

INSS 1996–1499

2010 №4



Российский
Журнал
Биологических
Инвазий

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



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

СОДЕРЖАНИЕ

<i>Борисова Е.А.</i> Особенности распространения инвазионных видов растений по территории Верхневолжского региона	2
<hr/>	
<i>Зарубина Е.Ю., Соколова М.И.</i> Многолетние изменения популяции <i>Vallisneria spiralis</i> L. в водоеме-охладителе Беловской ГРЭС (юг Западной Сибири)	10
<hr/>	
<i>Максимов А.А.</i> Крупномасштабная инвазия <i>Marenzelleria</i> spp. (Polychaeta, Sponidae) в восточной части Финского залива Балтийского моря	19
<hr/>	
<i>Малиновская Л.В., Зинченко Т.Д.</i> Многолетняя динамика биомассы вселенцев <i>Hediste diversicolor</i> Müller и <i>Abra ovata</i> (Philippi) в Северном Каспии	32
<hr/>	
<i>Морозова Т.В., Селина М.С., Стоник И.В., Шевченко О.Г., Звягинцев А.Ю.</i> Фитопланктон балластных вод судов в порту Владивосток	45
<hr/>	
<i>Нотов А.А., Виноградова Ю.К., Майоров С.Р.</i> О проблеме разработки и ведения региональных Черных книг	54
<hr/>	
<i>Решетников А.Н., Протасова Е.Н., Соколов С.Г., Пельгунов А.Н., Воропаева Е.Л.</i> Заражение <i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) паразитом <i>Nippotaenia mogurndae</i> Yamaguti et Miyata, 1940 (Nippotaeniidae, Cestoda) вследствие каннибализма	69
<hr/>	
<i>Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А.</i> Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы	74
<hr/>	
<i>Ясакова О.Н.</i> Новые виды в составе фитопланктона северо-восточной части Черного моря	90

ОСОБЕННОСТИ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ИНВАЗИОННЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ ПО ТЕРРИТОРИИ ВЕРХНЕВОЛЖСКОГО РЕГИОНА

© 2010 Борисова Е.А.

Ивановский государственный университет, 153025 Иваново, floraea@mail.ru

Поступила в редакцию 02.09.2010

Рассмотрены особенности распространения инвазионных видов растений по территории Верхневолжского региона, включающего 5 административных областей: Ивановскую, Костромскую, Владимирскую, Ярославскую и Тверскую. Отмечается, что из 770 адвентивных видов, отмеченных в регионе, 135 видов (17.5%) успешно натурализовались и встречаются в природных сообществах различной степени нарушенности, 32 вида (4.2%) относятся к инвазионным. Только 24 инвазионных вида (3.1% от общего числа адвентивных) широко распространены по территории региона, что согласуется с гипотетической моделью интенсивности инвазий Ди Кастри. Большинство инвазионных видов приурочено к прибрежно-водным местообитаниям, меньшее число встречается в лесах и луговых ценозах. Приведены примеры локальных инвазий и наиболее агрессивных заносных видов растений. Охарактеризована группа потенциально инвазионных видов растений.

Ключевые слова: инвазионные виды растений, особенности распространения, чужеродная флора, Верхневолжский регион.

Введение

В результате формирования мощных средств межконтинентальных связей и коммуникаций антропогенно индуцированные инвазии приняли глобальный характер и представляют серьезную экологическую проблему [Wake, 1995; Williamson, 1996; Weber, 1997; Lonsdale, 1999; Mooney, Hobs, 2000; Richardson et al., 2000; Lewis, Pope, 2001; Шутова, 2003; Milton, 2004; Theoharides, Dukes, 2007; и др.]. Особенно резко возросли темпы и масштабы внедрения чуждых видов в природные сообщества в последние десятилетия. Прогнозируется их рост в будущем в связи с глобализацией рынков, увеличением объемов торговли, развитием туризма, а также климатическими изменениями.

Особую тревогу вызывает внедрение адвентивных видов в природные сообщества, в том числе и на особо охраняемых территориях, их успешная конкуренция с видами местной флоры. Изучению инвазионных видов,

механизмов их внедрения, характера миграций уделяется большое внимание практически во всех странах. Значимость этих исследований усиливается в связи с реализацией Глобальной программы по инвазионным видам [Mooney, 1999; McNeely et al., 2001].

Особенно актуальны исследования инвазионных видов в индустриально развитых и урбанизированных районах, к числу которых относится Верхневолжский регион.

Материалы и методика

Верхневолжский регион включает Тверскую, Ярославскую, Ивановскую, Костромскую и Владимирскую административные области, которые характеризуются значительным сходством природных условий (геологическим строением, климатом, почвами, гидрологией, растительностью), уровнем экономического развития, что позволяет рассматривать их как единый природно-территориальный регион.

Общая площадь территории составляет 231 тыс. км², численность населения – 6.3 млн человек. Здесь расположено 85 городов, 128 крупных поселков городского типа.

Полевые исследования проводились нами в течение 1987–2007 гг. традиционным маршрутно-рекогносцировочным методом в сочетании с изучением флор отдельных пунктов. Этот метод широко используется при изучении флоры различных регионов России. Также были учтены новые методические подходы к изучению антропогенно трансформированных флор, разработанные в последние десятилетия [Бурда, 1991; Протопопова, 1991; Третьяков, 1998; Хорун, 2001; Тохтарь, 2005; и др.].

Исследования проводились в различных районах Верхневолжского региона; всего было обследовано более 150 населенных пунктов, в которых изучались, прежде всего, различные типы антропогенных экотопов и природные сообщества различной степени нарушенности (леса, луга, берега водоемов, овраги и др.). Особое внимание уделялось особо охраняемым природным территориям. Были обследованы федеральный заказник «Клязьминский» (Ивановская, Владимирская области), региональные заказники «Сезуховский» (Ивановская область), «Окский береговой» (Владимирская область), территории памятников природы, водоохранные зоны.

Обследование различных типов экотопов сопровождалось составлением флористических списков с указанием для каждого вида обилия, жизненного состояния, особенностей развития, способностей к семенному и вегетативному размножению, различные повреждения.

Были критически учтены многочисленные литературные данные по флоре всех областей Верхневолжского региона (начиная с первых флористических публикаций XVIII в.) и гербарные материалы центральных (LE, MW, MHA) и региональных гербариев.

Местонахождения инвазионных видов картировались точечным методом с дифференцированным обозначением данных, составлялись картосхемы их распространения по территории региона.

Результаты и их обсуждение

В результате наших исследований был выявлен полный состав адвентивных видов растений Верхневолжского региона, который включает 770 видов сосудистых растений, относящихся к 2 отделам, 3 классам, 83 семействам, 381 роду. Среди них 242 вида (31.3 %) относятся к успешно натурализовавшимся. Они хорошо приспособились к местным природно-климатическим условиям и прочно закрепились в составе флоры региона. 135 видов, из числа натурализовавшихся, внедрились в природные сообщества различной степени нарушенности.

К группе инвазионных нами отнесены виды неофиты, которые интенсивно размножаются, быстро распространяются на новых территориях, успешно конкурируют с местными видами и активно внедряются в природные сообщества. Всего в составе флоры Верхневолжского региона было отмечено 32 инвазионных вида. Это составляет 4.2 % от общего числа адвентивных [Борисова, 2007]. Все эти виды должны быть включены в Черные книги административных областей.

По территории Верхневолжского региона инвазионные виды распространены неравномерно. При анализе картосхем их распространения отчетливо выделяется группа широко распространенных видов, встречающихся во всех административных областях. К ней отнесено 24 вида (*Acer negundo*, *Arrhenatherum elatios*, *Acorus calamus*, *Amelanchier spicata*, *A. lanceolatus*, *Bidens frondosa*, *Calystegia inflata*, *Echinocystis lobata*, *Elodea canadensis*, *Epilobium adenocaulon*, *E. pseudorubescens*, *Festuca arundinacea*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Heracleum sosnowskyi*, *Hippophae rhamnoides*, *Juncus tenuis*, *Impatiens glandulifera*, *I. paviflora*,

Lolium perenne, *Lupinus polyphyllus*, *Phalacrolooma septentrionale*, *Populus alba*, *Sambucus racemosa*, *Solidago canadensis*). Большинство из этих видов отмечены как в различных типах антропогенных экотопов, так и природных сообществах, и образуют крупные заросли.

Некоторые инвазионные виды Верхневолжья (например, *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Echinocystis lobata*, *Hippophae rhamnoides*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Juncus tenuis*, *Solidago canadensis* и др.) довольно агрессивно ведут себя практически во всех регионах России и многих европейских странах.

В целом широко распространенные инвазионные виды Верхневолжья

составляют 3.1 % от общего числа адвентивных растений региона. Это согласуется с гипотетической моделью интенсивности инвазий, разработанной Ди Кастри [Di Castri, 1990], которая предусматривает, что широко расселиться в естественных сообществах района могут только 2–3 % от общего числа заносных видов.

Среди них особенно быстро расселились по территории региона североамериканские однолетние виды *Bidens frondosa* и *Echinocystis lobata*, впервые появившиеся в регионе только 1970-х гг. Такой же взрывообразный характер носило расселение по территории региона *Impatiens parviflora* (см. рис.).

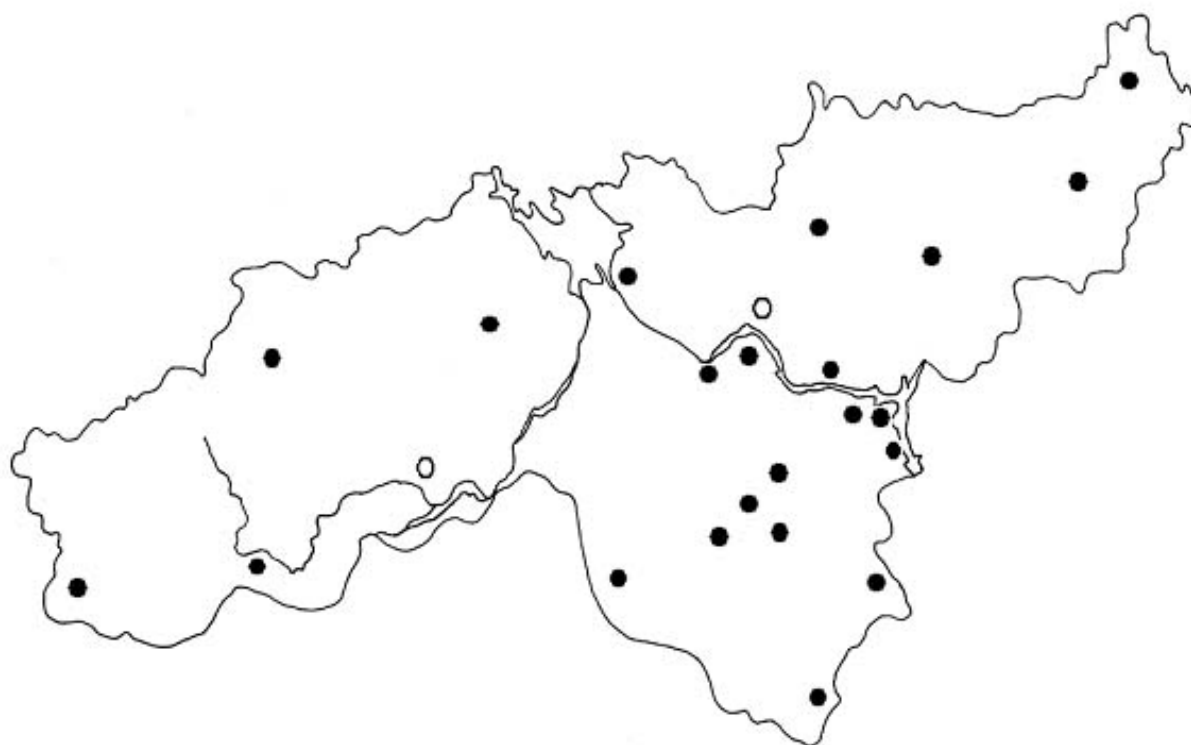


Рис. Местонахождения *Impatiens parviflora* DC. в 1950–1970 гг. ○
в 1990–2007 гг. ●

Подавляющее большинство инвазионных видов относятся к интродуцированным растениям, которые

в силу своих хозяйственно ценных свойств были введены в культуру. Лишь некоторые инвазионные растения (*Bidens*

frondosa, *Epilobium adenocaulon*, *E. pseudorubescens*, *Impatiens parviflora*, *Juncus tenuis*, *Phalacrolooma septentrionale*) были занесены в регион случайно.

Отметим, что массовое расселение многих интродуцированных видов в природные сообщества произошло только в последние десятилетия. Например, в 1980–1990-х гг. отмечались лишь единичные случаи нахождения в природных сообществах *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Heracleum sosnowskyi*, в начале 2000-х гг. повсеместно наблюдалось их массовое внедрение в растительные сообщества региона.

Внедрению чуждых видов в естественные ценозы несомненно способствует нарушенность природных комплексов, а также участие в их распространении природных факторов (ветра, различных видов животных и др.). Поэтому даже в отдаленных от населенных пунктов природных сообществах отмечается участие адвентивных видов, например, в лесах охранной зоны рек и озер, заказниках.

Кризис сельскохозяйственного производства, отсутствие у работников средств на удобрение почв, проблемы с техникой и топливом приводят к увеличению площади залежных земель. Пустыри и залежи становятся местами, где разрастаются многие адвентивные виды. Например, в 2004–2007 гг. наблюдалось быстрое и массовое распространение *Phalacrolooma septentrionale*. Впервые в регионе этот вид был найден во Владимирской области в 1969 г. [Тихомиров и др., 1970] и долгие годы оставался редким заносным растением региона.

Подавляющее большинство травянистых инвазионных видов региона отмечено в водных и прибрежных сообществах и лугах, древесных растений – в лесах. Это подтверждает мнение Х. Бэкера [Baker, 1986] о том, что адвентивный вид успешнее внедряется в сообщество со сходными жизненными формами его доминантов.

Всего в лесных сообществах региона найдено 36 видов среди них 15 – инвазионные виды (например, *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Impatiens parviflora*, *Sambucus racemosa* и др.). Некоторые сорные виды (например, *Galeopsis speciosa*, *Galinsoga ciliata* и др.) периодически отмечаются как случайные и не удерживаются. В последние годы в различных типах лесов региона фиксируются случаи проникновения интродуцированных видов (*Cerasus vulgaris*, *Cotoneaster lucidus*, *Crataegus monogyna*, *C. nigra*, *Glossularia reclinata*, *Mallus baccata*, *M. prunifolia*, *Physocarpus opulifolius*, *Pyrus communis*, *Rosa dumalis* и др.). При обследовании пригородных лесов г. Иванова были обнаружены некоторые экзотические виды, например, *Cerasus avium*, *C. maximowiczii*, *Cotoneaster tomentosum*, *Juglans mandshurica* [Борисова, 2006; Борисова, Сенюшкина, 2008].

Особенно большую тревогу вызывает активное участие в составе пригородных лесов Верхневолжского региона *Amelanchier spicata*, *Heracleum sosnowskyi*, *Impatiens parviflora*, которые быстро вытесняют местные виды, изменяют структуру экосистем.

Среди травянистых растений в лесах региона изредка встречаются *Aquilegia vulgaris*, *Bellis perennis*, *Dianthus barbatus*, *Vinca minor*, *Viola odorata*, редко обнаруживаются заросли *Telekia speciosa* (Ивановский, Лежневский районы Ивановской области, окр. г. Костромы), *Galega orientalis* (Ивановский район Ивановской области), *Hemerocallis fulva* (окр. г. Иванова).

В водоемах и прибрежных сообществах региона встречается более 40 заносных видов. Среди настоящих водных растений в водоемах региона обычны *Acorus calamus* и *Elodea canadensis*. По берегам в массе встречаются *Bidens frondosa*, *Echinocystis lobata*, *Epilobium adenocaulon*, *Impatiens glandulifera*, *Juncus tenuis*, реже – *Armoracia rusticana*, *Bryonia alba*,

Chaerophyllum prescottii, *Mentha longifolia*, *Solidago canadensis*. Сплошные густые прибрежные заросли нередко образуют *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Hippophae rhamnoides*.

На открытых обнаженных песках часто встречаются группировки из различных видов тополей (*Populus alba*, *P. balsamifera*, *P. × sibirica*), псаммофитов (*Chaenorhinum minus*, *Corispermum hyssopifolium*, *Eragrostis pilosa*, *Gypsophilla muralis*, *Xanthium strumarium*). Отмечены случаи нахождения по берегам водоемов *Artemisia sieversiana* (Ярославская область), *Camelina microcarpa*, *Elsholtzia ciliata* (Ивановская область), *Reynoutria japonica* (Костромская область), *Sisymbrium wolgensse* (Ивановская, Костромская области), *Salsola tragus* (Костромская, Ярославская область), *Helianthus tuberosus* (Ивановская, Владимирская области). По берегам рек (Владимирская, Ивановская область) среди зарослей *Butomus umbellatus* встречаются группы очень хорошо развитых экземпляров *Amaranthus retroflexus* и *Echinochloa crusgalli*.

Примерами локальных инвазий в водные сообщества Верхневолжского региона могут служить находки крупных популяций *Vallisneria spiralis* (Ярославская область), *Zizania latifolia* (Костромская, Тверская области), *Zizania palustris* (Ивановская, Ярославская области).

В составе луговых сообществ найдено более 15 видов, наиболее агрессивные среди них (например, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca arundinacea*, *Lolium perenne*, *Lupinus polyphyllus*), способны формировать сплошные заросли. Менее активны *Achillea nobilis*, *Agropiron cristatum*, *Festuca trachyphylla*, *Saponaria officinalis*.

Среди локальных инвазий отметим на сырых лугах *Symphytum uplandicum* (Лухский, Ивановский, Тейковский районы Ивановской области), *Symphytum scabrum* (Юрьев-Польский район Владимирской области), в составе сухих нарушенных лугов –

Salvia verticillata (Кинешемский район Ивановской области, Красносельский район Костромской области), *Lathyrus tuberosus* (Тейковский район Ивановской области, Рыбинский район Ярославской области), *Coronilla varia* (окр. г. Юрьевец).

Интересно отметить случаи проникновения адвентивных видов даже в состав сфагновых болот. В крупных массивах верховых болот Ивановской области (окр. с. Хлебницы, Ильинского района, окр. с. Золотниковская Пустынь Тейковского района, пос. Мугреевский Южского района) были отмечены отдельные экземпляры *Aronia mitshurinii*. Этот вид отмечается также и в составе лесов, на лесных опушках, по берегам озер региона.

На юго-востоке Владимирской области на выработанных торфяниках были найдены крупные, долгие годы удерживающиеся заросли североамериканского вида *Linaria canadensis* [Определитель..., 1987; Серегин, 2003].

Многие инвазионные виды Верхневолжского региона (например, *Acer negundo*, *Bidens frondosa*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens parviflora*, *Heracleum sosnowskyi*) очень активны. Они освоили различные типы природных экотопов, в массе встречаются и в нарушенных местообитаниях. Эти виды обладают широким спектром приспособительных реакций, высокой экологической пластичностью, большой семенной продуктивностью, устойчивостью к неблагоприятным факторам.

В Верхневолжском регионе можно выделить группу потенциально инвазионных видов, которые отмечены в природных сообществах и имеют выраженные тенденции к распространению, к ним относятся 26 видов (например, *Achillea nobilis*, *Cerasus maximowiczii*, *Crataegus monogyna*, *C. nigra*, *Festuca trachyphylla*, *Helianthus tuberosus*, *Lathyrus thuberosus*, *Mentha × piperita*, *Parthenocissus inserta*, *Phragmites altissimus*, *Populus balsamifera*, *Reynoutria japonica*, *Rosa*

dumalis, *R. rugosa*, *Salvia verticillata*, *Sisymbrium wolgensis*, *Thladiantha dubia*, *Xanthium albinum* и др.). Эти заносные виды активны во многих регионах России и странах Восточной Европы.

Следует учитывать факты быстрого распространения и внедрения в природные ценозы европейских государств таких интродуцированных видов, как *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Reynoutria × bohemica*, *Robinia pseudoacacia*, *Veronica filiformis* и др.

Заключение

Таким образом, из 770 адвентивных видов, отмеченных в Верхневолжском регионе, 135 видов (17.5%) успешно натурализовались и встречаются в природных сообществах различной степени нарушенности, 32 вида (4.2 %) относятся к инвазионным. Только 24 инвазионных вида (3.1 %) широко распространены по территории региона, что согласуется с гипотетической моделью интенсивности инвазий Ди Кастри [Di Castri, 1990]. Инвазионные и потенциально инвазионные виды представляют экологическую угрозу стабильности и функционирования природных комплексов бассейна Верхней Волги.

Изучение особенностей внедрения инвазионных видов в состав природных сообществ, оценка их дальнейшего распространения важны для прогноза и поиска путей управления процессами адвентивизации флоры региона. Результаты работы имеют большое значение для разработки стратегии сохранения биологического разнообразия, комплексной программы экологической безопасности, оптимизации ландшафтов и перспективного развития областей Верхневолжья.

Литература

- Борисова Е.А. Флористическое загрязнение пригородных лесов г. Иваново // Экология. 2006. № 3. С. 168–172.
- Борисова Е.А. Инвазионные виды во флоре Верхневолжья // Актуальные вопросы изучения флоры Верхневолжья: Материалы регион. науч. конф. (Иваново, 12–13 окт. 2007 г.). Иваново: Иван. гос. ун-т, 2007. С. 14–20.
- Борисова Е.А., Сенюшкина И.В. Новые адвентивные виды в областях Верхневолжского региона // Бюл. МОИП, Отд. Биол. 2008. Т. 113, вып. 6. С. 54–55.
- Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры. Киев: Наукова думка, 1991. 168 с.
- Определитель растений Мещеры / Под ред. В.Н. Тихомирова. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1987. Часть 2. 224 с.
- Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. Киев: Наукова думка, 1991. 202 с.
- Серегин А.П. Некоторые новые и редкие виды флоры Владимирской области // Бюл. МОИП. Отд. биол. 2003. Т. 108, вып. 6. С. 61–63.
- Тихомиров В.Н., Губанов И.А., Новиков В.В., Бутенко Э.П., Водолазская Н.Н., Октябрева Н.Б. О некоторых новых и редких растениях флоры Владимирской области // Биол. науки. 1970. № 12. С. 48–53.
- Тохтарь В.Д. Флоры антропогенных экотопов и их развитие. Автореф. дис. ... док. биол. наук. Киев, 2005. 46 с.
- Третьяков Д.И. Адвентивная фракция флоры Беларуси и ее становление // Изучение биологического разнообразия методами сравнительной флористики. СПб., 1998. С. 251–259.
- Хорун Л.В. Некоторые вопросы анализа адвентивных флор на примере Тульской области // Флористические исследования в Центральной России на рубеже веков. М.: Бот. сад МГУ, 2001. С. 154–156.
- Шутова И.Ю. Инвазивные чужеродные виды: обзор новых изданий // Успехи совр. биол. 2003. Т. 123, вып. 1. С. 110–112.
- Baker H.G. Patterns of plant invasions in Northern America // The ecology and biological invasions of North America and

- Hawaii / H.A. Mooney, J.A. Drake. N.Y.: Springer, 1986. P. 147–169.
- Di Castri F. On invading species and invaded ecosystems: interplay of historical chance and biological necessity // Biological invasions in Europe and Mediterranean Basin / F. Di Castri, A.I. Hansen, M. Debussche. Dordrecht: Kluwer Acad. Publish., 1990. P. 3–46.
- Lewis D.Q., Pope R.O. An overview and management plan of Iowa's none-native, invasive, terrestrial forbs // J. Iowa Acad. Sci. 2001. V. 108, № 4. P. 116–123.
- Lonsdale W.M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility // Ecology. 1999. V. 80. P. 1522–1536.
- McNeely J.A., Mooney H.A., Neville L.E. et al. Global strategy on invasive alien species. IUCN, Gland. 2001. 55 p.
- Milton S.J. Pgrasses as invasive alien plants in South Africa // S. African J. of Sci. 2004. V. 100, № 1. P. 69–75.
- Mooney H.A. A global strategy for dealing with alien invasive species // Invasion species and biodiversity management / O.Sanderlund, P. Schei, A. Viken. Dordrecht: Kluwer, 1999. P. 407–418.
- Mooney H. A., Hobs R. J. Invasive species in a changing world. Washington: Island Press, 2000. 456 p.
- Richardson D.M., Pysek P., Rejmanek M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // Diversity and definitions. 2000. V. 6. 93 p.
- Theoharides A.K., Dukes J.S. Plant invasion across space and time: factors affecting noneindigenous species success during four stages of invasion // New Phytologist. 2007. V. 176, № 2. P. 256–273.
- Weber E.F. The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review // J. of Vegetation Sci. 1997. V. 8, № 4. P. 565–572.
- Wake M.H. The current status of the diversities program and its implementation // Biol. Intern. 1995. № 31. P. 7–18.
- Williamson M. Biological invasions. London: Chapman & Hall, 1996. 244 p.

INVASIVE PLANT SPECIES DISTRIBUTION IN THE UPPER VOLGA BASIN

© 2010 Borisova E.A.

Ivanovo State University, 153025 Ivanovo, floraea@mail.ru

The peculiarities of invasive plant species distribution in the Upper Volga basin territory (including 5 administrative regions – Ivanovskaya, Kostromskaya, Vladimirskaya, Yaroslavskaya and Tverskaya ones) are considered. The present flora of this district comprises 770 alien species, among them 135 are successfully naturalized in natural and semi-natural communities and 32 (4.2%) are invasive plants. Only 24 invasive species (3.1%) are widespread in all Upper Volga regions, which is in concordance with a hypothetical model of invasion intensity of Di Castri. The majority (e.g. *Bidens frondosa*, *Elodea canadensis*, *Epilobium adenocaulon*, *Juncus tenuis*, *Impatiens glandulifera*) have invaded water bodies and riparian communities. Some species (e.g. *Acer negundo*, *Amelanscier spicata*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Sambucus racemosa*) are commonly recorded in different types of forest and shrub ecosystems; other – in grassland. *Echinocystis lobata*, *Heracleum sosnowskyi*, *Hippophae rhamnoides*, *Impatiens parviflora* are most aggressive and play a role of transformer. The examples of local invasions are described. A potential invasive group comprises 26 alien species, which compete successfully with native species and tend to invade plant communities (e.g. *Crataegus monogyna*, *Populus balsamifera*, *Parthenocissus inserta*, *Reynoutria japonica*).

Key words: invasive plant species, plant distribution pattern, alien flora, the Upper Volga Region.

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПОПУЛЯЦИИ *VALLISNERIA SPIRALIS* L. В ВОДОЕМЕ- ОХЛАДИТЕЛЕ БЕЛОВСКОЙ ГРЭС (ЮГ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ)

© 2010 Зарубина Е.Ю., Соколова М.И.

Институт водных и экологических проблем СО РАН,
656038, Барнаул, ул. Молодежная, 1, zeur@iwep.asu.ru

Поступила в редакцию 21.07.2010

В статье приведены данные о многолетних изменениях в популяциях вида-вселенца *Vallisneria spiralis* в водоеме-охладителе Беловской ГРЭС. Показано, что за 45-летний период эксплуатации водохранилища валлиснерия активно расселилась в водоеме в местах постоянного сильного подогрева воды и на отдельных участках умеренного подогрева. За этот период произошло увеличение ее биомассы в фитоценозах.

Ключевые слова: *Vallisneria spiralis*, водоем-охладитель, Беловская ГРЭС, вселение, высшая водная растительность, биомасса.

Введение

Проблема биологических инвазий чужеродных видов в последние 50 лет стала одной из ключевых в исследованиях водных экосистем. Для оценки степени их трансформированности в результате вселения чужеродных видов необходимо изучение видов-вселенцев в новых для них местообитаниях.

Одним из видов-вселенцев, в настоящее время довольно часто отмечаемым в водоемах-охладителях Сибири, Урала и Европы, является валлиснерия спиральная (*Vallisneria spiralis*) [Журавель, 1974; Ваулин, Зубарева, 1979; Катанская, 1979; Волобаев, 1989; Протасов, Здановски, 2001]. Это растение относится к группе термофильных евросубтропических видов, ареал которого, в связи с распространением на участках водоемов-охладителей, подверженных влиянию теплых сбросных вод, значительно расширился.

Материалы и методы

Беловское водохранилище создано в 1964 г. зарегулированием стока р. Иня у

г. Белово Кемеровской области для охлаждения подогретых сбросных вод Беловской ГРЭС. Водоохранилище находится в центральной части Кузнецкой котловины. Поверхность котловины имеет холмисто-волнистый рельеф и в настоящее время распахана и занята сельскохозяйственными землями.

Водоохранилище озерно-речного типа с достаточно сильно развитой береговой линией. Длина водоема 10 км, максимальная ширина 2.3 км, минимальная – 1.0 км, максимальная глубина 12.0 м, средняя – 4.4 м по проектным данным. Объем водных масс 60 млн м³. Площадь зеркала при нормальном подпорном уровне (НПУ) 13.6 км², площадь мелководий до 2.0 м при НПУ – 5.4 км². Площадь водосборного бассейна до створа плотины – 1970 км². По площади акватории водоем относится к малым водохранилищам, по средней глубине – к мелководным водоемам [Кириллов и др., 1983].

Амплитуда колебаний уровня воды в течение года незначительна, максимально допустимая сработка – 1.9

м. Одна из особенностей Беловского водохранилища, как и других водоемов-охладителей с оборотной системой водоснабжения, – большая интенсивность внутреннего водообмена (около 25 раз в год) [Кривоносов и др., 1984].

Гидротермический режим водохранилища наряду с естественными факторами определяется в значительной степени сбросом подогретых вод ГРЭС.

