбного хозяйства на внутренних водоемах (озера, водохранилища, реки) // Рыбохозяйственный фонд внутренних водоемов (озера, реки, водохранилища) и перспективы повышения их рыбопродуктивности. Л.: Изв. ГосНИОРХ, 1974. Т. 87. С. 94–120.
- Никольский Г.В. Экология рыб. М.: Высшая школа, 1974а. 366 с.
- Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб как биологическая основа рациональной эксплуатации и воспроизводства рыбных ресурсов. М.: Пищевая промышленность, 1974б. 446 с.
- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Пермитин И.Е., Половков В.В. Особенности образования и динамика структуры скоплений пелагических рыб // Теоретические аспекты рыбохозяйственных исследований водохранилищ. Л.: Наука, 1978. С. 78–106.
- Половкова С.Н., Пермитин И.Е. Об использовании кормового зоопланктона нагульными скоплениями рыб-планктофагов // Тр. ИБВВ АН СССР. Внутривидовая изменчивость питания и роста рыб. Ярославль, 1981. Вып. 47(50). С. 3–36.
- Работнов Т.А. Фитоценология. М.: Изд-во МГУ, 1992. 352 с.
- Рыбинское водохранилище. Л.: Наука, 1972. 359 с.
- Световидов А.Н. Рыбы. Сельдевые (Clupeidae) // Фауна СССР. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1952. 331 с.
- Световидов А.Н. О некоторых факторах, обуславливающих численность сельдевых // Труды Всесоюзной конференции по вопросам рыбного хозяйства. М., 1953. С. 99–109.
- Слынько Ю.В., Кияшко В.И., Яковлев В.Н. Рыбы-вселенцы в бассейне Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 84–87.
- Степанов М.В., Кияшко В.И. Роль тюльки (*Clupeonella cultriventris* Nordmann) в питании хищных рыб Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 2008. № 4. С. 86–89.
- Стрельников А.С., Орлова С.С., Терещенко В.Г. Стратегия охраны запасов и прогнозирование уловов рыбы в Рыбинском водохранилище в условиях новых коммерческих отношений // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль: ИБВВ РАН, 1997. С. 178–205.
- Шаронов И.В. Расширение северных границ ареала тюльки // Биология внутренних вод. Информационный бюллетень. Л.: Наука, 1969. № 4. С. 15–18.
- Шаронов И.В. Расширение ареала некоторых рыб в связи с зарегулированием Волги // Материалы I конференции по изучению водоемов бассейна Волги. Куйбышев, 1971. С. 226–232.
- Элтон Ч. Экология нашествий животных и растений. М.: Иностранная литература, 1960. 229 с.
- Яковлева А.Н. Саратовское водохранилище // Л.: Изв. ГосНИОРХ, 1975. Т. 102. С. 118–129.
- Baker H.G., Stebbins G.L. The genetics of colonizing species. Academic Press, New York. 1965.
- Blossey B., Nötzold R. Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants – a hypothesis. // J. Ecol. 1995. V. 83. P. 887–889.
- Hansen J.R., Sato R.M., Lo K. Global surface temperature change // Reviews of Geophysics. 2010. V. 48, RG 4004. P. 1–29.

- Heger T, Trepl L. Predicting biological invasions // *Biol. Invasions*. 2003. No. 5. P. 313–321.
- Inderjit, Cadotte M.W., Colautti R.I. The ecology of biological invasions: past, present and future // *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects* / Ed. Inderjit. Basel: Birkhauser Verlag, 2005. P.19–44.
- Keane R.M., Crawley M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis // *Trends Ecol. Evol.* 2002. No. 17. P. 164–170.
- Kozlovsky S.V. *Clupeonella cultriventris caspia* (Svetovidov, 1941) // *The Freshwater Fishes of Europe. Clupeidae. Anguillidae* / Edited by Henri Hoestlandt. Wiesbaden: AULA-Verlag, 1991. P. 55–84.
- Law R., Morton R.D. Permanence and the assembly of ecological communities // *Ecology*. 1996. V. 77. P. 762–775.
- Litvinov A.S., Roshchupko V.F. Long-term Variations of Elements of Hydrometeorological Regime of the Rybinsk Reservoir. // *Russian Meteorology and Hydrology*. 2010. V. 35. № 7. P. 75–84.
- Marco D.E., P'aez S.A., Cannas S.A. Species invasiveness in biological invasions: a modelling approach // *Biological Invasions*. 2002. № 4. P. 193–205.
- May R.M., MacArthur R.H. Niche overlap as a function of environment variability // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1972. V. 69. № 5. P. 1109–1113.
- Naeem S.J., Knops J.M.H., Tilman D., Howe K.M., Kennedy T., Gale S. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors // *Oikos*. 2000. V. 91. № 1. P. 97–108.
- Shannon C.E., Weaver W. *The mathematical theory of communication*. Urbana: Univer. Illinois Press, 1963. 117 p.
- Shea K., Chesson P. Community ecology theory as a framework for biological invasions // *Trends Ecol. Evol.* 2002. V. 17. P. 170–176.
- Slynko Yu.V., Karabanov D.P., Stolbunova V.V. Genetic Analysis of the Intraspecific Structure of Kilka *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Actinopterygii: Clupeidae) // *Doklady Biological Sciences*. 2010. V. 433. P. 261–263.
- Slynko Yu.V., Dgebuadze Yu.Yu., Novitskiy R.A., Kchristov O.A. Invasions of Alien Fishes in the Basins of the Largest Rivers of the Ponto_Caspian Basin: Composition, Vectors, Invasion Routes, and Rates // *Russian Journal of Biological Invasions*. 2011. V. 2. № 1. P. 49–59.
- Wang Q., Jin Sh., Ruan X. Ecological explanations for successful invasion of exotic plants / *Front. Biol. China*. 2009. V. 4. № 3. P. 271–281.
- Williams J.R. The biological control of weeds // *Rep. 6th Commonwealth Entomology Congr. London*, 1954. P. 95–98

ANALYSIS OF EFFECTIVENESS OF PELAGIC FISH SPECIES INVASIONS INTO THE VOLGA RIVER RESERVOIRS

© 2012 Slynko Yu.V., Kiyashko V.I.

Papanin Institute for Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences, Borok, Russia,
syv@ibiw.yaroslavl.ru

Since the time of formation of the cascade of the Volga River reservoirs two pelagic species of fishes – lake smelt and kilka – have been settled. The comparative analysis of the sequences and speeds of moving of these two species along the cascade was carried out. Their role in the structure of the fish pelagic community was estimated. It is established, that after a long period of the range expansion and escalation of the lake smelt number, almost full reduction of its areal and number in the Volga basin has occurred by present. On the contrary, kilka not only has mastered all the water basins of the cascade, but also preserves dominating position in the structure of pelagic fish communities in most cases. The connection of the changes of areas and numbers with global climatic changes for both species was revealed. On the basis of the analysis of long-term data on the structure of fish pelagic community in the Rybinsk Reservoir, the estimation of invasion effectiveness since the time of its formation for lake smelt and kilka was carried out. It was established, that kilka in naturalization parameters proved to be a more effective invader than a lake smelt. Possible biological and ecological preconditions for a greater invasion success for kilka compared to lake smelt are analyzed.

Key words: ecology, pelagic fishes, invasion species, biodiversity, number dynamics, naturalization, the Volga River, lake smelt, the Black Sea-Caspian kilka.

ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИИ ЧУЖЕРОДНОГО ДЛЯ ЕВРОПЫ ЖУКА-КОРОЕДА *ANISANDRUS MAICHE* STARK (COLEOPTERA: CURCULIONIDAE: SCOLYTINAE) НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ

© 2012 Терехова В.В.¹, Скрыльник Ю.Е.²

¹ Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина, г. Харьков, Украина 61077,
t_viktoria@mail.ru

² Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации
им. Г. Н. Высоцкого, г. Харьков, Украина 61024, yuriy.skrylnik@gmail.com

Поступила в редакцию 25.02.11

Представлены результаты исследования биологии *Anisandrus maiche* Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) на территории Украины. *A. maiche* – дальневосточный вид, чужеродный элемент европейской фауны, впервые обнаруженный на территории Европы в 2007 г. в Украине. Растения, заселяемые *A. maiche*, и некоторые особенности его биологии и экологии были нами определены впервые в Европе. *Quercus borealis* Michx., *Quercus robur* L., *Populus tremula* L. как кормовые растения для *A. maiche* отмечены нами впервые. На территории Украины *A. maiche* в настоящее время встречается локально в естественных и антропогенно трансформированных биотопах.

Ключевые слова: Curculionidae, Xyleborini, *Anisandrus maiche*, инвазионный вид, биология, кормовое растение, Украина.

Введение

Жуки-ксилобионты, т. е. жуки, обитающие под корой и в древесине деревьев, представлены видами из нескольких десятков семейств. Среди таких насекомых преобладают усачи (Cerambycidae), златки (Buprestidae) и короеды (Curculionidae: Scolytinae) – таксоны, включающие преимущественно ксилофагов. Древогрызущие жуки часто проникают на новые территории с субстратом (деревья, изделия из древесины и пр.), в котором находятся на личиночной стадии, а некоторые и на стадии имаго. Чаше других таким образом расселяются короеды Scolytinae (что отчасти связано с их мелкими размерами и скрытым образом жизни), и в частности – представители многочисленной и широко распространенной трибы Xyleborini LeConte, 1876.

Виды, принадлежащие к этой трибе, являются амброзийными ксиломице-

тофагами и заселяют широкий круг лиственных и хвойных деревьев, прокладывая ходы в древесине (реже – под корой). Растение-хозяин для этих жуков является средой обитания и субстратом для выращивания амброзиевых грибов, служащих пищей личинкам [Старк, 1952; Pfeffer, 1995; и др.]. Скрытый внутривидовой образ жизни и многообразие заселяемых деревьев способствует тому, что они нередко проникают на новые территории в результате завоза с древесиной и успешно акклиматизируются, зачастую успешнее других древогрызущих жесткокрылых.

О завозах Xyleborini на новые территории. Обзор литературы

По количеству случаев завоза, отмеченных в разных странах в портах ввоза [Нааск, 2003], и по количеству прижившихся на новых территориях чужеродных видов Xyleborini

преобладают над другими ксилобионтами. Например, в континентальных США за период с 1985 по 2005 г. зарегистрировано внедрение 25 чужеродных видов древогрызущих жесткокрылых: 2 вида *Buprestidae*, 5 *Cerambycidae* и 18 *Scolytinae*, из которых 10 видов, относятся к трибе *Xyleborini* (9 из 10 – вселенцы из Азии) [Haack, 2006]. В последние годы в мире отмечается все больше случаев завоза *Xyleborini* на новые территории. Так, для фауны США и Канады до 1985 г. было зарегистрировано 8 новых чужеродных видов *Xyleborini* [Haack, 2003], за следующие 20 лет американская фауна пополнилась еще 10 видами. Затем, в 2006 г. отмечено вселение изучаемого нами *Anisandrus maiche* [Rabaglia et al., 2009], в 2010 г. – *Coptoborus pseudotenuis* (Schedl) [Atkinson et al., 2010] и *Xyleborinus andrewesi* [Okins, Thomas, 2010].

Вселенцами из трибы *Xyleborini* могут пополняться также относительно бедные островные фауны, что можно наблюдать на примере Новой Зеландии. На 2003 г. всего там зарегистрировано 29 видов короедов, из которых инвазионных – 11 (т. е. $\approx 38\%$ от общего количества видов). Из них представителей *Xyleborini* – 6 видов, 5 из которых – инвазионные [Brocknerhoff et al., 2003].

В настоящее время с учетом инвазионных видов в фауне Украины насчитывается 9 представителей трибы *Xyleborini*: *Anisandrus dispar* (Fabricius, 1792), *A. maiche* Stark, 1936, *Xyleborus cryptographus* (Ratzeburg, 1837), *X. dryographus* (Ratzeburg, 1837), *X. eurygraphus* (Ratzeburg, 1837), *X. monographus* (Fabricius, 1792), *X. pfeilii* (Ratzeburg, 1837), *Xyleborinus saxesenii* (Ratzeburg, 1837), *X. alni* (Niisima, 1909). Два вида из этого списка – *X. alni* и *A. maiche* – впервые указаны для Украины в 2007 г. [Никулина и др., 2007а, 2007б] и являются чужеродными элементами нашей фауны. Еще один быстро расселяющийся по земному шару

восточнопалеарктический вид, завезенный и широко распространившийся в странах Европы – *Xylosandrus germanus* (Blandford, 1894) – пока не обнаружен на территории страны, но высказывались предположения о его возможном обитании на юге Украины [Никулина, 2008 (2009)]. Остальные виды относятся к естественным элементам исследуемой территории, однако многие из них также расширили свои ареалы и ныне встречаются на других континентах. Так, *Xyleborinus saxesenii*, впервые описанный из Европы, был завезен на другие континенты уже в начале XX в. и в настоящее время распространен почти по всему земному шару [Wood, Bright, 1992]. *Anisandrus dispar*, также характерный для европейской фауны, был завезен в Северную Америку еще до 1817 г., это был первый инвазионный вид *Xyleborini* в американской фауне [Rabaglia et al., 2006]. *X. pfeilii* – вид, широко распространенный в странах Старого Света, относительно недавно акклиматизировался в Северной Америке [Vandenberg et al., 2000].

В фауне Украины в настоящее время встречаются два вида рода *Anisandrus*, весьма сходные по морфологии и образу жизни: *Anisandrus dispar* и *A. maiche*. Оба вида ранее рассматривались в составе рода *Xyleborus* (*Anisandrus*) [Старк, 1952; Wood, Bright, 1992; Pfeffer, 1995; и др.]. Род *Anisandrus* был восстановлен в результате недавних исследований, включающих кладистический анализ морфологических признаков *Xyleborini* [Hulcr et al., 2007].

Естественной областью обитания вида *Anisandrus maiche* Stark, 1936 (майхинский непарный короед) является Западная Сибирь, Приморский край, о. Кунашир, Китай (Heilongjiang) и Северная Корея [Куренцов, 1941; Старк, 1952; Криволюцкая, 1996; Wood, Bright, 1992; Rabaglia et al., 2009]. Расширение ареала этого вида наблюдается лишь в последние несколько лет. В 2006 г. *A. maiche* был впервые отмечен в Северной Америке, штат Пенсильвания [Colpetzer, 2006]. Вскоре были

опубликованы сведения об успешной акклиматизации этого вида и обнаружении его еще в двух штатах – Огайо и Западная Вирджиния, однако особенности биологии, в частности кормовые растения в Америке, не известны [Rabaglia et al., 2009].

На территории Европы *A. maiche* впервые был обнаружен в 2007 г. в Донецкой области Украины. Жуки были пойманы в оконные ловушки с приманкой из раствора этанола. Кормовые растения на территории Украины установлены не были [Никулина и др., 2007б].

Особенности биологии данного вида известны только в пределах естественного ареала. Развитие личинок происходит на тонких стволиках и ветвях усыхающих деревьев, где взрослыми самками прокладываются кольцеобразные маточные ходы [Куренцов, 1941]. Встречается спорадически, но способен размножаться в массе в твердолиственных и пойменных насаждениях, повреждая древесину лиственных пород: *Syringa amurensis*, *Juglans mandshurica*, *Betula dahurica*, *Betula japonica*, *Phellodendron amurense*, *Fraxinus manshurica*, *Acer barbinerve*, *Acer mandshuricum*, *Alnus fruticosa*, *Alnus hirsuta*, *Corylus mandshurica*, *Euonymus* sp. [Старк, 1952]. Также в качестве кормовой породы указан *Ulmus* sp. [Wood, Bright, 1992].

Биология *A. maiche* в зонах интродукции, в том числе на территории Украины, и в целом Европы, практически не изучена, а в литературе имеется лишь единственное, не подтвержденное фактическим материалом, указание о том, что «на территории Европы в качестве кормового растения отмечена береза повислая *Betula pendula* Roth.» [Никулина, 2008 (2009)].