Вода поступает на ГРЭС по водозаборному каналу из приплотинного участка и сбрасывается по сбросному каналу длиной около 7 км в среднюю часть водохранилища. В результате образуется циркуляционный поток охлаждающейся воды, охватывающий около 40% акватории. По степени влияния подогрева в водоеме можно выделить три зоны (рис.):

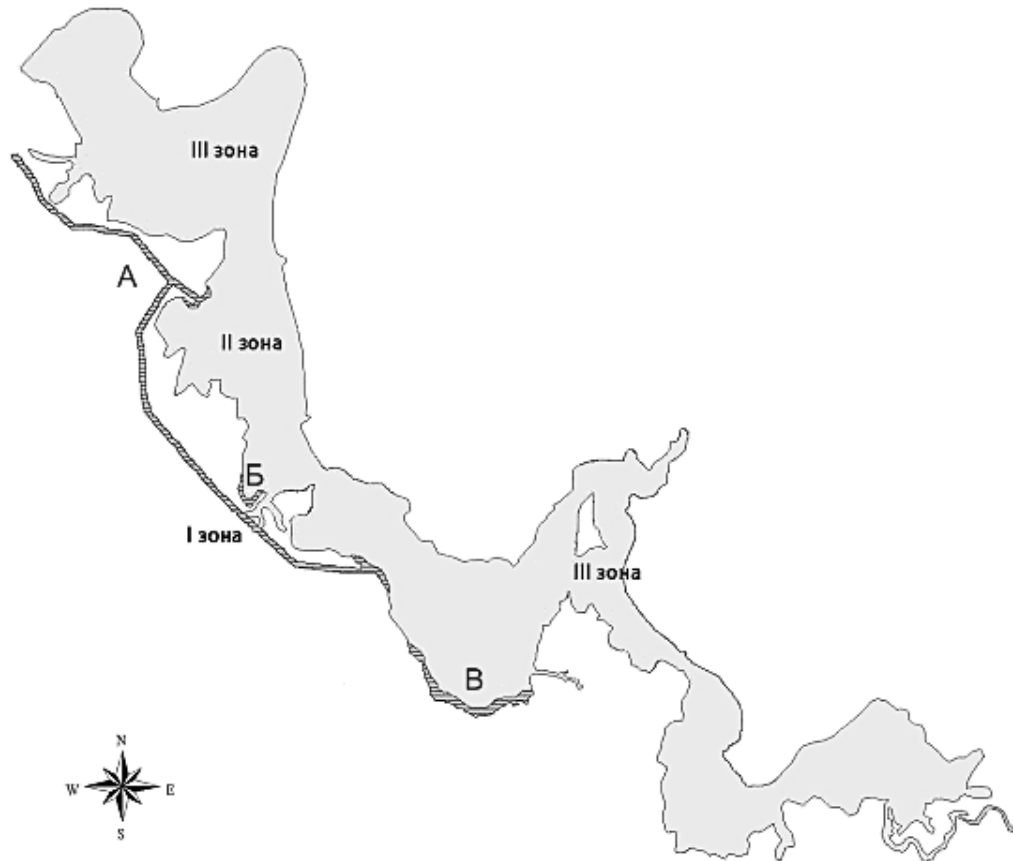


Рис. Схема распространения валлиснерии спиральной в водоеме-охладителе Беловской ГРЭС (сбросной канал – зона постоянного сильного подогрева (А); зона умеренного подогрева (Б, В); штриховкой обозначены заросли валлиснерии).

I зона – постоянного сильного подогрева, расположенная непосредственно в месте сброса теплых вод. Это сбросной канал и часть водохранилища в районе его устья. Максимальная температура воды (в июле) здесь может достигать 36 °С.

II зона – умеренного подогрева, включающая часть акватории, где распространяется циркуляционный поток нагретой воды. В течение всей зимы за счет поступления теплых вод из

сбросного канала на этом участке ледяной покров не образуется или существует короткое время.

III зона – слабо подогреваемая, расположенная в верхнем плесе и приплотинной части водохранилища. Температурный режим здесь близок к естественному.

Наибольшее отличие термического режима различных зон водохранилища наблюдается в холодное время года. В теплое время года разница между

температурой воды в подогреваемой и неподогреваемой зонах около 5 °С, в холодное время года 8–15 °С. По степени влияния теплых сбросных вод ГРЭС, согласно классификации М.Л. Пидгайко [Пидгайко и др., 1970], водохранилище относится к водоемам с умеренным подогревом.

Работа основана на результатах натурных исследований, проведенных в апреле, июле и сентябре 2002 г., июле 2006 г., апреле, августе и октябре 2008 г. Полевые исследования осуществляли с применением стандартных методов [Белавская, 1979; Катанская, Распопов, 1983]. Для определения фитомассы валлиснерии делали укусы с площадок размером 0.25 м². После сушки на воздухе пробы, согласно рекомендациям В.Г. Папченкова [2001], досушивали в сушильном шкафу при 65 °С до постоянного веса с точностью до 0.1 г.

Запасы фитомассы валлиснерии в сбросном канале были рассчитаны по формуле, предложенной И.Л. Кореляковой [1972], для равномерно распределенных одновидовых сообществ с густым травостоем:

$$p = B \cdot S, \text{ где}$$

p – запасы фитомассы, B – фитомасса на 1 м², S – площадь участка зарослей данного вида.

Результаты исследования

Вселение валлиснерии спиральной в Беловское водохранилище, вероятно, произошло, на втором десятилетии его существования. В.М. Катанской [1979], обследовавшей водоем в начале семидесятых годов прошлого века, этот вид обнаружен не был. А уже в 1978–1979 гг., то есть через 14 лет эксплуатации водоема-охладителя, В.В. Кириллов с соавторами [1983] отмечают заросли валлиснерии в виде полос шириной около 1 м вдоль обоих берегов сбросного канала в 1.5–2.0 км ниже истока до самого устья (см. рис.).

В 2002 г. валлиснерия также была обнаружена в сбросном канале значительно ниже истока. В 2006 и 2008 гг. валлиснерия распространилась до

истока сбросного канала – места максимального подогрева воды. Заросли валлиснерии шириной 3–5 м отмечены по всему каналу от истока до устья. В этот же период валлиснерия обнаружена и на отдельных участках водохранилища в зоне умеренного подогрева (см. рис.). Сообщества валлиснерии в виде полос или отдельных пятен встречены как в заливах, так и на участках с сильным течением (устье сбросного канала) в береговой зоне на глубине от 0.3 до 1.5 м. На мелководных участках валлиснерия имела высокую жизненность, ее листья заполняли всю толщу воды от дна до поверхности. Длина листа в сбросном канале в летний период составляла 20–25 см при ширине – до 0.4 см; в водохранилище в зоне умеренного подогрева эти показатели были значительно выше – 65–70 см и до 1.5 см соответственно. Численность в фитоценозах составляла более 28 экз./м², средняя высота растений – 54.9±3.6 см.

Несмотря на массовое развитие валлиснерии в подогреваемой части водоема, в неподогреваемой части валлиснерия не обнаружена. Температура воды на участках распространения валлиснерии в летний период колебалась в пределах 23–30 °С, в весенний и осенний периоды – 11.2–17.5 °С.

Так как сбросной канал не замерзает в зимний период, вегетация валлиснерии продолжается круглогодично. При этом в 2002, 2006 и 2008 гг. наблюдалось обильное цветение валлиснерии два раза в год – в апреле и октябре.

Валлиснерия образует как моновидовые сообщества, так и ценозы с другими видами погруженных и плавающих растений. Фитоценозы валлиснерии в большинстве случаев одноярусные, редко – двухъярусные, с густым травостоем и проективным покрытием 70–80% (в двухъярусных – до 95%). В умеренно подогреваемой зоне валлиснерия встречается в составе фитоценозов с доминированием других видов (рдестов гребчатого и курчавого, роголистника погруженного, урути сибирской).

В Беловском водохранилище и сбросном канале было обнаружено 6 ассоциаций валлиснерии спиральной, первые три из которых В.М. Катанской [1979] ранее были отмечены как типичные для водоемов-охладителей:

1. Ассоциация валлиснерии одновидовая или почти одновидовая. Кроме доминанта валлиснерии спиральной, имеющей проективное покрытие 80–95%, для ассоциации отмечены также *Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton crispus* L., *Lemna minor* L. Эти виды отмечены в небольших количествах и имеют проективное покрытие около 5%.

Ассоциация встречается на глубине 0.3–0.7 м вдоль обоих берегов сбросного канала на каменистых искусственных грунтах с наилком (рис. 1, А).

2. Ассоциация *Vallisneria spiralis* – *Ceratophyllum demersum*. Двухъярусное сообщество, в котором роголистник образует нижний ярус. Это сообщество встречается только в ранневесенний период и, возможно, является временной группировкой. Приурочено к мелководным участкам умеренно подогреваемой зоны водоема и илистым грунтам (рис., Б). В момент наблюдения (начало апреля) роголистник находился на начальной стадии развития (частично в виде турионов), длина его стебля не превышала 15 см. Проективное покрытие валлиснерии – 60–70%, роголистника – 20–40%.

3. Ассоциация *Vallisneria spiralis* – *submersa* *mixta* *herbosum* (по М.В. Катанской [1979]). Погруженноразнотравно-валлиснериевое сообщество, также двухъярусное с густым травостоем и общим проективным покрытием до 95%. Сопутствующие виды – *Potamogeton pectinatus* L., *P. crispus*, *P. perfoliatus* L., *Ceratophyllum demersum*. В небольшом количестве на поверхности воды встречается *Lemna minor*. Эта ассоциация распространена в водохранилище в зоне умеренного подогрева на участке интенсивного эвтрофирования в районе

рыбного хозяйства на глубине до 1.5 м (см. рис., В).

4. Ассоциация *Vallisneria spiralis* – водяной мох. Тоже двухъярусная ассоциация, второй ярус образован водяным мхом, невысоко поднимающимся над дном (0.3 м) и покрывающим его на 20–80%. В качестве сопутствующего вида иногда встречается *Potamogeton* sp. Это сообщество встречается изредка и только в ранневесенний период как в сбросном канале в районе его устья, так и в водохранилище в умеренно-подогреваемой зоне (рис., Б) на участках, свободных ото льда, когда другие виды еще не успели появиться после зимы. Летом и осенью это сообщество замещается на рдестовые ценозы. Глубина распространения 0.3–0.7 м, грунт разнообразный – от каменистого до илесто-песчаного.

5. Ассоциация *Vallisneria spiralis* + *Potamogeton crispus* (как субдоминант). Общее проективное покрытие до 95%. Это сообщество одноярусное, среди сопутствующих видов – нитчатые водоросли (*Cladophora* sp.), которые обильно развиваются на валлиснерии и рдесте. Данный фитоценоз достаточно распространен в сбросном канале, образует здесь отдельные пятна между валунов вдоль обоих берегов на глубине 0.5–0.7 м.

6. Ассоциация *Vallisneria spiralis* – зеленые нитчатые водоросли (*Cladophora* sp.). Эта ассоциация описана Кацман Е.А., Кучкиной М.А. [2009] в Десногорском водохранилище, возможно, как временная группировка. В Беловском водохранилище эта ассоциация, также как и в Десногорском, обнаружена на участках постоянного сильного подогрева в сбросном канале. Нитчатка развивается не только на грунте и на валлиснерии, но и на поверхности воды. В апреле на отдельных участках нитчатка вместе с валлиснерией образовывали на воде сплошной ковер с проективным покрытием почти 100%.

Моновидовые сообщества валлиснерии спиральной во все периоды исследований были значительно продуктивней и имели большую биомассу, чем сообщества с доминированием нескольких видов (табл.). Биомасса в моновидовых сообществах валлиснерии в ранневесенний период в водохранилище была почти в два раза выше, чем в среднем по сбросному каналу. В сбросном канале максимальные значения фитомассы отмечены в устье, что может быть следствием наиболее благоприятных условий (оптимальная температура воды, достаточное количество биогенов и т. п.). Низкая биомасса валлиснерии в истоке сбросного канала может быть следствием ее регулярного выкашивания.

В течение вегетационного сезона биомасса валлиснерии спиральной изменялась в значительных пределах (см. табл.) и достигала наибольших величин к концу сезона (октябрь).

В межгодовой динамике биомассы валлиснерии в Беловском водохранилище отмечен пик в 2006 г. – до 1896 г/м^2 , что, вероятно, связано с остановкой нескольких турбин на ГРЭС, приведшей к резкому уменьшению водооборота в водохранилище. В результате чего, температура воды в истоке сбросного канала (месте сброса теплых вод) была ниже, чем на остальных участках канала и умеренно-подогреваемой зоны водохранилища (в июле 26°C и 29°C соответственно).

Таблица. Сезонная динамика биомассы (в г/м^2) валлиснерии спиральной в сбросном канале и Беловском водохранилище в 2008 г.

Ассоциации	Участки водохранилища и сбросного канала	Апрель		Август		Октябрь	
		СБ	ВСБ	СБ	ВСБ	СБ	ВСБ
Валлиснерия	Исток канала	1428	120	3560	264	1976	120
Валлиснерия	Середина канала	1028	104	-	-	2200	160
Валлиснерия	Устье канала	2056	248	8152	560	8848	1072
Валлиснерия + роголистник	Умеренно подогреваемая зона водохранилища (рис. 1, Б)	1504	112	-	-	1672	201.6
Валлиснерия + водяной мох		1112	112	-	-	-	-
Валлиснерия спиральная	Умеренно подогреваемая зона водохранилища (рис. 1, В)	3824	376	-	-	-	-

Примечание: СБ – сырая биомасса, ВСБ – воздушно-сухая биомасса.

В целом за 30-летний период прослеживается тенденция увеличения биомассы валлиснерии в сбросном канале. Так, в 1978–1979 гг., по данным В.В. Кириллова с соавторами [1983], пределы колебания воздушно-сухой биомассы валлиснерии составляли $30\text{--}167 \text{ г/м}^2$, в 2002 г. – $158\text{--}171 \text{ г/м}^2$, в 2008 г. – $264\text{--}560 \text{ г/м}^2$.

Площадь зарослей валлиснерии в сбросном канале около 22330 м^2 (длина зарослей 6380 м при средней ширине 3.5 м). При величине воздушно-сухой биомассы 450.7 г/м^2 (среднее за октябрь) запасы надземной фитомассы валлиснерии в 2008 г. составили 10064131 г , или 10.1 т.

Обсуждение результатов

Воздействие вида-вселенца на экосистему, как правило, слабо предсказуемо. Вид, не оказывающий явно отрицательного воздействия в естественном ареале, может причинить ущерб экосистеме в новых для него условиях обитания. По мнению ряда авторов [Свирский, Барабанщиков, 2009; Салахутдинов, Шакирова, 2005], последствия от вселения чужеродных видов могут быть нейтральные, благоприятные и нежелательные (негативные). Результатом последних может быть нарушение сформировавшегося равновесия в экосистеме, вследствие конкуренции с местными видами, упрощения структуры сообществ, гибридизационных процессов с местными представителями, и, как крайний вариант, замены аборигенного вида – экзотом. Прогнозирование возможных инвазий требует комплексного подхода и всестороннего рассмотрения, как свойств чужеродного вида, так и особенностей территории и отдельных экосистем [Морозова, 2005].

Валлиснерия спиральная, обнаруженная в Беловском водохранилище на втором десятилетии его эксплуатации, приспособилась к достаточно жестким для этого вида условиям существования. Это проявляется в первую очередь в температурном режиме водоема. В летний период температура воды в местах распространения достигает 30 °С, что значительно превышает температурный оптимум (22–25 °С), указанный для валлиснерии рядом авторов [Hutorowicz, Hutorowicz, 2008]. В весенний и осенний периоды температура воды на этих же участках находится в пределах 11.2–17.5 °С и наблюдается ее цветение (два раза в год). Таким образом, валлиснерия в Беловском водохранилище имеет высокую жизнеспособность, несмотря на то, что температурный режим, являясь для нее наиболее значимым экологическим фактором [Korschgen, Green, 1988], не вполне соответствует ее естественным местообитаниям.

В водохранилище валлиснерия встречается только на участках постоянного сильного или умеренного подогрева воды, где образует б ассоциаций. В истоке сбросного канала валлиснерия образует только моновидовые сообщества и, вероятно, не составляет конкуренцию аборигенным видам. На участках с более низкими температурами воды в сообществах валлиснерии появляются местные эвритермные виды, такие как *Potamogeton crispus*, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor* и др., способные выносить краткие повышения температуры воды. Встречаясь в незначительных количествах в сбросном канале, эти виды не могут здесь конкурировать с валлиснерией вследствие высокой термической нагрузки. Однако, в самом водохранилище, на участках умеренного подогрева валлиснерия выступает уже как содоминант или как сопутствующий вид в сообществах рдестов, роголистника, урути, за исключением короткого периода ранней весны.

Об адаптированности субтропической валлиснерии спиральной к существованию в водохранилище Сибири свидетельствует и высокая величина биомассы ее фитоценозов. В европейской части России, по данным В.М. Катанской [1979], воздушно-сухая фитомасса фитоценозов *Vallisneria spiralis* колеблется в пределах 50–670 г/м², в Беловском водохранилище – 112–1072 г/м².

В целом для водохранилища, валлиснерия, предпочитающая высокие температуры и грунты, богатые питательными веществами [Keuan Xiao et al., 2006], является благоприятным видом-вселенцем, обогащая его флору и занимая определенную экологическую нишу. Вселившись в водоем на ранних периодах его эксплуатации, этот вид, вероятно, не нарушил сформировавшееся равновесие и не нанес серьезный ущерб сложившимся связям и структуре популяций.

Выводы

Таким образом, валлиснерия спиральная в водохранилище проходит все стадии развития, цветет два раза в год (апрель, октябрь), создает высокую биомассу, и, следовательно, приспособилась к специфическим для водоема-охладителя Сибири термическим условиям.

За 45-летний период эксплуатации водохранилища валлиснерия активно расселилась в водоеме в местах постоянного сильного подогрева воды и на отдельных участках умеренного подогрева. За этот период произошло увеличение ее биомассы в фитоценозах.

В целом для водохранилища, валлиснерия является благоприятным видом-вселенцем, обогащая ее флору и занимая определенную экологическую нишу. Несмотря на то, что некоторые эвритермные аборигенные виды и встречаются как сопутствующие в ее сообществах в сбросном канале, в самом водохранилище валлиснерия не составляет им конкуренции из-за своей термофильности. Вселение этого синантропного вида в водоем-охладитель связано с комплексом благоприятных факторов, основным из которых является повышенная температура воды.

Литература

Белавская А.П. К методике изучения водной растительности // Бот. журнал. 1979. Т. 64, № 1. С. 32–41.

Ваулин Г.Н., Зубарева Э.Л. Валлиснерия в Верхне-Тагильском водоеме-охладителе // В сб.: Структура и функции водных биоценозов, их рациональное использование и охрана вод на Урале. Свердловск, 1979. С. 23–24.

Волобаев П.А. О формировании термофильного элемента флоры макрофитов водохранилища-охладителя Южно-Кузбасской ГРЭС. Деп. в ВИНТИ. Кемерово, 1989. № 7410-В89. 18 с.

Журавель П.А. К экологии теплолюбивых гидробионтов в водоемах с теплыми водами ГРЭС Днепропетровской области // Влияние

тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Матер. II симпозиума, 26–28 августа 1974 г. Борок, 1974. С.65–67.

Катанская В.М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза. Л., 1979. 278 с.

Катанская В.М., Распопов И.М. Методы изучения высшей водной растительности // В кн.: Руководство по методам гидробиол. анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. С. 129–176.

Кацман Е.А., Кучкина М.А. Вселение валлиснерии спиральной (*Vallisneria spiralis* L.) в Десногорское водохранилище // Российский журнал биологических инвазий. 2009. №2. С. 9–13.

Кириллов В.В., Гладкова З.И., Козлова С.В. и др. Высшая водная растительность водохранилища – охладителя Беловской ГРЭС (1978–1979 гг.) // В сб.: Комплексные исследования водных ресурсов Сибири. Тр. ЗапСибНИИ. М.: Гидрометеиздат, 1983. Вып. 56. С. 98–105.

Корелякова И.Л. Продукция высшей водной растительности Киевского водохранилища // В кн.: Киевское водохранилище. Киев: Наукова думка, 1972. С. 155–162.

Кривоносов Б.М., Кузнецова М.А., Лавринович О.В. Гидрометеорологический режим водохранилища-охладителя Беловской ГРЭС // В сб.: Современное состояние и прогнозируемые изменения в окружающей среде под влиянием КАТЭКа. М.: Гидрометеиздат, 1984. С. 115–129.

Морозова О.В. Прогнозирование инвазий растений: подходы и возможности // Чужеродные виды в Голарктике (Борок-2). Тез. докл. Второго межд. симпоз. по изучению инвазийных видов. Борок, 27 сент. – 1 окт. 2005 г. Рыбинск; Борок, 2005. С. 53–54.

Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего

- Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.
- Пидгайко М.Л., Гринь В.Г., Поливанная М.Л. и др. Итоги изучения гидробиологического режима пресных водоемов-охладителей юга СССР // Гидробиол. журнал. 1970. Т. 6, № 2. С. 36–44.
- Протасов А.А., Здановски Б. К определению воздействия тепловых и атомных электростанций на гидроэкосистемы с помощью экспертных оценок // Гидробиол. журнал. 2001. Т. 38, № 1. С. 95–105.
- Салахутдинов А.Н., Шакирова Ф.М. Возможные последствия вселения чужеродных видов в Куйбышевское водохранилище // Чужеродные виды в Голарктике (Борок-2). Тез. докл. Второго межд. симпоз. по изучению инвазийных видов. Борок, 27 сент. – 1 окт. 2005 г. Рыбинск; Борок, 2005. С. 26–27.
- Свирский В.Г., Барабанщиков Е.И. Биологические инвазии как элемент антропогенного давления на сообщество гидробионтов озера Ханка // Российский Журнал Биологических Инвазий. 2009. № 2. С. 29–36.
- Hutorowicz A., Hutorowicz J. Seasonal development of *Vallisneria spiralis* L. in a heated lake // Ecological Questions. 2008. 9. P. 79–86.
- Korschgen C., Green W. American wild celery (*Vallisneria americana*): Ecological considerations for restoration // U.S. Fish and Wildlife Service, Fish and Wildlife Technical. 1988. 19. 24 pp.
- Keyan Xiao, Dan Yu, Jinwang Wang. Habitat selection in spatially heterogeneous environments: a test of foraging behavior in the clonal submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* // Freshwater Biology. 2006. 51. P. 1552–1559.

LONG-TERM CHANGES OF *VALLISNERIA SPIRALIS* L. POPULATION IN THE COOLING RESERVOIR OF BELOVSKAYA POWER PLANT (SOUTHWEST SIBERIA)

© 2010 Zarubina E.Y., Sokolova M.I.

Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Barnaul, Russia; zeur@iwep.asu.ru

The paper presents the data on the long-term changes of the population of *Vallisneria spiralis* L. in the Cooling Reservoir of the Belovskaya Power Plant. For the 45-year period of the reservoir operation *Vallisneria spiralis* L. expansion was observed in the areas of maximal water heating and in some sites of moderate one. This period clearly demonstrates *Vallisneria spiralis* L. biomass augmentation in phytocenoses.

Key words: *Vallisneria spiralis*, Cooling Reservoir, Belovskaja Power Plant, high water vegetation, biomass.

КРУПНОМАСШТАБНАЯ ИНВАЗИЯ *MARENZELLERIA* SPP. (POLYCHAETA, SPYONIDAE) В ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

© 2010 Максимов А.А.

Зоологический институт РАН,
Санкт-Петербург 199034, Университетская наб. 1, alexeymaximov@mail.ru

Поступила в редакцию 08.10.2010

Полихеты рода *Marenzelleria* – одни из наиболее успешных вселенцев в Балтийском море. Впервые появившись в 1985 г., они быстро освоили всю Балтику, где в настоящее время представлены тремя близкими видами. В российских водах Финского залива известны с 1996 г. Вплоть до 2009 г. интродукция полихет (определенных как *Marenzelleria neglecta*) в Финском заливе не сопровождалась существенными изменениями в донных сообществах. Высокая биомасса *M. neglecta* наблюдалась только в ограниченных по площади мелководных районах выше летнего термоклина. В 2009 г. полихеты оккупировали глубоководные районы, что связано с инвазией нового для восточной части Финского залива арктического представителя рода – *Marenzelleria arctica*. Массовое развитие этого вида привело к многократному увеличению биомассы макрозообентоса. Роль полихет была особенно значительна на периодически подвергающихся гипоксии участках дна, где макрозообентос ранее отсутствовал или был крайне беден. В результате инвазии большая часть акватории залива оказалась заселена практически монокультурой полихет. *M. arctica* характеризуются значительной биотурбационной и биоирригационной активностью, и их вселение привело к появлению в глубоководных районах залива новой функциональной группы бентоса. По-видимому, инвазия полихет вследствие ее существенного воздействия на биогеохимические процессы и трофические взаимоотношения в восточной части Финского залива в ближайшие годы приведет к кардинальной перестройке в масштабах всей экосистемы.

Ключевые слова: чужеродные виды, гипоксия, вселенцы, донные сообщества, макрозообентос, ледниковые реликтовые ракообразные, *Monoporeia affinis*, биотурбация.

Введение

Молодое по геологическим масштабам времени Балтийское море считается одним из наиболее чувствительных к биологическим инвазиям водоемов в мире [Leppäkoski et al., 2002a; Leppäkoski et al., 2002b; Olenin, 2005; Raavola et al., 2005]. Это в полной мере относится и к российским водам Финского залива, где вселенцы составляют около 5% от общего числа видов и часто доминируют в сообществах [Panov et al., 2003; Orlova et al., 2006]. Однако большинство чужеродных видов

являются выходцами из тепловодного Понто-Каспийского бассейна, и их распространение преимущественно ограничено хорошо прогреваемыми поверхностными водами выше летнего термоклина. В донных сообществах заметные изменения, соответственно, имели место в относительно небольших по площади прибрежных сообществах, где доля чужеродных организмов в общей биомассе бентоса на отдельных станциях могла достигать 96% [Orlova et al., 2006; Экосистема..., 2008].

Фауна открытых районов отличается качественной бедностью и вплоть до недавнего времени, в целом, сохраняла свой природный облик. На значительных площадях дна глубоководной зоны макрозообентос был представлен почти исключительно холодолюбивыми ледниковыми реликтовыми ракообразными – *Saduria entomon* (L.), *Monoporeia affinis* (Lindstöm) и *Pontoporeia femorata* Kröyer. До середины 1990-х гг. донная фауна глубоководных участков характеризовалась значительным количественным развитием [Максимов, 1997]. Впоследствии наблюдалось сильное обеднение, а в отдельные годы местами даже полное исчезновение макрозообентоса, вследствие периодического возникновения придонных гипоксийно-аноксийных явлений, связанных, главным образом, с усилением адвекции обедненных кислородом соленых глубинных вод из собственно Балтийского моря в вершину Финского залива, вызванным крупномасштабной изменчивостью гидрометеорологических процессов в регионе [Махимов, 2003; Максимов, 2006, 2008].

В данной работе на основе сборов 2008 и 2009 гг. описаны драматические изменения фауны глубоководных районов, связанные с массовым развитием чужеродных полихет *Marenzelleria* spp. Неопределенность в видовом названии вызвана следующим. При помощи молекулярных методик показано, что в настоящее время Балтика активно осваивается несколькими морфологически очень схожими видами данного рода, два из которых обнаружены в пределах Финского залива: *Marenzelleria neglecta* Sikorski et Bick и *Marenzelleria arctica* (Chamberlin) [Bastrop, Blank, 2006; Blank et al., 2008]. Определение этих близкородственных видов на основе морфологических признаков требует наличия крупных неповрежденных особей [Sikorski, Bick, 2004; Bastrop, Blank, 2006], в связи с чем большая часть материала в пробах оказывается в принципе неидентифицируема.

Материалы и методы

Финский залив – один из крупнейших заливов Балтийского моря – глубоко вдается в сушу, вытягиваясь с запада на восток на 420 км. Под восточной частью Финского залива обычно понимают водное пространство, заключенное между островами Котлин и Гогланд. С востока этот солоноватоводный водоем в настоящее время отделен от пресноводной Невской губы Комплексом защитных сооружений г. С.-Петербурга от наводнений, с запада ограничен меридианом 27° в.д. (о. Гогланд). Подробное гидрологическое, гидрохимическое и гидробиологическое описание района содержится в недавно опубликованной монографии [Экосистема..., 2008].

В июле – августе 2008 и 2009 гг. в открытых районах восточной части Финского залива были проведены сборы макрозообентоса на 51 станции (рис. 1). Глубина на станциях отбора проб варьировала от 13 до 75 м. В качестве орудий лова использовали дночерпатели Ван-Вина с площадью захвата 0.025 и 0.1 м². В 2008 г. при работе в открытых участках залива на отдельных станциях также использовали разработанный в ФГУНПП «СЕВМОРГЕО» (http://www.sevmorgeo.com/rus/teh_greyfer.htm) гидравлический дночерпатель ДГ-0.08 (площадь захвата 0.08 м²), схожий по конструкции с дночерпателем Ван-Вина, но снабженный более удобным (особенно при работе в ветреную погоду) гидравлическим закрывающим механизмом, срабатывающим сразу при соприкосновении прибора с грунтом. На каждой станции отбирались, как правило, 2–3 пробы. Пробы промывали через капроновое сито с ячейей 0.4 мм и фиксировали 4% формалином. Дальнейшую обработку материала проводили в лаборатории по общепринятой методике.

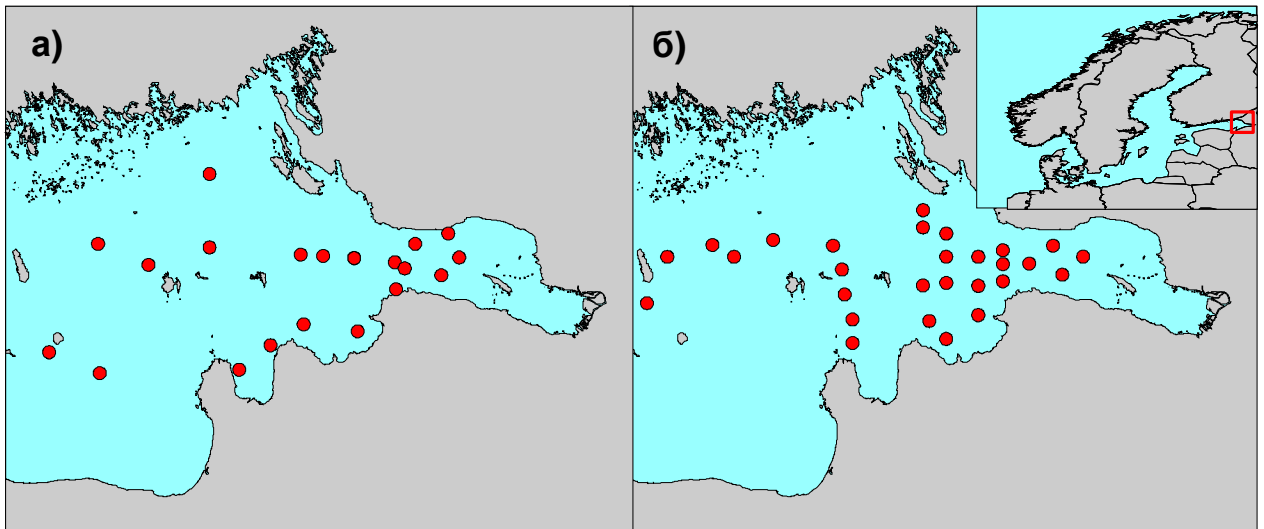


Рис. 1. Схема станций отбора проб в восточной части Финского залива в 2008 (а) и 2009 (б) гг.

Результаты

Количественное распределение макрозообентоса в 2008 г. было крайне неравномерным (рис. 2). Наблюдалась тенденция уменьшения показателей обилия бентоса с глубиной. Максимальная биомасса (66.5 г/м^2) отмечена в Копорской губе на глубине 13 м за счет развития морских двуствор-

чатых моллюсков *Macoma balthica* L. Достаточно высокий уровень количественного развития (до 22.9 г/м^2) донной макрофауны был характерен также для мелководных (глубины менее 25 м) станций в вершине Финского залива вблизи о. Котлин, где основу бентоса составляли олигохеты. В то же время в занимающих большую часть

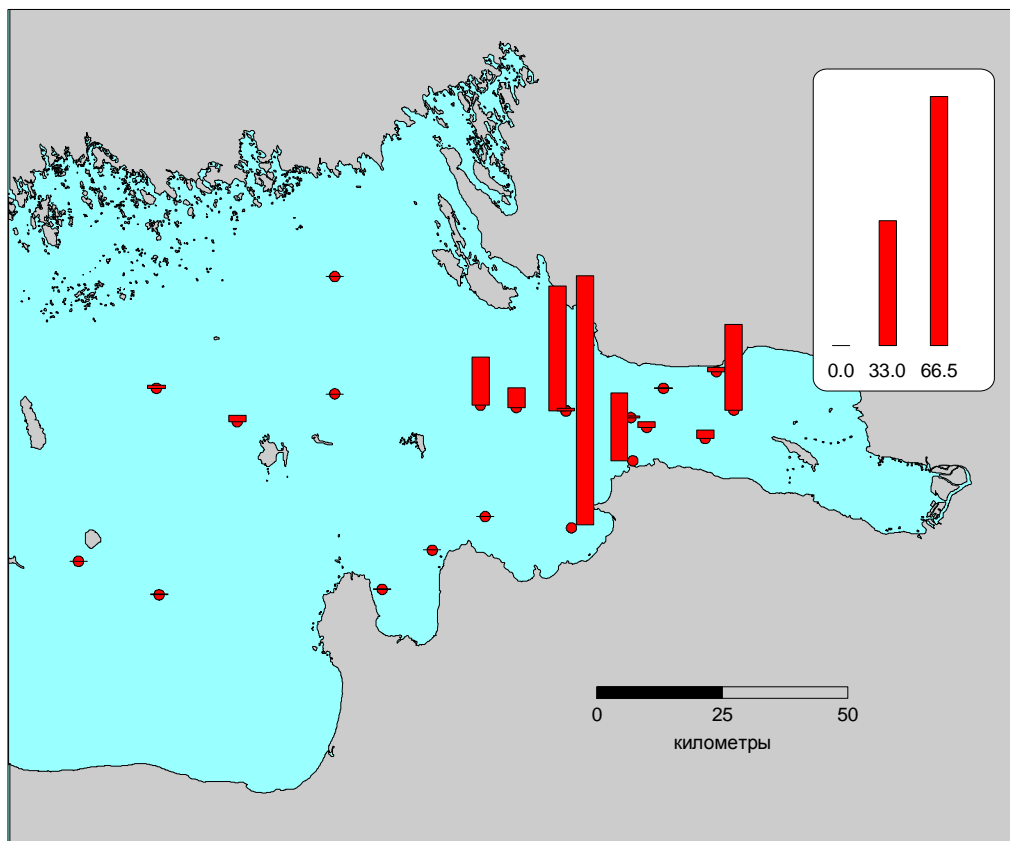


Рис. 2. Биомасса макрозообентоса (г/м^2) в восточной части Финского залива в 2008 г.

площади дна залива глубоководных районах, вследствие характерных для них гипоксических явлений, биомасса донных животных была преимущественно очень низка. Особенно бедна фауна илистых грунтов, где на некоторых станциях зафиксировано полное отсутствие макрозообентоса.

К 2009 г. распределение макробентоса коренным образом изменилось (рис. 3). Произошло это за счет резкого увеличения биомассы в глубоководной зоне вследствие вспышки численности чужеродных полихет *Marenzelleria* spp.¹ Эти полихеты оккупировали большую часть акватории залива, заняв практически на всех глубоководных станциях господствующее положение в бентосе (рис. 4). Только на отдельных участках дна доминировали *S. entomon*, что связано, преимущественно, со случайным попаданием в пробы единичных экземпляров этих крупных рачков. Роль полихет была особенно значительна на подвергавшихся ранее воздействию гипоксии участках дна, где макрозообентос в 2008 г. был крайне беден или совершенно отсутствовал. На таких станциях *Marenzelleria* spp. являлись практически единственным представителем макрофауны: на их долю приходилось более 99% суммарной биомассы (рис. 4). В мелководных районах Финского залива в отличие от глубоководных состав и количественные показатели бентоса практически не изменились: по-прежнему доминировали малощетинковые черви и двустворчатые моллюски *Macoma balthica*. Вследствие этого исчезли наблюдавшиеся в 2008 г. различия между разными глубинными зонами по уровню развития бентоса. Более того, для глубоководных станций в 2009 г., в целом, была характерна даже более высокая биомасса бентоса по

сравнению с мелководными. Именно в глубоководной зоне на глубине 38 м была зарегистрирована максимальная биомасса (94.1 г/м²) бентоса.

Обсуждение

Полихеты рода *Marenzelleria* – одни из наиболее успешных в Балтийском море видов-вселенцев последнего времени [Zettler et al., 2002]. В Балтийском море они появились в 1985 г. и за короткий срок освоили обширные участки дна в Южной Балтике, заняв в бентосе некоторых районов доминирующее положение [Рудинская, 2000; Zmudzinski et al., 1996; Ezhova et al., 2005 и др.]. Первоначально проникшие в Балтику полихеты были определены как вид североамериканского происхождения *Marenzelleria viridis* (Verill). Позднее после ревизии рода их выделили в новый вид, также имеющий североамериканские корни, *Marenzelleria neglecta* [Sikorski, Bick, 2004]. В первой половине 1990-х гг. эти полихеты распространились в эстонских и финских водах Финского залива [Norkko et al., 1993; Stigzelius et al., 1997; Kotta, Kotta, 1998]. В 1996 г. *M. neglecta* были впервые обнаружены в пределах российской акватории залива [Ляхин и др., 1997], где быстро стали обычным компонентом донной фауны [Maximov, Panov, 2003]. В середине 2000-х гг. отмечено проникновение в Балтийское море еще двух представителей рода *Marenzelleria* – вышеупомянутого *M. viridis*, а также *M. arctica* (Chamberlin) [Bastrop, Blank, 2006; Blank et al., 2008]. Последний вид ранее был известен только из Арктического бассейна [Сикорский, Бужинская, 1998]. Таким образом, в настоящее время подтверждено наличие в Балтийском море трех видов рода: *M. arctica*, *M. neglecta* и *M. viridis*.

¹ По определению Г.Н. Бужинской все идентифицируемые экземпляры с глубоководных станций относились к одному виду – *Marenzelleria arctica* (Chamberlin), однако, поскольку в пробах представлены ювенильные и фрагментированные черви, надежное определение которых невозможно, в данной работе использовано написание *Marenzelleria* spp.

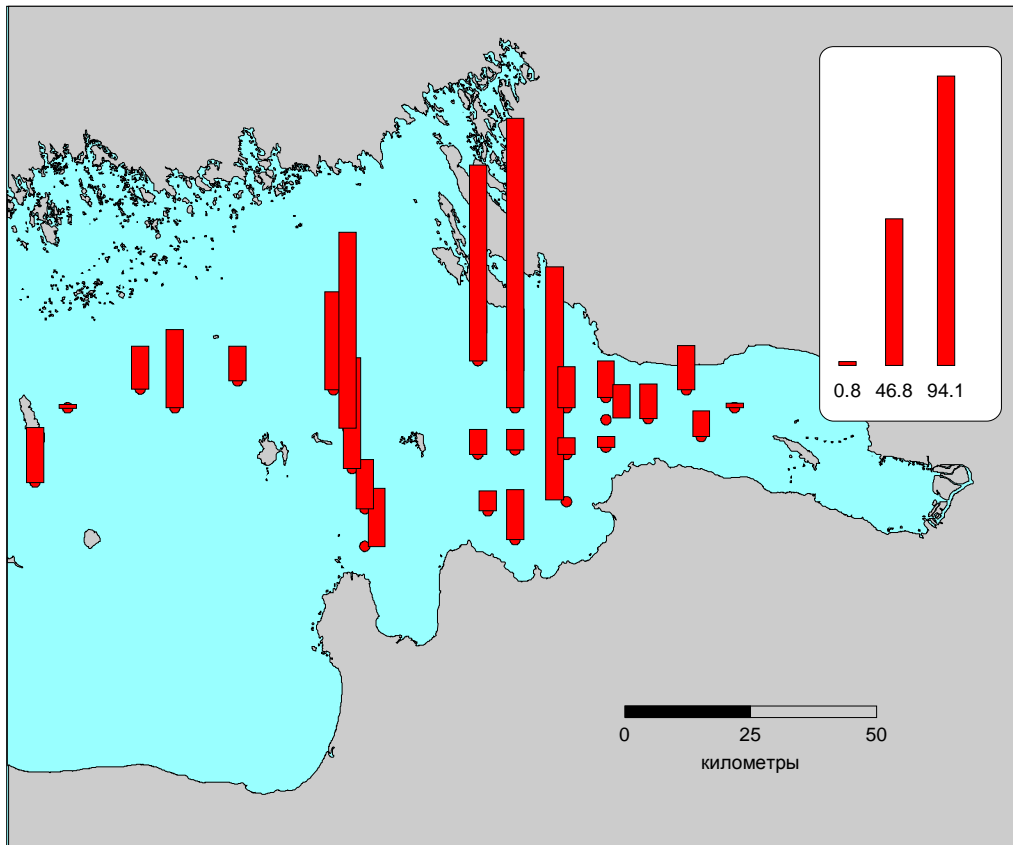


Рис. 3. Биомасса макрозообентоса ($\text{г}/\text{м}^2$) в восточной части Финского залива в 2009 г.

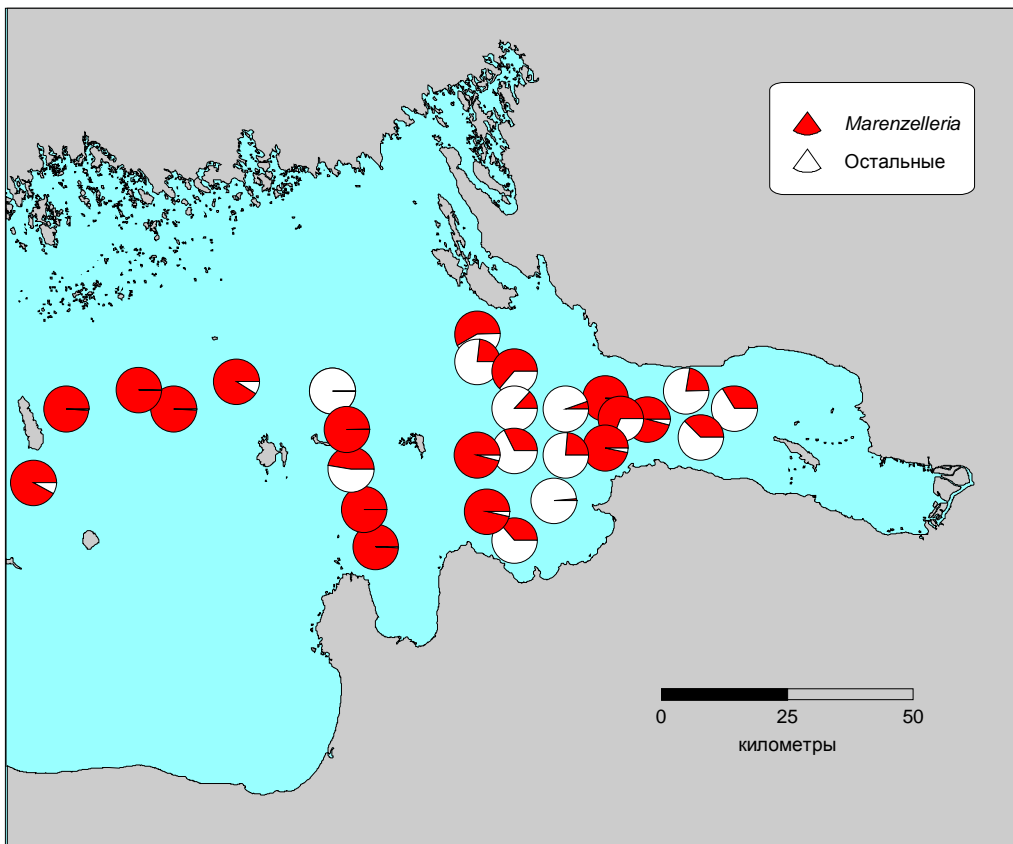


Рис. 4. Доля *Marenzelleria* spp. в общей биомассе макрозообентоса в 2009 г.

Интродукция *M. neglecta* не сопровождалась какими-либо существенными изменениями в донных сообществах восточной части Финского залива. Хотя на отдельных станциях были встречены значительные скопления этих полихет, в целом, по сравнению с Южной Балтикой, их численность и биомасса в исследованном районе вплоть до 2009 г. оставались незначительными. Причем распространение количественно развитых популяций червей было ограничено относительно небольшими по площади мелководными участками, расположенными выше летнего термоклина [Максимов, 2009]. В более глубоких районах характерной особенностью в последние 15 лет стало эпизодическое возникновение придонной гипоксии, ведущее к массовой гибели макрозообентоса и образованию обширных безжизненных пространств [Максимов, 2008]. *M. neglecta* имеют планктонную личинку и вследствие этого способны быстро заселять свободные участки дна при улучшении кислородных условий. В некоторые годы на таких безжизненных пространствах наблюдалось массовое оседание молоди полихет [Махимов, Рапов, 2003]. Однако закрепиться в глубоководной зоне долгое время этому виду не удавалось. Причины этого до конца не ясны. Местами колонизации препятствовали повторные случаи гипоксии. Однако даже на участках глубоководной зоны с благоприятным кислородным режимом *M. neglecta* встречались в единичных количествах. По-видимому, фактором, препятствующим развитию этого достаточно теплолюбивого обитателя Атлантики, является низкая температура придонных вод вершины Финского залива. Известно, что в Северной Балтике этот фактор лимитирует распространение многих других морских форм [Segerstråle, 1972; Ярвекюльг, 1979; Elmgren, 1984]. По всей вероятности, массовое развитие чужеродных полихет в холодных водах ниже термоклина в 2009 г. связано с инвазией арктического представителя рода *M. arctica*, более приспособленного к

низкой температуре, чем бореальные *M. neglecta*. С интродукцией *M. arctica* связывают недавнее успешное освоение полихетами открытых районов Северной Балтики [Bastrop, Blank, 2006; Blank et al., 2008]. В восточной части Финского залива, по крайней мере, частично, вспышке численности полихет в 2009 г. могла способствовать также высокая выживаемость их пелагических личинок вследствие сложившихся благоприятных условий для развития планктонных организмов. Так по неопубликованным данным Л.Ф. Литвинчук (перс. сообщение) в 2009 г. зафиксировано резкое увеличение биомассы зоопланктона в Финском заливе.

В результате инвазии *M. arctica* большая часть акватории залива оказалась заселена практически монокультурой этого вида (рис. 3 и 4), заменившей существовавшее здесь ранее сообщество ледниковых реликтовых ракообразных, где столь же значительную роль, как теперь полихеты, играли амфиподы *M. affinis*, составлявшие на некоторых станциях свыше 99% численности всего макрозообентоса [Максимов, 1993].

Резкое сокращение численности *M. affinis*, ключевого вида в глубоководных балтийских сообществах, в последние годы отмечено и в других районах Балтийского моря. Некоторые авторы, опираясь на результаты экспериментальных исследований [Kotta, Olafson, 2003; Neideman et al., 2003; Kotta et al., 2006], объясняют это конкуренцией с *Marenzelleria* spp. Однако возможность вытеснения реликтовых амфипод полихетами в природных условиях вызывает сильные сомнения, поскольку оба вида издавна встречаются симпатрически в эстуариях крупных сибирских рек, в частности *Marenzelleria* (причем по современным данным именно *M. arctica* [Сикорский, Бужинская, 1998; Sikorski, Vick, 2004]) и *M. affinis* составляют основу макрозообентоса Енисейской губы [Пирожников, 1984, 1986]. Наличие заметной конкуренции между этими животными не

подтверждается и в ряде экспериментальных работ, авторы которых связывают снижение численности рачков с другими процессами [Eriksson Wiklund et al., 2008; Eriksson Wiklund et al., 2009]. Очевидно, инвазия полихет не является причиной сокращения популяций *M. affinis* в Балтийском море. Скорее наоборот снижение в силу других причин численности этого ранее доминировавшего в балтийских сообществах вида существенно облегчило экспансию *Marenzelleria* spp. В восточной части Финского залива основной такой причиной стало ухудшение кислородного режима придонных вод, приведшее к разрушению прежних донных сообществ [Махимов, 2003; Максимов, 2008]. Резкое увеличение численности полихет произошло уже после исчезновения популяций амфипод вследствие гипоксии и было особенно ярко выражено в наиболее пострадавших от замора районах.

Однако несомненно, что сложившийся в настоящее время в заливе комплекс гидрохимических условий существенно более благоприятен для вселившихся оппортунистических видов многочетинковых червей, чем для стенобионтных нативных ледниковых реликтов. Для видов *Marenzelleria* характерна высокая толерантность к гипоксии [Schiedek, 1997, 1999], в то время как реликтовые ракообразные известны своей особой чувствительностью ко многим неблагоприятным воздействиям среды, включая недостаток кислорода например [Сушня и др., 1986]. По-видимому, высокая устойчивость вселенцев к гипоксии представляет собой достаточно распространенное явление, в частности, увеличение роли инвазивных и криптогенных видов при низкой концентрации кислорода было отмечено в ходе полевых экспериментов, проведенных в Чесапикском заливе [Jewett et al., 2005]. В сильно опресненной восточной части Финского залива, по-видимому, наряду с

ухудшением кислородных условий определенное значение для полихет имело повышение солености после затоков североморских вод в Балтику [Еремина, Карлин, 2008]. Так, первая находка *M. neglecta* в 1996 г. совпала по времени с проникновением в вершину залива соленых вод из собственно Балтийского моря [Ляхин и др., 1997].

Соответственно, дальнейшее развитие ситуации в Финском заливе будет в значительной степени зависеть от гидрометеорологических условий, прежде всего от частоты повторения случаев гипоксии. Многолетняя динамика содержания растворенного кислорода в восточной части Финского залива имеет, по сути дела, циклический характер, и придонная гипоксия неоднократно регистрировалась в прошлом [Максимов, 2006]. Ранее при улучшении кислородного режима исходная структура бентоса полностью восстанавливалась, хотя процесс восстановления затягивался на несколько лет [Махимов, 2003; Максимов, 2008]. Проникновение *M. arctia* в глубоководные районы коренным образом изменило характер восстановительной сукцессии донных сообществ восточной части Финского залива после заморозов. Полихеты способны существенно быстрее, чем местные донные животные, колонизировать свободные участки дна из-за наличия планктонной личинки, а также высокой толерантности к низким концентрациям растворенного кислорода взрослых червей. Последствия инвазии, по-видимому, имеют необратимый характер. При стойком улучшении кислородных условий, популяции реликтов будут восстанавливаться, и можно было бы ожидать образования донного биоценоза, состоящего из *M. arctia* и ледниковых реликтовых ракообразных *S. entomon* и *M. affinis*, такого же как в эстуариях Сибири [Пирожников, 1984]. Однако, по-видимому, в реальных условиях эпизодически повторяющейся гипоксии преимущество полихет сохранится, а мы и в дальнейшем будем наблюдать

преобладание *M. arctia* в глубоководных районах. В последнем случае это можно рассматривать даже как положительный момент, поскольку образовавшиеся новые сообщества более устойчивы и жизнеспособны при сложившемся в настоящее время гидрохимическом режиме. В целом, можно отметить, что успешная натурализация *Marenzelleria* spp. явно связана с изменением состояния экосистемы самого Балтийского моря. Если еще 25 лет назад представители этого рода в Балтике отсутствовали, то в настоящее время здесь подтверждено наличие трех из пяти известных [Sikorski, Bick, 2004] видов *Marenzelleria*.

Последствия столь масштабной инвазии трудно однозначно оценить. Однако определенно они будут весьма значительны и затронут экосистему залива в целом. Вселение *M. arctia* привело к появлению в глубоководных районах восточной части Финского залива новой функциональной группы донных животных, выступающих здесь в роли так называемых экосистемных инженеров [Crooks, 2002; Mermillod-Blondin, Rosenberg, 2006; Wallentinus, Nyberg, 2007]. Как известно, эти полихеты перекапывают грунт значительно глубже (до 40 см), чем коренные обитатели Балтийского моря, что ведет к резкой интенсификации обменных процессов на границе вода – дно, в частности к увеличению поступления биогенных элементов из донных осадков [напр. Karlson et al., 2005; Nietanen et al., 2007], способствуя усилению эвтрофирования, одной из главных экологических проблем Балтики. Однако этот процесс, по-видимому, скорее актуален для мелководных осадков. В глубоководных районах Балтийского моря, включая Финский залив, биогеохимия биогенных элементов тесно связана с кислородными условиями [Pitkänen et al., 2001; Conley et al., 2009]. Биотурбационная и биоирригационная деятельность червей, ведущая к проникновению кислорода в толщу грунта и формированию мощного окисленного слоя, по-видимому, будет

ускорять процессы захоронения фосфатов и денитрификации в глубоководных донных осадках [напр. Karlson et al., 2007], что может иметь противоположный эффект на динамику биогенных элементов, снижая их поступление в водную толщу и, соответственно, способствовать уменьшению трофности и улучшению экологического состояния вершины Финского залива.

Весьма непросто однозначно ответить и на вопрос о влиянии инвазии на кормовую базу рыб. Вызванное гипоксией сокращение численности реликтовых ракообразных в восточной части Финского залива неблагоприятно отразилось на запасах таких важных в промысловом отношении рыб как корюшка и салака [Голубков и др., 2010]. Образование мощных популяций полихет в 2009 г. привело к многократному увеличению биомассы макрозообентоса до максимальных известных для восточной части Финского залива величин, отмечавшихся в благоприятных кислородных условиях середины 1980-х гг. и первой половины 1990-х гг. [Шишкин и др., 1989; Максимов, 1997]. Таким образом, к настоящему времени в открытых районах залива сформировалась богатая кормовая база. Однако возможности ее использования местными рыбами требуют специального изучения. По данным польских исследователей, глубокое зарывание в грунт *Marenzelleria* spp. ухудшает их доступность для рыб-бентофагов в Южной Балтике [Zmudzinski, 1996]. Проблематичным представляется и переход на питание полихетами наиболее массовых промысловых видов Финского залива – корюшки и салаки, трофически тесно связанных с ледниковыми реликтами, которых они используют в качестве сезонной пищи в зимнее время [Голубков и др., 2010]. В то же время имеются сведения, что мигрирующие черви потребляются хищными рыбами, в частности судаком [Winkler, Debus, 1996]. По моему мнению, столь радикальные перемены в бентосе

неизбежно должны отразиться на составе рыбного населения, что в свою очередь может повлечь за собой соответствующие каскадные эффекты на других трофических уровнях. Таким образом, по-видимому, инвазия *M. arctica* в ближайшие годы приведет к кардинальной перестройке в масштабах всей экосистемы восточной части Финского залива вследствие существенных изменений биогеохимических процессов и трофических взаимоотношений.

Благодарности

Полевые работы проводились в ходе экспедиций Российского государственного гидрометеорологического университета, ФГУНПП «СЕВМОРГЕО и Балтийской дирекции (Росприроднадзор). Автор благодарит Т.Р. Еремину, А.Е. Рыбалко и И.М. Марковец за предоставленную возможность для сбора материала. Финансирование работ осуществлялось за счет ФЦП «Мировой Океан», программы Президиума РАН «Биоразнообразие и динамика генофонда», РФФИ (гранты 08-04-00101-а) и в рамках совместной программы по исследованию Балтийского моря РФФИ и Европейской группы по экономическим интересам «Сообщество балтийских организаций в целях финансирования науки» («БОНУС») (грант 08-04-92421-БОНУС_а). Особая благодарность Г.Н. Бужинской (Зоологический институт РАН) за помощь в определении полихет.

Литература

Голубков С.М., Максимов А.А., Голубков М.С., Литвинчук Л.Ф. Функциональный сдвиг в экосистеме восточной части Финского залива под влиянием естественных и антропогенных факторов // Доклады академии наук. 2010. Т. 432. № 3. С. 423–425.

Еремина Т.Р., Карлин Л.Н. Современные черты гидрохимических условий в восточной части Финского залива // В кн.: Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и

экологические проблемы. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 24–38.

Ляхин Ю.И., Макарова С.В., Максимов А.А., Савчук О.П., Силина Н.И. Экологическая обстановка в восточной части Финского залива в июле 1996 г. // В кн.: Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып.5: Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч.2: Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат, 1997. С. 416–434.

Максимов А.А. Отношение *Pontoporeia affinis* Lindstrom к концентрации растворенного кислорода и некоторым другим факторам среды // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. №1. С. 16–24.

Максимов А.А. Макрозообентос восточной части Финского залива // В кн.: Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып.5: Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч.2: Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат, 1997. С. 405–416.

Максимов А.А. Причины возникновения придонной гипоксии в восточной части Финского залива Балтийского моря // Океанология. 2006. Т. 46. №2. С. 204–210.

Максимов А.А. Влияние климатических факторов на динамику макрозообентоса // В кн.: Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 346–355.

Максимов А.А. Изменения в донных сообществах восточной части Финского залива после вселения полихеты *Marenzelleria neglecta* (Электронный журнал) // Российский Журнал Биологи-

- ческих Инвазий. 2009. № 2. С. 14–22. // (http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2009_2/Maximov_09_2.pdf). Проверено 6.10.2010.
- Пирожников П.Л. Устья крупных рек и приустьевые морские районы как специфические экосистемы // Сборник научных трудов ГосНИОРХ. Вып. 223. 1984. С. 112–122.
- Пирожников П.Л. К истории изучения донной фауны крупных рек, водохранилищ и эстуарных районов // В кн.: Исследования пресноводных и морских беспозвоночных животных. Л.: Изд-во Зоологического института АН СССР, 1986. С. 5–10.
- Рудинская Л.В. Динамика биомассы и численности *Marenzelleria viridis* и ее влияние на структуру бентосного сообщества Вислинского залива // В кн.: Виды-вселенцы в европейских морях России. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2000. С. 193–202.
- Сикорский А.В., Бужинская Г.Н. Род *Marenzelleria* (Polychaeta, Spionidae) в морях России // Зоологический журнал. 1998. Т. 77. №10. С. 1111–1120.
- Сущеня Л.М., Семенченко В.П., Вежновец В.В. Биология и продукция ледниковых реликтовых ракообразных. Минск: Наука и техника, 1986. 160 с.
- Шишкин Б.А., Никулина В.Н., Максимов А.А., Силина Н.И. Основные характеристики биоты вершины Финского залива и ее роль в формировании качества воды. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 95 с.
- Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / Под ред. А.Ф. Алимова, С.М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. 477 с.
- Ярвекюльг А.А. Донная фауна восточной части Балтийского моря. Таллин: Валгус, 1979. 382 с.
- Bastrop R., Blank M. Multiple invasions – a polychaete genus enters the Baltic Sea // Biological Invasions. 2006. V. 8. С. 1195–1200.
- Blank M., Laine A.O., Jürss K. K. Bastrop R. Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea // Helgol. Mar. Res. 2008. V. 62. P. 129–141.
- Conley D.J., Björck S., Bonsdorff E., Carstensen J., Destouni G., Gustafsson B. G., Hietanen S., Kortekaas M., Kuosa H., Meier H. E. M., Müller-Karulis B., Nordberg Kjell, Norkko A., Nürnberg G., Pitkänen H., Rabalais N. N., Rosenberg R., Savchuk O. P., Slomp C. P., Voss M., Wulff F., Zillén L. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea // Environmental science and technology. 2009. V. 43. №10. P. 3412–3420.
- Crooks J.A. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers // Oikos. 2002. V. 97. P. 153–166.
- Elmgren R. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea // ICES Rapp. Proc. Verb. 1984. №183. P. 152–169.
- Eriksson Wiklund A.-K., Sundelin B., Rosa R. Population decline of amphipod *Monoporeia affinis* in Northern Europe: consequence of food shortage and competition? // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2008. V. 367. P. 81–90.
- Eriksson Wiklund A.-K., Vilhelmsson S., Wiklund S.J., Eklund B. Contaminants and habitat choice in the Baltic Sea: Behavioural experiments with the native species, *Monoporeia affinis*, and the invasive genus, *Marenzelleria* // Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2009. V. 81. P. 238–246.
- Ezhova E., Zmudzinski L., Maciejewska K. Long-term trends in the macrozoobenthos of the Vistula Lagoon, southern Baltic Sea. Species composition and biomass distribution // Bulletin of the Sea Fisheries Institute. 2005. V. 1(164). P. 55–73.
- Hietanen S., Laine A.O., Lukkari K. The complex effects of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. on benthic nutrients dynamics // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2007. V. 352. P. 89–102.