Материал и методика

Исследования, посвященные *A. maiche*, проводились нами в лесостепной зоне Левобережной Украины в 2009–2010 гг. До 2009 г. мы также изучали фауну жуков-

ксилобионтов этого региона, однако в более ранних сборах *A. maiche* отмечен не был. Стандартные энтомологические методики, такие как кошение энтомологическим сачком и привлечение на свет, не дали положительного результата для выявления *A. maiche* на исследуемой территории. Основной способ, при помощи которого были выявлены поселения данного вида, – осмотр усыхающих веток и стволиков деревьев и ручной сбор насекомых и повреждений. Вскрытие ходов и измерение их длины проводили в лаборатории. Для доведения преимагинальных стадий до фазы имаго собранные образцы с личинками содержали в лаборатории при температуре 20–23°C; чтобы избежать пересыхания древесины в лаборатории, образцы периодически увлажнялись. В некоторых случаях в полевых условиях мы измеряли влажность заселяемого субстрата при помощи влагомера АД-6100.

Также для сбора жуков мы использовали оконные ловушки, устроенные по типу «*Polytrap*TM», с крестообразно расположенными прозрачными плоскостями [Bouget et al., 2008]. В качестве приманки и фиксатора использовался раствор этилового спирта (40%), суммарная площадь лопастей составляла 0.5 м².

Материал: Сумская область, Сумской район, окр. с. Вакаловщина, 51°01'27.90"С/34°54'07.97"В, 13.06.2009, молодая посадка, на красном дубе, имаго в маточных ходах – 4 ♀♀; там же, 15.06.2010, лиственный лес, в оконной ловушке, с приманкой из этанола – 3 ♀♀, В. Терехова leg.; Харьковская обл., Харьковский р-н, Докучаево, 3 км З пос. Рогань, 49°52'48.50"С/36°26'04.17"В, остепненная балка, на *Populus tremula* L. 4.05.2009 leg. (larvae), 17.05.2010 – имаго – 3 ♀♀, Ю. Скрыльник leg.; Харьковская обл., Краснокутский р-н, окр. п.г.т. Краснокутск, 50°2'45.24"С/35°7'36.72"В, лиственный лес, дуб черешчатый, 7.06.2010, – 6 ♀♀, мертвые экз. в маточных ходах. Ю. Скрыльник leg.

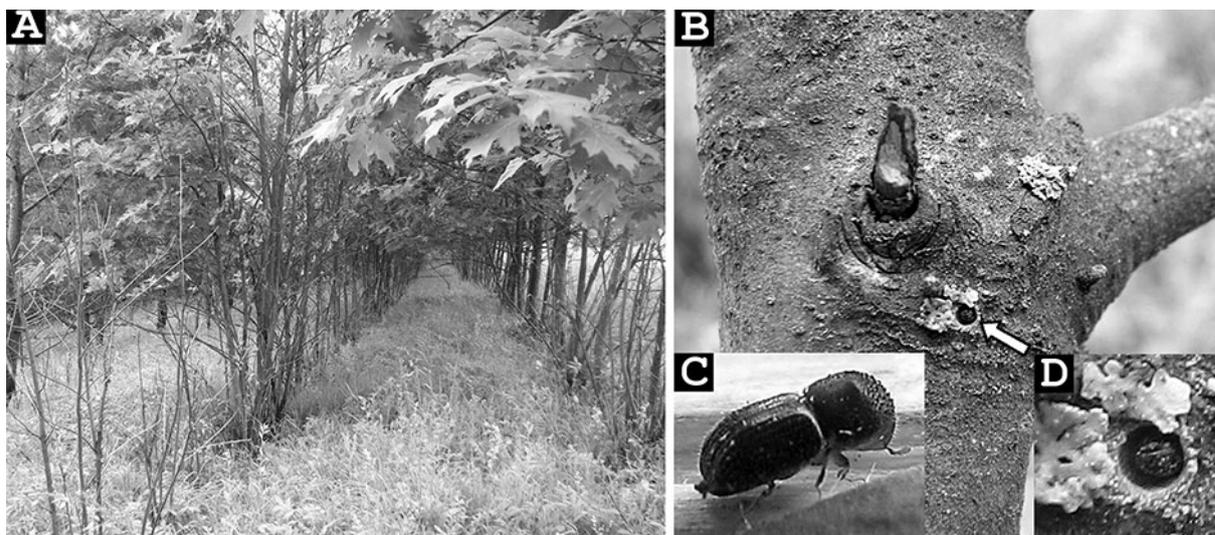


Рис. 1. Поселения *A. taiche* в Сумской области. А – лесные культуры *Quercus borealis*. В – входное отверстие *A. taiche* на стволике дуба, в котором виден скат надкрылий самки. С – самка *A. taiche*, извлеченная из хода. D – входное отверстие, в котором виден скат надкрылий самки. Фотографии В. Тереховой.

Собранный материал хранится на кафедре зоологии и экологии животных Харьковского национального университета им. В.Н. Каразина и в лаборатории защиты леса Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г.Н. Высоцкого.

Полученные результаты

Вид *A. taiche* был обнаружен нами в лесостепной зоне Украины в 2009–2010 гг. в двух административных областях – Харьковской и Сумской. О находках 2009 г. мы кратко сообщали ранее [Терехова, Скрыльник, 2010], и это были первые сведения о биологии, в частности о кормовых растениях данного вида на территории Украины. Последующие целенаправленные исследования 2010 г. расширили представления об особенностях распространения и развития *A. taiche* на данной территории.

В Сумской области (Сумской район, окр. с. Вакаловщина, 15.06.2010, 3 ♀♀) *A. taiche* был собран нами в смешанном лесу при помощи оконной ловушки, размещенной на дереве на высоте около 2 м от земли. Ловушки были развешены в разных участках лесного массива, но жуки *A. taiche* попали в одну ловушку,

на участке с преобладанием лиственных деревьев, прежде всего, дуба черешчатого, на границе с лесной поляной. Там же, в окр. с. Вакаловщина нами было зарегистрировано развитие данного вида на усыхающих на корню тонких (диаметром 3–5 см) стволиках дуба красного *Quercus borealis* Michx. в искусственных посадках этой породы приблизительно 15-летнего возраста (рис. 1, А).

Ходы закладывались у основания боковых ветвей (рис. 1, В); самка располагалась внутри хода неглубоко от поверхности, закрывая скатом надкрылий входное отверстие (рис. 1, D). На коре возле входных отверстий были заметны остатки мелкой буровой муки. Маточные ходы углублялись в древесину перпендикулярно поверхности, затем имели 2 ответвления. Всего было обнаружено 3 системы ходов с живыми взрослыми самками (13.06.2009). На момент обнаружения поселений с живыми жуками ствол был заселён златкой *Agrilus graminis* Gory & Laporte, 1837 (златки были доведены до фазы имаго в лаборатории, выход жуков – весной 2010 г.). В 2010 г. в том же насаждении на другом стволике с пустыми ходами *A. taiche* были обнаружены личинки усача *A. Testacea*



Рис. 2. Биотопы, в которых был выявлен *A. taiche* в Харьковской области: А – Харьковский район, Докучаево; В – Краснокутский р-н, окр. п.г.т. Краснокутск. Фотографии Ю. Скрыльника.

(Fabricius, 1781). Влажность древесины в месте внедрения жука составляла 21.2%; а в разных участках этого стволика – колебалась от 18 до 36.6%.

Также нами были обнаружены два местообитания *A. taiche* в Харьковской области: в Харьковском и Краснокутском районах (рис. 2: А, В). В Харьковском районе образцы с поселениями были собраны в остепненной балке (рис. 2, А) на свежесохшем дереве *Populus tremula* L. на тонких верхних ветках (диаметром 2–4 см). Личинки были собраны 4 мая, затем в лабораторных условиях 17 мая были успешно доведены до стадии имаго. Все 3 экземпляра оказались самками.

Более многочисленные поселения *A. taiche* были найдены в Краснокутском р-не (п.г.т. Краснокутск) (рис. 2, В) в лиственном лесу, на дубе черешчатом *Quercus robur* L. Вид заселяет ветви как стоячих деревьев (IV–V категорий санитарного состояния, т.е. усыхающих и свежего сухостоя), так и ветви, лежащие на земле (диаметром до 5.0 см.). Зачастую самка выбирает неровности коры (чешуйки, трещины, развилки и т.д.) для внедрения в древесину и построения маточного хода.

При обследовании ветви дуба (длиной 80 см, диаметром 4.0 см) было обнаружено 11 прошлогодних поселений

A. taiche и 2 брошенные попытки внедрения (на глубину 1.5 мм). Плотность поселений составила 11 ходов на 0.1 м².

На проанализированных образцах маточные ходы имели разный характер построения. В большинстве случаев ходы углублялись в древесину перпендикулярно поверхности, затем имели одно либо два ответвления по бокам (рис. 3: А, В.). В одном случае (рис. 3, В.) было намечено третье ответвление вниз вдоль волокон древесины на глубину 2 мм. Некоторые ходы были неразветвленными, но иногда слегка изгибались в разных плоскостях (рис. 3: С, D.). Средняя длина маточного хода составила 18 мм.

Наиболее распространенный тип построения маточного хода выглядит следующим образом. Ход 1.0 мм в диаметре, длиной 1.8 см, слегка S-образно изогнутый. На расстоянии 6 мм от летного отверстия имеется заметное утолщение хода (до 1.2–1.3 мм), далее ход ответвляется в сторону под углом 90° с длиной ветви 4.0 мм. Маточный ход заканчивается аккуратным полукруглым тупиком.

В данном случае на ветках диаметром около 5 см *A. taiche* развивался совместно с *Exocentrus adpersus* Muls., а в ветках диаметром менее 3 см – с *Xylopertha retusa* (Ol.) (Bostrychidae).

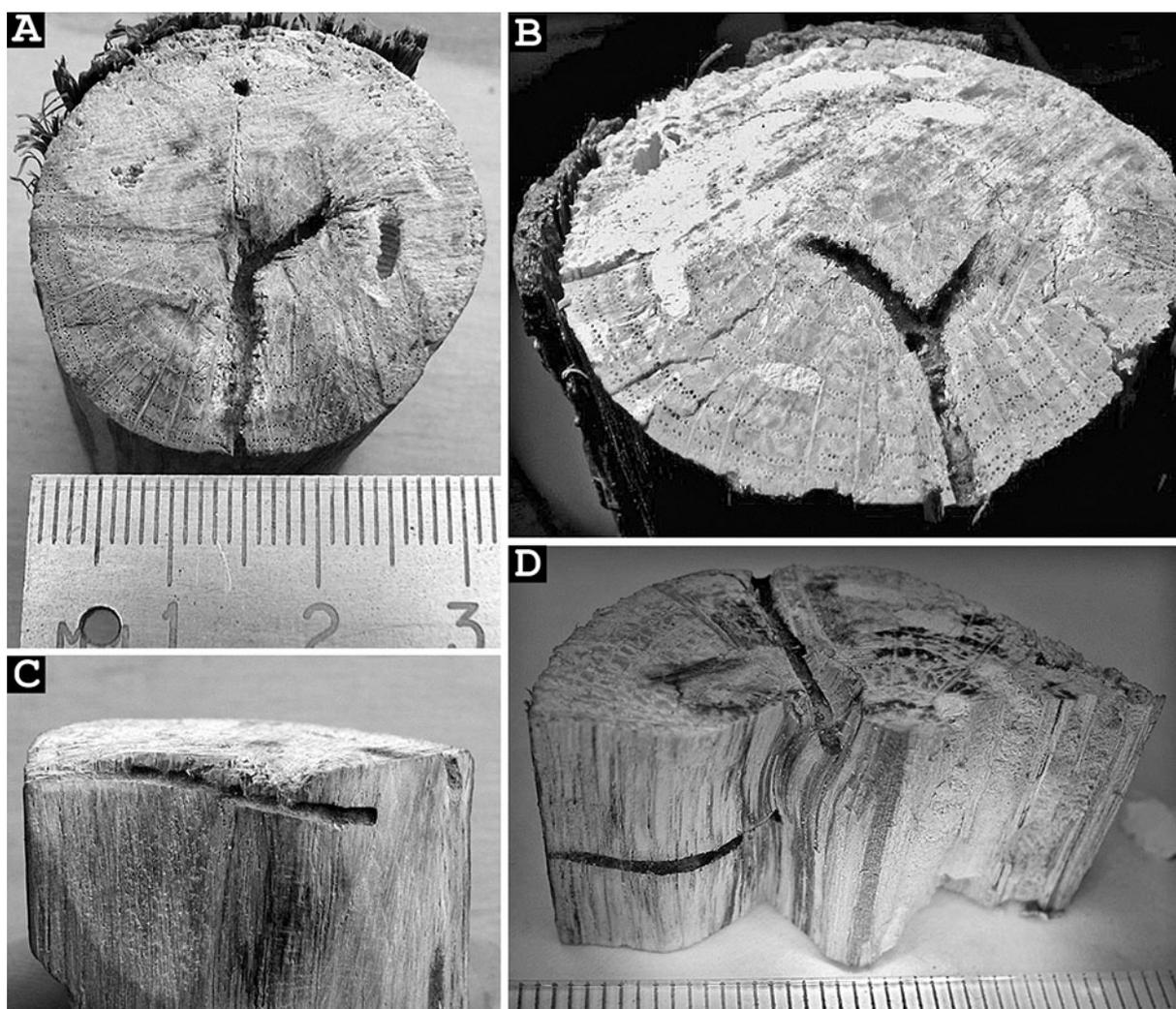


Рис. 3. Ходы *A. taiche* на дубе черешчатом. Потемнение древесины обусловлено развитием грибов на стенках хода. Фотографии В. Тереховой, Ю. Скрыльника.

Во всех наших сборах были обнаружены только самки *A. taiche*. Как и у многих других Xyleborini, самцы *A. taiche* встречаются гораздо реже, чем самки; они мельче, светлее окрашены, имеют другие пропорции тела, в частности более горбатый профиль [Старк, 1952]. В зонах интродукции самцы обнаружены не были.

На проанализированных образцах маточные ходы были заселены грибами, о чем свидетельствует темный цвет ходов. Древесина более интенсивно окрашивается в первой четверти от тупика ходов. Возможно, это связано с тем что, внутри ветви древесина имеет более высокую влажность, что способствует более активному развитию грибов. Внешний вид ходов со следами жизнедеятельности жуков и характер-

ным цветом стенок позволяет нам предположить, что развитие личинок на данных образцах было успешным, но образцы были собраны после выхода молодого поколения жуков. Наличие мертвых жуков *A. taiche* в шести ходах подтверждает правильность определения повреждений.

Обсуждение результатов

Экспансия ареала *A. taiche*, как и других ксилобионтных видов Xyleborini представляет несомненный интерес. Оценить роль инвазионных видов в экосистемах и дальнейшие перспективы развития обычно довольно сложно, и *A. taiche* в данном аспекте – не исключение. На настоящий момент данные о существенном хозяйственном значении этого вида отсутствуют, как в

естественных местообитаниях, так и в зонах интродукции. Однако потенциальную опасность этого вида нельзя исключать, особенно для аборигенных видов растений в регионах, куда *A. maiche* был завезен. Учитывая широкую полифагию, отсутствие явных предпочтений в выборе растения-хозяина и способность развиваться на ослабленных деревьях, этот вид теоретически может представлять угрозу для местных видов растений. Наши исследования показывают, что на настоящий момент в лесостепной зоне Украины вид встречается локально и существенной роли в экосистемах не играет. Обнаружение данного вида в дубовом насаждении свидетельствует о том, что в зонах интродукции он также может поселяться на ослабленных молодых деревьях. Но нами были зарегистрированы лишь единичные поселения в таких биотопах, не влияющие на жизнеспособность насаждения.

Потенциальное значение *A. maiche*, как технического вредителя древесины, по-видимому, также невелико, поскольку данный вид предпочитает ветви небольшого диаметра.

Среди заселяемых растений нами отмечены *Quercus borealis* Michx., *Quercus robur* L., *Populus tremula* L. Интересным является тот факт, что красный дуб, на котором в зоне интродукции способен развиваться *A. maiche*, также является адвентивным растением, причем более устойчивым к болезням и насекомым-ксилофагам, чем аборигенный для Европы черешчатый дуб.

Заслуживает внимания и то, что в естественных азиатских местообитаниях *A. maiche* встречается спорадически, но способен размножаться в массе [Старк, 1952]. Оценить последствия таких вспышек размножения, если они будут иметь место в зонах интродукции, пока не представляется возможным.