- Jewett E.B., Hines A.H., Ruiz G.M. Epifaunal disturbance by periodic low levels of dissolved oxygen: native vs. invasive species response // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2005. V. 304. P. 31–44.
- Karlson K., Bonsdorff E., Rosenberg R. The Impact of Benthic Macrofauna for Nutrient Fluxes from Baltic Sea Sediments // *Ambio.* 2007. V. 36. №2–3. P. 161–167.
- Karlson K., Hulth S., Ringdahl K., Rosenberg R. Experimental recolonisation of Baltic Sea reduced sediments: survival of benthic macrofauna and effects on nutrient cycling // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2005. V. 294. P. 35–49.
- Kotta J., Kotta I. Distribution and invasion ecology of *Marenzelleria viridis* in the Estonian coastal waters // *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 1998. V. 47. №3. P. 212–220.
- Kotta J., Kotta I., Simm M., Lankov A., Lauringson V., Põllumäe A., Ojaveer H. Ecological consequence of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea // *Helgol. Mar. Res.* 2006. V. 60. P. 106–112.
- Kotta J., Olafson E. Competition for food between the introduced polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) and the native amphipod *Monoporeia affinis* Lindström in the Baltic Sea // *Journal of Sea Research.* 2003. V. 50. P. 27–35.
- Leppäkoski E., Gollasch S., Gruszka P., Ojaveer H., Olenin S., Panov V. The Baltic – a sea of invaders // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2002a. V. 59. P. 1175–1188.
- Leppäkoski E., Olenin S., Gollasch S. The Baltic Sea – a field laboratory for invasion biology // В кн.: *Invasive Aquatic Species of Europe.* Kluwer Academic Publishers, 2002b. P. 253–259.
- Maximov A.A. Changes of bottom macrofauna in the eastern Gulf of Finland in 1985–2002 // *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 2003. V. 52. №4. P. 378–393.
- Maximov A.A., Panov V.E. Distribution and abundance of alien polychaete *Marenzelleria viridis* in the eastern Gulf of Finland // *Baltic Sea Science Congress* 2003. Abstract Publication. Helsinki, 2003. P. 192.
- Mermillod-Blondin F., Rosenberg R. Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats // *Aquat. Sci.* 2006. V. 68. P. 434–442.
- Neideman R., Wenngren J., Olafsson E. Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria sp.* and the native amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic soft bottoms // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2003. V. 264. P. 49–55.
- Norkko A., Bonsdorff E., Bostrom C. Observation of the polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) on a shallow sandy bottom on the south coast of Finland // *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica.* 1993. V. 69. P. 112–113.
- Olenin S. Invasive aquatic species in the Baltic States. Klaipėda: Klaipėdos universiteto leidykloje, 2005. 42 p.
- Orlova M.I., Telesh I.V., Berzina 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) // *Helgol. Mar. Res.* 2006. V. 60. P. 98–105.
- Paavola M., Olenin S., Leppäkoski E. Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? // *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 2005. V. 64 P. 738–750.
- Panov V.E., Bychenkov D.E., Berezina N.A., Maximov A.A. Alien species introductions in the eastern Gulf of Finland: current state and possible management options // *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 2003. V. 52. №3. P. 254–267.
- Pitkänen H., Lehtoranta J., Räike A. Internal Nutrient Fluxes Counteract Decreases in External Load: The Case of the Estuarial Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea // *Ambio.* 2001. V. 30. №4–5. P. 195–201.
- Schiedek D. *Marenzelleria cf. viridis* (Polychaeta: Spionidae) – ecophysiological adaptations to a life in the coastal waters of

- the Baltic Sea // Aquatic Ecology. 1997. V. 31. P. 199–210.
- Schiedek D. Ecophysiological capability of *Marenzelleria* populations inhabiting North Sea estuaries: an overview // Helgoländer Meeresunters. 1999. V. 52. P. 373–382.
- Segerstråle S.G. The distribution of some malacostracan crustaceans in the Baltic Sea in relation to the temperature factor // Merentutkimuslait. Julk. / Havsforskningsinst. Skr. 1972. №237. P. 13–26.
- Sikorski A., Bick A. Revision of *Marenzelleria* Mesnil, 1896 (Spionidae, Polychaeta) // Sarsia. 2004. V. 89. P. 253–275.
- Stigzelius J., Laine A., Rissanen J., Andersin A.-B., Ilus E. The introduction of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia (the northern Baltic Sea) // Ann. Zool. Fennici. 1997. V. 34. №3. P. 205–212.
- Wallentinus I., Nyberg C.D. Introduced marine organisms as habitat modifiers // Marine Pollution Bulletin. 2007. V. 55. P. 323–332.
- Winkler H.M., Debus L. Is the polychaete *Marenzelleria viridis* an important food item for fish? // Proceedings of the 13th Symposium of Baltic Marine Biologists. 1996. P. 147–151.
- Zettler M.L., Daunys D., Kotta J., Bick A. History and success of invasion into the Baltic Sea: the polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies // Invasive aquatic species of Europe. Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 66–75.
- Zmudzinski L. The effect of the introduction of the american species *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) on the benthic ecosystem of Vistula Lagoon // Marine Ecology. 1996. V. 17(1–3). P. 221–226.
- Zmudzinski L., Chubarova-Solovjeva S., Dobrovolski Z., Gruszka P., Olenin S., Wolnomiejski N. Expansion of the spionid polychaete *Marenzelleria viridis* in the southern part of the Baltic Sea // Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists. 1996. P. 127–129.

LARGE-SCALE INVASION OF *MARENZELLERIA* SPP. (POLYCHAETA; SPYONIDAE) IN THE EASTERN GULF OF FINLAND (BALTIC SEA)

© 2010 Maximov A.A.

Zoological institute of the RAS, 199034, Universitetskaya nab.1, St.-Petersburg, Russia,
alexeymaximov@mail.ru

The polychaetes of the genus *Marenzelleria* are one of the most successful invaders in the Baltic Sea. These polychaetes appeared firstly in 1985 and colonized quickly the entire Baltic Sea, where they are presented now by three sibling species. In the Russian waters of the Gulf of Finland *Marenzelleria* were known from 1996. Up to 2009 introduction of polychaetes (identified as *Marenzelleria neglecta*) in the Gulf did not cause the pronounced changes in the bottom communities. High biomass of *M. neglecta* was observed in the confined shallow above-termocline areas only. By 2009, polychaetes occupied deep-water areas that connected with invasion of arctic member of the genus – *Marenzelleria arctica*. The species mass development led to the multiple increase of macrozoobenthos biomass. The role of polychaetes was especially significant in the hypoxia-affected zones where macrozoobenthos was very poor or absent before invasion. As a result of invasion, the most part of the gulf area was inhabited practically by monoculture of polychaetes. *M. arctica* are characterized by significant bioturbation and bioirrigation activities and their introduction led to appearance of new functional benthic group in the deep areas of the gulf. Apparently, the polychaetes invasion, because of its considerable impact on biogeochemical processes and trophic interactions, will result in fundamental alteration at ecosystem-level scale.

Key words: alien species, hypoxia, invaders, bottom communities, macrozoobenthos, glacial relict crustaceans, *Monoporeia affinis*, bioturbation.

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА БИОМАССЫ ВСЕЛЕНЦЕВ *HEDISTE DIVERSICOLOR* MÜLLER И *ABRA OVATA* (PHILIPPI) В СЕВЕРНОМ КАСПИИ

© 2010 Малиновская Л.В.¹, Зинченко Т.Д.²

¹ ЗАО «Октопус», г. Астрахань, Россия, d.Ivmalinovskaya@yandex.ru

² Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, Самарская область, Россия, tdz@mail333.com

Поступила в редакцию 16.02.2010

Дается анализ результатов исследования многолетней динамики биомассы и распределения видов-вселенцев полихеты *Hediste diversicolor* и моллюска *Abra ovata* в восточном и западном районах Северного Каспия в период трансгрессии моря (1978–2007 гг.). Приводятся карты-схемы распределения вселенцев в разные по водности годы.

Ключевые слова: *Hediste diversicolor*, *Abra ovata*, вселенцы, многолетние изменения, распределение биомассы, Северный Каспий.

Введение

Уникальные природные особенности экосистемы Каспийского моря непосредственно связаны с физико-географическим своеобразием водоема, в течение ряда геологических эпох изолированного от Мирового океана. В свою очередь, гидролого-гидрохимический режим, биологическая продуктивность и трофическая структура моря решающим образом зависят от природно-климатических факторов, формирующих биогеоценотический сток на его водосборе [Катунин и др., 2002]. Северная часть моря, в которую поступает около 90% речного стока, – самая мелководная акватория моря. Большая часть площади (68%) Северного Каспия занята глубинами менее 5 м: средняя глубина – 4.4 м, максимальная, на границе со Средним Каспием, составляет около 25–30 м [Тарасов, 1955; Осадчих, 1963]. За последние полвека средние годовые величины солёности Северного Каспия изменялись от 10.66 до 6.03‰, то есть солёность уменьшилась на 4.63‰ [Каспийское..., 1985; Катунин и др., 2004]. Северный Каспий – с его слабосоленоватыми водами, хорошо прогреваемый летом, богатый кормовой

базой – и в настоящее время продолжает оставаться основной акваторией нагула молоди и взрослых особей ценных промысловых рыб. Известно, что периоды осолонения вод этой части моря приводили к уменьшению численности донных организмов солоноватоводного комплекса, составляющих главную пищу полупроходных рыб и молоди ценных промысловых рыб [Каспийское..., 1985]. В современный период интенсивной антропогенной нагрузки, связанной в значительной мере с освоением новых месторождений углеводородного сырья и его добычи в чрезвычайно мелководном Северном Каспии, особую актуальность приобретает необходимость минимизации возможного ущерба кормовой базе Каспия.

Материалы исследования многолетней динамики отдельных инвазивных видов Северного Каспия могут быть использованы при разработке комплексных мероприятий освоения ресурсов и оценки возможного ущерба кормовой базы в бассейне Северного Каспия.

В литературе достаточно широко обсуждается проблема интродуцирования видов различных систематических групп

в Каспийское море на различных этапах его функционирования, при этом отдается предпочтение освещению вопросов их количественного развития, распространения, оценки роли в кормовой базе рыб [Бенинг, 1940; Бирштейн, 1945, 1952; Зенкевич и др., 1945; Беляев, 1952; Карпевич, Осадчих, 1952; Шорыгин, 1952; Яблонская, 1952; Виноградов, 1955; Тарасов, 1955; Карпевич, Полякова, 1956; Саенкова, 1959; Романова, 1963, 1983; Осадчих, 1965; Яблонская, Осадчих, 1973; Осадчих и др., 1989; Салманов, 1999; Татаринцева, Малиновская и др., 2000; Степанова, Стритинская, 2001; Карпинский, 2002; Даирова, Зинченко, 2003; Малиновская, 2003а, 2007; Молодцова, Полянинова, 2004; Попова, Попова, 2005; Сокольский и др., 2005]. Отмеченные авторами изменения в донных сообществах теснейшим образом связаны с гидролого-гидрохимическим режимом водоема [Каспийское ..., 1985, 1986].

Интродуцированные в 1940-х гг. азово-черноморские вселенцы: *Abra ovata* (Philippi, 1893.), *Hediste diversicolor* O.F. Müller, 1776 и случайно вселившиеся виды, например, *Mytilaster lineatus*, быстро адаптировались к новым экологическим условиям, расселились по акватории Каспийского моря, заняв свободные экологические ниши, и в настоящее время играют определенную роль в формировании биологической продуктивности [Чугунов, 1923; Малиновская, 2003а, 2007; Молодцова, Полянинова, 2004; Попова, Попова, 2005; Сокольский и др., 2005].

Целью настоящего исследования является анализ многолетней динамики количественного развития отдельных представителей вселенцев в Северном Каспии в период трансгрессии моря (1978–2007 гг.).

Материал и методика

Были использованы сборы макрозообентоса в Северном Каспии, которые осуществлялись сотрудниками Каспийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства в период

проведения мониторинговых съемок (июнь). Отбор образцов грунта осуществлялся на глубинах 1.2–30 м в период с 1978 по 2007 г. Начиная с 2005 г. в восточной части водоема исследования не проводились. Образцы грунта с пробами бентоса отбирали дночерпателем «Океан-50», с площадью захвата 0.1 м². Содержимое дночерпателя промывали через сито из газа № 14 и фиксировали 4% раствором формальдегида. Обработку материала в лаборатории проводили по общепринятой на Каспии методике [Саенкова, 1956].

Карты распределения чужеродных видов для разных по водности лет (1997, 1989 гг.) построены с помощью традиционно используемого метода интерполяции (проведение изолиний) [Саенкова, 1956].

Результаты и их обсуждение

В 1939–1940 гг., после предварительных исследований, связанных с проведением акклиматизационных работ, из Азовского моря в Каспийское, с целью улучшения кормовых условий промысловых рыб, была произведена пересадка многощетинкового червя *Hediste (Nereis) diversicolor* O.F. Müller и двустворчатого моллюска *Abra ovata* (синдесмия) [Зенкевич и др., 1945]. Акклиматизированные виды достаточно толерантны к изменению температуры, солености и концентрации кислорода, что является их большим преимуществом перед коренной каспийской фауной. В годы с неблагоприятными для развития зообентоса условиями среды интродуцированные виды, благодаря достаточной выносливости, преобладают над автохтонными видами, составляя до 40% биомассы бентоса, улучшая тем самым трофические условия нагула рыб в Каспийском море [Чугунов, 1923; Малиновская, 2003а, 2007; Молодцова, Полянинова, 2004]. Так, например, в донных сообществах Северного Каспия полихета *Hediste diversicolor* впервые была обнаружена в 1944 г., а к 1946 г. этот вид не только широко

распространился, освоив в сравнительно короткое время новый водоем, но и вошел в пищевой рацион рыб [Карпевич, 1975; Степанова, Стритинская, 2001].

Hediste diversicolor – многощетинковый червь, излюбленный пищевой объект многих ценных рыб Каспийского моря, в первую очередь, осетровых. Отдает предпочтение мягким грунтам, проделывая в их толще дугообразные ходы. По составу пищи и характеру питания является грунтоедом (детритофагом) заглатывателем, выдерживает неблагоприятный кислородный режим придонного слоя субстрата. Одновременное действие пресной воды, дефицита кислорода и особенно высокой температуры резко понижает его жизнестойкость [Беляев, 1952; Карпевич, Осадчих, 1952]. По данным Г.М. Беляева [1952], основные поселения в Северном Каспии полихета образует при солености от 5 до 13‰. По данным В.М. Стыгар и Г.К. Мутышевой [2000] указывается локально высокая численность (2000 экз./м²) полихеты в восточной части Северного Каспия (1996 г.) на восточном свале Уральской (Гурьевской) бороздины и на юго-востоке района, где достаточно большие глубины, мягкие илистые грунты и зарегистрирована высокая соленость. Массовое размножение происходит весной на глубинах более 6 м.

Продолжительность жизни – один год [Беляев, 1952].

Западный район Северного Каспия значительно отличается по своим гидрологическим, гидрофизическим и гидрохимическим условиям от восточного [Леонов, 2000], что обуславливает различия в распространении и количестве развитии полихеты р. *Hediste* в экологических зонах Северного Каспия.

В 1978–1999 гг. распространение полихет и основные концентрации *Hediste* регистрировались, практически, по всей акватории восточной части Северного Каспия: частота встречаемости полихет в летний период составляла 71.4 %, что аналогично их распространению весной, когда, по данным В.М. Стыгар и Г.К. Мутышевой [2000], встречаемость полихет составила 74.5 %.

Средняя биомасса *Hediste*, начиная с 1978 г., возрастала и в 1988–1992 гг. достигла максимальной для восточного района величины – 4.6 г/м² (рис. 1), при колебании ее по годам от 4.0 до 5.9 г/м²; в западном районе, имеющем в указанные годы [Катунин и др., 2002] достаточно значительные площади опресненных зон, средняя биомасса полихет была также значительной – 3.4 г/м², варьируя от 1.6 до 4.7 г/м² (рис. 1).

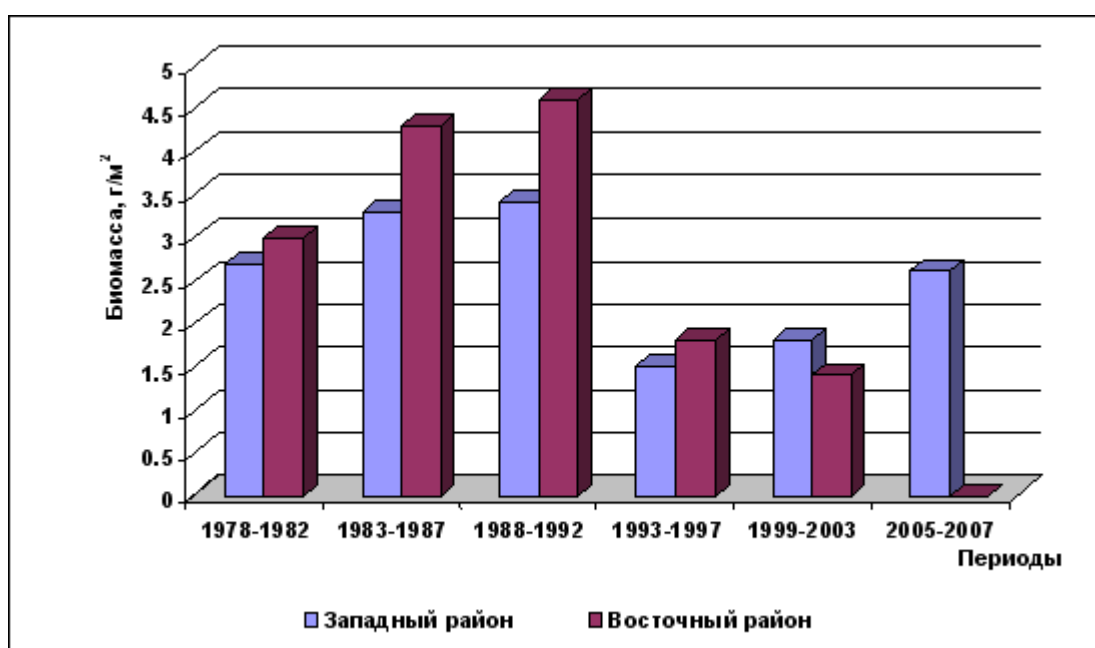


Рис. 1. Многолетняя динамика биомассы *Hediste diversicolor* в Северном Каспии.

В дальнейшем влияние экстремально многоводных лет (1990, 1991 гг.) и ряда средневодных лет привело к увеличению площадей опресненных зон западной и восточной частей Северного Каспия, где в отдельные годы (1994 г.), особенно в восточном районе, соленость снизилась примерно до 3.88‰ [Катунин и др., 2004]. Значительно расширились зоны с низкой концентрацией кислорода и его дефицитом в придонном горизонте воды, вызванным резкой солевой стратификацией и возросшим компенсационным потоком среднекаспийских вод, особенно в глубоководные участки Северного Каспия, т. е. в места массового обитания полихеты *Hediste diversicolor* [Катунин и др., 2007]. Эти факторы обусловили в значительной степени резкое сокращение с 1993 г. количественных показателей многощетинкового червя. В восточном районе средняя биомасса полихет в 1993–1997 гг. снизилась до 1.4 г/м², в западном – до 1.8 г/м² (рис. 1). Аналогично регистрируется тенденция снижения средней численности полихет: на востоке – от 394 экз./м² (1988–1992 гг.) до 198 экз./м² (1993–1997 гг.), на западе – от 259 до 210 экз./м². Малочисленность полихет, регистрируемая до трехметровой изобаты и низкие величины их биомассы на всей акватории Северного Каспия сохранялись до 2003 г. (рис. 1). В годы с минимальными количественными показателями полихет отмечается выедание *Hediste diversicolor* рыбами-бентофагами, особенно осетровыми (до 80% состава пищи), лещом (до 10%), бычками (до 12%) [Спаский, 1945; Научные основы..., 1998; Стыгар, 2000].

В последующий период (2005–2007 гг.) «площади, подверженные гипоксии, сократились более чем в 2 раза и составляли в июне 6.4 тыс. м², а в августе-сентябре – 9.0 тыс. м²». Улучшение кислородного режима в северной части моря благоприятно сказалось на условиях обитания придонных видов рыб и развитии зообентоса. [Катунин и др., 2007, с.76]. Средняя биомасса *Hediste diversicolor* в условиях стабилизации уровня моря

увеличилась до 2.6 г/м² (западный район), по сравнению с предыдущим десятилетием (рис. 1). В восточном районе Северного Каспия экспедиционные исследования в указанный период не проводились.

Произведенные расчеты общих запасов полихеты *Hediste diversicolor* в период трансгрессии моря показали тенденцию на их снижение, которую удалось проследить до 2003 г. Так, в западном районе Северного Каспия общие запасы полихеты снизились в 1996 г. до 29.8 тыс. т, по сравнению с 1989 г., когда они достигали 291.3 тыс. т. Аналогичные результаты получены и для восточного района моря: общие запасы многощетинкового червя снизились от 153.5 тыс. т в 1988 г. до 2.6 тыс. т в 1995 г. Таким образом, в распределении полихеты *Hediste diversicolor* в донных сообществах на акватории Северного Каспия прослеживается тенденция преобладания величин биомассы полихеты в его восточной части, за исключением периода, характеризующегося распреснением этого района, повлекшим за собой локализацию мест концентрации многощетинковых червей и снижение их биомассы.

Были выявлены межгодовые колебания биомассы массовых видов, в частности полихеты *Hediste diversicolor*, на занимаемых площадях и смена мест их массового скопления (рис. 3, 4). Так, в маловодный год (1989 г.) в Северном Каспии отмечены обширные площади, особенно в восточной его половине, где биомасса многощетинкового червя колебалась от 5 до 10 г/м² (рис. 3). Здесь же зарегистрировано и несколько участков концентрации полихет, расположенных юго-восточнее о. Тюлений (13.1 г/м²), западнее о. Кулалы (18.3 г/м²), у Новинских шалыг и в районе Уральской бороздины (до 25 г/м²). Общая площадь распространения многощетинкового червя составляла 54.9 тыс. км².

Распределение биомассы *Hediste diversicolor* в 1997 г. (средний по водности год) характеризуется сокраще-

нием площадей обитания полихеты до 43.1 тыс. км². Зарегистрированы два участка концентрации *Hediste* в западном районе Северного Каспия (восточнее о. Чечень и западнее о. Тюлений), где биомасса варьировала от 5 до 10 г/м², на остальной акватории Северного Каспия не превышала 5.0 г/м² (рис. 4). Площадь, занимаемая полихетой *Hediste diversicolor* в Северном Каспии, за годы подъема уровня моря варьировала от 30.9 тыс. км² (многоводный 1994 г.) до 54.9 тыс. км² (маловодный 1989 г.).

Наряду с полихетой *Hediste diversicolor*, моллюск *Abra ovata* является одним из основных ценных кормовых объектов в питании бентосоядных рыб, особенно осетровых [Каспийское ..., 1985]. Появившийся в Каспийском море в результате преднамеренной интродукции, направленной на улучшение кормовой базы моря [Карпевич, 1975], моллюск относится к видам средиземноморского происхождения. Повторная интродукция двустворчатого моллюска *Abra ovata* в 1947 г. позволила, вероятно, ему натурализоваться, и в 1955 г. моллюск был впервые обнаружен в бентосе Северного Каспия [Салманов, 1999]. Осенью 1957 г. моллюск абра был зарегистрирован в акватории южной

части западной половины Северного Каспия на глубинах от 3 до 30 м.

Начиная с 1960 г. *Abra ovata* – один из наиболее массовых видов в донных сообществах Каспийского моря [Полянинова, 2007], Представитель инфауны, ведет подвижный образ жизни. *A. ovata* традиционно относится к моллюскам морского комплекса, хотя ряд авторов отмечает его широкую эвригалинность и экологическую пластичность [Аракелова и др., 2000; Карпинский, 2002]. Исследования показали, что моллюск образует массовые скопления на мягких песчано-илистых грунтах при солености до 13‰. Вследствие высокой эвриоксигенности вид может заселять участки дна с неустойчивым кислородным режимом. Обитает при температуре воды до 28–30°C. По способу добывания пищи моллюск относится к собирателям. Размножение происходит с апреля по октябрь включительно [Гальперина, 1976; Осадчих и др., 1989].

Многолетняя динамика биомассы моллюска в 1978–2007 гг. (рис. 2) отражает периоды изменения интенсивности природно-климатических процессов, определяющих формирование биологической продуктивности Каспия,

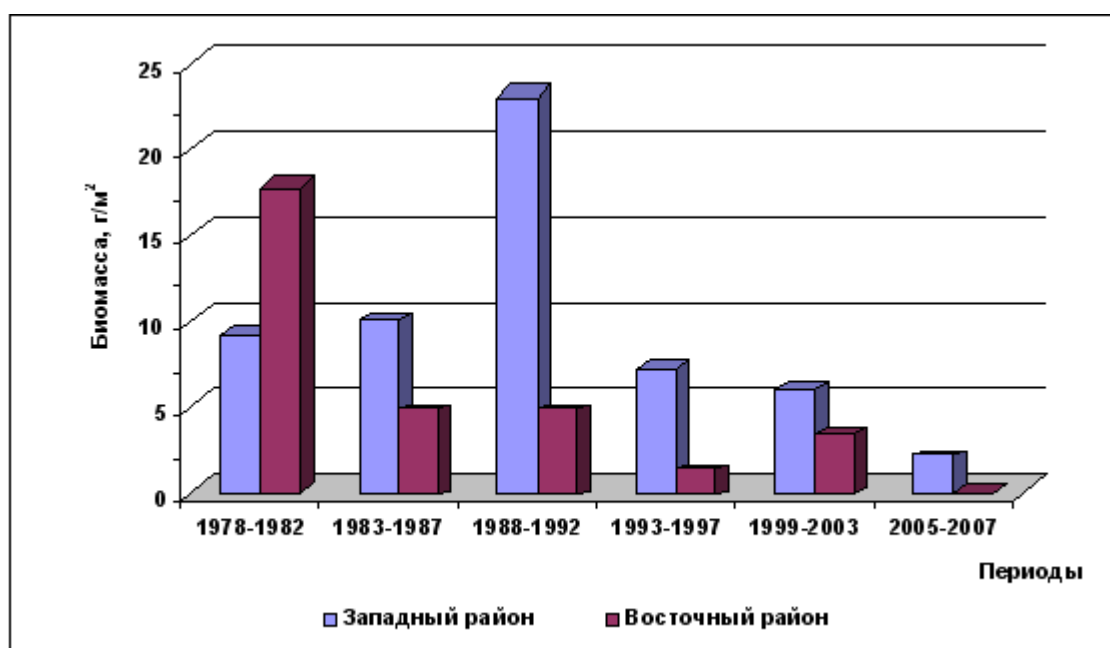


Рис. 2. Среднегодовая динамика биомассы моллюска *Abra ovata* в западном и восточном районах Северного Каспия.

особенно в современный период, под влиянием волжского стока, повышения уровня моря и его стабилизации [Леонов, 2000].

В восточном районе Северного Каспия в период 1978–1982 гг. отмечалось интенсивное распространение моллюска *Abra ovata*, частота встречаемости которого достигала 84%. Среднемноголетняя биомасса моллюска составила 17.3 г/м², а максимальная ее величина зарегистрирована в 1978 г. и составила 33.2 г/м². Начиная с 1983 г. в условиях увеличения площадей опресненных зон как в восточной, так и в западной части Северного Каспия, отмечается сокращение численности и биомассы *Abra ovata*. В период 1999–2003 гг. средняя биомасса моллюска в восточной части Северного Каспия не превышала 1.8 г/м² (рис. 2).

В западном районе Каспия максимальные концентрации моллюска были зарегистрированы в 1988–1992 гг. (рис. 2). Средняя за период биомасса абры составляла 22.6 г/м², изменяясь от 11.1 г/м² в 1988 г. до 41.4 г/м² в 1990 г. В донных сообществах регистрируется тенденция на сокращение стенооксигенных моллюсков, в частности *Cerastoderma lamarcki*, и расселение моллюска *Abra ovata* на сходных биотопах, занимающих площадь Северного Каспия до 40.9 тыс. км². Отмечено увеличение численности моллюска от 680 экз./м² до 1425 экз./м², при средней за период – 1037 экз./м².

Дальнейшая динамика характеризуется резким снижением количественных показателей моллюска как в восточном, так и в западном районах Северного Каспия. Средняя биомасса моллюска *Abra ovata* в 2005–2007 гг. не превышала 1.1 г/м² (численность – 13 экз./м²), что в значительной степени было обусловлено сокращением доли молодых особей в популяционной структуре моллюска. Так, молодь абры размером менее 3 мм в 1990–2000 гг. составляла 49.3 % от общей численности популяции, тогда как в 2001–2003 гг. молодые особи составили

29.4 %, а в 2005–2007 гг. их доля снизилась до 9.9 %.

Аналогичные результаты были получены при исследовании динамики структуры популяций зоопланктонных сообществ [Ардабьева и др., 2004]. Так, например, в июне 2001–2002 гг. численность велигеров моллюсков в планктоне сократилась более чем в 4.5 раза, имея тенденцию к снижению в 2004 г. еще в 2.5 раза. По-видимому, одной из основных причин изменения размерной структуры популяции моллюска *Abra ovata* является, начиная с 2000 г., расселение гребневика *Mnemiopsis leidyi* в водах Каспийского моря [Камакин, Студеникина, 2003], активно потребляющего меропланктон и оказывающего негативное влияние на все звенья трофической цепи.

Можно привести результаты значительного снижения валовой биомассы моллюска в западном районе Северного Каспия – от 2947.0 тыс. т в 1990 г., до 14.6 тыс. т в 1996 г., и в восточном районе – от 339.5 тыс. т в 1990 г. до 4.7 тыс. т в 1997 г.

Отметим, что в период широкого распространения моллюска на западе и востоке акватории Северного Каспия (июнь 1989, 1997 гг.) наиболее населенным был западный район, что было характерно для маловодного 1989 г., где на отдельных участках биомасса *Abra ovata* достигала 150 г/м² (рис. 5). Районами распространения моллюска являлись о. Кулалы и междуостровная часть о. Чечень и о. Малая Жемчужная. В средневодном 1997 г. распространение моллюска носило локальный характер, имея тенденцию к снижению биомассы до 108.6 г/м² (район о. Чечень – о. Тюлений).

В восточном районе распределение моллюска было достаточно равномерным: биомасса абры на основной акватории не превышала 10 г/м², тогда как в центральной части и южной оконечности Уральской бороздины его биомасса составляла 10–50 г/м², имея максимальную величину – 85 г/м².

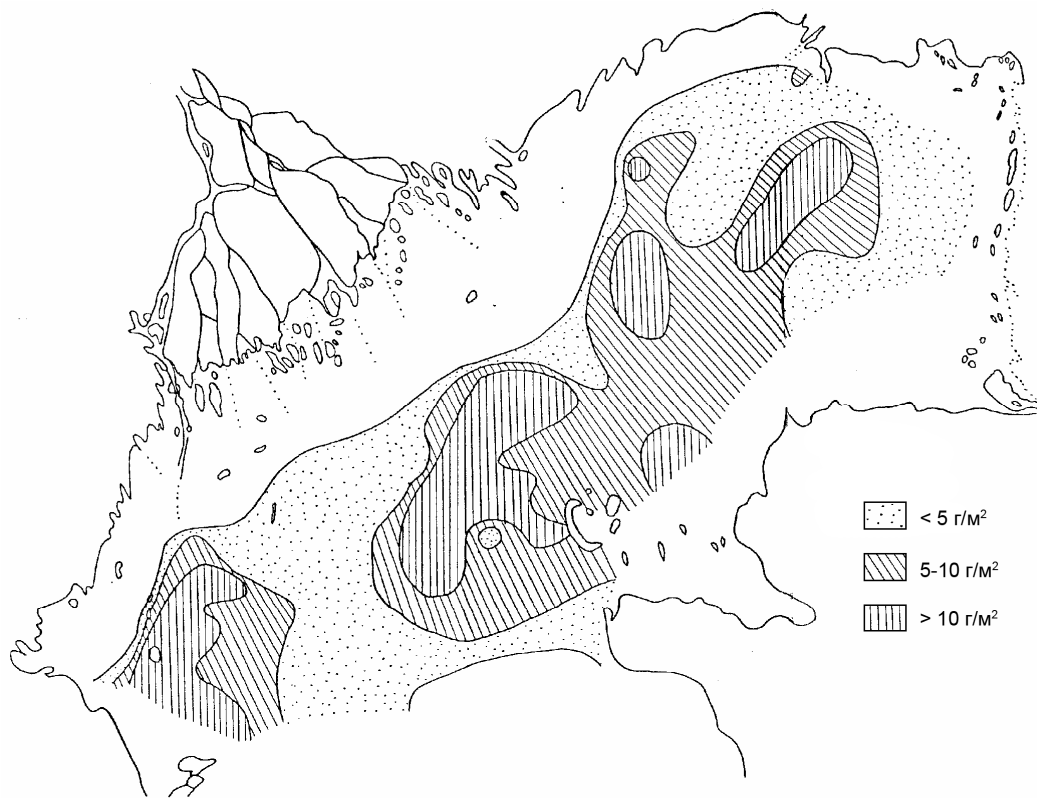


Рис. 3. Распределение биомассы полихет *Hediste diversicolor* в Северном Каспии (маловодный период, июнь 1989 г.).



Рис. 4. Распределение биомассы полихет *Hediste diversicolor* в Северном Каспии в июне 1997 г.

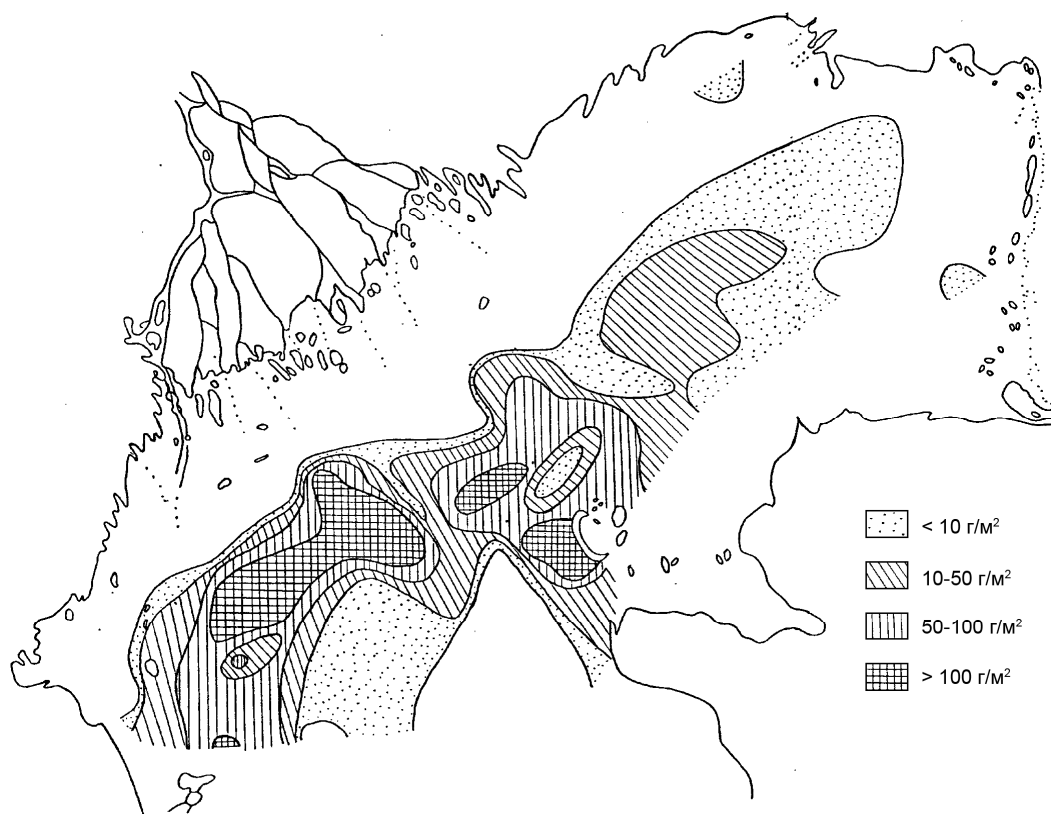


Рис. 5. Распределение биомассы моллюска *Abra ovata* в Северном Каспии (маловодный период, июнь 1989 г.).

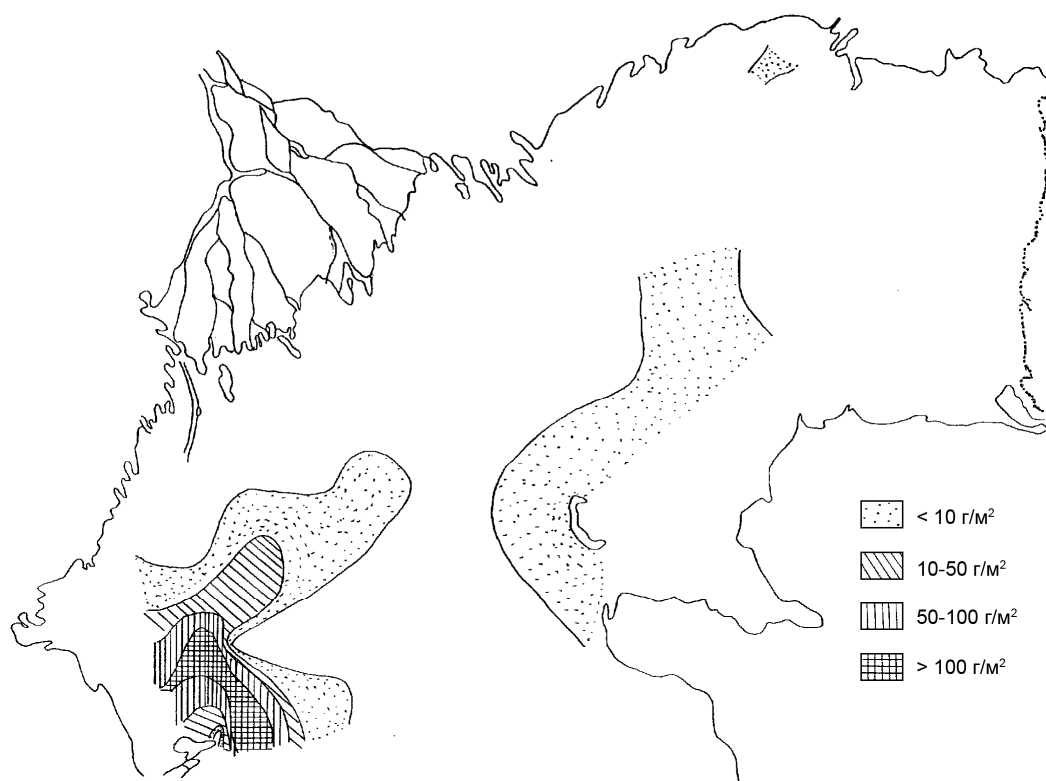


Рис. 6. Распределение биомассы моллюска *Abra ovata* в Северном Каспии в июне 1997 г.

В период 1995–2007 гг. моллюск *Abra ovata* практически не встречался в донных сообществах восточного района Северного Каспия, что в значительной степени связано с распреснением. Единичные экземпляры моллюска были найдены в 1997 г., 2000–2002 гг.

Сокращение площадей, занятых моллюском в Северном Каспии, можно показать на примере ряда лет, когда в 1989 г. моллюск абра занимал площадь, равную 40.9 тыс. м², а уже в 1997 г. зона обитания моллюска составила всего 19.3 тыс. м² (рис. 6). В многоводный период 1994 г. площадь Северного Каспия, занятая моллюском, составила 14.7 тыс. км², в сравнении, например, с маловодным 1978 г., когда зона распространения моллюска была значительной и составляла 51.3 тыс. км².

Таким образом, многолетний период изменения гидрологического режима Северного Каспия, связанный с трансгрессией моря, характеризовался определенной динамикой развития азово-черноморских вселенцев в Северном Каспии, включающей как период подъема (1988–1992 гг.), так и спада их количественного развития (1993–2007 гг.).

Можно согласиться с мнением ряда авторов о том, что резкие колебания количественного развития и распределения донных беспозвоночных и, в частности, интродуцированных видов *Abra ovata* и *Hediste diversicolor*, обусловлены комплексом факторов, из которых определяющими, наряду с динамикой гидрологического режима и изменением солености Северного Каспия [Гальперина, 1976; Аладин и др., 2000], являются антропогенное загрязнение и эвтрофирование вод, а также инвазия в Каспийское море гребневика *Mnemiopsis leidyi*, послужившая одной из причин изменения сложившейся трофической структуры биоценозов моря [Романова, 1956; Леонов, 2000; Смирнова, 2000; Малиновская, 2003б; Белов, 2004; Попова, Чуйко, 2005; Катунин и др., 2007].

Продолжение исследований проникновения в Каспий новых организмов имеет особое значение при осуществлении устойчивой эксплуатации биоресурсов Каспийского моря, оно позволит оценить динамику соотношения аборигенных и чужеродных видов в условиях современного экологического состояния моря.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Биологическое разнообразие», проекта «Особенности экологии и динамики чужеродных видов гидробионтов в водоемах Средней и Нижней Волги».

Литература

- Аладин Н.В., Филиппов А.А., Петухов В.А., Плотников И.С., Смуров А.О. Изучение зоопланктона и зообентоса // Касп. плавучий ун-т. Науч. бюлл. Астрахань: КаспНИРХ. 2000. № 1. С. 93–101.
- Аракелова Е.С., Орлова М.И., Филиппов А.А. Гидробиологические исследования зоологического института РАН в дельте Волги и Северном Каспии в 1994–1997 годах. Ч. 3. Экология моллюсков дельты Волги и Северного Каспия // Там же. С. 102–108.
- Ардабьева А.Г., Тарасова Л.И., Малиновская Л.В., Смирнова Л.В. Кормовая база Северного Каспия в 2003 г. // Рыбохозяйственные исследования на Каспии. Результаты НИР за 2003 г. Астрахань, 2004. С. 112–123.
- Белов А.А. Сравнительный анализ гидрохимической структуры Каспийского моря в 30-е годы и в современный период // Вопросы промыслов. Океан. М.: Изд-во ВНИРО, 2004. Вып. 1. С. 84–96.
- Беляев Г.М. Биология *Nereis succinea* в Северном Каспии // Акклиматизация нереис в Каспийском море. М.: МОИП, 1952. Вып. 33. С. 243–284.
- Бенинг А.Л. О бентосе северо-восточного побережья Каспия // Заливы Каспийского моря Комсомолец (Мертвый култук) и

- Кайдак. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940. С. 81–103.
- Бирштейн Я.А. Годовые изменения бентоса Северного Каспия // Зоологический журнал. 1945. Т. 24, вып. 3. С. 133–147.
- Бирштейн Я.А. Питание бентосоядных рыб Каспия (кроме осетровых) в 1948–1949 гг. и использование ими *Nereis succinea* // Акклиматизация нереис в Каспийском море. М.: МОИП, 1952. Вып. 33. С. 115–144.
- Виноградов Л.Г. О месте *Nereis succinea* в бентосе Северного Каспия // Бюлл. МОИП, отд. биологии. 1955. Т. 60, вып. 6. С. 63–76.
- Гальперина Г.Е. Размножение двустворчатых моллюсков (*Bivalvia*) Северного Каспия // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М.: ИОАН, 1976. 29 с.
- Даирова Д.С., Зинченко Т.Д. История исследований макрзообентоса Нижней Волги и ее дельты // Изв. Самар. НЦ РАН. 2003. Спец. вып. 1. С. 91–101.
- Зенкевич Л.А., Бирштейн Я.А., Карпевич А.Ф. Первые успехи планомерной реконструкции фауны Каспийского моря // Рыбная промышленность СССР. М.: Пищепромиздат, 1945. Сб. 1. С. 40–44.
- Камакин А.М., Студеникина Ю.Б. Распределение вселенца *Mnemiopsis leidyi* в Каспийском море // Рыбохозяйственная наука на Каспии: задачи и перспективы. Междунар. конф., посвящ. 40-летию ГУДП «Дагестанское отделение КаспНИРХ». Астрахань: КаспНИРХ, 2003. С. 81–84.
- Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. М.: Пищевая промышленность. 1975. 432 с.
- Карпевич А.Ф., Осадчих В.Ф. Влияние солености, газового режима воды и характера грунта на *Nereis succinea* // Акклиматизация нереис в Каспийском море. М.: МОИП, 1952. Вып. 33. С. 352–365.
- Карпевич А.Ф., Полякова Б.Г. Акклиматизация синдесмии в Каспийском море // Рыбное хозяйство. 1956. № 8. С. 36–45.
- Карпинский М.Г. Экология бентоса Среднего и Южного Каспия М.: ВНИРО, 2002. 283с.
- Каспийское море. Фауна и биологическая продуктивность. М.: Наука, 1985. 275 с.
- Каспийское море. Гидрология и гидрохимия. М.: Наука, 1986. 364 с.
- Катунин Д.Н., Хрипунов И.А., Беспорточный Н.П., Галушкина Н.В., Никотина Л.Н., Кравченко Е.А., Родованов Г.В., Дулимов А.Б. Гидролого-гидрохимический режим дельты Волги и Каспийского моря в 2001 г. // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: Результаты НИР за 2001 г. Астрахань: КаспНИРХ, 2002. С. 14–32.
- Катунин Д.Н., Егоров С.Н., Кашин Д.В., Хрипунов И.А., Галушкина Н.В., Кравченко Е.А., Гуляев В.Ю., Дектярева О.А. Основные черты гидролого-гидрохимического режима нижнего течения р. Волги и Каспийского моря // Вопросы промыслов. Океан. М.: Изд-во ВНИРО, 2004. Вып. 1. С. 69–96.
- Катунин Д.Н., Егоров С.Н., Хрипунов И.А., Кашин Д.В., Галушкина Н.В., Кравченко, Е.А. Основные особенности гидролого-гидрохимического режима р. Волга и Каспийского моря в трансгрессивный период // Рыбное хозяйство. 2007. № 3. С. 75–79.
- Леонов А.В. Математическое моделирование сезонной динамики концентрации соединений биогенных элементов и биопродуктивности вод Северной части Каспийского моря // Касп. плавучий ун-т. Науч. бюлл. Астрахань: КаспНИРХ. 2000. № 1. С. 71–80.
- Малиновская Л.В. Многолетняя динамика развития моллюсков Северного Каспия // Междунар. конф. «Рыбохоз. наука на Каспии: задачи и перспективы», посвящ. 40-летию ГУДП «Дагестанское отделение КаспНИРХ». Астрахань: Изд-во КаспНИРХ, 2003а. С. 118–121.
- Малиновская Л.В. Развитие средиземноморских вселенцев *Abra ovata* и *Mytilaster lineatus* в Северном Каспии в современный период // Эволюция морских экосистем под влиянием

- вселенцев и искусственной смертности фауны. Тез. докл. междунар. конф. Ростов-на-Дону. 2003б. С.106.
- Малиновская Л.В. Зообентос Северного Каспия в период подъема уровня моря // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2007. 20 с.
- Молодцова А.Л., Полянинова А.А. Состояние нагула осетровых в Каспийском море в 2003 г. // Рыбохозяйственные исследования на Каспии. Результаты НИР за 2003 г. Астрахань: Изд-во КаспНИРХ, 2004. С. 215–225.
- Научные основы устойчивого рыболовства и распределения промысловых объектов Каспийского моря / Под ред. В.Н.Беляевой, В.П. Иванова, В.К. Зиланова. М.: Изд-во ВНИРО, 1998. 167с.
- Осадчих В.Ф. Роль вселенцев в бентосе Северного Каспия // Зоол. журн. 1963. Т. 42, вып. 7. С. 900–1004.
- Осадчих В.Ф. Моллюск *Syndesmya ovata* (Philippi) в Северном Каспии // Тр. КаспНИРО, 1965. Т. 21. С. 35–46.
- Осадчих В.Ф., Ардабьева А.Г., Белова Л.Н., Елизаренко М.М., Курашова Е.К., Малиновская Л.В., Попова М.К., Степанова Т.Г., Тиненкова Д.Х., Татаринцева Т.А. Особенности развития и использования кормовой базы рыбами в условиях повышения уровня Каспийского моря // Комплексные рыбохозяйственные исследования на Каспии. М.: Изд-во ВНИРО, 1989. С. 119–137.
- Полянинова А.А. Виды вселенцы в Каспии и их роль в экосистеме моря. Астрахань: КаспНИРХ, 2007. 104 с.
- Попова О.В., Попова Э.С. Многолетняя динамика выноса фенолов в составе волжского стока и распределение по акватории Северного Каспия // Современные проблемы водной токсикологии. Тез. междунар. конф. Борок: ИБВВ РАН, 2005. С. 109.
- Попова О.В., Чуйко Е.В. Многолетнее изменение содержания тяжелых металлов в поверхностных водах Северного Каспия и факторы их определяющие // Тез. междунар. конф. Борок: ИБВВ РАН, 2005. С. 110.
- Романова Н.Н. Многолетние изменения биомассы высших ракообразных Северного Каспия // ДАН СССР. 1956. Т. 109, № 2. С. 393–396.
- Романова Н.Н. Способы питания и пищевые группировки донных беспозвоночных Северного Каспия // Тр. ВГБО АН СССР. 1963. Т. 13. С. 146–177.
- Романова Н.Н. Методические указания к изучению бентоса южных морей СССР. М., 1983. 13 с.
- Саенкова А.К. Новое в фауне Каспийского моря // Зоол. журн. 1956. Т. 35, вып. 5. С. 678–680.
- Саенкова А.К. Сезонная динамика бентоса Северного Каспия // Тр. КаспНИРО. 1959. Т. 15. С. 56–104.
- Салманов М.А. Экология и биологическая продуктивность Каспийского моря. Баку: Полигр. изд. центр «Исмаил», 1999. 400 с.
- Смирнова Л.В. Состояние зообентоса Северного Каспия в конце 80-х годов // Морские гидробиол. исследования: Сб. науч. трудов. М.: ВНИРО, 2000. С. 103–110.
- Сокольский А.Ф., Елизаренко М.М., Кравченко Е.В., Козарева Е.В. Питание морских (килек и атерины) и полупроходных (воблы, леща) рыб в Каспийском море в 2004 г. // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: Результаты НИР за 2004 г. Астрахань: КаспНИРХ, 2005. С. 194–212.
- Спасский Н.Н. Нахождение в водах Северного Каспия кольчатого червя // Зоол. журн. 1945. Т. 24, вып. 1. С. 23–24.
- Степанова Т.Г., Стритинская Т.В. Состояние запасов бычковых рыб (сем. Gobiidae) в Северном Каспии // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: Результаты НИР за 2000 г. Астрахань: КаспНИРХ, 2001. С. 129–138.
- Стыгар В.М., Мутышева Г.К. Зообентос восточной части Северного Каспия в зоне предполагаемой разработки месторождений углеводородного сырья в период стабилизации уровня моря //

Морские гидроб. исследования: Сб. науч. трудов. М.: ВНИРО, 2000. С. 111–126.

Тарасов А.Г. Пространственно-временная трансформация донных биоценозов восточных мелководий Северного Каспия // *Океанология*. 1955. Т. 35, № 4. С. 579–586.

Татаринцева Т.А., Малиновская Л.В. и др. Средиземноморские вселенцы в планктоне и донной фауне Каспийского моря // сб. «Виды-вселенцы в Европейских морях России». Апатиты, 2000. С. 169–184.

Чугунов Н.Л. Опыт количественного исследования продуктивности донной фауны в Северном Каспии и типичных

водоемах дельты р. Волги // *Тр. Астрах. ихтиол. лаборатории*. 1923. Т. 3, вып.1. С. 109–193.

Шорыгин А.А. Изменение количества и состава бентоса Северного Каспия в 1935–1940 гг. // *Зоол. журн.* 1952. Т. 24, вып. 3. С. 148–160.

Яблонская Е.А. Питание *Nereis succinea* в Каспийском море // *Акклиматизация нереис в Каспийском море*. М.: МОИП. 1952. Вып. 33. С. 285–351.

Яблонская Е.А., Осадчих В.Ф. Изменение кормовой базы бентосоядных рыб Северного Каспия // *Тр. ВНИРО*, 1973. Т. 80. С. 48–73.

LONG-TERM DYNAMICS OF BIOMASS OF *HEDISTE DIVERSICOLOR* MÜLLER AND *ABRA OVATA* (PHILIPPI) IN THE NORTH CASPIAN SEA

© 2010 Malinovskaya L.V.¹, Zinchenko T.D.²

¹ZAO «Octopus», Astrakhan, Russia, d.lvmalinovskaya@yandex.ru

²Institute of ecology of the Volga basin of the RAS, Tolyatti, Samara Region, Russia,
tdz@mail333.com

The analysis of the study results on biomass dynamics and distribution of the species-invaders, polychaete *Hediste diversicolor* and mollusc *Abra ovata* (Philippi), in the Eastern and Western parts of the North Caspian Sea during the sea transgression (1978–2007) is given. The maps of colonizers' distribution in various according to water level years are shown.

Key words: *Hediste diversicolor*, *Abra ovata*, colonizers, perennial dynamics, biomass distribution, the North Caspian Sea.

ФИТОПЛАНКТОН БАЛЛАСТНЫХ ВОД СУДОВ В ПОРТУ ВЛАДИВОСТОК

© 2010 Морозова Т.В., Селина М.С., Стоник И.В.,
Шевченко О.Г., Звягинцев А.Ю.

Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН,
Россия, Владивосток 690041, ул. Пальчевского, 17, tatiana_morozova@mail.ru

Поступила в редакцию 24.06.2010

Представлены первые результаты исследований количественного и качественного состава фитопланктона из балластных вод танкера «Minotaug», курсирующего на российско-китайской линии между портами Владивосток (Японское море) и Лонкоу и Лайжоу (Желтое море). Всего за период с октября 2007 г. по декабрь 2009 г. было обнаружено 157 видов микроводорослей, относящихся к 6 отделам. Число видов фитопланктона в пробах достигало 45, а плотность – 213318 клеток/л. За период исследования обнаружены 10 видов, известных как потенциально токсичные микроводоросли и 5 новых для зал. Петра Великого видов: диатомовые *Cyclotella litoralis*, *Eucampia zodiacus* f. *cyllindrocornis*, *Lioloma pacificum* и *Stephanopyxis palmeriana* и динофлагеллята *Prorocentrum* cf. *rathyumum*.

Ключевые слова: балластные воды, биоинвазии, фитопланктон, порт Владивосток, Японское море, Желтое море.

Введение

Актуальность проблемы биоинвазий общеизвестна [Carlton, Geller, 1993]. В настоящее время одним из наиболее важных антропогенных векторов биоинвазий считается перенос морских организмов с водяным балластом судов [Gollasch, 2005; Murphy et al., 2002; Coutts et al., 2003]. О масштабности проблемы, связанной с переносом организмов в балластных водах, можно судить по следующим показателям. По оценкам Международной морской организации (ИМО), ежегодный мировой оборот балластных вод составляет около 12 млрд тонн [Harmful aquatic organisms..., 1998]. Число видов, ежедневно перемещаемых с водяным балластом, превышает 7000 [Carlton, 2001 – цит. по: David, Perković, 2004]. Предположение о распространении морских микроводорослей с балластными водами судов было сделано еще в начале прошлого века [Ostenfeld, 1908]. Но только с 1980-х гг., когда появились изолированные танки для балластных вод, этой проблеме стали

уделять пристальное внимание [Medcof, 1975; Hallegraeff et al., 1990; Hallegraeff, Bolch, 1992; Ballast water, 1992; Rigby, Hallegraeff, 1994; Zhang, Dickman, 1999; Olenin et al., 2000; Hamer et al., 2001, и др.]. Многие виды способны не только выживать в балластных водах, но и успешно адаптироваться к новым условиям во всевозможных портах и прилегающих акваториях при сбросе балласта. Так к началу 1990-х гг. в прибрежные воды Австралии было преднамеренно интродуцировано не менее 14 видов гидробионтов, включая токсичную динофлагелляту *Gymnodinium catenatum*. Исследования осадков в балластных танках 343 судов в 18 портах Австралии показали присутствие цист динофлагеллят в 50% проб осадков, при этом численность цист токсичной *Alexandrium tamarense* достигала 300 млн в танке [Hallegraeff, Bolch, 1992].

Международная конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими была принята в 2004 г. [Международная конвенция...,

2005]. Эта конвенция является документом, имеющим чрезвычайное значение для такой морской державы, как Россия. Однако до настоящего времени Конвенция в нашей стране не ратифицирована. В то же время инициативные исследования судовых балластных вод в России начаты лишь в портах Новороссийска и Владивостока, результаты которых содержат лишь некоторые сведения о фитопланктоне [Звягинцев, Селифонова, 2008; Звягинцев и др., 2009].

Несмотря на то, что в зал. Петра Великого планктонный мониторинг проводится с 1978 г., за последние 20 лет в фитопланктоне залива было обнаружено 6 видов диатомовых, 21 вид динофитовых, 3 вида эвгленовых и 2 вида зеленых водорослей, ранее не отмечавшихся на акватории российских вод Японского моря [Селина и др., 1992, 2009; Селина, 1993; Orlova, Selina, 1993; Селина, Коновалова, 1994, 1995, 2001; Стоник, 1994; Стоник, Орлова, 1998; Стоник и др., 2001; Коновалова, Селина, 2002; Орлова и др., 2003; Стоник, Айздайчер, 2003, 2006; Селина, Морозова, 2005; Коновалова, 2006; Stonik, 2007; Орлова и др., 2009; Селина, Орлова, 2009]. Увеличение видового состава фитопланктона в первую очередь объясняется субъективными факторами: применением современных методов изучения при флористических исследованиях, описанием новых таксонов и таксономическими ревизиями отдельных групп микроводорослей [цит. по: Орлова и др., 2009]. Однако увеличение видового состава могло возрасти и под влиянием такого объективного фактора, как интродукция видов балластными водами судов.

Материал и методика

Материалом для исследования послужили 60 фитопланктонных проб (23 сетных и 37 батометрических), собранных с октября 2007 по декабрь 2009 г. в балластных водах танкера «Minotaur», прибывавшего под погрузку

в порт Владивосток (43°05'40" N, 131°53'25" E), зал. Петра Великого (Японское море) из портов Лонкоу (37°38'46" N, 120°18'44" E) и Лайжоу (37°24'36" N, 119°56'34" E), зал. Лайжоу (Бохайский залив, Желтое море) (Табл.). Забор воды из зал. Лайжоу в балластные танки производился с глубины 4–8 м. Отбор проб из балластных танков глубиной до 13 м производился с помощью планктонной сети (диаметр входного отверстия 20 см, размер ячеи 20 мкм) и бутылочного батометра объемом 1 л. Батометрические пробы отбирали с поверхностного и придонного горизонтов. В 2007 г. пробы отбирали только сетью. Материал фиксировали раствором Утермеля до светло-желтого цвета и концентрировали методом осаждения. Количество клеток учитывали в камере «Sedgewick-Rafter» объемом 1 мл. При проведении экологического анализа использована классификация фитопланктона по горизонтальному распространению [Киселев, 1969].