Особенности заселения субстрата и построения ходов, изученные нами в зоне интродукции, в целом

соответствуют тому, что наблюдается на территории естественного ареала на аборигенных растениях. Так, в Приморье *A. maiche* прокладывает кольцеобразные маточные ходы с двумя или тремя ответвлениями вдоль древесины [Куренцов, 1941]. Мы отмечали похожую картину, однако в наших наблюдениях ходы не были кольцеобразными, а количество ответвлений оказалось меньшим. Возможно, это связано с тем, что условия региона наших исследований были менее благоприятными для развития *A. maiche*. К сожалению, сравнить особенности биологии данного вида на исследуемой нами территории с его биологией в других зонах интродукции не представляется возможным, поскольку такие сведения в литературе отсутствуют.

Нами отмечено совместное поселение *A. maiche* с 4 видами ксилобионтов – *Agrilus graminis*, *Exocentrus adspersus*, *Anestetis testacea*, *Xylopertha retusa*. На живом ослабленном дереве *Quercus borealis* Michx. наблюдалось одновременное развитие *A. maiche* и узкотелой златки *Agrilus graminis*. Поселение и устройство ходов *A. maiche* происходило параллельно с развитием личинок златки. Остальные виды – *Exocentrus adspersus*, *Anestetis testacea*, *Xylopertha retusa* осваивают более поздние этапы разрушения древесины и развиваются дольше – имаго этих жуков отрождались на совместно заселенных ветвях уже когда жуки *A. maiche* нового поколения покидали древесный субстрат, в следующем году.

Заключение

Anisandrus maiche – инвазионный вид Европы – обнаружен нами в Левобережной Лесостепи Украины. Впервые выявлены некоторые аспекты фенологии данного вида на территории Украины. Лёт и активная деятельность самок по построению маточных ходов отмечены в начале лета (середина июня). Нами впервые установлены

такие кормовые растения для *Anisandrus maiche* на территории Европы как *Quercus borealis* Michx., *Quercus robur* L., *Populus tremula* L.

На территории Украины в настоящее время данный вид встречается локально в естественных и антропогенно трансформированных биотопах, массовое размножение не отмечено, существенного хозяйственного значения не имеет.

Заселение деревьев и устройство ходов в зоне интродукции аналогичны тому, что происходит в естественном ареале на аборигенных растениях, однако в наших наблюдениях ходы оказались менее развитыми, что возможно связано с менее благоприятными для вида условиями региона.

Литература

- Криволуцкая Г.О. Сем. Scolytidae – Короеды // Определитель насекомых Дальнего Востока России. Владивосток: Дальнаука, 1996. Т. 3., ч. 3. С. 312–317.
- Куренцов А.И. Короеды Дальнего Востока СССР. М.; Л.: 1941. 235 с.
- Никулина Т.В. Изменение ареалов жуков-короедов (Coleoptera, Scolytidae) под влиянием хозяйственной деятельности человека // Известия Харьковского энтомологического общества. 2008 (2009). Т. 16, вып. 1–2. С. 52–56.
- Никулина Т.В., Мартынов В.В., Мандельштам М.Ю. *Xyleborinus alni* – новый вид жуков-короедов (Coleoptera, Scolytidae) в фауне Украины и европейской части России // Вестник зоологии. 2007а. Т. 41, вып. 6. С. 542.
- Никулина Т.В., Мартынов В.В., Мандельштам М.Ю. *Anisandrus maiche* – новый вид жуков-короедов (Coleoptera, Scolytidae) в фауне Европы // Вестник зоологии. 2007б. Т. 41, вып. 6. С. 542.
- Старк В.Н. Фауна СССР. Жесткокрылые. Т. XXXI. Короеды. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1952. 461 с.
- Терехова В.В., Скрыльник Ю.Е. Первая находка и сведения о биологии жука-короеда *Anisandrus maiche* Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) в лесостепной зоне Украины // Материалы XI Международной научно-практической экологической конференции «Видовые популяции и сообщества в антропогенно трансформированных ландшафтах: состояние и методы его диагностики» (20–25 сентября 2010 г., г. Белгород, Россия). Белгород, 2010. С. 129–130.
- Atkinson T.H., Rabaglia R.J., Cognato A.I. Two newly detected bark and ambrosia beetles from southern Florida (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) // Zootaxa. 2010. 2338. P. 63–68.
- Bouget C., Brustel H., Brin A., Noblecourt T. Sampling saproxylic beetles with window flight traps: methodological insights // Rev. Ecol. (terre vie). 2008. suppl. 10. P. 21–32.
- Brockerhoff E.G., Knízek M., Bain J. Checklist of indigenous and adventive bark and ambrosia beetles (Curculionidae, Scolytinae and Platypodinae) of New Zealand // New Zealand Entomologist. 2003. 26. P. 29–44.
- Colpetzer K.E. *Xyleborus maiche* (Stark): Ambrosia Beetle. Coleoptera/Scolytidae. (web-страница) New Pest Advisory Group. NPAG Chair Approval Date: July 10, 2006. (http://www.aphis.usda.gov/plant_health/cphst/npag/downloads/Xyleborus_maiche_NPAG_Report_060710.pdf) Проверено 24.01.2011
- Haack R.A. Intercepted Scolytidae (Coleoptera) at U.S. ports of entry: 1985–2000 // Integrated Pest Management Reviews. 2003. 6. P. 253–282.
- Haack R.A. Exotic bark- and wood-boring Coleoptera in the United States recent establishments and interceptions // Can. J. For. Res. 2006. V. 36. P. 269–288.
- Hulcr J., Dole S.A., Beaver R.A., Cognato A.I. Cladistic review of taxonomic characters in Xyleborina (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) // Systematic Entomology. 2007. 32(3). P. 568–584.

- Okins K.E., Thomas M.C. New North American record for *Xyleborinus andrewesi* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) // Florida Entomologist. 2010. V. 93. № 1. P. 133–134.
- Pfeffer A. Zentral- und westpaläarktische Borken- und Kernkäfer (Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae). Entomologica Basiliensia, Basel. 1995. 310 S.
- Rabaglia R.J., Dole S.A., Cognato A.I. Review of American Xyleborina (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) occurring north of Mexico, with an illustrated key // Annals of the Entomological Society of America. 2006. 99(6). 1034–1056.
- Rabaglia R.J., Vandenberg N.J., Acciavatti R.E. First records of *Anisandrus maiche* Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) from North America // Zootaxa. 2009. 2137. P. 23–28.
- Vandenberg N.J., Rabaglia R.J., Bright D.E. New records of two Xyleborus (Coleoptera, Scolytidae) in North America // Proc. Entomol. Soc. Wash. 102 (1). 2000. P. 62–68.
- Wood S.L., Bright D.E. A catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera), Part 2: Taxonomic Index // Great Basin Naturalist Memoirs. 1992. Vol. 13(A). P. 1–833; 13 (B). P. 835–1553.

PECULIARITIES OF BIOLOGY OF ADVENTIVE FOR EUROPE AMBROSIA BEETLE *ANISANDRUS MAICHE* STARK (COLEOPTERA: CURCULIONIDAE: SCOLYTINAE) IN THE TERRITORY OF UKRAINE

© 2011 Terekhova V.V.¹, Skrylnik Yu.Ye.²

¹ V.N. Karazin Kharkiv National University, Kharkiv, Ukraine, 61077,
e-mail: t_viktoria@mail.ru

² Laboratory of Forest Protection, Ukrainian Research Institute of Forestry & Forest Melioration,
Kharkiv, Ukraine, 61024, e-mail: yuriy.skrylnik@gmail.com

Study results on biology of *Anisandrus maiche* Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in the territory of Ukraine are presented. *A. maiche* is the Far Eastern species, an alien element for European fauna. First it was founded on European territory in Ukraine in 2007. Host plants for *A. maiche* and some peculiarities of its biology and ecology were studied by us for the first time in Europe. *Quercus borealis* Michx., *Quercus robur* L., *Populus tremula* L. as host plants for *A. maiche* are registered for the first time. In the territory of Ukraine, *A. maiche* is found locally in natural and transformed by man biotopes.

Key words: Curculionidae, Xyleborini, *Anisandrus maiche*, adventive species, biology, host plant, Ukraine.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ РЫБ В ОЗЕРАХ УМЕРЕННОГО КЛИМАТИЧЕСКОГО ПОЯСА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

© 2012 Ядренкина Е.Н.

Институт систематики и экологии животных СО РАН, Новосибирск,
Yadr@eco.nsc.ru

Поступила в редакцию 03.01.11

Изучен состав рыбного населения разнотипных озер умеренного климатического пояса Западной Сибири. Выявлены закономерности освоения региона разными видами в аспекте географической зональности: из 19 видов 7 обитают в границах всего региона – обыкновенная щука *Esox lucius*, золотой карась *Carassius carassius*, язь *Leuciscus idus*, озерный голец *Phoxinus phoxinus*, плотва *Rutilus rutilus*, линь *Tinca tinca*, речной окунь *Perca fluviatilis*; наиболее стабильной по видовому составу рыб проявляет себя лесоболотная зона, население которой слагают только представители аборигенной фауны; в озерах лесостепной и степной зон в результате интродукции натурализовались 6 чужеродных видов – лещ *Abramis brama*, уклейка *Alburnus alburnus*, серебряный карась (китайский) *C. auratus (gibelio)*, сазан *Cyprinus carpio*, верховка *Leucaspius delineatus*, обыкновенный судак *Sander lucioperca*; ротан-головешка *Perccottus glenii* и вьюн Никольского *Misgurnus nikolskyi* осваивают водоемы лесостепной зоны саморасселением. На современном этапе доля вселенцев в границах лесостепной и степной зон составляет соответственно 47% и 43% видового богатства рыб. Освоение чужеродными видами озер равнинных территорий региона направлено вдоль широтного отрезка лесостепной зоны с востока на запад, о чем свидетельствует состав саморасселяющихся видов, естественный ареал которых – территории Дальнего Востока.

Ключевые слова: рыбы (Pisces), состав населения, чужеродный вид, Западная Сибирь, умеренный климатический пояс.

Введение

Несмотря на обедненный состав рыбного населения озер Западно-Сибирской равнины, показатели продуктивности этих водных объектов чрезвычайно высоки, что обусловило с начала XX в. развертывание активных мероприятий по интродукции ценных промысловых видов рыб в водоемы Барабинской лесостепи и Кулундинской степи [Березовский, 1927; Пирожников, 1929]. Вместе с посадочным материалом были занесены и представители непромысловой фауны. В течение 1930–1970-х гг. условия обитания в осваиваемых водоемах оказались благоприятными для натурализации леща *Abramis brama*

[Башмаков, Башмакова, 1935; Иоганзен, 1944; Петкевич, 1956, 1959; Гундризер, 1958;], верховки *Leucaspius delineatus* [Бабуева и др., 1982], обыкновенного судака *Sander lucioperca* [Иоганзен, Петкевич, 1968;], с 1980-х гг. – уклейки *Alburnus alburnus* [Бабуева, 1984], подвида серебряного (китайского) карася *Carassius auratus gibelio* и сазана *Cyprinus carpio* [Волгин, 1982; Гундризер, Иоганзен, 1986; Бабуева, 1991; Гундризер, Иоганзен, 1995; Воскобойников и др., 1999; Ядренкина и др., 2010], с 1990-х – ротана-головешки *Perccottus glenii* [Ядренкина, Интересова, 2006; Решетников, Петлина, 2007; Ядренкина, 2009 а,б]. В последние годы зарегистрирован вьюн Никольского

– *Misgurnus nikolskyi* [Интересова и др., 2010]. Обращает на себя внимание тот факт, что интенсивные усилия по зарыблению озер привели к натурализации объектов интродукции не единовременно. Следовательно, изучение современного облика ихтиофауны разных климатических зон представляет собой важное звено исследований, направленных на выявление толерантности сообществ к изменению качества среды обитания. Речь идет о глобальном изменении климата и усилении антропогенной нагрузки на природный комплекс региона.

Проводимые исследования направлены на ревизию видового богатства рыб и выявление географических границ, в пределах которых виды-вселенцы освоили разнотипные озера равнинных территорий Западной Сибири.

Материалы и методы

Характеристика озерного комплекса Обь-Иртышского междуречья и Среднего Приобья основана на результатах анализа и обобщения опубликованных географических сведений по территориям региона, наиболее богатым озерами [Панадиади, 1953; Природные условия..., 1963; Поползин, 1965, 1967; Шнитников, 1968; Архипов и др., 1970; Алпатьев и др., 1976; Чеботарев, 1978; Мильков, Гвоздецкий, 1986; Баглаева, 1991; Савченко, 1997, 2004].

Основные результаты проведенного исследования опираются на анализ собственных многолетних данных по видовому составу рыб разнотипных озер лесоболотной, лесостепной и степной зон региона (1984–2009 г.) с привлечением материалов научных публикаций. На территории Сургутской низины и прилегающих к ней участках (лесоболотная зона) изучена ихтиофауна 26 озер (1996 г.), в Барабинской низменности (лесостепная зона) – 22 озера (2006–2007 г.), в

Кулундинской степи (степная зона) – 21 озеро (2004–2007 гг.). К ним относятся:

- *Озера лесоболотной зоны:* территория Сургутской низины – Вырастоу, Егурьеганлор, Кехтомлор, Кульгонлор, Люхьягунлор, Нельмгунлор, Пильтанлор, Пыхтымлор, Сорнолор, Сыхтымлор, Тайлаково, Томкотымлор, Унтерлор, безымянные озера были пронумерованы: 1, 2 и 3 – имеют сообщение с оз. Тайлаково, 4 – с оз. Пильтанлор, 5, 6, 7 – с оз. Вырастоу; бассейн р. Большой Салым (левый приток Верхней Оби) – Кинтус, Чагорово; озера северных территорий Барабинской низменности – Байдово, Увай, Улугуль (Венгеровский район Новосибирской области), Минзелинское (Колыванский район Новосибирской области).

- *Озера лесостепной зоны:* территория Барабинской лесостепи – Аллак, Альбуган, Большой Аткуль, Жилкино, Игуль, Калтан, Карасук, Карачинское, Кислы, Куерлы, Сабаркино, Сарыбалык, Сивер, Тахтамыр, Чужбай, Яркуль (близ пос. 2-Петропавловка), Яркуль (близ пос. Вознесенка), Малые Чаны, Большие Чаны, Фадиха, Сухонькое (Купинского района Новосибирской области), Карган (Каргатского района Новосибирской области).

- *Озера степной зоны:* территория Кулундинской степи – Астрадым, Большое Горькое, Вздорное, Гусиное, Журавлиное, Камышевое, Кусган, Малое Горькое, Малое Черное, Мелкое, Осолодочное, Песчаное, Студеное, Титово, Хорошее, Хорошонок, Чаган, Чебачье, Чебаченок и Шкалово Карасукско-Бурлинского региона; оз. Беляниха бассейна р. Баган (Карасукский район Новосибирской области).

Расположение мест проведения работ указаны на рисунке 1.