Результаты и обсуждение

В результате анализа батометрических и сетных сборов фитопланктона было обнаружено 157 видов микроводорослей относящихся к 6 отделам: диатомовые (Bacillariophyta) (95 видов), динофитовые (Dinophyta) (55 видов), золотистые (Chrysophyta) (3 вида), эвгленовые (Euglenophyta) (2 вида), криптофитовые (Cryptophyta) и зеленые (Chlorophyta) (по 1 виду). Число видов микроводорослей в пробе варьировало от 7 до 45 (Табл., рис. 1).

Максимальное число видов фитопланктона было отмечено в марте, а минимальное – в январе (рис. 1). Основу видового богатства фитопланктона в балластных водах составляли диатомовые и динофитовые водоросли, на долю которых приходилось от 86 до 100% от всего видового состава. Представители золотистых водорослей были обнаружены в марте-июне и октябре-ноябре, криптофитовые – в мае и ноябре-декабре, эвгленовые – в марте и декабре, зеленые – в ноябре-декабре.

Таблица. Некоторые характеристики собранных проб и обнаруженных в них микроводорослей в балластных водах, прибывших из зал. Лайжоу, Желтое море в 2007–2009 гг.

Дата отбора проб	Порт-источник балластных вод	Кол-во дней пребывания воды в танках	Число обнаруженных в пробе видов	Поверхностная концентрация фитопланктона, клеток/л	Придонная концентрация фитопланктона, клеток/л
03.10.2007	Лайжоу	4	21	–	–
15.10.2007	Лонкоу	4	11	–	–
12.11.2007	Лайжоу	6	15	–	–
19.12.2007	Лайжоу	6	19	–	–
29.05.2008	Лонкоу	5	18	270	612
10.06.2008	Лонкоу	5	10	253	180
22.06.2008	Лонкоу	6	16	9225	2789
19.07.2008	Лайжоу	7	13	–	207
29.07.2008	Лонкоу	5	13	4060	1460
23.08.2008	Лонкоу	5	0	0	0
12.01.2009	Лонкоу	16	7	220	144
22.02.2009	Лонкоу	11	14	360	312
08.03.2009	Лайжоу	7	45	625	2214
24.04.2009	Лонкоу	5	29	213318	48600
06.05.2009	Лайжоу	5	21	25774	7428
02.06.2009	Лонкоу	6	12	468	612
29.08.2009	Лайжоу	5	18	6821	658
11.09.2009	Лайжоу	4	7	104	57
24.09.2009	Лонкоу	5	25	1870	2145
18.10.2009	Лонкоу	5	26	222	188
18.11.2009	Лонкоу	5	30	157	627
30.11.2009	Лонкоу	5	24	1127	924
14.12.2009	Лонкоу	6	23	1005	690

Примечание: «–» – нет данных.

Исключительно диатомовые водоросли были отмечены в балластных водах в январе. В остальные месяцы их вклад составлял 22–89% от всего видового состава. Среди них наиболее часто встречались *Cylindrotheca closterium*, *Skeletonema costatum* и *Thalassiosira sp.* На долю динофитовых водорослей приходилось до 77% от всего видового состава. Наиболее значителен их вклад был в летние месяцы. Из динофлагеллят наиболее часто были отмечены *Dinophysis acuminata* и *Protoperdinium pellucidum*.

Экологическая принадлежность была установлена для 108 видов микроводорослей. Основу флоры микроводорослей формировали пелагические виды.

Бентические виды составляли 14%. Доминировали неритические виды (59% от всех видов с известной экологической характеристикой). Доли океанических и панталассных видов составляли соответственно 11 и 12%. На долю пресноводных приходилось 4%. Доминирование неритических видов, а также наличие пресноводной и бентосной флоры свидетельствуют о прибрежном расположении района забора балластных вод и о недостаточной смене балласта в открытых морских водах, как того требует Международная конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управления ими [Международная конвенция..., 2005].

На 97% флора балластных вод совпадала по видовому составу с таковой для российских вод Японского моря. В сентябре 2009 г. в балластных водах было обнаружено 4 новых для зал. Петра Великого вида диатомовых водорослей: *Cyclotella litoralis*, *Eucampia zodiacus* f. *cylindrocornis*, *Lioloma pacificum* и *Stephanopyxis palmeriana* (рис. 2). Единичные клетки первых двух видов (с бореальным и тропическо-аркто-бореальным типом ареалов

соответственно) были обнаружены только в сетных пробах. Остальные виды (тропическо-бореальные по своей фитогеографической характеристике) были найдены как в батометрических, так и в сетных пробах. Их концентрация была относительно высока – 60–221 клеток/л. В июне и октябре в балластных водах в заметном количестве найдена новая для зал. Петра Великого бентическая динофлагеллята *Prorocentrum rhathymum* (рис. 2).

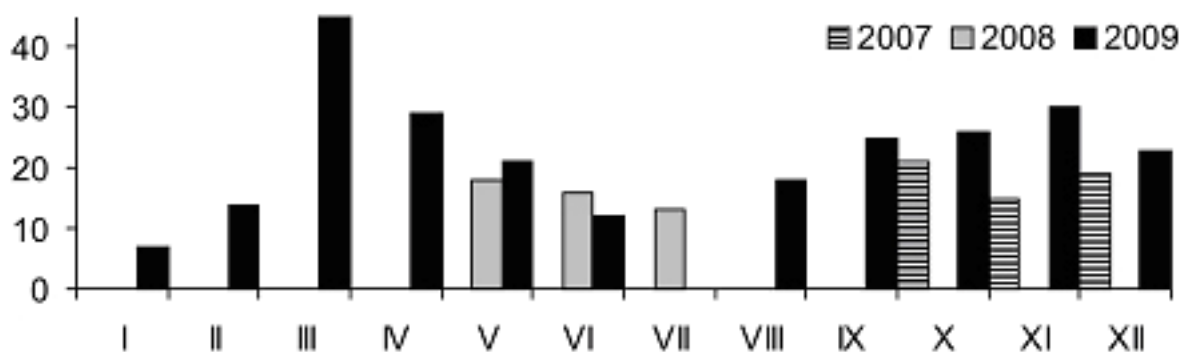


Рис. 1. Динамика числа видов микроводорослей, обнаруженных в балластных водах, прибывших из залива Лайжоу, Желтое море в 2007–2009 гг. По оси абсцисс – месяцы, по оси ординат – число видов.

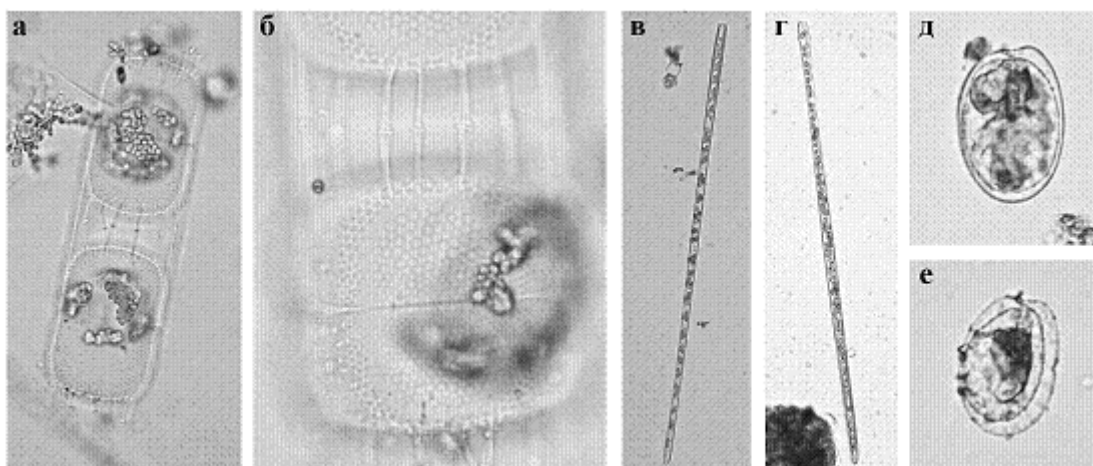


Рис.2. Новые для залива Петра Великого виды микроводорослей, обнаруженные в балластных водах, прибывших из залива Лайжоу, Желтое море. а–б – *Stephanopyxis palmeriana*: а – общий вид, б – структура створки, в–г – *Lioloma pacificum*: в – общий вид со стороны пояса, г – общий вид со стороны створки, д–е – *Prorocentrum* cf. *rhathymum*.

Анализ количественных данных показал, что в течение 2008–2009 гг. (за исключением августа 2008 г., когда фитопланктон не был обнаружен в пробах) концентрация фитопланктона в

поверхностном горизонте балластных вод варьировала от 104 до 213318 клеток/л, а в придонном горизонте – от 57 до 48600 клеток/л (рис. 3). Большую часть периода исследования концентрация фитопланк-

тона в поверхностном горизонте была выше таковой в придонном горизонте. Максимальная концентрация фитопланк-

тона, обусловленная преобладанием диатомеи *S. costatum* (68–89% от всего фитопланктона), была отмечена в апреле.

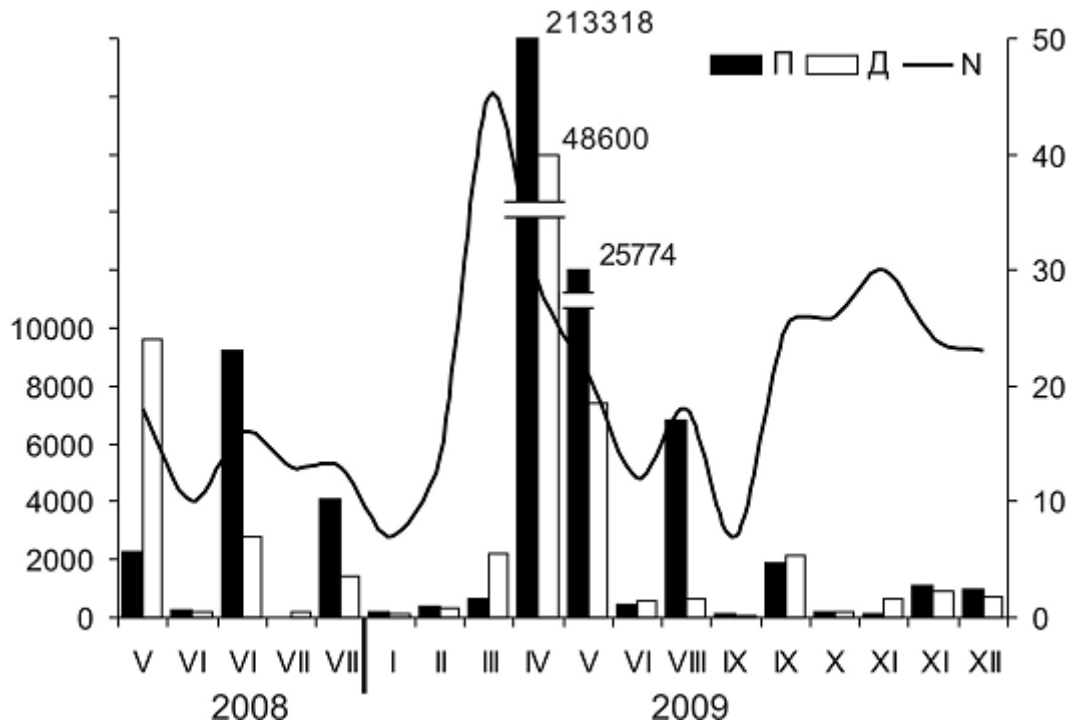


Рис. 3. Динамика числа видов (N) и суммарных концентраций фитопланктона в поверхностном (П) и придонном (Д) горизонтах балластных вод, прибывших в 2008–2009 гг. из залива Лайжоу, Желтое море. По оси абсцисс – месяцы, по левой оси ординат – концентрация фитопланктона, кл/л, по правой оси ординат – число видов.

За период исследования в небольших концентрациях обнаружены 10 видов, известных как потенциально токсичные микроводоросли: диатомовые *Pseudo-nitzschia calliantha*, *P. delicatissima*, *P. multistriata* и *P. pungens* (продуценты домоевой кислоты) и динофитовые *Alexandrium tamarense* (продуцент сакситоксина и его аналогов), *Dinophysis acuminata*, *D. rotundata*, *Prorocentrum* cf. *rhatyumum* (продуценты окадаевой кислоты), *Karenia mikimotoi* (продуцент ихтиотоксина), *Prorocentrum minimum* (продуцент венерупина) и *Protoceratium reticulatum* (продуцент ессотоксина). За исключением *P. cf. rhatyumum*, все виды распространены в прибрежной зоне северо-западной части Японского моря. *Pseudo-nitzschia* spp. и *Prorocentrum minimum* известны, как виды, способные вызывать «цветения» воды в летне-осенний период.

В целях оптимизации анализа видового состава фитопланктона балластных вод было проведено сравнение числа видов микроводорослей, обнаруженных в пробах, собранных как сетью, так и батометром с различных горизонтов. Получено, что исключительно на сетные сборы приходится 27% от общего числа случаев обнаружения видов, на поверхностные батометрические пробы – 21%, а на придонные батометрические – 18%. В тоже время, только в 13% случаев вид одновременно обнаружен как в сетной, так и в обеих батометрических пробах. Полученные данные говорят о необходимости совокупности различных методов сбора для получения более полной картины качественного и количественного состава фитопланктона балластных вод.

Заключение

Исследование фитопланктона в балластных водах судов в дальневосточных морях проводится впервые, и полученные нами результаты имеют предварительный характер. В данной работе пока не был сделан анализ жизнеспособности фитопланктона в исследованных балластных водах, это нам предстоит выполнить в последующих работах. Однако по литературным данным известно, что микроводоросли могут сохранять жизнеспособность в балластных танках даже после двух недель трансокеанического перехода [Kelly, 1993; Klein et al., 2010]. На основании полученного нами материала можно сделать вывод о возможности транспортировки потенциально токсичных и чужеродных видов в балластных водах из Желтого моря. Однако натурализация последних зависит от целого ряда факторов и не всегда оказывается успешной, и это является темой для самостоятельных исследований.

Благодарности

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам ИБМ ДВО РАН И.А. Кашину, А.А. Бегуну и А.Н. Городкову за отбор проб планктона из балластных танков танкера «Minotaur». Работа выполнена при поддержке ФЦП «Мировой океан» Госконтракт № 01.420.2.0003 от 07 ноября 2008 г., грантов РФФИ 09-04-00087-а, 09-04-98580-р_восток_а, гранта целевой комплексной программы ДВО РАН «Биологическая безопасность дальневосточных морей Российской федерации» 2010 г., гранта фонда APN ARCP2006-FP14-Adrianov.

Литература

Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А. и др. Население балластных вод судов в порту Владивосток // Биол. моря. 2009. Т. 35, № 1. С. 29–40.
Звягинцев А.Ю., Селифонова Ж.П. Исследования балластных вод коммер-

ческих судов в морских портах России // Российский журнал биологических инвазий. 2008. № 2. С. 22–33. // (http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2008_2/Zvyagintsev_08_2.pdf). После доработки 21.06.2010.

Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Л.: Наука, 1969. Т. 1. 657 с.

Коновалова Г.В. Дополнение к флоре Dinophyceae дальневосточных морей России. Род *Protoperidinium* // Бот. журн. 2006. Т. 91, № 4. С. 539–545.

Коновалова Г.В., Селина М.С. Цикл развития *Spatulodinium pseudonoctiluca* (Dinophyta) из Японского моря // Бот. журн. 2002. Т. 87, № 9. С. 38–42.

Международная конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управления ими. СПб.: Изд-во ЦНИМФ, 2005. 120 с.

Орлова Т.Ю., Селина М.С., Шевченко О.Г. Морфология цист и вегетативных клеток *Gyrodinium instriatum* – нового вида динофлагеллят для морей России // Биол. моря. 2003. Т. 29, № 2. С. 138–140.

Орлова Т.Ю., Стоник И.В., Шевченко О.Г. Флора микроводорослей планктона Амурского залива Японского моря // Биол. моря. 2009. Т. 35, № 1. С. 48–61.

Селина М.С. *Enciculifera carinata* Matsuoka, Kobayashi et Gains (Dinophyta) – новый для морей России вид // Альгология. 1993. Т. 3, № 4. С. 78–83.

Селина М.С., Коновалова Г.В. Новые и редкие виды Dinophyta из Японского моря // Бот. журн. 1994. Т. 79, № 6. С. 117–121.

Селина М.С., Коновалова Г.В. Морфология *Alexandrium insuetum* (Dinophyta) из залива Петра Великого (Японское море) // Бот. журн. 1995. Т. 80, № 12. С. 86–90.

Селина М.С., Коновалова Г.В. Морфология *Alexandrium pseudogonyaulax* (Dinophyta) из дальневосточных морей // Бот. журн. 2001. Т. 86, № 10. С. 22–25.

Селина М.С., Морозова Т.В. Первые находки динофлагеллят *Alexandrium margalefi* Balech, 1994 и *Alexandrium*

- tamutum* Montresor, Beran et John, 2004 в дальневосточных морях России // Биол. моря. 2005. Т. 31, № 3. С. 213–217.
- Селина М.С., Морозова Т.В., Бегун А.А. Морфология динофлагеллят *Oxyphysis oxytoxoides* Kofoid и *Scrippsiella spinifera* Honsell et Cabrini (Dinophyta), новых для морских вод России // Бот. журн. 2009. Т. 94, № 4. С. 42–46.
- Селина М.С., Орлова Т.Ю. Особенности морфологии *Fragilidium mexicanum* Balech, 1988 (Dinophyta) из дальневосточных морей России // Биол. моря. 2009. Т. 35, № 2. С. 119–123.
- Селина М.С., Симакова Н.К., Яснецкая Л.В. *Gymnodinium nagasakiense* Takayama et Adachi (Dinophyta) в заливе Петра Великого (Японское море) // Альгология. 1992. Т. 2, № 1. С. 51–55.
- Стоник И.В. Потенциально токсичная динофитовая водоросль *Prorocentrum minimum* в Амурском заливе Японского моря // Биол. моря. 1994. Т. 20, № 6. С. 419–425.
- Стоник И.В., Айздайчер Н.А. Новые данные о морфологии *Eutreptiella braarudii* (Euglenophyta) из дальневосточных морей России // Бот. журн. 2003. Т. 88, № 9. С. 152–155.
- Стоник И.В., Айздайчер Н.А. К изучению морфологии двух новых для дальневосточных морей России видов рода *Pyramimonas* Schmarida (Prasinophyceae) // Альгология. 2006. Т. 16, № 1. С. 8–15.
- Стоник И.В., Орлова Т.Ю. Новые данные о морфологии и распространении *Cerataulina dentata* (Bacillariophyta) // Бот. журн. 1998. Т. 83, № 4. С. 65–68.
- Стоник И.В., Орлова Т.Ю., Шевченко О.Г. Виды рода *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) из залива Петра Великого Японского моря // Биол. моря. 2001. Т. 27, № 6. С. 416–420.
- Ballast water. Australian Quarantine and Inspection Service. Canberra. 1992. 15 p.
- Carlton J.T., Geller J.B. Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms // Science. 1993. No. 261. P. 78–82.
- Coutts A.D.M., Kirrily M.M., Chad L.H. Ships' sea-chests: an overlooked transfer mechanism for non-indigenous marine species // Mar. Pollut. Bull. 2003. Vol. 46, no. 11. P. 1510–1513.
- David M., Perkovič M. Ballast water sampling as a critical component of biological invasions risk management // Mar. Pollut. Bull. 2004. Vol. 49. P. 313–318.
- Gollasch S. Ballast water sampling // Training and Monitoring Workshop: Caspian Region, Baku, Azerbaijan, 10–11 November 2005: Mission Report. Baku: International Maritime Organization. 2005. 41 p.
- Hallegraeff G.M., Bolch C.J., Bryan J. et al. Microalgal spores in ships' ballast water: a danger to aquaculture // In: Toxic marine phytoplankton / Ed. by E. Granéli, B. Sundsröm, L. Edler, D.M. Anderson. New York: Elsevier. 1990. P. 475–480.
- Hallegraeff G.M., Bolch C.J. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture // J. Plank. Res. 1992. Vol. 14. P. 1067–1084.
- Hamer J.P., Lucas I.A.N., McCollin T.A. Harmful dinoflagellate resting cysts in ship's ballast tank sediments: potential for introduction into English and Welsh water // Phycol. 2001. Vol. 40, no. 3. P. 246–255.
- Harmful aquatic organisms in ballast water // Report of the working group on ballast water convened during MEPC 41. Brussels: IMO. 1998. 215 p.
- Kelly J.M. Ballast water and sediments as mechanisms for unwanted species introductions into Washington state // J. Shellfish Research. 1993. Vol. 12, no 2. P. 405–410.
- Klein G., Macintosh K., Kaczmarek I. et al. Diatom survivorship in ballast water during trans-Pacific crossings // Biological Invasions. 2010. Vol. 12. P. 1031–1044. Doi: 10.1007/s10530-009-9520-6. (<http://www.springerlink.com/content/p376362k811p6706/fulltext.pdf>) Checked 21.06.2010.

- Medcof J.C. Living marine animals in ship's ballast water // Proc. Natl. shellfish Assoc. 1975. Vol. 65. P. 11–12.
- Murphy K.R., Ritz D., Hewitt C.L. Heterogeneous zooplankton distribution in a ship's ballast tanks // J. Plank. Res. 2002. Vol. 24, no. 7. P. 729–734.
- Olenin S., Gollasch S., Jonušas S. et al. En-route investigations of plankton in ballast water on a ship's voyage from Baltic sea to the open atlantic coast of Europe // Internat. Rev. Hydrobiol. 2000. Vol. 85. P. 577–596.
- Orlova T.Yu., Selina M.S. Morphology and ecology of the bloom-forming planktonic diatom *Chaetoceros salsugineus* Takano in the Sea of Japan // Botanica Marina. 1993. Vol. 36. P.123–130.
- Ostenfeld C. J. On the immigration of *Biddulphia sinensis* Grev. and its occurrence in the North Sea during 1903–1907 // Medd. Komm. Havunderes. Serie: Plankton. 1908. Vol. 1. P. 1–44.
- Rigby G.R., Hallegraeff G.M. The transfer and control of harmful marine organisms in shipping ballast water: behavior of marine plankton and ballast water exchange trials on the MV “Iron Whyalla” // J. Marine Env. Engg. 1994. Vol. 1. P. 91–110.
- Stonik I.V. Species of the genus *Eutreptiella* (Euglenophyceae) from Russian waters of East/Japan Sea // Ocean Science Journal. 2007. Vol. 42, no 2. P. 81–88.
- Zhang F., Dickman M. Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 1: Seasonal factors affecting the transport of harmful diatoms and dinoflagellates //Mar. Ecol Prog. Ser. 1999. Vol. 176. P. 243–251.

PHYTOPLANKTON OF BALLAST WATERS OF THE SHIPS IN THE PORT VLADIVOSTOK

© 2010 Morozova T.V., Selina M.S., Stonik I.V.,
Shevchenko O.G., Zvyagintsev A.Yu.

A.V. Zhirmunskiy Institute of Sea Biology of the Far-Eastern Branch of the RAS,
Russia, Vladivostok 690041, ul. Palchevskogo, 17, tatiana_morozova@mail.ru

The first results on the quantitative and qualitative composition of phytoplankton from the ballast waters of the tanker “Minotaur”, which plies on the Russian-Chinese line between port Vladivostok (the Sea of Japan) and Longkou and Laizhou ports (the Yellow Sea), are presented. During the period since October 2007 till December 2009 in total 157 species of microalgae belonging to 6 divisions were discovered. The number of phytoplankton species in the samples reached 45, and concentration – 213318 cell/l. Within the period of study 10 species are known as potentially toxic and 5 new species for the Peter the Great Bay were found: diatoms *Cyclotella litoralis*, *Eucampia zodiacus* f. *cylindrocornis*, *Lioloma pacificum* and *Stephanopyxis palmeriana* and dinoflagellate *Prorocentrum* cf. *rhathymum*.

Key words: ballast waters, bioinvasion, phytoplankton, port Vladivostok, Sea of Japan, Yellow Sea.

О ПРОБЛЕМЕ РАЗРАБОТКИ И ВЕДЕНИЯ РЕГИОНАЛЬНЫХ ЧЕРНЫХ КНИГ

© 2010 Нотов А.А.¹, Виноградова Ю.К.², Майоров С.Р.³

¹ Тверской государственный университет,

170100 Тверь, ул. Желябова, 33; anotov@mail.ru

² Главный ботанический сад им. Н.В. Цицина РАН

127276 Москва, ул. Ботаническая, 4; gbsad@mail.ru

³ Московский государственный университет,

119991 Москва, ГСП-1, Ленинские горы; saxifraga@mail.ru

Поступила в редакцию 14.09.2010

Проведен сравнительный анализ инвазионных фракций флор некоторых регионов Европейской России. Описана региональная специфика инвазионных фракций, обусловленная климатическими особенностями и традициями культивирования чужеродных видов. Выявлены тренды изменения флорогенетических и инвазионных статусов некоторых заносных растений. Сформулированы задачи программы комплексного изучения чужеродного компонента флоры и разработки региональных Черных книг.

Ключевые слова: инвазия, чужеродный вид, Черная книга, инвазионная фракция флоры.

Введение

Создание Черных книг – один из важных этапов деятельности по сохранению биоразнообразия и уменьшению негативных последствий биологических инвазий. Ключевая рекомендация Стратегии по инвазионным видам в Европе – инвентаризация чужеродных видов, зарегистрированных в природе, в регионах разного уровня. В каждом регионе необходимо контролировать процесс расселения 100 наиболее вредоносных чужеродных видов [European..., 2003]. В связи с высокой динамикой чужеродного компонента и быстрым расселением некоторых видов актуально также выявление потенциально инвазионных видов.

Деятельность по созданию Черных книг и “black”-листов сопряжена с разработкой общих вопросов и проблем, связанных с изучением инвазионных процессов. Исследование биологических инвазий должно базироваться на биогеографическом анализе чужеродных видов [Lonsdale, 1999; Pyšek, Richardson,

2006]. Выясняется роль разных факторов, определяющих динамику инвазионного процесса [Davis et al., 2000; Richardson et al., 2000; Pyšek, Prach, 2003; Pyšek, Richardson, 2006]. Выявлены основные тренды изменения характера натурализации адвентивных видов в разных регионах и климатических зонах [Pyšek, Richardson, 2006]. Активно обсуждаются подходы к оценке степени натурализации и классификации чужеродных растений [Pyšek, 1995; Davis, Thompson, 2001; Pyšek, Richardson, 2006].

Практическая деятельность по разработке Черных книг только начинается. Создана Черная книга флоры Средней России [Виноградова и др., 2010], составлены списки инвазионных видов для некоторых регионов [Гельтман, 2003; Борисова, 2007; Крылов, 2008]. Вследствие значительных размеров Европейской территории России, включающей разные климатические и природные зоны, состав региональных инвазионных фракций существенно отличается. Специфика

физико-географических условий, особенностей хозяйственно-экономического и культурно-исторического развития регионов определяет разные флорогенетические и инвазионные статусы одних и тех же видов. В одних регионах вид может являться компонентом природной флоры, в других выступать в качестве археофита или неофита, инвазионного, потенциально инвазионного и ненатурализирующегося адвентивного растения.

Процесс создания Черных книг затрагивает территории разного масштаба, поэтому книги должны быть разного уровня. Для Российской Федерации таких уровней может быть как минимум три: 1) Черная книга РФ; 2) Черная книга крупных хозяйственно-экономических регионов и субъектов федерации (Северо-Западная Россия, Средняя Россия, Верхневолжский регион, округа и т.д.); 3) региональные Черные книги (административные области и республики).

Учитывая большую площадь и неоднородность территории Российской Федерации, целесообразно продолжение работ по созданию региональных списков и Черных книг. В этой связи актуален анализ региональных компонентов инвазионных видов, выяснение специфики их формирования и динамики биологических инвазий.

Методика

Методика создания и ведения региональных Черных книг разработана авторами в ходе подготовки «Черной книги флоры Тверской области» [Виноградова и др., 2010а]. Тверская область является удобной модельной территорией для подобного исследования. За последнее столетие адвентивный компонент флоры региона трижды становился предметом детального изучения, что позволило выявить основные этапы эволюции биологических инвазий, вызванных наиболее агрессивными чужеродными видами [Нотов, 2009].

Для выяснения специфических особенностей состава региональных

фракций составлен “black-лист” инвазионных видов Тверской области (табл. 1), изучен характер их распространения во всех административных районах региона, а также в уникальных природных комплексах. Проведен сравнительный анализ списков инвазионных видов Северо-Западной России, Средней России, Верхневолжского региона, Калужской и Ивановской областей [Виноградова и др., 2010б; Гельтман, 2003; Борисова, 2007а,б; Крылов, 2008].

В список Черной книги флоры Тверской области включены виды, способные к активному возобновлению, расселению и внедрению в естественные и полуестественные местообитания. Особое внимание уделено видам, изменяющим природные фитоценозы. В отличие от шкал, позволяющих оценить степень натурализации [Půšek, Richardson, 2006; Виноградова и др., 2010б], использована шкала, ориентированная на оценку уровня агрессивности инвазионных растений и особенностей их распространения. В зависимости от степени выраженности основных характеристик, виды объединены в группы с разной категорией статусов:

1 – виды-«трансформеры» [Richardson et al., 2000], которые активно внедряются в естественные и полуестественные сообщества, изменяют облик экосистем, нарушают сукцессионные связи, выступают в качестве эдификаторов и доминантов, образуя значительные по площади одновидовые заросли, вытесняют и (или) препятствуют возобновлению видов природной флоры;

2 – адвентивные виды, активно расселяющиеся и натурализирующиеся в нарушенных, полуестественных и естественных местообитаниях;

3 – адвентивные виды, расселяющиеся и натурализирующиеся в настоящее время в нарушенных местообитаниях; в ходе дальнейшей натурализации некоторые из них, по-видимому, смогут внедриться в полуестественные и естественные сообщества;

4 – потенциально инвазионные виды, способные к возобновлению в местах заноса и проявившие себя в смежных регионах в качестве инвазионных видов.