Руководствуясь указаниями стандартных методик [Правдин, 1966; Методы изучения биогеоценозов..., 1975], оценку плотности распределения

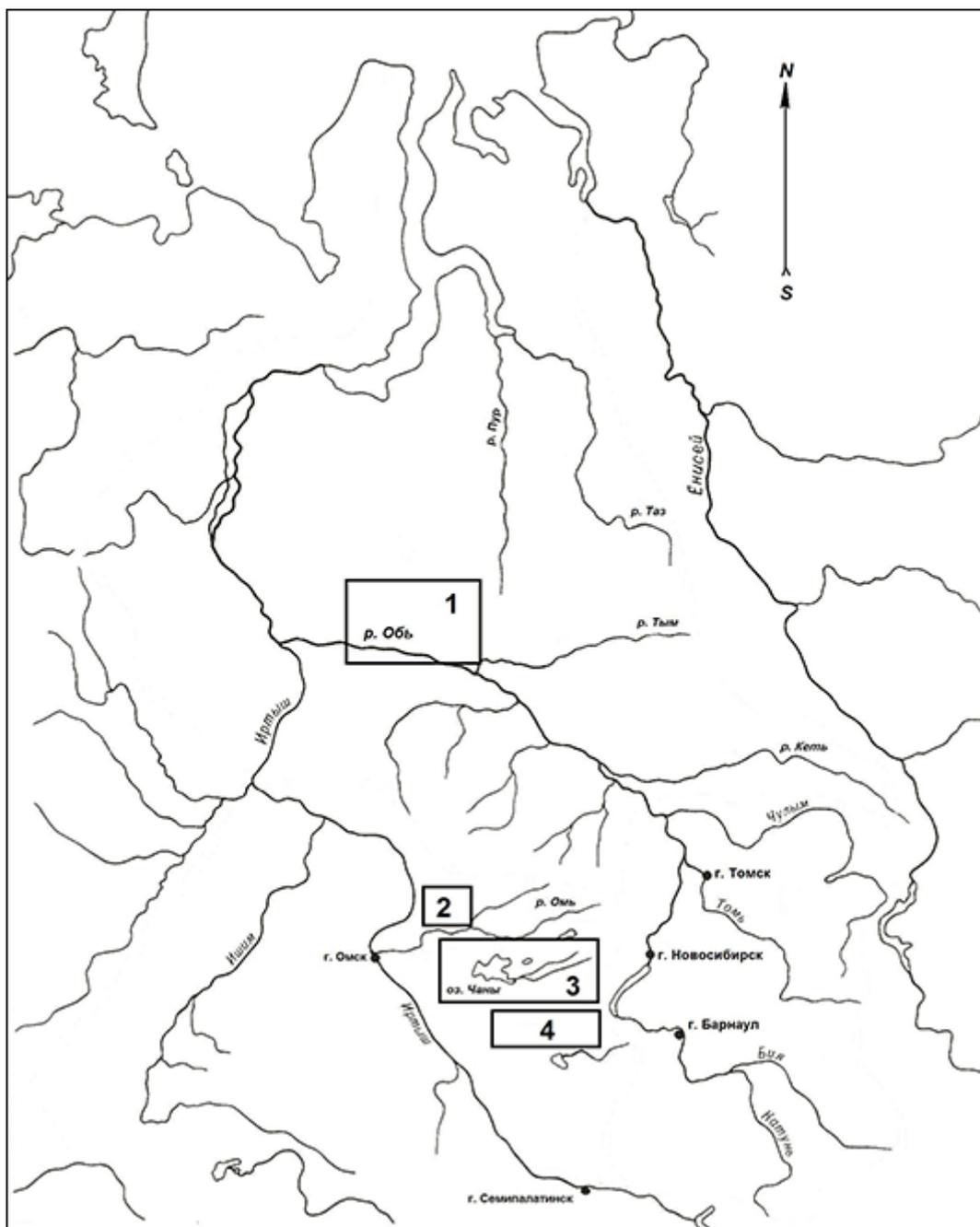


Рис. 1. Места проведения исследований: 1 – Сургутская низина и бассейн р. Бол. Салым (лесоболотная зона), 2 и 3 – Барабинская низменность (лесостепная зона), 4 – Кулундинская степь (степная зона).

и видового состава рыб проводили площадным методом с использованием активных и пассивных орудий лова – мелкоячейных неводов, ставных жаберных сетей. Расчет биомассы и рыбопродуктивности проводили по С.П. Китаеву [1984]. Тип водоемов по составу доминирующего комплекса рыб определяли по преобладающему виду или видам, доля которых превышала 50% общей ихтиомассы.

Материалы, положенные в основу анализа современного состояния ихтиофауны, включают данные по видовому составу населения рыб, а также геоморфологические и гидрологические характеристики водоемов сравниваемых географических зон.

Общий объем материала по озерам лесоболотной зоны составил 1539 экз. рыб, лесостепной – 1868 экз., степной – 1024 экз.

Меру сходства озер по видовому составу рыб оценивали по результатам кластерного анализа методом расчета ближайшей связи между сопоставляемыми выборками в соответствии с величиной евклидова расстояния [Дюран, Оделл, 1977; Мина, 1986] с использованием программы «Statistica 6.0» для ПК.

Сравнение видового богатства рыб разных географических зон проводили с использованием индекса Жаккара, по формуле:

$$I_i = A / (B + C - A),$$

где A – число видов встречаемых на обоих участках ($B \cap C$), B – число видов на первом участке, C – число видов на втором участке; $I_i = 0$ – нулевая гипотеза, отражающая абсолютную несхожесть сравниваемых комплексов, $I_i = 1$ при полном совпадении видового состава.

Наименования видов приведены по классификации Ю.С. Решетникова с соавторами [2010], за исключением выюна Никольского [Интересова и др., 2010].

При выявлении гидроэкологических типов озер использованы результаты гидрохимического анализа проб воды изучаемых водоемов (проведенного в лаборатории ФГУ ВерхнеОбьрегионводхоз, аккредитованной на этот вид деятельности), собственные данные по геоморфологии водоемов (площадь, глубины, степень зарастания акватории макрофитами и гелофитами), а также данные космоснимков, полученные через систему «Europa Technologies, GoogleEarth 2007».

Основные результаты

Озера лесоболотной зоны

Треть территории Сургутской низины занимают болота, преимущественно верхового и переходного типов. В окружении болот и лесов расположено около 290 тыс. озер площадью более 1 га. Большинство из них (около 90% общего количества) – небольшие и

мелководные, не имеющие поверхностного стока. Берега озер большей частью торфяные, илистые отложения часто представлены сапропелем. В пределах аллювиально-озерных равнин встречаются и глубоководные озера, котловины которых унаследовали переуглубленные участки ложбин древнего стока. Химический состав озерных вод характеризуется малой минерализацией, незначительным содержанием органических веществ, повышенной кислотностью ($pH < 6.5$). Минерализация воды колеблется от 50 до 100 мг/л, достигая в некоторых глубоких озерах 190–300 мг/л. Преобладают ионы хлора Cl^- , натрия Na^+ и гидрокарбонаты (HCO_3^-). По химическому составу исследованные воды в большинстве своем относятся к гидрокарбонатному классу.

По нашим данным и материалам В.М. Судакова [1977], население рыб озер Сургутской низины (за исключением пойменных озер Приобья) составляют 11 аборигенных видов – обыкновенная щука *Esox lucius*, серебряный карась *Carassius auratus*, золотой карась *Carassius carassius*, пескарь *Gobio gobio*, язь *Leuciscus idus*, елец *Leuciscus leuciscus*, озерный голяк *Phoxinus phoxinus*, плотва *Rutilus rutilus*, линь *Tinca tinca*, обыкновенный ерш *Gimnocephalus cernuus*, речной окунь *Perca fluviatilis* и 1 интродуцированный вид – пелядь *Coregonus peled*. Необходимо отметить, что пелядь рассматривать в качестве чужеродного вида ихтиофауны этого региона нецелесообразно, поскольку она является типичным обитателем крупных рек и озер, сообщающихся с р. Обь в границах этой климатической зоны, а в состав населения озер, удаленных от поймы, введена в качестве рыбохозяйственного объекта.

В составе контрольных уловов по частоте встречаемости преобладают 6 видов, однако изучаемые водоемы существенно различаются между собой по видовому составу и показателям ихтиомассы рыб (рис. 2).

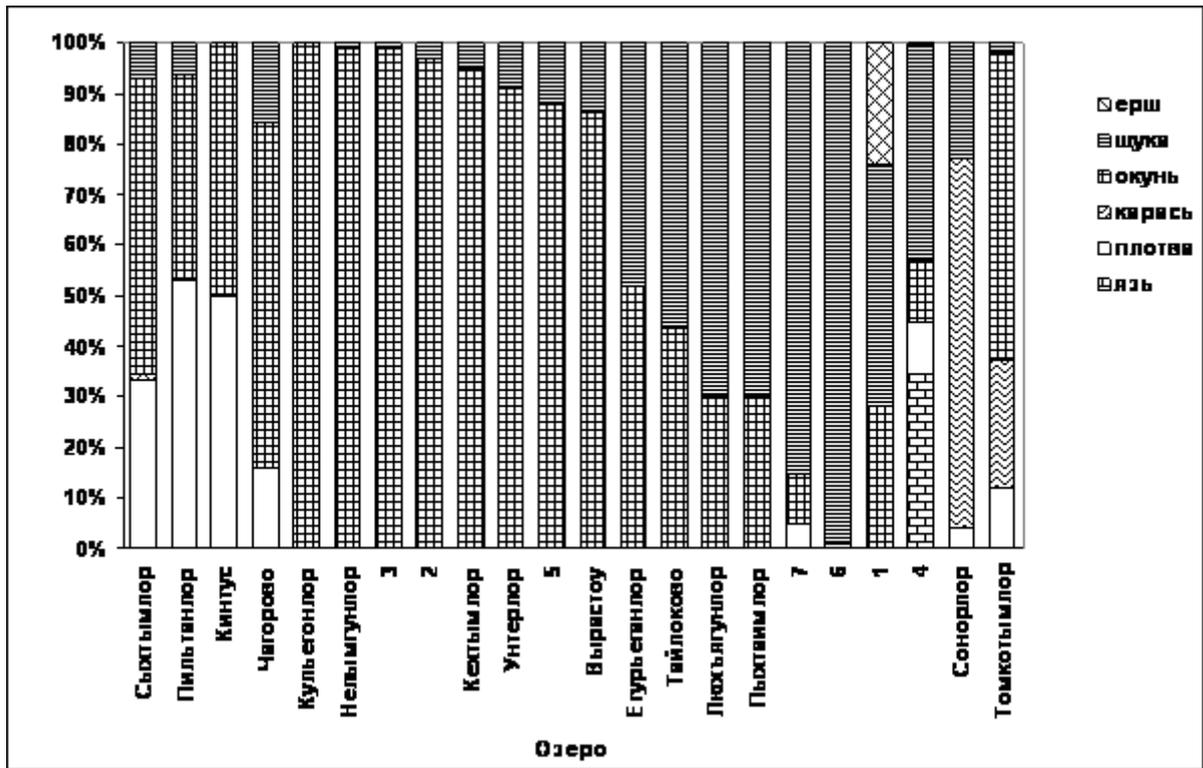


Рис. 2. Структура населения рыб озер лесоболотной зоны (в % от общей ихтиомассы).

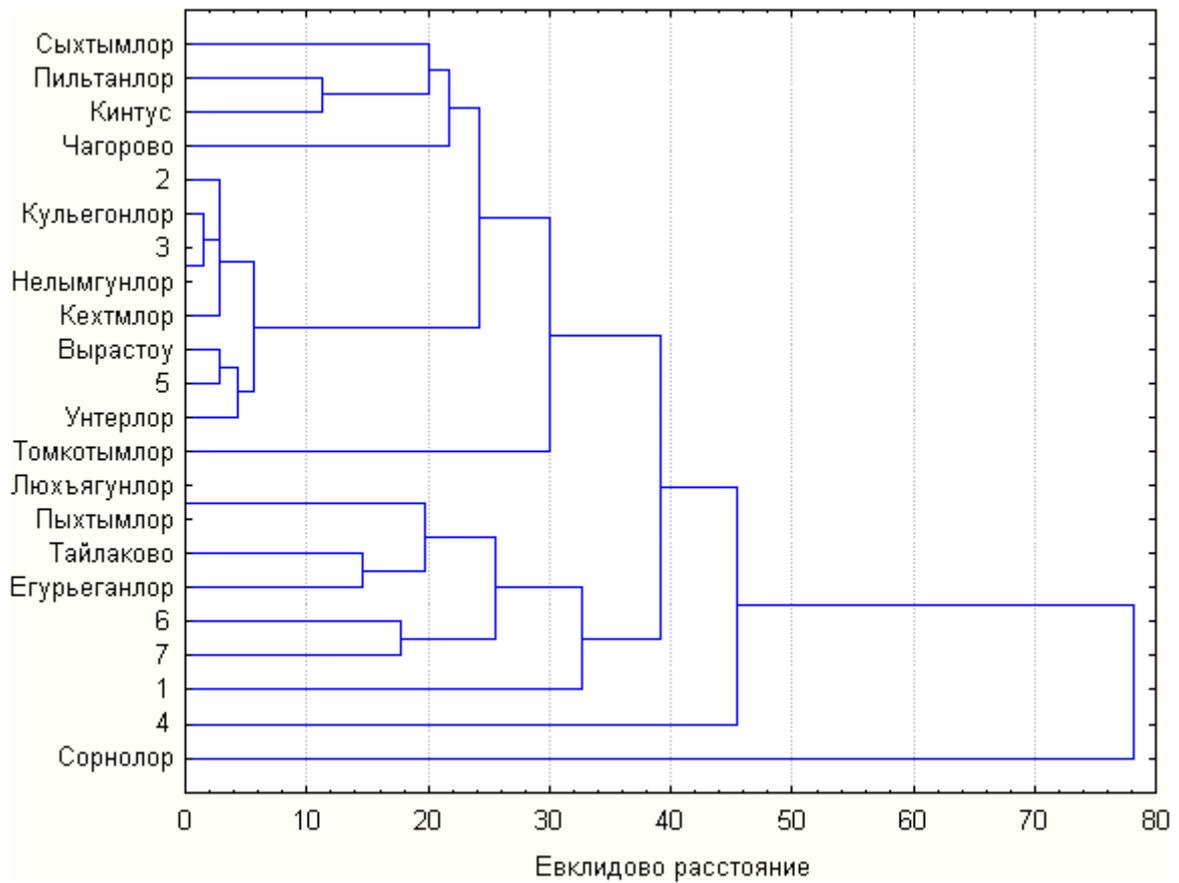


Рис. 3. Дендрограмма сходства озер лесоболотной зоны по видовому составу рыб.

Результаты проведенного анализа свидетельствуют, что геоморфология озерных котловин и характер гидрологического режима отражаются на составе населения рыб, дифференцируя водоемы на 4 основных типа (рис. 3):

I – относительно глубоководные проточные или имеющие сток озера Кинтус, Пильтанлор, Сыхтымлор, Чагорово; по содержанию гуминовых веществ, окисляемости и прозрачности относятся к мезогумозному типу; кислородный режим благоприятный; имеются условия для реализации всех этапов онтогенеза и расселения рыб в другие водные объекты; доминирующий комплекс представлен речным окунем и плотвой;

II – относительно глубоководные бессточные озера Люхагунлор, Пыхтымлор, Тайлаково, Егурьеганлор, 2, 6, 7; по содержанию гуминовых веществ, окисляемости и прозрачности относятся к мезогумозному или полигумозному типам; кислородный режим благоприятный; обитающие рыбы имеют условия для реализации всех этапов онтогенеза, но не могут расселяться в другие водные объекты; доминируют обыкновенная щука и речной окунь;

III – мелководные проточные и сточные озера Сонолор, Сорнолор, частично промерзающие в зимний период; по содержанию гуминовых веществ, окисляемости и прозрачности относятся к мезогумозному типу; кислородный режим в теплый период года благоприятный; имеются условия для реализации отдельных этапов онтогенеза рыб (нерест, развитие икры, нагул личинок и молоди) и расселения в другие водные объекты. Однако при промерзании воды имеет место массовая гибель рыб; доминирует серебряный карась;

IV – мелководные бессточные, частично промерзающие в зимний период озера Вырастоу, Кехтымлор, Кульеганлор, Нельмгунлор, Токотымлор, Унтерлор, 2, 3 и 5 по содержанию гуминовых веществ, окисляемости и прозрачности

относятся к мезогумозным или полигумозным типам; кислородный режим относительно благоприятный; для большинства местных видов рыб отсутствуют условия для реализации онтогенеза, обитающие здесь рыбы не могут расселяться в другие водные объекты; доминирует речной окунь.

Все рыбы, обитающие в исследованных водоемах, по классификации Б.Г. Иоганзена [1972] относятся к озерно-речному и озерному комплексам. Несмотря на относительно низкие показатели видового богатства, повсеместное присутствие вида-оксифила – речного окуня – свидетельствует о том, что озера лесоболотной зоны в своем подавляющем большинстве (за исключением Сонорлор) не являются заморными. При этом комплекс доминантов составляют исключительно представители аборигенной фауны. Возможно, что одним из факторов, лимитирующих видовое богатство рыб этой географической зоны, выступает промерзание мелководий в зимний период.

Озера лесостепной зоны

Равнинный ландшафт Барабинской низменности испещрен многочисленными бессточными озерами и замкнутыми котловинами различных размеров. Химический состав озерных вод лесостепной зоны по сравнению с лесоболотной зоной характеризуется более высокой минерализацией (от 400 мг/л и выше), накоплением органического вещества в виде отложений илов и детрита, толщина которых часто превышает 0.5 м, высокой щелочностью ($\text{pH} > 8.0$). Основными ионами являются ионы хлора Cl^- , натрия Na^+ и гидрокарбонаты (HCO_3^-), в большинстве своем воды относятся к гидрокарбонатному классу.

Что касается типизации озер лесостепной зоны по основным гидроэкологическим параметрам, то следует учитывать, что в своем большинстве они мелководны и характеризуются чрезвычайно высокой

амплитудой колебаний размеров площади акватории по причине внутри-годовых и межгодовых флуктуаций уровня воды. Поэтому, помимо критерия солености, по которому водоемы подразделяются на пресные, солоноватоводные, осолоненные и соленые, важное значение имеет степень водообмена (сообщение с речной системой). К проточным озерам относятся Байдово, Кислы, Фадиha; оз. Минзелинское имеет сток в р. Обь; большое влияние на ихтиофауну бассейна оз. Чаны оказывают его притоки – Каргат и Чулым; озера Калатан, Карачинское, Улугуль, Сухое и многие другие сообщаются с речной сетью только в периоды весеннего паводка и трансгрессивную фазу обводнения территории.

В настоящее время ихтиофауну озерного комплекса лесостепной зоны составляют 19 видов: 9 аборигенных (обыкновенная щука *Esox lucius*, золотой карась *Carassius carassius*, пескарь *Gobio gobio*, язь *Leuciscus idus*, елец *Leuciscus leuciscus*, озерный гольян *Phoxinus phoxinus*, плотва *Rutilus rutilus*, линь *Tinca tinca*, речной окунь *Perca fluviatilis*) и 9 чужеродных (пелядь – *Coregonus peled*, лещ *Abramis brama*, уклейка – *Alburnus alburnus*, верховка *Leucaspius delineatus*, серебряный карась *Carassius auratus*, сазан *Cyprinus carpio*, вьюн Никольского – *Misgurnus nikolskyi*, обыкновенный судак *Sander lucioperca*, ротан-головешка *Percottus glenii*).

В подавляющем большинстве изолированные озера заморные, в условиях периодического развития гипоксии состав населения рыб не превышает 1–3 вида (золотой и серебряный караси, озерный гольян). В период регрессивной фазы (низкого уровня обводнения территории) только в крупных глубоководных озерах на относительно стабильном уровне поддерживается сохранность популяций всех видов, обитающих в границах этой климатической зоны (Байдово, Сартлан, Чаны). Однако и в них на современном

этапе по численности и биомассе доминирует вселенец – подвид серебряного карася – китайский карась *Carassius auratus gibelio* (рис. 4).

В качестве среды обитания рыб озера разбиваются на 4 основных типа (рис. 5):

I – глубоководные крупные озера Байдово, Сартлан, Чаны, имеющие сток или притоки; состав населения рыб превышает 6 видов; в озерах Чаны и Байдово по численности и биомассе преобладают серебряный карась и окунь; ихтиофауна оз. Сартлан отличается от всех других озер по причине активной рыбоводно-хозяйственной эксплуатации: видовая структура определяется текущей схемой зарыбления водоема и организации промыслового лова;

II – мелководные бессточные крупные озера Игуль, Калтан, Карачинское, Кислы, Увай, Улугуль, Яркуль; доминируют золотой и серебряный караси, озерный гольян;

III – мелководные изолированные, промерзающие озера Куерлы, Сабаркино, Сарыбалык, Сивер; доминирует золотой карась;

IV – мелководные, изолированные, частично промерзающие озера Альбуган, Большой Аллак, Большой Аткуль, Жилкино, Карасук, Карган, Минзелинское, Тахтамыр, Чужбай; доминирует серебряный карась.

Результаты анализа данных по освоению озерного комплекса лесостепной зоны чужеродными видами свидетельствуют, что в большинстве своем чужеродные виды проявляют повышенные требования к таким показателям, как водообмен и кислородный режим. Для леща, сазана, верховки и обыкновенного судака наиболее благоприятные условия складываются в водоемах I типа. Поэтому их распространение ограничено исключительно глубоководными крупными озерно-речными системами. Ротан-головешка и вьюн Никольского адаптировались к условиям пойменных водоемов с относительно низкой

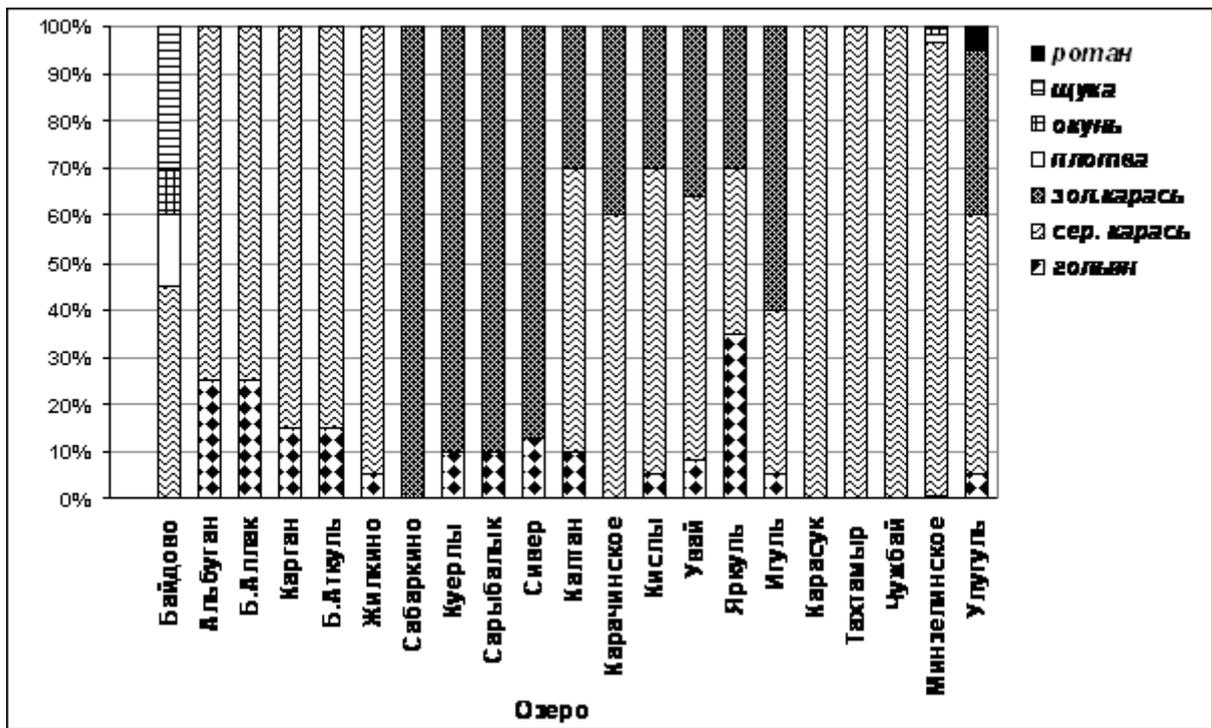


Рис. 4. Структура населения рыб озер лесостепной зоны (в % от общей ихтиомассы).

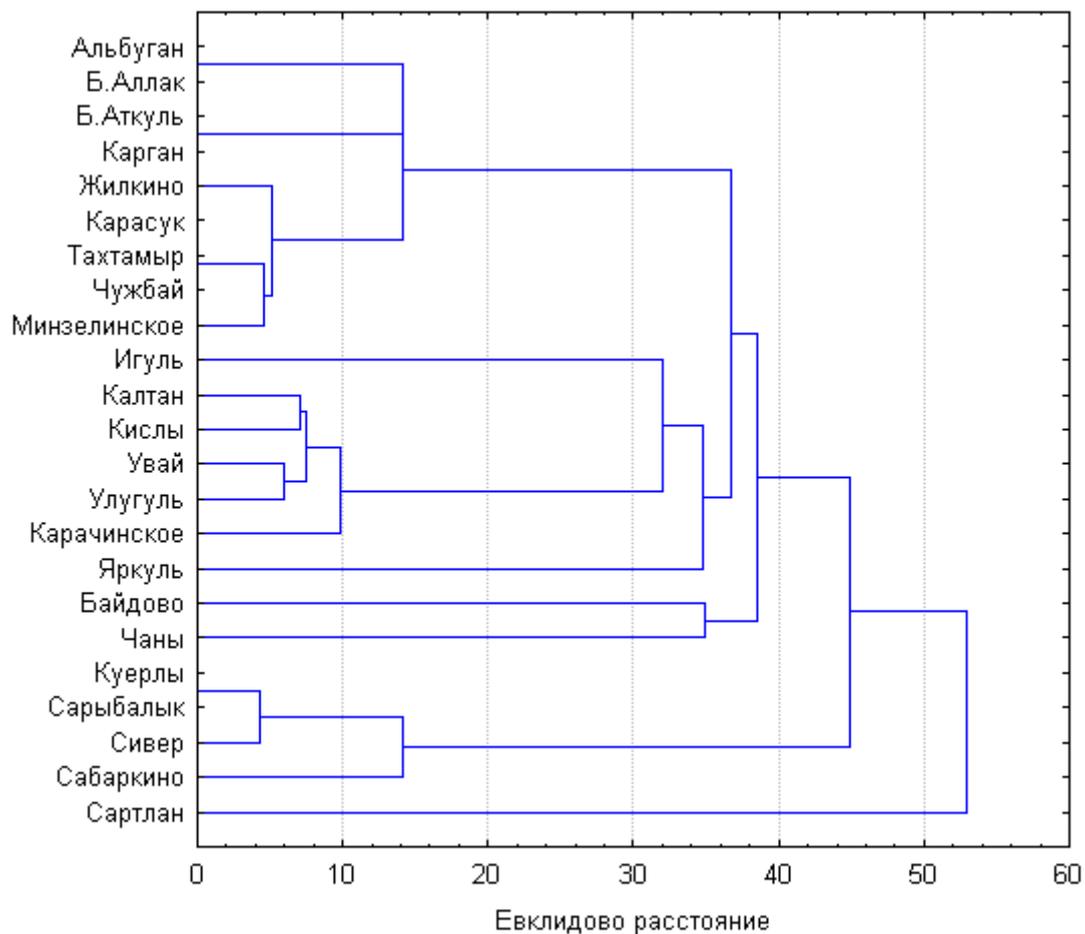


Рис. 5. Дендродиграмма сходства озер лесостепной зоны по видовому составу рыб.

минерализацией воды [Решетников, Петлина, 2007; Решетников, 2009; Интересова и др., 2010]. Единственным обитателем мелководных полностью промерзающих озер (III тип) выступает представитель аборигенной фауны – золотой карась, в озерах II и IV типов по численности и биомассе доминирует вселенец – подвид серебряного карася – китайский карась.

Озера степной зоны

Основными чертами гидроэкологических и гидрохимических характеристик озерный комплекс степной зоны сходен с водоемами лесостепной зоны: донные отложения представлены песчаными минеральными илами и обедненными сапропелями, воды характеризуются повышенной минерализацией. В фазу регрессии (общего усыхания территории) условия обитания рыб в озерах степной зоны близки к критическим: экологическая емкость водоемов сокращается до минимальных значений, повышенный фон общей минерализации в оставшемся горизонте воды обуславливает снижение ее температуры в зимний период до отрицательных значений, повсеместно регистрируется дефицит растворенного в воде кислорода [Ядренкина, Интересова, 2006; Ядренкина и др., 2010].

На современном этапе ихтиофауну озерного комплекса Карасукско-Бурлинской системы представляют 14 видов: 8 аборигенных (обыкновенная щука *Esox lucius*, золотой карась *Carassius carassius*, пескарь *Gobio gobio*, язь *Leuciscus idus*, озерный голянь *Phoxinus phoxinus*, плотва *Rutilus rutilus*, линь *Tinca tinca*, речной окунь *Perca fluviatilis*) и 6 чужеродных (лещ *Abramis brama*, уклейка *Alburnus alburnus*, серебряный (китайский) карась *Carassius auratus gibelio*, сазан *Cyprinus carpio*, верховка *Leucaspis delineatus*, обыкновенный судак *Sander lucioperca*).

По видовому составу населения озера разбиваются на 4 основных типа (рис. 6, 7):

I – крупные глубоководные и крупные проточные озера Гусиное, Журавлиное, Кривое, Хорошее, Хорошонок; состав населения рыб превышает 6 видов; по численности и биомассе преобладают серебряный карась и окунь;

II – бессточные озера Астроным, Чебачье, Чебаченок, сообщающиеся с прилегающими к ним заболоченными территориями, за счет чего имеют относительно хороший водообмен с речной системой; по численности и биомассе преобладают серебряный карась и речной окунь;

III – изолированные, частично промерзающие пресноводные озера Студеное, Камышовое, Песчаное; основной состав населения слагают серебряный карась и озерный голянь;

IV – озера Беляниха, Большое Горькое, Титово, Чаган с минерализацией воды, превышающей 3 г/л; населяет в основном серебряный карась.

Через оз. Вздорное протекает р. Карасук, что объясняет соответствие состава его населения рыб структуре речного комплекса – окунево-плотвичного.

Обсуждение

Подавляющему большинству рек и озер Обь-Иртышского междуречья свойственно недонасыщение вод растворенным кислородом, что является основной причиной массовой гибели рыб – заморы [Юданов, 1929; Иванчинов, 1934; Мосевич, 1947, 1949; Привольнев, 1948; Мосевич и др., 1959]. В период открытой воды заморы являются следствием стремительного развития фитопланктона – «цветения воды», в период ледостава происходят в мелких водоемах, обычно ранней весной, когда нарастание льда достигает максимума, а количество растворенного в воде кислорода падает ниже 0.5 мг/л по всей толще воды в течение нескольких суток. Помимо гипоксии,

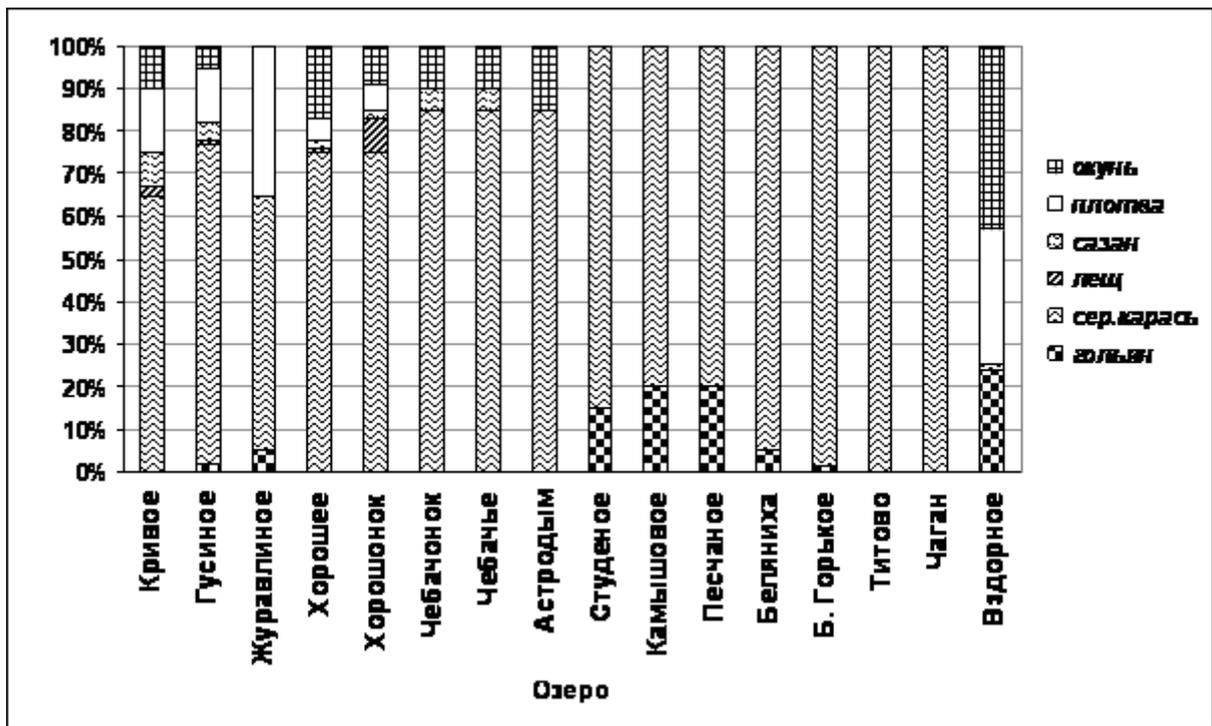


Рис. 6. Структура населения рыб озер степной зоны (в % от ихтиомассы).