Сходные группы целесообразно выделять при разработке Черных книг для других регионов.

Результаты и обсуждение

Анализ инвазионных компонентов флоры Северо-Западной и Средней России и отдельных областей показал, что для всех исследованных территорий общими являются 10 видов (табл. 1): *Acer negundo*, *Amelanchier spicata*, *Aster salignus*, *Echinocystis lobata*, *Elodea canadensis*, *Heracleum sosnowskyi*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Juncus tenuis*, *Lupinus polyphyllus*. Эти же виды активно участвуют в биологических инвазиях и во многих других странах Европы [Виноградова и др., 2010б].

Уровень специфичности состава инвазионных компонентов отдельных областей достаточно высок. Региональные особенности, связанные с более северным расположением Тверской и Ивановской областей, проявляются достаточно четко. Редкими видами в обеих областях являются *Achillea nobilis*,

Ambrosia trifida, *Anisantha tectorum*, *Atriplex tatarica*, *Crataegus monogyna*, *Elaeagnus angustifolia*, *Euphorbia peplus*. Не отмечены в качестве адвентивных растений в Ивановской области *Bromopsis riparia*, *Corispermum declinatum*, *Phalacrolooma annuum*, *Quercus rubra*, *Rosa villosa*, *Robinia pseudoacacia*. Более низкая, чем в Тверской области, активность некоторых видов адвентивной флоры Ивановской области (*Crataegus submollis*, *Rosa villosa*, *Trisetum flavescens*), по-видимому, связана с более узким ассортиментом декоративных и сельскохозяйственных растений, которых использовали на разных этапах развития региона.

Сопоставление списков инвазионных видов Тверской и Калужской областей позволяет выявить специфику, обусловленную более южным расположением последней. Более высокий инвазионный потенциал в Калужской области проявили некоторые преимущественно южные сорные виды, которые в Тверской области встречаются спорадически. Среди них *Amaranthus albus*, *Anisantha tectorum*, *Lathyrus tuberosus*, *Phalacrolooma annuum*, *P. strigosum*, *Veronica persica*.

Таблица 1. Видовой состав инвазионных компонентов флор некоторых регионов Северо-Западной и Средней России

Вид	СЗ	ВВ	СР	ТВ	Кал	ИВ
<i>Acer ginnala</i> Maxim.			пи			2
<i>A. negundo</i> L.	и	и	аг	2	1	5
<i>A. tataricum</i> L.				4		2
<i>Achillea nobilis</i> L.		пи				3
<i>Aconogonon divaricatum</i> (L.) Nakai ex Mori				4		–
<i>A. weyrichii</i> (Fr. Schmidt) Hara			пи			–
<i>Acorus calamus</i> L.		и	аг	2	2	2
<i>Amaranthus albus</i> L.			эп		3	4
<i>A. blitoides</i> S.Wats.			пи			3
<i>A. retroflexus</i> L.			эп	4	3	5
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	и		эп	4		4
<i>A. trifida</i> L.			пи			2
<i>Amelanchier alnifolia</i> (Nutt.) Nutt.			эп			1
<i>A. spicata</i> (Lam.) C.Koch	и	и	аг	1	2	5
<i>Anisantha tectorum</i> (L.) Nevski			эп		2	3
<i>Armoracia rusticana</i> Gaertn., Mey. et Schreb.				4		4
<i>Aronia mitschurinii</i> Skvorts. et Maitulina	и	и	пи	2	2	3

Вид	СЗ	ВВ	СР	ТВ	Кал	ИВ
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. et C.Presl.		и	пи	2	2	2
<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.				4		3
<i>A. dubia</i> Wall.			пи	4		3
<i>A. sieversiana</i> Willd.			пи	4		3
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.		и		1		3
<i>A. novi-belgii</i> L.			пи	4		2
<i>A. salignus</i> Willd.	и	и	эп	2	1	2
<i>Atriplex tatarica</i> L.			эп			2
<i>Bellis perennis</i> L.			пи	4		3
<i>Bidens frondosa</i> L.		и	аг	2	2	4
<i>Bromopsis riparia</i> (Rehm.) Holub				4		–
<i>Brunnera sibirica</i> Stev.			пи			4
<i>Calystegia inflata</i> Sweet		и	пи	2		4
<i>Caragana arborescens</i> Lam.			пи	4	2	3
<i>Cardaria draba</i> (L.) Desv.			эп			3
<i>Cerasus vulgaris</i> Mill.				4		4
<i>Chamomilla suaveolens</i> (Pursh) Rydb.			аг	2	3	5
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	и		аг	2	1	5
<i>Corispermum declinatum</i> Steph. ex Iljin			пи			–
<i>Cotoneaster lucidus</i> Schleicht		и	пи	4		2
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq. s.l.		пи	эп	4	2	2
<i>C. nigra</i> Waldst. et Kit.		пи				2
<i>C. sanguinea</i> Pall.				4		2
<i>C. submollis</i> Sarg.				4		1
<i>Cuscuta campestris</i> Yunck.			пи			2
<i>C. epithimum</i> (L.) L.				4	2	2
<i>Cyclachaena xanthiifolia</i> (Nutt) Fresen.			эп			4
<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) P.Beauv.				2		5
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et Gray	и	и	аг	2	1	4
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.			кф			1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	и	и	аг	1	1	5
<i>Elsholtzia ciliata</i> (Thunb.) Hyn.			эп		3	3
<i>Epilobium adenocaulon</i> Hausskn.		и	аг	2	2	5
<i>E. pseudorubescens</i> A.Skvorts.		и	эп	3	2	4
<i>Erucastrum gallicum</i> (Willd.) O.E. Schulz			эп	4		3
<i>Euphorbia peplus</i> L.			эп			–
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	и	и		1	1	4
<i>F. trachyphylla</i> (Hack.) Krajina, non Hack. ex Druce		пи	кф	2	2	3
<i>Fragaria moschata</i> (Duch.) Mill.				4		–
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.		и	кф	3	2	3
<i>Galega orientalis</i> Lam.			пи	3		3
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	и		аг	3	3	3
<i>G. quadriradiata</i> Ruiz et Pat.	и		аг	3	3	4
<i>Grossularia reclinata</i> (L.) Mill.				4		3
<i>Helianthus subcanescens</i> (A.Gray) E.E. Wats.				2		–
<i>H. tuberosus</i> L.	и	пи	эп	3		3
<i>Heracleum mantegazzianum</i> Somm. et Lev.				4		–
<i>H. sosnowskyi</i> Manden.	и	и	аг	1	1	4
<i>Hippophaë rhamnoides</i> L.		и	эп	2	1	3

Вид	СЗ	ВВ	СР	ТВ	Кал	ИВ
<i>Hordeum jubatum</i> L.			эп			4
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	и	и	аг	3	1	3
<i>I. parviflora</i> DC.	и	и	аг	2	2	4
<i>Juglans mandshurica</i> Maxim.			пи			1
<i>Juncus tenuis</i> Willd.	и	и	аг	2	2	4
<i>Kochia scoparia</i> (L.) Schrad.			пи			4
<i>Lactuca serriola</i> L.				2		5
<i>Lathyrus tuberosus</i> L.		пи		4	2	4
<i>Lavatera thuringiaca</i> L.				4		4
<i>Lepidium densiflorum</i> L.			аг	2	3	4
<i>Lolium perenne</i> L.		и		2		4
<i>Lonicera tatarica</i> L.			пи	4		2
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.	и	и	аг	1	1	4
<i>Malus domestica</i> Borkh.				4		3
<i>Medicago sativa</i> L.				4	3	4
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.				4		5
<i>Mentha longifolia</i> (L.) Huds.		и		4		3
<i>M. × piperita</i> L.		пи				3
<i>Myosotis sylvatica</i> Hoffm.				4	2	3
<i>Oenothera biennis</i> L.			аг	2	1	2
<i>O. rubricaulis</i> Klebahn	и		пи	4	3	3
<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern.) Fritsch		пи	пи		2	2
<i>Pastinaca sativa</i> L.				2		4
<i>Petasites hybridus</i> (L.) Gaertn.		и	пи	4		3
<i>Phalacrologium annuum</i> (L.) Dumort.			аг		3	–
<i>P. strigosum</i> (Muhl. ex Willd.) Tzvel.		и		4	1	3
<i>Phragmites altissimus</i> (Benth.) Nabile		пи		4		2
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.		и	пи	3	2	2
<i>Poa supina</i> Schrad.			аг	4	2	–
<i>Populus alba</i> L.		и	аг			3
<i>P. balsamifera</i> L.		пи		3		3
<i>Puccinellia distans</i> (Jacq.) Parl.			эп	2	3	5
<i>Quercus rubra</i> L.			пи			–
<i>Reynoutria × bohemica</i> Chrtek et Chrtkova			эп	4		2
<i>R. japonica</i> Houtt.		пи	эп	2	2	3
<i>R. sachalinensis</i> (Fr. Schmidt) Nakai				4		1
<i>Ribes aureum</i> Pursh			пи			2
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.			пи			–
<i>Rorippa austriaca</i> (Crantz) Bess.				4		
<i>Rosa dumalis</i> Bechst.		пи				
<i>R. rugosa</i> Thunb.	и	пи	пи	3		3
<i>R. villosa</i> L.				4		–
<i>Rudbeckia hirta</i> L.			пи			2
<i>R. laciniata</i> L.	и			3		3
<i>Salix acutifolia</i> Willd.				4		3
<i>S. alba</i> L.				4		4
<i>S. fragilis</i> L.				2		4
<i>Salsola tragus</i> L.			пи			3
<i>Salvia verticillata</i> L.		пи		4		3

Вид	СЗ	ВВ	СР	Тв	Кал	Ив
<i>Sambucus racemosa</i> L.		и	пи	2	2	4
<i>Saponaria officinalis</i> L.				2	4	4
<i>Senecio viscosus</i> L.			эп	4	3	5
<i>Setaria viridis</i> (L.) P.Beauv.				2		5
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.				4		5
<i>S. volgense</i> Bieb. ex Fourn.		пи	эп	4		4
<i>Solidago canadensis</i> L.		и	аг	3	1	4
<i>S. gigantea</i> Ait.			эп	1	1	2
<i>Sorbaria sorbifolia</i> (L.) A.Br.			кф	3	1	2
<i>Spiraea</i> × <i>rosalba</i> Dipp.				3		1
<i>S. salicifolia</i> L.				4		2
<i>Swida sericea</i> (L.) Holub			пи	4		–
<i>Symphoricarpos albus</i> (L.) Blake					2	1
<i>Symphytum asperum</i> Lepech.					2	–
<i>S. caucasicum</i> Bieb.			эп			4
<i>S. × uplandicum</i> Nym.			пи	3		2
<i>Telekia speciosa</i> (Schreb.) Baung.			пи			2
<i>Thladiantha dubia</i> Bunge		пи	пи			2
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.				3	1	3
<i>Ulmus pumila</i> L.			пи			2
<i>Veronica filiformis</i> Schmith.			пи			1
<i>V. opaca</i> Fries					3	1
<i>V. persica</i> Poir.			пи		3	3
<i>Vicia villosa</i> Roth					3	2
<i>V. minor</i> L.			пи			2
<i>Viola odorata</i> L.				4	2	2
<i>Xanthium albinum</i> (Widd.) H.Scholz		пи	эп	4	2	3
<i>X. strumarium</i> L.	и					2
<i>Xanthoxalis stricta</i> (L.) Small			эп	4		2
<i>Zizania aquatica</i> L.		и				2
<i>Z. latifolia</i> (Griseb.) Stapf		и	пи	3		1

Примечание: Черные книги: СР – флоры Средней России [по: Виноградова и др., 2010б]; Тв – Тверской области; Списки инвазионных видов: СЗ – Северо-Западной России [по: Гельтман, 2003]; ВВ – Верхневолжского региона [по: Борисова, 2007б]; Кал – Калужской области [по: Крылов, 2008]; Ив – частота встречаемости адвентивных видов в Ивановской области [по: Борисова, 2007а].

Статусы: и – инвазионный; пи – потенциально инвазионный; для Средней России: аг – агрофит, кф – колонофит, эп – эпекофит; для Калужской области: 3 – растения со степенью натурализации N7 (адвентивные виды, в настоящее время активно расселяющиеся и натурализующиеся по нарушенным местообитаниям); 2 – N8 (адвентивные растения, расселяющиеся и натурализующиеся по нарушенным, полуестественным и естественным местообитаниям); 1 – N9 виды «трансформеры» – активно внедряются во вторичные естественные и полуестественные сообщества, изменяют облик и природу экосистем, нарушают сукцессионные связи, становятся эдификаторами, образуют одновидовые заросли, препятствуя возобновлению видов природной флоры; для Ивановской области: 1 – очень редкие, неспособные к натурализации виды, встречающиеся единичными экземплярами и известные из 1–2 пунктов; 2 – редкие виды, слабой степени натурализации, известные из 3–5 пунктов, встречающиеся небольшими группами и виды, известные из 1–2 пунктов, но образующие крупные заросли; 3 – виды различной степени натурализации, известные из 5–10 пунктов; 4 – успешно натурализовавшиеся виды, известные более чем из 10 различных пунктов, местами обильные; 5 – массовые виды, отмеченные практически повсеместно; для Тверской обл. использованы категории статусов, приведенные в разделе «Методика».

Принадлежность одного и того же вида либо к природной флоре, либо к ее инвазионной фракции определяется рядом факторов. Инвазионный статус вида зависит от: 1) климата; 2) особенностей растительного покрова; 3) геоморфологического строения территории; 4) экономической и культурно-исторической специфики регионов; 5) степени освоенности территории региона и нарушенности растительного покрова; 6) ассортимента интродуцированных видов.

В различных регионах один и тот же вид может быть: 1) компонентом естественной флоры, 2) ненатурализирующимся заносным видом, 3) колонофитом, 4) потенциально инвазионным видом и, наконец, 5) агрессивным инвазионным видом.

Например, *Festuca arundinacea* является компонентом природной флоры в южных и юго-восточных районах Средней России, однако в связи с широким использованием в травосмесях в Верхневолжском регионе и в Северо-Западной России она там натурализовалась и стала одним из наиболее агрессивных инвазионных видов [Гельтман, 2003; Борисова, 2007а; Нотов, 2009]. *Acer tataricum*, *Bromopsis riparia*, *Lavatera thuringiaca*, *Salix acutifolia*, *Saponaria officinalis*, *Achillea nobilis* и *Lathyrus tuberosus* в южных областях Средней России являются видами природной флоры. Их появление в Верхневолжском регионе связано с интродукцией или случайным заносом. В настоящее время они широко распространились и внесены в списки потенциально инвазионных видов Верхневолжского региона (табл. 1, 2). *Atriplex tatarica* в Средней России отнесена к инвазионным видам, однако в Тверской области она является эфемерофитом и пока не натурализуется.

Как правило, в южных регионах Средней России инвазионный потенциал выше, чем в северных. Некоторые инвазионные виды в степной и лесостепной зонах являются широко распространенными сорняками и наносят

большой экономический ущерб (*Ambrosia artemisiifolia*, *Amaranthus albus*, *Xanthium albinum*). Однако в северных регионах они встречаются редко, не натурализуются, появляются только в результате случайного заноса. Они не образуют плодов, иногда не цветут, и не внедряются в естественные сообщества [Борисова, 2007а; Крылов, 2008; Нотов, 2009].

Аналогичные закономерности процесса натурализации в разных областях Средней России выявлены у *Anisantha tectorum*, *Cardaria draba*, *Cyclachaena xanthiifolia*, *Erucastrum gallicum*, *Euphorbia peplus*, *Hordeum jubatum*, *Lepidium densiflorum*, *Phalacrocoma annuum*, *Senecio viscosus* и *Symphytum caucasicum* (табл. 1). Эти виды являются агрессивными растениями в южных регионах и случайно занесенными – в северных. У одних видов (*Cyclachaena xanthiifolia*, *Ambrosia artemisiifolia*) такое поведение обусловлено отсутствием семенного возобновления, у других, преимущественно псаммофитных (*Anisantha tectorum*, *Cardaria draba*, *Hordeum jubatum*), ограничен набор экотопов, в которых возможно их активное расселение. Так, в Ивановской области вышеперечисленные виды являются малоактивными (табл. 1), а в Калужской области *Anisantha tectorum*, например, отнесен уже к группе инвазионных видов.

Для сорных растений (*Amaranthus blitoides*, *Ambrosia trifida*, *Artemisia dubia*, *A. sieversiana*, *Corispermum declinatum*, *Cuscuta campestris*, *Kochia scoparia*, *Salsola tragus*, *Veronica persica*) отмеченные выше тенденции проявляются особенно четко в связи с нарушением севооборота и возросшей степенью заброшенности полей (табл. 1).

Скорость расселения инвазионных и потенциально инвазионных видов в разных регионах различна. Некоторые инвазионные виды Верхневолжского региона (*Bidens frondosa*, *Epilobium pseudorubescens*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Hippophaë rhamnoides*) имеют невысокую степень натурализации в Северо-

Западной России. Однако в перспективе и в северо-западных областях следует ожидать дальнейшего увеличения их роли. В 1990-х гг. сходная картина наблюдалась в северных областях Средней России: *Bidens frondosa*, *Fraxinus pennsylvanica* были широко распространенными видами в Московской и Тульской областях, а в Тверском регионе их активная натурализация только начиналась.

Иногда один и тот же вид может быть неофитом в северных регионах и археофитом в южных регионах (табл. 2). Например, *Echinochloa crusgalli*, *Lactuca serriola*, *Pastinaca sativa*, *Setaria viridis* являются археофитами в южных районах Европейской России. Однако в северных районах они начали активно натурализоваться лишь в начале XX в., и в этих регионах представляют группу потенциально инвазионных или инвазионных видов (табл. 1).

Региональные традиции подбора культивируемых видов также оказывают существенное влияние на формирование инвазионной фракции. Так, в Северо-Западной России *Aronia mitschurinii*, *Rosa rugosa* и *Rudbeckia laciniata* культивировали более активно, поэтому эти виды включены здесь в “black”-лист [Гельтман, 2003]. На территории Верхневолжья *Arrhenatherum elatius*, *Lolium perenne*, *Mentha longifolia*, *Phalacrogloma strigosum*, *Physocarpus opulifolius*, *Sambucus racemosa*, *Zizania latifolia* стали более агрессивными, чем в Северо-Западной и Средней России, что обусловлено их широким культивированием в качестве хозяйственно-ценных растений. *Physocarpus opulifolius* часто высаживали вдоль транспортных магистралей и в парках, а *Zizania latifolia* – на водохранилищах [Нотов, 2009].

В Тверской области *Caragana arborescens*, *Myosotis sylvatica*, *Saponaria officinalis*, *Sorbaria sorbifolia*, *Viola odorata* и *Fragaria moschata* являются более обычными растениями, чем в других регионах Средней России в связи

с их широким культивированием в дворянских усадебных парках [Нотов, 2009]. В пределах бывшего Новоторжского уезда, где было очень много дворянских усадеб, достаточно широко распространены также *Rosa villosa*, *Petasites hybridus*, *Crataegus submollis* и *Symphytum × uplandicum*. По той же причине некоторые виды, инвазионные в Калужской области, являются редкими для Ивановской области (*Crataegus monogyna*, *Festuca trachyphylla*, *Myosotis sylvatica*, *Sorbaria sorbifolia*, *Symphoricarpos albus*, *Trisetum flavescens*, *Veronica opaca*, *V. persica*, *Viola odorata* (табл. 1). В связи с более северным положением территории и отсутствием традиции культивирования в Тверской области пока не натурализовались *Acer ginnala*, *Aconogonon weyrichii*, *Juglans mandshurica*, *Quercus rubra*, *Ribes aureum* и *Robinia pseudoacacia* (табл. 1). В Тверской и Ивановской областях выращивали *Galega orientalis*, которая в настоящее время проявляет достаточно высокую активность.

Существенные различия инвазионных и флорогенетических статусов видов в отдельных областях крупных регионов [Морозова и др., 2008] создают необходимость специального анализа характера распространения каждого адвентивного вида при разработке региональных Черных книг. Инвазионный вид, являющийся агрессивным в крупном хозяйственно-экономическом регионе, в отдельных его областях может быть редким и не внедряться в естественные фитоценозы (табл. 2). Например, *Festuca trachyphylla* в Верхневолжском регионе отнесена к потенциально инвазионным видам, а в Тверской области – к группе широко распространенных агрессивных видов. Именно поэтому, в отличие от Красных книг, вид Федеральной Черной книги может быть не включен в региональные книги некоторых субъектов федерации [Нотов и др., 2009].

Таблица 2. Тренды изменения флорогенетических и инвазионных статусов некоторых видов

Направление	Тренд	Примеры
Ю→С	П→(ПИ)*→И*	<i>Festuca arundinacea</i>
Ю→С	И→(ПИ)→НА	<i>Amaranthus albus</i> , <i>Ambrosia artemisiifolia</i> , <i>A. trifida</i> , <i>Cyclachaena xanthiifolia</i> , <i>Xanthium albinum</i>
Ю→С	(П)→Арх→Н(И)	<i>Cuscuta epithymum</i> , <i>Echinochloa crusgalli</i> , <i>Lactuca serriola</i> , <i>Pastinaca sativa</i> , <i>Setaria viridis</i> , <i>Sisymbrium loeselii</i>
Ю→С	И→ПИ→(НА)	<i>Hordeum jubatum</i> , <i>Kochia scoparia</i> , <i>Lathyrus tuberosus</i> , <i>Lavatera thuringiaca</i> , <i>Melilotus officinalis</i> , <i>Rorippa austriaca</i> , <i>Salvia verticillata</i> , <i>Senecio viscosus</i> , <i>Sisymbrium volgense</i>
Ю→С	П→ПИ*(И)*	<i>Salix acutifolia</i> , <i>S. alba</i> , <i>Saponaria officinalis</i>
Ю→С	П→ПИ (И)→(НА)	<i>Acer tataricum</i> , <i>Achillea nobilis</i> , <i>Anisantha tectorum</i> , <i>Artemisia austriaca</i> , <i>Atriplex tatarica</i> , <i>Bromopsis riparia</i> , <i>Cardaria draba</i> , <i>Corispermum declinatum</i> , <i>Euphorbia peplus</i>
З→В	П→ПИ (И)	<i>Festuca trachyphylla</i>
Ю-З→С-В	П→ПИ*(И)*	<i>Fragaria moschata</i> , <i>Myosotis sylvatica</i> , <i>Viola odorata</i>

Примечание: В – восточные, З – западные, С – северные, С-В – северо-восточные, Ю – южные, Ю-З – юго-западные районы; И – инвазионный; НА – ненатурализирующийся адвентивный; ПИ – потенциально инвазионный; П – компонент природной флоры; Н – неофит; Арх – археофит; * – появление вида в регионе связано с интродукцией.

Нередко таксономически близкие чужеродные виды, особенно гибридные комплексы, формируют сходные вторичные ареалы, и их идентификация сопряжена с определенными трудностями. В ходе мониторинговых исследований предстоит уточнить характер распространения близких видов и гибридов *Aster salignus* s. l., *Helianthus tuberosus* s. l., *Reynoutria* × *bohemica*, *Symphytum* × *uplandicum* и др. Специальный анализ таких групп, точная идентификация материала позволит выявить особенности распространения близких адвентивных видов, дать в перспективе более точный прогноз динамики их дальнейшей натурализации.

Во многих случаях лишь один генотип из такого комплекса проявляет инвазионную активность, либо каждый таксон внутривидового ранга обладает различным инвазионным потенциалом.

Однако для неспециалистов практически невозможно соотнести инвазионный генотип с определенным таксоном в связи с наличием сходных морфологических признаков. В таких случаях мы рекомендуем [Нотов и др., 2009; Виноградова и др., 2010а,б] включать «сложные» таксоны в список в широком их понимании. Такой подход, разумеется, вынужденный. В будущем необходима организация детальных исследований, которые позволят выявить специфику экологии каждого генотипа и его инвазионный потенциал, а также, быть может, решить сложные таксономические проблемы.

Предстоит также оценить возможность образования гибридов инвазионных видов с видами местной флоры. Некоторые гибриды уже зарегистрированы (*Bidens* × *garumnae* Jeanjean et Debory, *Salix* × *alopecuroides*

Tausch et Opiz, *Solidago* × *niederederi* Khek., *Mentha* × *dalmatica* Tausch, *M.* × *verticillata* L.) [Папченков, 2003; Нотов, 2009].

Высокая динамика инвазионного компонента флоры определяет необходимость мониторинговых исследований биологических инвазий и чужеродных видов в целом. В рамках программы ведения Черных книг необходимы комплексные исследования с учетом особенностей региона, определяющих специфику биологических инвазий.

В соответствии с общим подходом к ведению Черных книг целесообразна реализация программы, включающей следующие направления деятельности:

- мониторинговые исследования, изучение динамики популяций инвазионных видов, анализ адвентивного компонента флоры;
- выявление путей и способов заноса инвазионных видов, изучение экологии и биологии адвентивных растений;
- оценка экономического ущерба, наносимого наиболее агрессивными инвазионными видами;
- разработка конкретных мер, препятствующих внедрению чужеродных видов в природные растительные сообщества региона;
- привлечение внимания администраций и департаментов управления природными ресурсами и охраны окружающей среды к проблеме анализа последствий биологических инвазий;
- популяризация знаний и привлечение общественных организаций к изучению инвазионных видов.

В качестве объекта мониторинга должны выступать не только инвазионные виды, но и чужеродный компонент флоры в целом. Необходимо выявление динамики натурализации разных групп адвентивных видов с учетом специфики ландшафтной структуры и хозяйственно-экономической инфраструктуры районов региона [Нотов, 2009].

Выполняя рекомендации Стратегии по инвазионным видам Европы, согласно которой в каждом регионе необходимо

вести контроль расселения 100 наиболее вредоносных чужеродных видов, в Черные книги необходимо включать не только инвазионные (основной список), но и потенциально инвазионные виды (дополнительный список).

Целесообразно выделять виды, которые требуют разработки специальных мероприятий – виды первой и второй категории статусов (см. выше). Для них актуальна оценка экономического ущерба и поиск эффективных способов борьбы с негативными последствиями инвазий. Весьма актуален такой поиск в отношении *Heracleum sosnowskyi*, *Festuca arundinacea*, *Lupinus polyphyllus* в связи с их активным расселением на охраняемых природных территориях.

Виды других категорий также нуждаются в специальном внимании. Например, в Тверской области некоторые адвентивные растения распространились пока не так широко, как в других регионах Европы, однако значительная скорость их расселения требует постоянных наблюдений. Среди них *Aronia mitschurinii*, *Bidens frondosa*, *Hippophaë rhamnoides*, *Reynoutria japonica*, которые отнесены ко второй категории статусов. Особые опасения вызывает активное внедрение некоторых видов этой группы в природные сообщества. *Aronia mitschurinii* неоднократно зарегистрирована в лесных и болотных массивах, на особо охраняемых территориях. *Bidens frondosa* очень быстро расселяется по берегам водохранилищ. Некоторые виды четвертой категории, которые еще совсем недавно были редкими, в настоящее время стали активно распространяться. К их числу относятся *Crataegus submollis*, *Phragmites altissimus*. Первый вид неоднократно отмечен на лесных опушках. Второй вид пока распространяется вдоль транспортных магистралей, но зарегистрирован уже по берегам водоемов.

Актуален также анализ списков инвазионных видов регионов разного уровня (в том числе разных административных районов области).

Особого внимания заслуживают инвазионные виды, оказавшиеся на территории регионов в результате преднамеренной интродукции, поскольку среди видов первой категории, как правило, доминируют растения-эргазиофиты. Например, в Тверской области 5 из 6 видов первой категории и более половины видов второй категории «сбежали» из культуры. Сходные тенденции выявлены и в других регионах (табл. 1). Активное участие в биологических инвазиях многих интродуцированных видов свидетельствует о необходимости очень осторожно относиться к подбору ассортимента культивируемых в регионе растений. Анализ опыта других регионов позволит избежать новых неудачных интродукционных экспериментов. В некоторых регионах продолжают рекламировать «ценные свойства» и выращивать виды, которые уже зарегистрированы как инвазионные. Так, не уменьшается интерес к культуре *Galega orientalis*, а некоторые чужеродные виды даже попадают в Красные книги. Например, в Красную книгу Иркутской области [2001] занесена *Calystegia inflata*, которую даже рекомендовано охранять на заповедных территориях.

Относительно менее разработанной проблемой является проблема оценки экономического ущерба, наносимого наиболее агрессивными инвазионными видами. Она тесно связана с разработкой конкретных мер, препятствующих внедрению чужеродных видов в природные растительные сообщества региона. В этом направлении необходимо критическое обобщение опыта, накопленного в других странах и регионах.

В Тверской области не только выявлен видовой состав инвазионных видов, но и определена активность каждого вида во всех административных и хозяйственно-экономических районах области [Нотов, 2009; Виноградова и др., 2010a]. Оценивая активность, мы использовали карту с сеткой, квадраты

имели размеры 4×4 км. Баллы активности определяли по следующей шкале:

I – единичные находки вида в отдельных квадратах при очень низком его обилии или нерегулярные находки менее чем в 25% квадратов, обилие вида обычно низкое;

II – регулярные находки во многих квадратах (не менее 50% всех квадратов), степень обилия и встречаемости различны;

III – обычный вид в большинстве квадратов (75% и более), обилие довольно высокое.