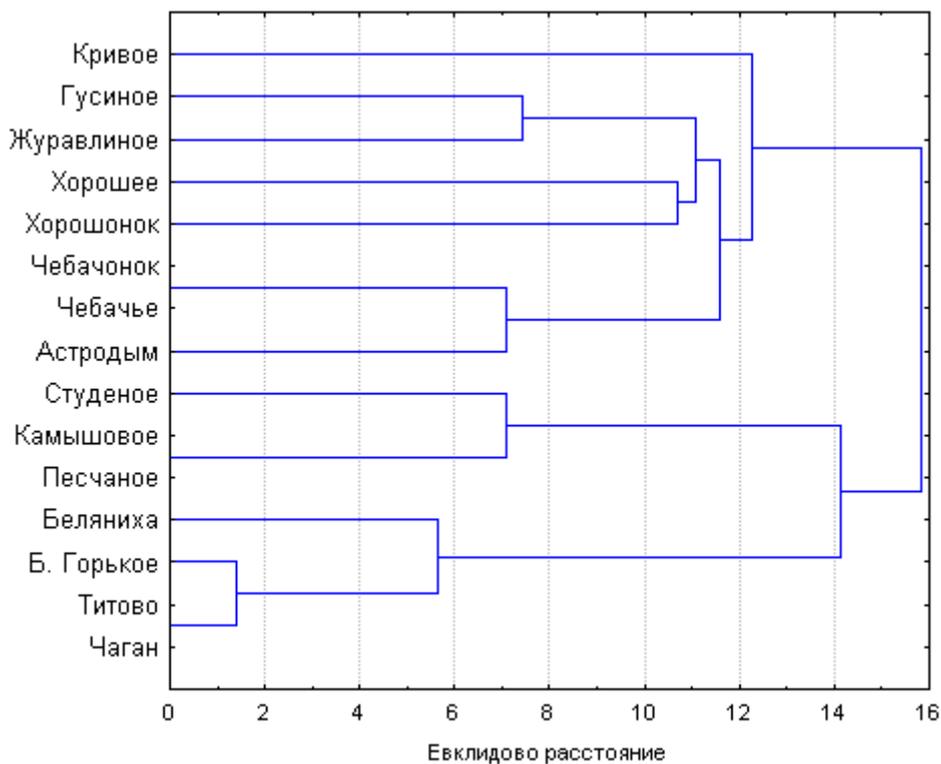


Рис. 7. Дендрограмма сходства водоемов степной зоны по видовому составу рыб.

фактором, лимитирующим видовое богатство рыб изучаемой территории, выступает повышенный фон минерализации воды в зимний период,

поскольку нарастание льда способствует многократному увеличению в оставшемся горизонте воды концентрации солей и снижению

температуры до отрицательных значений. Только 3 вида – озерный голянь *Phoxinus phoxinus*, серебряный карась *Carassius auratus* и золотой карась *C. carassius* – выдерживают повышение минерализации воды до 11–14 г/л [Бабуева, 1982; Малышев, 1982]. Прочие виды рыб в условиях аридизации территории, сопровождающейся усилением заморных процессов, выживают в немногочисленных глубоководных озерах с относительно высокой степенью водообмена – Хорошее и Кривое (Кулундинская степь), Чаны, Сартлан и Байдово (Барабинская лесостепь). При этом на современном этапе виды-интродуценты играют важную роль в структуре рыбного населения заморных озер степной и лесостепной зон, их доля составляет 43% видового богатства, а биомасса в большинстве изолированных озер достигает 80–100% [Ядренкина, 2007; Ядренкина, Интересова, 2006, 2008; Ядренкина и др., 2010]. Лещ, сазан и обыкновенный судак натурализовались в трех озерах – Чаны, Сартлан и Кривое, однако их доля в составе ихтиокомплексов невысока. По численности и биомассе повсеместно, включая малые и средние изолированные водоемы, преобладает серебряный (китайский) карась. Учитывая, что в бассейне р. Амур серебряный карась – единственный представитель рода *Carassius*, важно обратить внимание на взаимоотношения интродуцированного подвида *Carassius auratus gibelio* с близкородственным золотым карасем *C. carassius*. Ранее эти два представителя аборигенной фауны мирно сосуществовали в одних и тех же водоемах [Бабуева, 1982; 1984], однако в последние годы наблюдается сокращение численности популяций золотого карася. Это явление отмечено как в европейских водоемах [Неверов, 1959; Кукурадзе, Марияш, 1975; Абраменко, 2003], так и за Уралом [Колядин, Величко, 1989]. По мнению некоторых специалистов вытеснение происходит путем скрещивания

двуполой формы серебряного карася с золотым, в результате чего появляются гибриды с промежуточными признаками. Поскольку численность серебряного (китайского) карася в водоемах превосходит численность золотого, гибриды скрещиваются преимущественно с особями интродуцента, и постепенно в процессе интрогрессивной гибридизации генофонд золотого карася «растворяется» в генофонде вселенца [Подушка, 2004; Межжерин и др., 2009]. Действительно, за период 2006–2009 гг. в озерах степной зоны золотой карась зарегистрирован только в контрольных уловах озер Кротово и Кривое. Во всех обследованных озерах лесостепной и степной зон популяции серебряного карася представлены вселенцем – *C. a. gibelio*. За последние 6 лет не обнаружено ни одной особи, морфологически сходной с ранее обитавшим *C. a. auratus*, в связи с чем сценарий вытеснения аборигенной формы интродуцентом выглядит еще более драматично.

Таким образом, в настоящее время население рыб изучаемого региона составляют 19 видов, относящихся к трем отрядам и шести семействам – Salmoniformes (сем. Coregonidae и Esocidae), Cypriniformes (сем. Cyprinidae и Cobitidae), Perciformes (сем. Percidae и Odontobutidae). Все три сравниваемые климатические зоны существенно различаются между собой по видовому богатству рыб. В аспекте географической зональности наиболее стабильной проявляет себя лесоболотная зона; под «стабильностью» подразумевается устойчивое поддержание структуры доминирующего комплекса, представленного аборигенными видами. При этом за последние десятилетия XX в. рыбное население озерного комплекса юга Западной Сибири пополнили 9 видов, 8 из них (за исключением пеляди *Coregonus peled*) успешно натурализовались в озерах Барабинской лесостепи, 6 – в границах Кулундинской

степи (рис. 8). Ихтиофауна лесостепной зоны расширилась до 18 видов за счет активного освоения водоемов вселенцами, доля которых составляет 50% видового богатства. Водоемы степной зоны беднее лесостепной, интродуценты составляют около 43% (6 видов из 14) (табл. 1). Наибольшие различия проявляются при сопоставлении состава рыбного населения лесоболотной со степной (по комплексу аборигенных видов $I_{ja} = 0.58$) и лесостепной ($I_{ja} = 0.64$) зонами. Озера лесостепной и степной зон характеризуются бóльшим сходством составов аборигенной фауны ($I_{ja} = 0.80$) и чужеродных видов ($I_{ja} = 0.73$). Что касается вселенцев, натурализовавшихся в озерах умеренного климатического пояса саморасселением, то географические границы их распределения не выходят за пределы границ Барабинской низменности. Несмотря на кажущееся сходство комплексов чужеродных видов степной и лесостепной зон, обращает на себя внимание отсутствие ротана-головешки

и вьюна Никольского в озерах Северной Кулунды. Учитывая, что оба этих вида способны переносить условия гипоксии и частичное промерзание водоемов, в качестве фактора, лимитирующего освоение ими озер степной зоны, можно предположить повышенный фон минерализации вод.

В настоящее время интродуцированные и самостоятельно расселившиеся виды рыб составляют основу промысла [Ядренкина, Интересова, 2008]. Несмотря на то, что в мелководных заморных водоемах комплекс рыб ограничен 1–2-мя видами, в уловах небольших проточных озер регистрируют 5–6 видов, а в крупных озерах – до 11, по показателям биомассы повсеместно доминирует серебряный (китайский) карась (рис. 2, 4, 6). Данные промысловой статистики свидетельствуют о сокращении численности популяций аборигенных видов рыб – обыкновенной щуки, плотвы и речного окуня [Ядренкина и др., 2010]. В этой связи вытеснение популяций

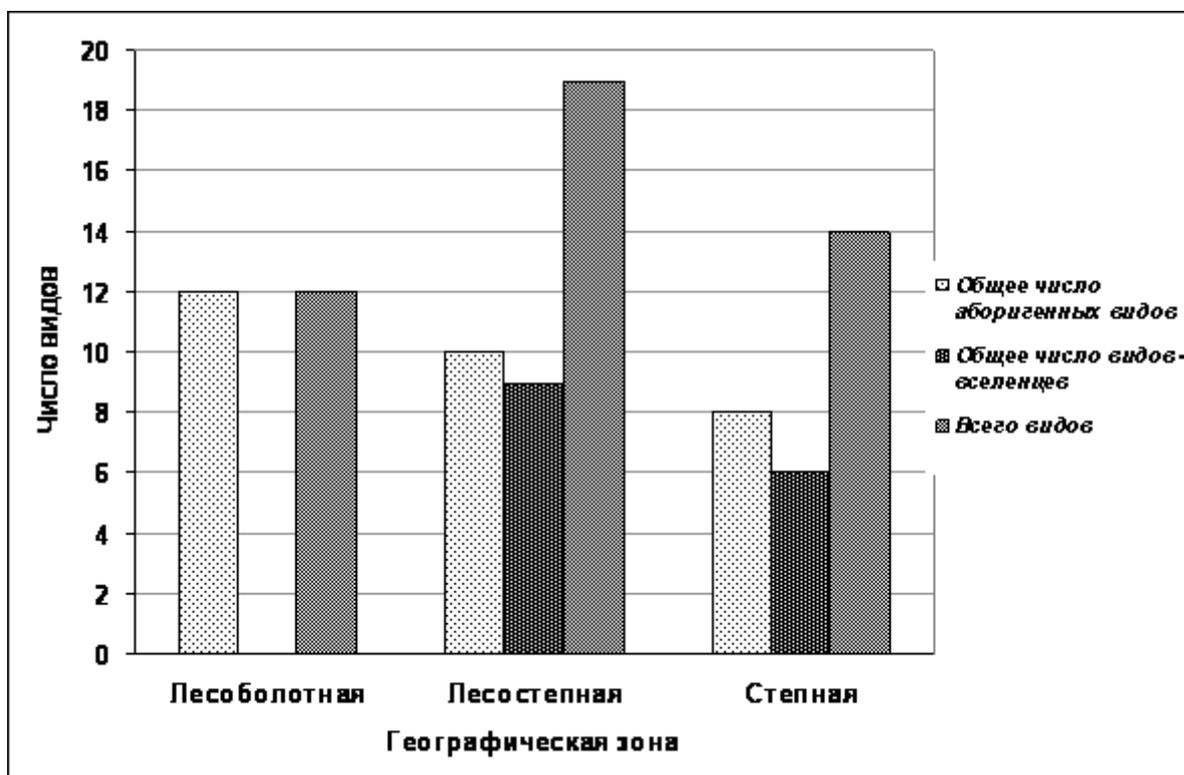


Рис. 8. Видовое богатство рыб озер Западно-Сибирской равнины в границах умеренного климатического пояса на современном этапе.

Таблица 1. Состав рыбного населения озер Западной Сибири в границах умеренного климатического пояса.

Вид	Географическая зона		
	Лесоболотная	Лесостепная	Степная
Пелядь * <i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789)	+	+	–
Обыкновенная щука <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+++	++	+
Лещ * <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	+
Уклейка * <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	+
Серебряный карась * <i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	++	+++	+++
Золотой карась <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	+	++	+
Сазан (обыкновенный карп) * <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	–	++	+
Пескарь <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
Верховка * <i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	–	++	+
Язь <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	++	+	+
Елец <i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	++	+	–
Озерный гольян <i>Phoxinus phoxinus</i> (Pallas, 1814)	+	+++	+++
Плотва <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+++	++	++
Линь <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
Вьюн Никольского * <i>Misgurnus nikolskyi</i> (Vasilieva, 2001)	–	+	–
Обыкновенный ерш <i>Gimnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–
Речной окунь <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+++	++	+
Обыкновенный судак * <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	+
Ротан-головешка * <i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877	–	+	–
Общее число аборигенных видов	12	9	8
Общее число видов-вселенцев	0	9	6
Всего видов	12	18	14

Примечание: * – виды вселенцы;

пелядь – аборигенный вид водоемов лесоболотной зоны, в составе ихтиофауны лесостепной зоны выступает в качестве интродуцента; серебряный карась *Carassius auratus auratus* – аборигенный подвид, обитающий в водоемах лесоболотной зоны, в составе ихтиофауны лесостепной и степной зон представлен подвидом *Carassius auratus gibelio*, интродуцированным из бассейна р. Амур (китайский карась);

частота встречаемости: «+» – вид зарегистрирован в некоторых водных объектах, «++» – широко распространенный вид, «+++» – вид доминирует по численности.

коренной фауны чужеродными видами вызывает вполне обоснованные опасения по поводу сохранения и поддержания видового богатства ихтиофауны региона.

Заключение

По составу рыбного населения область умеренного климатического пояса Западной Сибири дифференцирована на территории, расположение и площади которых совпадают с основными географическими зонами – лесоболотной, лесостепной и степной соответственно. Из 19 видов рыб, населяющих озера этого региона, в пределах всех трех географических зон обитают 7 видов: обыкновенная щука, плотва, язь, озерный голянь, линь, золотой карась, речной окунь.

Наиболее стабильной по составу населения рыб проявляет себя лесоболотная зона, ихтиофауну которой слагают представители только аборигенной фауны.

По видовому богатству лесостепная зона отличается от лесоболотной присутствием в составе аборигенного комплекса рыб пескаря, но выпадением оксифильных видов – пеляди и обыкновенного ерша. Со второй половины XX в. озера этого региона успешно освоили 8 вселенцев – верховка, уклейка, лещ, китайский карась, сазан, обыкновенный судак, ротан-головешка, вьюн Никольского.

На фоне затяжного периода аридизации степной зоны, охватившего последние два десятилетия, выявлено обеднение видового состава рыбного населения в большинстве озер. Из видов аборигенного комплекса в них не обитают елец и обыкновенный голянь, из комплекса чужеродных видов не регистрируются вьюн Никольского и ротан-головешка.

Со второй половины XX в. выявлен тренд усиления функциональной роли вселенцев в озерах юга Западной Сибири. Вектор освоения чужеродными видами озер равнинных территорий региона направлен вдоль широтного

отрезка между 55° с.ш. и 57° с.ш. с востока на запад в пределах лесостепной зоны, о чем свидетельствует состав саморасселяющихся видов – вьюна Никольского и ротана-головешки, естественный ареал которых охватывает территории Дальнего Востока.

Благодарности

В работах по комплексному обследованию водоемов принимали участие канд. биол. наук В.А. Смирнов (Институт леса СО РАН), канд. биол. наук Е.А. Интересова (Институт систематики и экологии животных СО РАН), Т.М. Булычева (зав. лаборатории гидрохимии ФГУ «ВерхнеОбьрегионводхоз»), Р.М. Хакимов (сотрудник научно-производственного отдела оценки техногенных воздействий на биологические ресурсы ООО «СибДар»), канд. геол.-мин. наук А.В. Ядренкин (Институт нефтегазовой геологии и геофизики СО РАН), обследование озерного комплекса лесостепной и степной зон проводили при финансовой поддержке Департамента охраны природы и окружающей среды Администрации Новосибирской области (контракт № Р-1 «Инвентаризация средних и малых озер в Карасукском, Венгеровском, Купинском, Кольванском, Каргатском районах Новосибирской области, подготовка технологических, технико-экономических обоснований и проектов организации производства по зарыблению», 2006 – 2007 г.), за что выражаю признательность своим коллегам и партнерам.

Литература

Абраменко М.И. Эколого-генетические закономерности вспышки численности серебряного карася *Carassius auratus gibelio* в Азовском море и других бассейнах Понто-Каспийского региона // Новейшие экологические феномены в Азовском море (вторая половина XX века). Апатиты: Изд-во КНИЦ РАН, 2003. Т. 5. С. 276–380.

- Алпатьев А.М., Архангельский А.М., Подоплелов Н.Я., Степанов А.Я. Физическая география СССР (азиатская часть). М.: Высшая школа, 1976. С. 153–192.
- Архипов С.А., Вдовин В.В., Мизеров Б.В. и др. Западно-Сибирская равнина // История развития рельефа Сибири и Дальнего Востока. М.: Наука, 1970. 279 с.
- Бабуева Р.В. Популяционная структура карасей Карасукской и Бурлинской озерных систем // Опыт комплексного изучения Карасукских озер. Новосибирск: Наука, 1982. С. 207–213.
- Бабуева Р.В. Уклейка в Бурлинской озерной системе // Заметки по флоре и фауне Сибири. Томск: Изд-во ТГУ, 1984. С. 31–33.
- Бабуева Р.В. Состав ихтиофауны бессточных озерных систем Кулундинской равнины и перспективы их рыбохозяйственного освоения // Рыбопродуктивность озер Западной Сибири. Новосибирск, 1991. С. 60–64.
- Бабуева Р.В., Изотов Г.П., Кривошеков Г.М. Верховка в бассейне реки Карасук // Опыт комплексного изучения Карасукских озер. Новосибирск: Наука, 1982. С. 204–207.
- Баглаева Н.И. Озерно-ландшафтные геосистемы юго-востока Западно-Сибирской равнины. Новосибирск, 1991. 116 с.
- Башмаков В.Н., Башмакова А.Я. Барабинские озера и их рыбное хозяйство // Тр. Западно-Сибирского отд. ВНИОРХ. 1935. Т. 2. С. 18–146.
- Березовский А.И. Рыбное хозяйство на Барабинских озерах и пути его развития. Красноярск: Изд-во Барабинского окружного исполкома, 1927. 68 с.
- Волгин М.В. Характеристика ихтиофауны Карасукских озер в связи с организацией комплексных озерных хозяйств // Опыт комплексного изучения Карасукских озер. Новосибирск: Наука, 1982. С. 5–54.
- Воскобойников В.А., Трифонова О.В., Ростовцев А.А. Современное состояние рыбных ресурсов Новосибирской области // Проблемы и перспективы рационального использования рыбных ресурсов Сибири. Красноярск, 1999. С. 80–107.
- Гундризер А.Н. О возможностях и объектах акклиматизации рыб в водоемах Томской области // Вопросы рыбного хозяйства Западной Сибири. Томск, 1958. С. 11–19.
- Гундризер А.Н., Иоганзен Б.Г. Основные результаты работ по акклиматизации рыб в водоемах Сибири (Обь-Иртышский бассейн) // Результаты работ по акклиматизации водных организмов. СПб.: ГосНИОРХ, 1986. С. 90–96.
- Дюран Б., Оделл Н. Кластерный анализ. М.: Статистика, 1977. 126 с.
- Иванчинов В. Замор р. Оби и его значение для рыбного хозяйства Обь-Иртышского бассейна. Тобольск: Издание Обь-Тазовской научной рыбохозяйственной станции ВНИОРХ, 1934. 31 с.
- Интересова Е.А., Ядренкина Е.Н., Васильева Е.Д. Находка вьюна Никольского *Misgurnus Nikol'skyi* (Cobitidae) на юге Западной Сибири // Вопросы ихтиологии. 2010. Т. 50, вып. 2. С. 270–273.
- Иоганзен Б.Г. Интродукция сазана в Западную Сибирь // Природа. 1944. № 4. С. 74–76.
- Иоганзен Б.Г. Зональное и биотопическое распределение рыб в долине Оби // Биологические ресурсы поймы Оби. Новосибирск, 1972. С. 270–291.
- Иоганзен Б.Г., Петкевич А.Н. Итоги и перспективы акклиматизации рыб в водоемах Западной Сибири // Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР. М.: Наука, 1968. С. 208–216.

- Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 208 с.
- Колядин С.А., Величко Г.М. Экологическая характеристика серебряного карася озер юга Красноярского края // Сборник научных трудов ГосНИОРХ, 1989. № 296. С. 78–87.
- Кукурадзе А.М., Марияш Л.Ф. Материалы к экологии серебряного карася *Carassius auratus gibelio* (Bloch) // Вопросы ихтиологии. 1975. Т. 15. № 3. С. 456–462.
- Малышев Ю.Ф. К экологии голяна *Phoxinus phoxinus* (Pallas) водоемов лесостепной зоны Западной Сибири // Опыт комплексного изучения и использования Карасукских озер. Новосибирск, 1982. С. 173–204.
- Межжерин С.В., Кокодий С.В., Кулиш А.В. Уровни аллозимной изменчивости амфимиктических видов карасей золотого *Carassius carassius* (L., 1758) и китайского *Carassius auratus* (L., 1758) в популяциях бассейнов Днепра и Северного Донца // Вісник Укр. тов-ва генетиків і селекціонерів, 2009. Т. 7. № 1. С. 66–73.
- Методы изучения биогеоценозов внутренних водоемов. Рыбы / Ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. М.: Наука, 1975. С. 217–234.
- Мильков Ф.Н., Гвоздецкий Н.А. Физическая география СССР. М.: Высшая школа, 1986. 376 с.
- Мина М.В. Микроэволюция рыб. М.: Наука, 1986. 207 с.
- Мосевич Н.А. Зимние заморные явления в реках Обь-Иртышского бассейна // Известия ВНИОРХ. 1947. Т. 25, вып. I. С. 5–55.
- Мосевич Н.А. Как находить места зимних скоплений рыб в заморных зонах Обского бассейна. Новосибирск: Главсибрыбпром, 1949. 43 с.
- Мосевич Н.А., Решетников П.М., Тиронов М.Д. Причины зимнего кислородного дефицита в озерах и пути борьбы с заморами рыб // Заморные явления в озерах и меры их предупреждения. Новосибирск, 1959. С. 6–11.
- Неверов А. Зарыбление заморных озер серебряным карасем // Рыбоводство и рыболовство. 1959. № 2. С. 30.
- Панади А.Д. Барабинская низменность. М.: Государственное изд-во географической литературы, 1953. 232 с.
- Петкевич А.Н. Акклиматизационные работы на Барабинских озерах и их перспективы // Научно-технический бюллетень ВНИОРХ. Л., 1956. № 3–4. С. 33–38.
- Петкевич А.Н. Лещ как объект акклиматизации в водоемах Сибири // Вопросы рыбного хозяйства Западной Сибири. Омск, 1959. Вып. 2. С. 43–48.
- Пирожников П.Л. Опыт акклиматизации карпа и леща в Барабинских озерах // Бюллетень рыбного хозяйства. 1929. № 1. С. 22.
- Подушка С.Б. О причинах вспышки численности серебряного карася // Научно-технический бюллетень лаборатории ихтиологии ИНЭНКО. 2004. № 8. С. 5–15.
- Поползин А.Г. Зональное лимнологическое районирование озер юга Обь-Иртышского бассейна // Вопросы гидрологии Западной Сибири. Новосибирск: Зап.-Сиб. кн. изд-во, 1965. С. 52–62.
- Поползин А.Г. Озера юга Обь-Иртышского бассейна. Новосибирск: Зап.-Сиб. кн. изд-во, 1967. 350 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищепромиздат, 1966. 376 с.
- Привольнев Т.И. Дыхание рыб как фактор, обуславливающий их распределение в водоеме // Изв. ВНИОРХ. 1948. Т. 25. Вып. 2. С. 125–148.
- Решетников А.Н. Современный ареал ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) в Евразии // Российский журнал биологических инвазий. 2009. Т. 1. С. 22–35.

- Решетников А.Н., Петлина А.П. Распространение ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) в реке Оби // Сибирский экологический журнал. 2007. Вып. 4. С. 551–555.
- Решетников Ю.С., Попова О.А., Москалькова К.И., Дорофеева Е.А., Сиделева В.Г. Позвоночные животные России // Круглоротые и рыбы пресных вод России. 2010. (http://www.sevin.ru/vertebrates/index.htm?pre_fishes.html)
- Природные условия и естественные ресурсы СССР // Западная Сибирь / Ред. Г.Д. Рихтер. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 488.
- Савченко Н.В. Озера южных равнин Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1997. 297 с.
- Савченко Н.В. Геоэкологическая дифференциация низменных равнин северной Евразии (на примере Западной Сибири). Новосибирск, 2004. 98 с. Деп. в ВИНТИ. №1267 – В, 2004 а.
- Судаков В.М. Рыбы озер Ханты-Мансийского округа и их биология // Рыбное хозяйство Обь-Иртышского бассейна / Под ред. А.Н. Петкевича. Свердловск: Средне-Уральское кн. изд-во, 1977. С. 43–68.
- Чеботарев А.И. Гидрологический словарь. Л.: Гидрометеиздат, 1978. 308 с.
- Шнитников А.В. Внутривековая изменчивость компонентов общей увлажненности. Л.: Наука, 1968. 246 с.
- Юданов И.Г. К познанию замора р. Оби (гидрохимическое исследование) // Тр. Сибирской научной рыбохозяйственной станции. Красноярск: Издание сибирской научной рыбохозяйственной станции. 1929. Т. 4, вып. 3. Ч. 1. 84 с.
- Ядренкина Е.Н. Завоевания ротана // Природа. 2007. № 12. С. 24.
- Ядренкина Е.Н. Натурализация ротана, *Perccottus glenii*, в водоемах юга Западной Сибири // Матер. IX съезда ГБО. Владивосток, 2009 а. С. 460–461.
- Ядренкина Е.Н. Роль населения в распространении ротана, *Perccottus glenii* (Pisces) в водоемах юга Западной Сибири // Матер. 3-й междунар. научно-практ. конф. «Сохранение разнообразия животных и охотничье хозяйство России». Москва, 2009 б. С. 122–124.
- Ядренкина Е.Н., Интересова Е.А. Рыбы непромысловых водоемов юга Западной Сибири. Проблема видового разнообразия // Рыбоводство и рыболовство. 2006. № 7. С. 20–25.
- Ядренкина Е.Н., Интересова Е.А. Структура ихтиоценозов малых и средних озер лесостепной зоны Западной Сибири в период регрессии // Матер. междунар. конф. «Стратегия развития аквакультуры в современных условиях». Минск, 2008. С. 362–365.
- Ядренкина Е.Н., Савченко Н.В., Киприянова Л.М. и др. Биоразнообразие Карасукско-Бурлинского региона. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2010. 273 с.

DISTRIBUTION OF ALIEN FISH SPECIES IN THE LAKES WITHIN TEMPERATE CLIMATIC ZONE OF WESTERN SIBERIA

© 2012 Yadrenkina E.N.

Institute of Systematics and Ecology of Animals SB RAS, Novosibirsk, Russia,
e-mail: Yadr@eco.nsc.ru

Fish population composition of different type lakes in temperate climatic zone of Western Siberia was studied. Patterns of region settling by different species in the aspect of geographic zoning have been revealed: out of 19 species only 7 ones live within the limits of the whole region – pike *Esox lucius*, roach *Rutilus rutilus*, ide *Leuciscus idus*, minnow *Phoxinus phoxinus*, tench *Tinca tinca*, golden carp *Carassius carassius* and perch *Perca fluviatilis*. Most stable in fish species composition is the forest-swamp zone, which populations are formed only by representatives of aboriginal fauna. In the lakes of forest-steppe and steppe zones as a result of introduction, 6 alien species have naturalized– verhovka *Leucaspis delineatus*, bleak *Alburnus alburnus*, bream *Abramis brama*, silver carp (crucian) *Carassius auratus gibelio*, carp *Cyprinus carpio*, pike-perch *Sander lucioperca*. Amur sleeper *Perccottus glenii* and ponds eel *Misgurnus nikolskyi* settle the waterbodies of forest-steppe zone by self-spreading. At present a part of invasive species within forest-steppe zone and steppe zone constitutes 47% and 43% of fish species resources, respectively. The vector of spatial distribution of alien species is directed from the East to the West within the forest-steppe zone, which is evident from the composition of expanding species, natural range of which is the territories of the Far East.

Key words: fishes (Pisces), population composition, alien species, Western Siberia, temperate climatic belt.

ALIEN FLORA IN AMUR REGION (HISTORICAL PATTERN OF FORMATION AND RESEARCH)

© 2012 Aistova E.V.

Amur Branch of the Botanical Garden – Institute of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, 675000 Amur Region, Blagoveshensk, Ignatevskoye road 2nd km;
tel.: +7 (4162) 33-35-57, e-mail: stork-e@yandex.ru

Received 06.07.2010

The article provides a brief analysis of alien flora in Amur Region, describes historical pattern of its formation and research. From 1855 to 2009 there were 217 species, 51 of which became completely extinct at different times, 32 species are only documented by records and 7 are still unidentified. At present the invasive flora in the region is represented by 127 species comprised in 94 genera and 27 families.

Key words: spread, naturalization, Amur region, invasive, plant.

Over the last two centuries due to scientific and technical progress, a great number of non-native species has been transported across major geographical barriers. [Richards et al., 2006]. Some scientists [Vinogradova, 1992; Sugiyama et al., 1997; Richards et al., 2006] assume that it is the phenotypic plasticity that helps aliens to occupy different niches.

Many recent studies [Vyunkova, 1985; Vynayev, 1979; Basargin, 1989; Boyko, 1989; Markelova, 1989; Vinogradova, 1992, 2002, 2004; Antonova, 1996; Ulyanova, 1998, 2003; Baranova, 2003; Heltman, 2003, 2006; Advantive flora..., 2004; Richardson et al., 2000; Pysek et al., 2002, 2003; Grice, 2004; Dehnen-Schmutz, 2004; Jian Liu et al., 2005; Lloret et al., 2005 etc.] attempt to analyze alien flora in different parts of the planet.

Diplomatic relations and economic integration (mainly involving such countries as PRC, DPRK) contribute to introduction of invasive species into Amur Region and the existence of human habitats promotes their further spread and naturalization.

In the text the following reductions are accepted: LE – Vascular Plants Herbarium of the Komarov Botanical Institute, Russian Academy of Sciences; MHA –

Herbarium of the Main Botanical Garden, Russian Academy of Sciences, VLA – Herbarium of the Institute of Biology and Soil Science, the Far East Branch of the Russian Academy of Sciences, WIR – Herbarium of cultivated plants and their wild relatives (including weeds) of N.I. Vavilov All-Russian Research Institute of Plant Industry, PRC- The People's Republic of China, DPRK – Democratic People's Republic of Korea.

The first reports on Amur environment were carefully completed by V.D. Poyarkov in 1643-1644 [quoted from Shulman, 1994]. But more intense attempts to somehow describe or analyze it were made just in the middle of the 19th century. In 1859 among the meadow flora Maak R.K. found *Hordeum jubatum* L. A bit later Maksimovich K.I. (1862) named among those *Taraxacum officinale* F.H.Wigg., *Sonchus brachyotus* DC., *Chenopodium album* L., *Artemisia vulgaris* L., *Kochia* Roth, *Axyris* L., a few of *Cannabis sativa* L., *Cuscuta* L., *Geum* L., *Siegesbeckia* L. This may be due to the fact that Chinese, Daur and Manchu people used to practice intense farming and were cultivating millet (*Setaria italica* (L.) P.Beauv.), barley (*Hordeum vulgare* L.), oat (*Avena sativa* L.), soybeans (*Soja*

hispida Moench.), tobacco (*Nicotiana tabacum* L.), kidney beans (*Phaseolus vulgaris* L.), celery cabbage (*Brassica chinensis*), radish (*Raphanus sativus* L.), pumpkin (*Cucurbita pepo* L.), cucumbers (*Cucumis sativus* L.), carrots (*Daucus carota* L.) and rice (*Oryza sativa* L.). In 1862 along with other factors that support invasiveness and cause changes in composition of the whole alien floras, Maksimovich K.I. (1862) named the influx of immigrants. While analyzing the distribution pattern of *Artemisia sieversiana* Willd, nettle, cannabis, hop and eschscholzia he explained that it could have been promoted by expanding colonization of the area by newcomers from the Central Chernozemic and Volga regions, Siberia and Ukraine after 1882 [Argudyaeva, 1999]. At the end of the 20th century flagrant deforestation and plowing resulted in a number of fundamental changes in microrelief, mesorelief and microclimate. And this might have been the period when some aliens were introduced into the region to establish themselves. At that time the research into invasive plants and their naturalization received little attention in the literature and most of them are now available from floristic and herbarium collections in LE, MHA, VLA, WIR.

Regarding the issue under consideration the beginning of the 20th century was more productive. In 1909 B.A. Fedchenko started describing plant community within the southern part of Zeysko-Bureinskaya plain. In 1906 using I.F. Kryukov's materials, he and O.A. Fedchenko published the list of local taxa that included such invasive species as *Artemisia vulgaris* L., *Tanacetum boreale* Fisch., *Linaria vulgaris* L., *Euphrasia hirtella* Jord. ex Reut., *Axyris amaranthoides* L., *Urtica dioica* L., *Hordeum vulgare* L., *Avena sativa* L. and some others.

After the Great October Revolution non-native flora studies in the region were mostly conducted in woods, meadows and wetlands. And their foremost agenda was to identify forage crops, medicinal and

poisonous plants. But this period is nevertheless important due to geobotanical studies of Zeysko-Bureinskaya plain.

Later, in 1931-1932, V.L. Komarov and E.N. Klobukova-Alisova edited two-volume "Keys to Far-Eastern plants" that tended to inventory all flora of the southern Far East and listed some weeds and invasive plants specific to Amur Region. In this regard considerable contribution was also made by I.K. Shishkin (1936), who attempted to classify pests and their distribution in Ussuri Krai and Amur Region. Thus, from 1855 to 1933 there were found 56 invasive species, 8 of which (*Briza maxima* L., *Lolium remotum* Schrank, *Persicaria linicola* (Sutulov) Nejukov, *Linum usitatissimum* L., *Nicandra physaloides* (L.) Gaertn. and others) finally became extinct. But the emergence of violated areas and rapid development of agriculture during the post-war period led to naturalization and distribution of most species.

In 1966 the group of authors [Vorobyov D.P., Voroshilov V.N. Gorovoy P.G. and Shreter A.I.] published "The key to invasive plants in Primorsky Krai and Amur Region which excluded any reports on their habitats. And Voroshilov (1966, 1982, and 1985) wrote about 131 species that can be relatively labeled as "aliens".

Since 1950 the composition of invasive species has been supplemented with 83 additional specimens (*Puccinellia distans* (Jacq.) Parl., *Vaccaria hispanica* (Vill.) Rauschert, *Lophanthus chinensis* (Rafin.) Benth., *Dracocephalum thymiflorum* L. and others), 12 of which were gathered just once.

Since 1964 Sadovoye and Dronovo villages farmlands sited in Tambovsky County (with Russian Research Institute for soya cultivation as an umbrella body) have been providing the major experimental base for studies related to the scale of invasiveness. In 1977 R.D. Chepelev's illustrated edition of "Weed vegetation in Amur Region" featured approximately 84 weeds found among cultivations.

The experimental summary “Vascular plants of the Soviet Far East” (1985-1996) gave more precise accounts of non-native flora for the region – 187 species. Later, V.M. Starchenko (2001) mentioned just 140 ones. This discordance might have generated from different interpretation of the terms “adventive species” and “invasion” which always leads to much confusion when it comes to identifying alien species.

The weeds which didn't occur after 1990 are *Agrostemma githago* L., *Camelina microcarpa* Andrz., *Hyosyamus niger* L., *Rhinanthus vernalis* (N. Zing.) Schischk. Et. Serg., *Sonchus brachyotus* DC., *S. oleraceus* L. Their potential extinction can be connected with their belonging to a certain cultivation or accidental introductions. For instance, in 2003 we picked up *Oxytropis oxyphylla* (Pall.) DC., *Euphorbia waldsteinii* (Sojak) Czer. [Aistova, 2004], *Elymus fibrosus* (Schrenk) Tzvel., *Sorghum saccharatum* (L.) Moench, which were introduced accidentally. The invasive plants which became incorporated within the resident flora are *Bidens frondosa* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Cyclachaena xanthiifolia* (Nutt.) Fresen, *Senecio viscosus* L. and others. Some of them were identified in 1960s-1970s.

First recorded in the region in 2001 *Cyclachaena xanthiifolia* has now spread towards its southern parts and occupies violated areas. And the factors that would deter this spread are non-existent. Another invasive *Berteroa incana* (L.) DC., first and just once gathered in 1975 (VLA) is at present increasingly invading roadsides and cultivated areas. Such considerable spread might be explained by bad weather conditions and partly by the fact that roadsides are reluctantly mowed.

Among invasive species that have also established themselves in segetal flora are *Bromopsis inermis* (Leys.) Holub., *Abutilon theophrasti* Medik., *Hibiscus trionum* L., *Helianthus rigidus* (Cass.) Desf., *Chenopodium album* L., *Amaranthus retroflexus* L. and others [Aistova, 2011]. In 2009-2010 in the city

of Blagoveshchensk and its environs, several populations of *Cuscuta campestris* Yunck. were detected. Up to now this species has occurred only sporadically on host plants, mainly on *Artemisia* L.

The group that deserves particular attention is the group of introduced species that can be referred to as “refugees”. A dazzling array of them occupies violated areas and “escapes from cultivating” using different dispersal vectors like wind, garbage, animals and humans. They are to be found sporadically on waste disposal sites, lawns, roadsides and riverbanks. Among them there are: *Calendula officinalis* L., *Malva sylvestris* L., *Physalis* L., *Solanum tuberosum* L., *S. lycopersicum* L., *Citrullus lanatus* (Thunb.) Matsumura & Nakai, *Cucumis melo* L., *Anethum graveolens* L., *Petroselinum crispum* (Mill.) Nyman ex A.W.Hill, *Cosmos bipinnatus* Cav., и другие. These species survive just one growing season and in most cases produce no reproductive offspring. For this reason, further spread requires reintroduction. “Refugees” is quite a large group of species supplemented annually with species supplied by global seed providers. But most of them are herbaceous plants. Among lawn grass on roadsides, sidewalks and violated areas such species as *Phleum phleoides* (L.) Karst., *Dactylis glomerata* L., *Poa supina* Schrad. and *Lolium perenne* L. can be spotted. From cultivated species there are: *Brassica napus* L., *Raphanus sativus* L., *Triticum aestivum* L., *Avena sativa* L., and *Hordeum vulgare* L. In gardens there can be medicinal and spicy plants. And they do not belong to indigenous flora and can be found on waste disposal sites, lawns, roadsides sometimes completely fitting into ruderal plant communities of multiple urbanized areas. The species currently used for gardening are: *Rosa rugosa* Thunb., *Prunus serrulata* Lindl., *Lonicera caprifolium* L., *Syringa vulgaris* L., *Micromeles alnifolia* (Siebold. Et Zucc.) Koehne, *Lotus corniculatus* L., *Celastrus orbiculata* Thunb., *Elaeagnus multiflora* Thunb. and some others. They occupy local habitat patches and without proper

care can live from a year up to several years.

Naturalization pattern of woody species can be illustrated using the species *Hippophaë rhamnoides* L. and *Acer negundo* L. The first has now flooded quarries, gives seeds and serves as a source of nutrition for birds and rodents. The second species from North America (its native land) follows the tendency “to escape from cultivation” and spreads on wastelands, in parks and roadsides. Decorative, unpretentious, fast-growing but less productive than all the rest far eastern species it spreads by seeds. The other introduced species used for landscaping in the region are: *Populus alba* L., *P. simonii* Carr., *Caragana arborescens* Lam., *Lonicera tatarica* L., *Forsythia europaea* L. and others.

From 1855 to 2009 in Amur Region there were recorded 217 species, 51 of which became extinct completely at different times, 32 species are only documented by records and 7 are still unidentified. At present the invasive flora in the region is represented by 127 species that constitute 94 genera and 27 families.

Deep insight into the local alien taxa has shown that the most abundant families are Asteraceae (26.19%), Poaceae (15.07%), Brassicaceae (7.14%), Fabaceae (9.52%). As for life-forms, they are represented by therophytes (64.0%) and hemicryptophytes (36.0%); the leading ecological group is mesophytes (63 species or 50.0%), and regarding the way of dispersal – xenophytes (91 species or 72.20%); naturalized plants constitute 65.08%. Vast geographical groups are formed by Eurasian (40.47%), American (11.88%) and circumboreal (12.70%) species [Aistova, 2009].

Thus, a more detailed analysis of alien flora and “refugees” in Amur Region, research into the character of their spread, naturalization, biology, mapping (dotting) and occurrence, along with search for phytophagous insects will make it possible to predict and deter the spread of invasive plants.

References

- Aistova E.V. New alien species in Amur region // Botany Journal. 2004. T. 89. Volume 7. pp. 1188-1189. (in Russian)
- Aistova E.V. Dynamics of changes in composition of segetal plants among soya cultivations and crops // Herald of Krasnoyarsky State Agricultural University. 2011. Vol. 1. pp. 57-60. (in Russian)
- Aistova E.V. On alien flora in Amur region // Turczaninowia. 2009. Volume 12 (1-2). pp. 17-40. (in Russian)
- Antonova L.A. Invasive flora in the southern part of Khabarovsk Region: abstract from dissertation by candidate of biological sciences: City of Khabarovsk, 1996. p. 23. (in Russian)
- Argudyaeva Y.V. Russian ethnohistory in southern parts of the Far East (in the turn of 20th century) // Herald of Far Eastern Branch of Russian Academy of Sciences. 1999. Volume 4. pp. 94-108. (in Russian)
- Baranova O.G. On pseudo-aboriginal flora in Udmurt Republic // Research into invasive and synanthropic flora in Udmurt Republic and other regions in CIS: Materials of International Scientific Conference. Moscow: Publishing House of the Botanical Garden of Moscow State University, Tula: Grif, and Co Publisher, 2003. pp. 18-19. (in Russian)
- Basargin D.D. On some invasive species of the genus *Heracleum* L. and *Saussurea* DC. in the southern part of the Soviet Far East // Research into invasive flora in USSR: Materials of meeting. Moscow: Nauka Publisher, 1989. pp. 113-115. (in Russian)
- Boiko E.V. Invasive and synanthropic *Artemisia* in the southern parts of the Soviet Far East // Research into synanthropic flora in USSR: materials of meeting. Moscow: Nauka Publisher, 1989. pp. 79-81. (in Russian)
- Fedchenko B.A. Fedchenko O.A. Guide to Amur Region plants listed mainly by I.F. Kryukov // Botany Journal. 1906. Volumes 7/8. pp. 211-280. (in Russian)

- Starchenko V.M. On flora in Amur Region // Komarovs reading. 2001. Volume 48. pp. 5-55. (in Russian)
- Geltman D.V. On the term “invasive species” and necessity to study invasion // Research into invasive and synanthropic flora in CIS: materials of scientific conference. Moscow: Publishing House of the Botanical Garden of Moscow State University, Tula: Grif, and Co Publisher, 2003. pp. 35-36. (in Russian)
- Geltman D.V. On using the term “invasive species” regarding vascular plants // Botany Journal. 2006. T. 91, Volume 8. pp. 1222-1231. (in Russian)
- Kuznetsov V.N. Yesipenko L.P. Introduction of *Zygogramma suturalis* to deter the spread of *Ambrosia artemisiifolia* in Primorsky region. Vladivostok: Far Eastern Branch of Academy of Sciences, USSR, 1991. p. 17. (in Russian)
- Maack R. Travels on the Amur in 1859. St. Petersburg. St. Petersburg. 1859. 598 p. (in Russian)
- Maksimovich K.I. Amur region. Geographical reports. “Notes of Academy of Sciences” Appendix to 2nd volume, Volume 2. St. Petersburg: 1862. 90 p. (in Russian)
- Markelova N.R. The dynamics of composition and structure of invasive flora in Tver region: abstract from dissertation by candidate of biological sciences, Moscow, 2004. 290 p. (in Russian)
- Markov M.V. Agrophytocenology. Kazan City: Publishing house of Kazan University, 1972. 269 p. (in Russian)
- Mirkin B.M. Rozenberg G.S. Phytocenology. Principles and methodology. Moscow: Nauka Publisher, 1978. 212 p. (in Russian)
- Protopopova V.V. Peculiarities of naturalization of invasive species in the Ukraine // Research into invasive flora in USSR: materials of meeting. Moscow: Nauka Publisher, 1989. pp. 59-60. (in Russian)
- Shishkin I.K. Weedy plants in the southern parts of the Far East. City of Khabarovsk: Dalgiz Publisher, 1936. 143 p. (in Russian)
- Shulman N.K. Dynamics of anthropogenic changes in nature of Zeysko-Bureinskaya plain // Nature studies: materials of scientific conference. City of Ussuriysk, 1989. P. 2. pp. 14-16. (in Russian)
- Shulman N.K. Following the paths and rivers of Northwestern Amur Region: Reports on the nature of Amur region until 1917. City of Blagoveshchensk: Blagoveshchensk Publishing Company, 1994. 141 p. (in Russian)
- Tuganayev V.V. Puzyrev A.N. Hemerophytes within the watershed of Vyatka and Kama Rivers. Sverdlovsk City, 1988. 128 p. (in Russian)
- Ulyanova T.N. Weedy plants in Russian flora and other CIS countries. St. Petersburg: WIR, 1998. 233 p. (in Russian)
- Ulyanova T.N. Some alien plants in the flora of Voldaisky National Reserve // Diversity, functioning, productivity and protection of biological systems in Novgorod region: proceedings of regional scientific conference. Novgorod City, 2003, pp. 37-40. (in Russian)
- Vinogradova Y.K. Microevolution of invasive and introduced species: abstract from dissertation by doctor of biological sciences: Moscow, 1992. 40 p. (in Russian)
- Vinogradova Y.K. Intraspecific variability of white amaranth (*Amaranthus albus* L.) in new areas // Chapters of The Main Botanical garden. 2002. Vol. 183. pp. 8-18. (in Russian)
- Vinogradova Y.K. Predicting invasion in botanical gardens // Living in Harmony: Botanical Gardens and Society: materials of international scientific conference devoted to 125 anniversary of the TSU. City of Tver: LLC "GERS", 2004. pp. 25-27. (in Russian)
- Vyunkova N.A. Invasive flora in Lipetsk and adjacent regions: abstract from dissertation by candidate of biological sciences: Moscow, 1985. 16 p. (in Russian)

- Vynayev G.V. Tretyakov D.I. On classification of anthropytes and species newly introduced into the flora of USSR // *Botany*. 1979. Volume 21. pp. 62-73. (in Russian)
- Dehnen-Schmutz K. Alien species reflecting history: medieval castles in Germany // *Diversity and Distributions*, 2004. 10, pp. 147-151.
- Grice A.C. Weeds and the monitoring of biodiversity in Australian rangelands // *Austral Ecology*, 2004. 29. pp. 51-58.
- Jian Liu, Shi-Chu Liang, Feng-Hong Liu, Ren-Qing Wang and Ming Dong Invasive alien plant species in China: regional distribution patterns // *Diversity and Distributions*, 2005. 11. pp. 341-347.
- Lloret F., Medail F., Brundu G., Camarda I., Moragues E., Rita J., Lambdon P. and Hulme P.E. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands // *Journal of Ecology*, 2005. 93, pp. 512-520.
- Pysek P., Kucera T. and Jarosik V. Plant species richness of nature reserves: the interplay of area, climate and habitat in a central European landscape // *Global Ecology & Biogeography*, 2002. 11. pp. 279-289.
- Pysek P., Jarosik V., and Kucera T. Inclusion of Native and Alien Species in Temperate Nature Reserves: an Historical Study from Central Europe // *Conservation Biology*, Vol. 17: 5. pp. 1414-1424.
- Richardson D.M., Pysek P., Rejmanek M., Barbour M.G., Panetta F.D. and West C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. // *Diversity and Distributions*, 2000. 6. pp. 93-107.
- Richards C.L., Bossdorf O., Muth N.Z., Gurevitch J. and Pigliucci M. Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions // *Ecology Letters*, 2006. № 9, pp. 981-993.
- Schröder F.-G. Zur Klassifizierung der Anthropochoren // *Vegetatio*. 1969. Bd. 16, Fasc 5/6. S. pp. 225-238. (in German)
- Sugiyama S., Bazzaz F.A. Plasticity of seed output in response to soil nutrients and density in *Abutilon theophrasti*: implications for maintenance of genetic variation // *Oecologia*, 1997. № 112. pp. 35-41.