Путем сложения полученных баллов активности всех отмеченных в районе видов определена суммарная активность инвазионной фракции в каждом районе (табл. 3). Так, например, в Бежецком р-не отмечено 29 видов, имеющих балл активности I, 10 видов с активностью II балла и 3 вида с активностью III балла. Суммарная активность инвазионной фракции в данном районе составит 58 баллов ($29 \times 1 + 10 \times 2 + 3 \times 3$). Определение суммарной активности позволило выявить территории, испытывающие наиболее значительное воздействие биологических инвазий (рис. 1). В зависимости от суммарной активности инвазионной фракции районы Тверской области разделены на 4 группы:

1) с низким уровнем активности инвазионной фракции (от 10 до 54 баллов);

2) со средним уровнем активности инвазионной фракции (от 55 до 74 баллов);

3) с высоким уровнем активности инвазионной фракции (от 75 до 89 баллов);

4) с экосистемами, трансформированными компонентами инвазионной фракции (от 90 баллов и выше).

Соотнесение баллов активности с количественными показателями, характеризующими обилие и участие видов в фитоценозах, дает возможность оценивать масштабы инвазионных процессов и определять уровень экономического ущерба.

Таблица 3. Уровень видового богатства и суммарной активности инвазионных фракций флор некоторых административных районов Тверской области

Район	Число инвазионных видов			Суммарная активность инвазионной фракции	Группа	
	общее	с баллом I	с баллом II			с баллом III
Сонковский	11	11	0	0	11	1
Бежецкий	42	29	10	3	58	2
Торжокский	49	19	25	5	84	3
Калининский	46	1	35	10	101	4

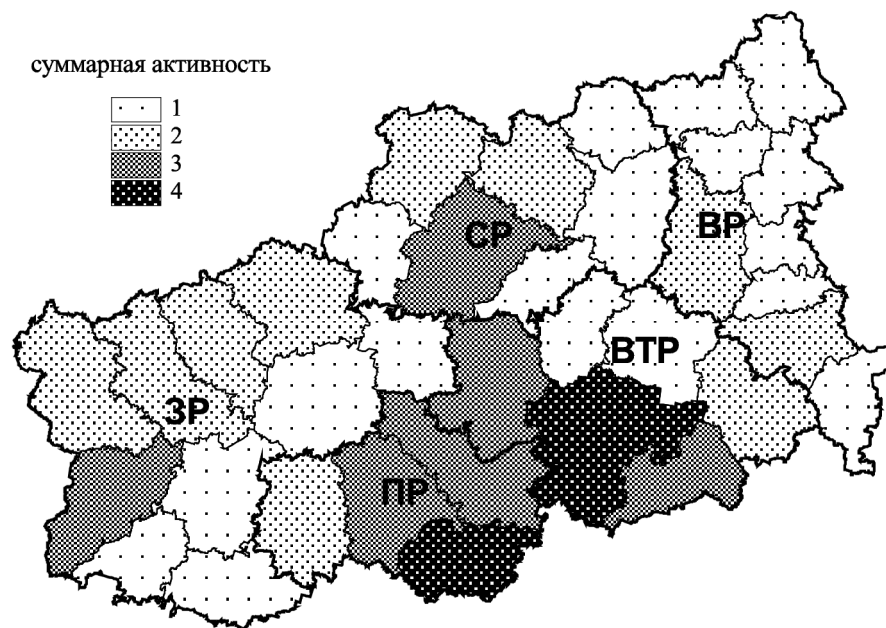


Рис. 1. Суммарная активность инвазионных фракций административных районов Тверской области:

тонкая линия – границы административных районов; толстая – хозяйственно-экономических районов: ВР – Восточный, ВТР – Волжско-Тверецкий, ЗР – Западный, ПР – Приволжский, СР – Северный; шкала суммарной активности приведена в тексте.

Целесообразно выделение ключевых объектов мониторинга инвазионных видов. В их число необходимо включать уникальные природные комплексы и особо охраняемые природные территории. Например, в Тверской области особое значение имеют Ржевско-Старицкое Поволжье, Вышневолоцко-Новоторжский вал, оз. Селигер и примыкающая к нему система озер. Первые две территории характеризуются достаточно высокой степенью нарушенности растительного покрова. Геоморфологические особенности этих комплексов, значительный объем сельскохозяйственных угодий в прошлом

облегчают быстрое расселение *Heracleum sosnowskyi*, *Festuca arundinacea*, *Pastinaca sativa*. В некоторых районах увеличивается активность *Rosa villosa*, *Petasites hybridus*. По песчаным пляжам на оз. Селигер и островах распространяются *Salix acutifolia*, *Hippophaë rhamnoides*, виды родов *Cotoneaster* Medik., *Crataegus* L. [Нотов, 2009].

В отличие от Красных книг, процедура ведения которых четко разработана и подкреплена серией нормативных документов, деятельность по созданию и ведению Черных книг пока не имеет достаточной организационной и нормативно-правовой

базы [Нотов и др., 2009]. В этой связи первоочередной задачей является консолидация усилий ботаников и экологов по изучению и мониторингу чужеродных видов.

Выводы

Списки видов региональных Черных книг необходимо составлять на основе детального анализа флорогенетических статусов видов и их инвазионной активности. В зависимости от географического положения и степени нарушенности растительного покрова региона темпы натурализации одних и тех же видов различны. В первую очередь, статус вида в регионе и степень его агрессивности определяются климатическими условиями и ассортиментом интродуцированных видов.

Таксономически близкие чужеродные виды и сложные гибридогенные комплексы целесообразно включать в списки инвазионных видов в широком понимании. В ходе дальнейших исследований по ведению Черной книги необходимо выявлять инвазионную активность каждого внутривидового таксона.

В качестве объектов мониторинга следует рассматривать не только конкретные инвазионные виды, но и уникальные природные комплексы и особо охраняемые природные территории, на которых появление заносных растений создает угрозу исчезновения редких и уязвимых видов и биоценологических групп.

Желательна реализация комплексных программ, предполагающих изучение чужеродного компонента, разработку и ведение региональных Черных книг. Актуален поиск подходов, позволяющих оценивать масштабы биологических инвазий и экономический ущерб. Основной задачей, связанной с разработкой и ведением Черных книг, является исследование биологии и экологии чужеродных видов. Мониторинг наиболее опасных видов позволит прогнозировать их расселение, контролировать и предотвращать последствия биологических инвазий.

Работа поддержана Программой фундаментальных исследований Президиума РАН «Биоразнообразие и динамика генофондов» и грантом РФФИ 08-04-00239.

Литература

Борисова Е.А. Адвентивная флора Ивановской области. Иваново: Изд-во Иван. гос. ун-та, 2007а. 188 с.

Борисова Е.А. Инвазионные виды во флоре Верхневолжья // Актуальные вопросы изучения флоры Верхневолжья: Материалы регион. науч. конф. Иваново, 2007б. С. 14–20.

Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Нотов А.А. Черная книга флоры Тверской области: чужеродные виды в экосистемах Тверского региона. М.: КМК, 2010а. (в печати).

Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. М.: ГЕОС, 2010б. 512 с.

Гельтман Д.В. Понятие «инвазивный вид» и необходимость изучения этого явления // Проблемы изучения адвентивной и синантропной флоры в регионах СНГ: Материалы науч. конф. М., 2003. С. 35–36.

Красная книга Иркутской области: Сосудистые растения / Ком. природ. ресурсов по Иркут. обл. и др.; ред. А.М. Зарубин; сост. М.Г. Азовский и др. Иркутск: Облмашинформ, 2001. 199 с.

Крылов А.В. Адвентивный компонент флоры Калужской области: динамика и натурализация видов: Дис. ... канд. биол. наук. М., 2008. 208 с.

Морозова О.В., Стародубцева Е.А., Царевская Н.Г. Адвентивная флора Европейской России: итоги инвентаризации // Изв. РАН. Сер. геогр. 2008. №5. С. 85–94.

Нотов А.А. Адвентивный компонент флоры Тверской области: Динамика состава и структуры. Тверь: Изд-во ТвГУ, 2009. 473 с.

Нотов А.А., Виноградова Ю.К., Майоров С.Р. Черные и Красные книги: общие вопросы и проблемы // Вестн. ТвГУ. Сер. Биология и экология. 2009. Вып. 16, № 37. С. 127–143.

Папченков В.Г. Растения-вселенцы и их воздействие на мелководные экосистемы бассейна Волги // Проблемы изучения адвентивной и синантропной флоры в регионах СНГ: Материалы науч. конф. М.: Изд-во Бот. сада МГУ; Тула: Гриф и К°, 2003. С. 79–81.

Davis M.A., Grime J.P., Thompson K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility // *Ecology*. 2000. Vol. 88. P. 528–534.

Davis M.A., Thompson K. Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help! // *Bulletin of the Ecological Society of America*. 2001. Vol. 82. P. 206.

European strategy on invasive alien species / Document prepared by P. Genovesi, C. Shine

[Electronic resource]. 2003. Mode of access: http://www.nobanis.org/files/eu_strategy_inva.pdf.

Lonsdale W.M. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility // *Ecology*. 1999. Vol. 80. P. 1522–1536.

Pyšek P. On the terminology used in plant invasion studies // *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. Amsterdam: SPB Academic Publishers, 1995. P. 71–81.

Pyšek P., Prach K. Research into plant invasions in a cross-roads region: History and focus // *Biological Invasions*. 2003. Vol. 5. P. 337–348.

Pyšek P., Richardson D.M. The biogeography of naturalization in alien plants // *J. Biogeogr.* 2006. Vol. 33. P. 2040–2050.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M.G., Dane Panetta F., West C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // *Diversity and distributions*. 2000. № 6. P. 93–107.

ON THE PROBLEM OF DEVELOPMENT AND MAINTENANCE OF THE REGIONAL BLACK BOOKS

© 2010 Notov A.A.¹, Vinogradova Yu.K.², Mayorov S.R.³

¹ Tver State University,

170100 Tver, Zhelyabova str., 33; anotov@mail.ru

² N.V. Tsytyn Main Botanical Gardens of the RAS

127276 Moscow, Botanicheskaya str., 4; gbsad@mail.ru

³ M.V. Lomonosov Moscow State University,

119991 Moscow, GSP-1, Leninskie gory; saxifraga@mail.ru

The comparative analysis of invasive component for several regional floras within European territory of Russia is carried out. Regional specifics of alien floral components caused by climatic differences and local traditions of cultivation are described. The trends of changes of florogenetic and invasive statuses are revealed for a number of alien species. The main tasks of the combined multi-discipline programme of alien floral components' studies together with recommendations for regional Black books' compilations are formulated.

Key words: invasion, alien species, "Black-book", "black-list", invasive component of floras.

ЗАРАЖЕНИЕ *PERCCOTTUS GLENII* DYBOWSKI, 1877 (ODONTOBUTIDAE, PISCES) ПАРАЗИТОМ *NIPPOTAENIA MOGURNDAE* YAMAGUTI ET MIYATA, 1940 (NIPPOTAENIIDAE, CESTODA) ВСЛЕДСТВИЕ КАННИБАЛИЗМА

© 2010 Решетников А.Н., Протасова Е.Н., Соколов С.Г.,
Пельгунов А.Н., Воропаева Е.Л.

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Ленинский 33, Москва 119071, Россия; anreshetnikov@yandex.ru

Поступила в редакцию 08.11.2010

Специфичный паразит цестода *Nippotaenia mogurndae* встречается как у мелких, так и у относительно крупных особей интродуцированной рыбы *Perccottus glenii*. Этот феномен трудно объяснить, поскольку заражение рыб происходит при проглатывании планктонных рачков (копепод), которыми питаются мелкие особи *P. glenii*, в то время как крупные особи переходят на питание другой, более крупной добычей. Срок жизни паразита *N. mogurndae* в кишечнике *P. glenii* ограничен, и, соответственно, эффект накопления невозможен. Мы предприняли экспериментальную проверку возможности заражения этим паразитом крупных особей *P. glenii* вследствие каннибализма. Крупным *P. glenii* из водоема, в котором *N. mogurndae* отсутствует, были скормлены мелкие *P. glenii* из водоема, в котором есть данный паразит. Рыбы были вскрыты через 5 дней после скармливания, и в кишечнике была обнаружена *N. mogurndae*. Таким образом, крупные особи *P. glenii* могут заражаться цестодой *N. mogurndae* вследствие каннибализма.

Ключевые слова: интродуцированная рыба, *Nippotaenia mogurndae*, *Perccottus glenii*, заражение.

Введение

Рыба *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae), нативный ареал которой находится на Дальнем Востоке, с начала XX в. широко распространилась на запад Евразии. К настоящему времени приобретенный ареал этого вида простирается более чем на 100° с запада на восток, этот вид обнаружен на территории многих государств: Российской Федерации, Литвы, Латвии, Эстонии, Белоруссии, Украины, Казахстана (на севере страны), Монголии, Польши, Словакии, Венгрии, Сербии, Болгарии, Румынии и Молдавии [Решетников, 2009].

В водоемах Дальнего Востока у *P. glenii* известны несколько специфичных видов паразитов, два из которых

отмечены также у этой рыбы в пределах его приобретенного ареала: моногенея *Gyrodactylus perccotti* Ergens et Yukhimenko, 1973 и цестода *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti et Miyata, 1940 [Пронин и др., 1998; Ondračková et al., 2007; наши данные]. Упомянутая цестода является паразитом, специфичным для рыб семейства Odontobutidae [Дубинина, 1971]. Отмечают, что уровень зараженности этим паразитом выше у крупных особей *P. glenii*, то есть может повышаться с возрастом [Болонев, 1989; Košuthová et al., 2008]. Этот феномен трудно объяснить, поскольку заражение рыб происходит при проглатывании планктонных рачков (копепод), которыми питаются мелкие особи *P. glenii*. Относительно крупные особи

переходят на питание другими, более крупными объектами: моллюсками, крупными личинками насекомых, рыбами, личинками амфибий [Синельников, 1976; Решетников, 2001; Дгебуадзе, Скоморохов, 2005; Kosco et al., 2008; Grabowska et al., 2009]. Срок жизни паразита *N. mogurndae* в кишечнике у *P. glenii* ограничен [Русинек, 1989], и, соответственно, пребывание паразита в рыбе в течение длительного периода невозможно.

Важно отметить, что относительно крупные особи *P. glenii* способны поедать молодь рыб, в том числе и свою собственную [Спановская и др., 1964; Синельников, 1976; Кудерский, 1980]. Было высказано предположение, что крупные *P. glenii* могут приобретать паразита *N. mogurndae* после проглатывания зараженных мелких особей своего вида [Kořuthová et al., 2008]. Мы предприняли экспериментальное исследование с целью проверки возможности заражения крупных особей *P. glenii* паразитом *N. mogurndae* вследствие каннибализма.

Материалы и методы

Для постановки эксперимента мы подготовили две группы *P. glenii*: мелких особей из водоема с *N. mogurndae* и крупных особей из водоема без *N. mogurndae*. Мелкие особи *P. glenii* были отловлены 26 июня 2009 г. в канале «Речпорт» – пойменном водоеме р. Иртыш в районе г. Тобольск (Западная Сибирь) в пределах приобретенного ареала *P. glenii* и, соответственно, приобретенного ареала *N. mogurndae*. Встречаемость (экстенсивность инвазии) *N. mogurndae* у мелких *P. glenii* в этом водоеме в июне составляла 100%, зараженность (интенсивность инвазии) – 1–9 паразитов/рыбу (вскрыто 25 рыб с абсолютной длиной тела 75 ± 2 (51–88) мм). Здесь и ниже приводятся среднее \pm стандартная ошибка, а также пределы значений. Крупные особи *P. glenii* были отловлены 25 июля 2009 г. в Тереховском пруду в Рузском районе Московской области (средняя часть

Волжского бассейна) в пределах приобретенного ареала *P. glenii*. Паразит *N. mogurndae* отсутствует в данном районе, что подтверждают наши предварительные исследования [Соколов и др., 2008; Соколов и др., в печати]. Тем не менее, до начала эксперимента некоторые особи *P. glenii* (N=17) с абсолютной длиной тела (TL) 121.4 ± 3.3 (108–156) мм и массой 23.2 ± 2.4 (15–49) г из данного водоема были вскрыты, *N. mogurndae* у них не обнаружено.

Рыб содержали в лабораторных условиях: мелких особей – совместно в 20-литровых аэрируемых аквариумах из расчета 1 особь/ 1 л воды и кормили живым мотылем; крупных особей – индивидуально (1 рыба/аквариум) в аквариумах емкостью 20 л, наполовину наполненных водой и кормили кусочками дождевых червей.

Для контроля степени зараженности мелких *P. glenii*, взятых из водоема с *N. mogurndae*, 20 особей из этой группы (TL= 50.8 ± 1.5 (35–63) мм; m= 1.2 ± 0.1 (0.37–2.2) г) были вскрыты и просмотрены на наличие данного паразита 8 августа 2009 г., то есть уже после доставки в лабораторию и одновременно с проведением основного опыта. Данный паразит был обнаружен у 4 из 20 рыб с абсолютной длиной 40, 47, 50, 63 мм и массой 0.52, 0.84, 1.10 и 2.20 г соответственно. Интенсивность инвазии составила 1–3 паразита/рыбу.

Результаты и обсуждение

В аквариумных условиях 3 августа 2009 г. 20 мелких *P. glenii* (TL= 46.3 ± 1.5 (37–63) мм; m= 0.9 ± 0.1 (0.38–2.3) г) из водоема с *N. mogurndae* были скормлены 20 крупным *P. glenii* (TL= 128.2 ± 4.7 (110–201) мм; m= 30.7 ± 5.2 (16–123) г) из водоема без *N. mogurndae*. Температура воды в аквариумах в этот период была 17–21 °С. Рыбы были изъяты из аквариумов через 5 дней, то есть после завершения переваривания пищи, заморожены, а затем обследованы на наличие у них в кишечнике *N. mogurndae*. Кишечники большинства вскрытых особей были свободны от данного

паразита, однако у двух особей (с абсолютной длиной 130, 201 мм и массой 27 и 123 г) были обнаружены 1 и 2 экземпляра *N. mogurndae* соответственно.

Кроме того, еще одной крупной особи *P. glenii* (TL=199 мм; m=106 г) в те же числа были скормлены одновременно 10 мелких *P. glenii* (TL=48.2±0.9 мм (45–53 мм); m=0.99±0.07 (0.64–1.42) г) из водоема с *N. mogurndae*. После вскрытия через 5 дней у этой рыбы в кишечнике был обнаружен 1 экземпляр *N. mogurndae*.

Итак, в кишечнике у трех из крупных *P. glenii*, которые были отловлены в водоеме без *N. mogurndae*, был обнаружен данный паразит после скормливания им мелких *P. glenii*, привезенных из водоема с *N. mogurndae*. В целом экстенсивность инвазии, то есть доля зараженных рыб, среди мелких *P. glenii*, взятых из водоема с *N. mogurndae*, и таковая доля среди крупных *P. glenii*, которые их съели, близки.

Заключение

Таким образом, в наших экспериментах установлены факты заражения крупных особей *P. glenii* цестодой *N. mogurndae* благодаря переходу паразита из одних *P. glenii* в других без смены стадии развития паразита (пассажи́рование) вследствие каннибализма. Именно способностью *N. mogurndae* к пассажи́рованию, возможно не однократному, без нарушения дальнейшего развития, возможно, объяснить ее встречаемость у крупных особей *P. glenii*.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 08-04-00679а.

Литература

Болонев Е.М. Динамика зараженности ротана-головешки цестодой *Nippotaenia mogurndae* в дельте р. Селенги // В сб.: Биопродуктивность, охрана и рациональное использование сырьевых ресурсов рыбохозяйственных водоемов

Восточной Сибири, Улан-Удэ: БНЦ СО АН СССР, 1989. С. 15–16.

Дгебуадзе Ю.Ю., Скоморохов М.О. Некоторые данные по образу жизни ротана *Perccottus glenii* Dyb. (Odontobutidae, Pisces) озерной и прудовой популяций // Труды Гидробиологической станции на Глубоком озере. 2005. Т. 9. 212–231.

Дубинина М.Н. Ленточные черви рыб бассейна Амур // Паразитологический сборник. 1971. Т. 25. С. 77–119.

Кудерский Л.А. Ротан в прудах Горьковской области // Рыбохозяйственное изучение внутренних водоемов. 1980. Вып. 25. С. 28–33.

Пронин Н.М., Селгеби Д.Х., Литвинов А.Г., Пронина С.В. Сравнительная экология и паразитофауна экзотических вселенцев в Великие озера мира: ротана-головешки (*Perccottus glehni*) в оз. Байкал и ерша (*Gimnocephalus cernuus*) в оз. Верхнее // Сибирский экологический журнал. 1998. Т. 5. № 1. С. 397–406.

Решетников А.Н. Влияние интродуцированной рыбы ротана *Perccottus glenii* (Odontobutidae, Pisces) на земноводных в малых водоемах Подмосковья // Журнал общей биологии. 2001. Т. 62. № 4. С. 352–361.

Решетников А.Н. Современный ареал ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) в Евразии // Российский журнал биологических инвазий. 2009. № 1. С. 22–35.

Русинек О.Т. О цикле развития *Nippotaenia mogurndae* (Cestoda, Nippotaeniidae) – паразита ротана-головешки из дельты р. Селенги // В сб.: Биопродуктивность, охрана и рациональное использование сырьевых ресурсов рыбохозяйственных водоемов Восточной Сибири, Улан-Удэ: БНЦ СО АН СССР, 1989. С. 60–62.

Синельников А.М. Питание ротана в пойменных водоемах бассейна р. Раздольная (Приморский край) // В сб.: Биология рыб Дальнего Востока. Владивосток: Дальневост. гос. ун-т., 1976. С. 96–99.

- Соколов С.Г., Протасова Е.Н., Решетников А.Н., Воропаева Е.Л. Взаимодействие интродуцированного ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Osteichthyes, Odontobutidae) с местными видами рыб: паразитологический аспект проблемы // Поволжский экологический журнал (в печати).
- Соколов С.Г., Протасова Е.Н., Решетников А.Н., Пельгунов А.Н., Воропаева Е.Л. Паразитофауна ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Osteichthyes, Odontobutidae) в некоторых водоемах Московской области // В кн.: Биоразнообразие и экология паразитов наземных и водных ценозов. М: ЦП ИПЭЭ РАН, 2008. С. 365–368.
- Спановская В.Д., Савваитова К.А., Потапова Т.Л. Об изменчивости ротана (*Perccottus glehni* Dyb. fam. Eleotridae) при акклиматизации // Вопросы ихтиологии. 1964. Т. 4. С. 632–643.
- Grabowska J., Grabowski M., Pietraszewski D., Gmur J. Non-selective predator – the versatile diet of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Vistula River (Poland), a newly invaded ecosystem // Journal of Applied Ichthyology. 2009. V. 25. P. 451–459.
- Koščo J., Manko P., Miklisová D., Košuthová L. Feeding ecology of invasive *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia // Czech Journal of Animal Sciences. 2008. V. 53. № 11. P. 479–486.
- Košuthová L., Koščo J., Miklisová D., Letková V., Košuth P. New data on the prevalence and distribution of the exotic cestode *Nippotaenia mogurndae* (Nippotaeniidae) a parasite of the invasive fish *Perccottus glenii*, newly introduced to Europe // Helminthologia. 2008. V. 45. № 2. P. 81–85.
- Ondračková M., Dávidová M., Blažek R., Koubková B., Lamková K., Przybylski M. Paraziti nepravodního hlavackovce amurskeho *Perccottus glenii* (Odontobutidae) v povodi reky Visly, Polsko // Zoological Days: Book of Abstracts. Brno, Czech Republic, 2007. P. 106.

**INFECTION OF *PERCCOTTUS GLENII* DYBOWSKI,
1877 (ODONTOBUTIDAE, PISCES) BY PARASITE
NIPPOTAENIA MOGURNDAE YAMAGUTI ET
MIYATA, 1940 (NIPPOTAENIIDAE, CESTODA)
THROUGH CANNIBALISM**

© 2010 Reshetnikov A.N., Protasova E.N., Sokolov S.G.,
Pelgunov A.N., Voropaeva E.L.

Severtsov Ecology & Evolution Institute,
Leninskiy 33, Moscow 119071, Russia; anreshetnikov@yandex.ru

Specific parasite cestode *Nippotaenia mogurndae* can be found in both small and large individuals of the introduced fish *Perccottus glenii*. This phenomenon is difficult to explain because the fishes are infected by swallowing plankton crustaceans (copepods). Copepods are consumed by small *P. glenii* whereas a large fish of this species feeds on bigger prey. The period of life of *N. mogurndae* in *P. glenii* intestine is limited; therefore accumulation of the parasite is impossible. We tested the hypothesis that *N. mogurndae* infection of large *P. glenii* could occur by cannibalism. Large *P. glenii* (collected in water body without *N. mogurndae*) consumed small *P. glenii* (collected in water body with *N. mogurndae*). After 5 days, these fish were examined and *N. mogurndae* was detected in their intestines. Thus, big *P. glenii* can be infected by cestode *N. mogurndae* through cannibalism.

Key words: introduced fish, *Nippotaenia mogurndae*, *Perccottus glenii*, infection.

ИНВАЗИИ ЧУЖЕРОДНЫХ РЫБ В БАССЕЙНАХ КРУПНЕЙШИХ РЕК ПОНТО-КАСПИЙСКОГО БАССЕЙНА: СОСТАВ, ВЕКТОРЫ, ИНВАЗИОННЫЕ ПУТИ И ТЕМПЫ

© 2010 Слынько Ю.В.¹, Дгебуадзе Ю.Ю.²,
Новицкий Р.А.³, Христов О.А.³

¹ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
п. Борок, Россия; syv@ibiw.yaroslavl.ru

² Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Москва, Ленинский пр-кт, 33, Россия; dgebuadze@sevin.ru

³ Днепропетровский национальный Университет им. О. Гончара,
г. Днепропетровск, Украина

Поступила в редакцию 05.07.2010

Приведен обзор по появлению и натурализации чужеродных видов рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна – Днепра, Дона и Волги. За последние 50 лет в бассейнах этих рек появилось более чем 50 новых видов, из которых около 25 можно признать натурализовавшимися. Выполнена классификация инвазивных видов согласно экологической, таксономической категориям и образу жизни. Описываются основные векторы инвазии. Несомненное преобладание по числу видов в большей степени присуще южным вселенцам, среди которых отмечено доминирование видов Понто-Каспийского бассейна. Установлено, что наибольший экологический успех принадлежит характерным для аутоэкспансии видам. Анализируется динамика вселения новых видов в природные экосистемы. Установлено, что процесс инвазии в изучаемых бассейнах рек ускоряется как количеством нахождения новых видов, так и скоростью натурализации.

Ключевые слова: биологические инвазии, рыбы, Понто-Каспийский регион, ареал, зарегулирование, климатические изменения.

Введение

Волга, Дон и Днепр – три крупнейшие реки Понто-Каспийского бассейна, берущие начало на Валдайской возвышенности Русской равнины. Современный гидрографический облик этих рек сформировался немногим более 10 тыс. лет назад после завершения последнего крупного оледенения Русской равнины – Валдайского [Пидопличко, Макеев, 1952; Квасов, 1975; Обидиентова, 1977]. В этот же период произошло формирование современного состава ихтиофауны рассматриваемых рек. Поскольку покровное оледенение непосредственно затрагивало только верхние участки бассейнов, считается, что основным фактором, определившим нынешний состав ихтиофауны стали

геогидрократические трансгрессии Мирового Океана (в нашем случае – трансгрессии Черного и Каспийского морей в постледниковый период) [Линдберг, 1972].

Л.С. Берг [1949] на основании общности происхождения и сходства состава пресноводных ихтиофаун речных бассейнов южного стока Центральной, Восточной Европы и Приуралья обосновал представление об обширной Понто-каспийско-аральской провинции Средиземноморской ихтиогеографической подобласти.

Основу современных ихтиофаун Волги, Дона и Днепра составили виды понто-каспийского и бореально-равнинного фаунистических комплексов с немногими сохранившимися видами

древнего верхнетретичного комплекса и с незначительными включениями представителей арктического пресноводного и бореально-предгорного комплексов [Berg, 1932; Линдберг, 1972; Никольский, 1980]. В таксономическом отношении доминирующей группой стали карповые.

Согласно палеонтологическим исследованиям рыб из отложений

четвертичного периода [Никольский, 1945; Лебедев, 1960], со времени завершения последних крупных Хвалынской и Новокаспийской трансгрессий видовой состав ихтиофаун Волги, Днепра и Дона в целом завершает свое формирование и в таком виде сохраняется практически неизменным вплоть до середины XX в. (табл. 1).

Таблица 1. Динамика видового состава ихтиофаун Волги, Дона и Днепра в периоды до и после зарегулирования стоков рек

Речной бассейн	Общее число видов рыб	
	до 1950-х гг.	в настоящее время
Волга	76	112
Дон	65	86
Днепр	77	107

Следует заметить, что до XX в. развитие рассматриваемых рек и судьба их ихтиофаун была сходна с таковой в аналогичных европейских реках южного стока – Дунаем и Днестром. Начиная с 1930–1940-х гг. экосистемы главных русел и целого ряда боковых притоков в бассейнах Днепра, Волги и Дона, подверглись воздействию двух мощных антропогенных факторов – зарегулированию стока и массовой преднамеренной интродукции новых видов рыб и беспозвоночных [Проблема территориального..., 1985; Кагорова et al., 1996]. В результате развернутого в СССР с 1930-х гг. крупномасштабного гидростроительства Днепр и Волга за последующие 50 лет были зарегулированы почти на всем протяжении своих основных стоков и превращены в цепочку водохранилищ, по преимуществу озерно-руслового типа. В настоящее время на Волге насчитывается 9 крупных водохранилищ, расположенных почти от истока и до Волго-Ахтубинской поймы, на Днепре – 6 водохранилищ от впадения р. Припять в Верхний Днепр и практически до Днепрово-Бугского лимана. На р. Дон только одно водохранилище – Цимлянское, расположенное в верхней части нижнего течения, но при этом на крупнейшем притоке Дона р. Маныч

создано 3 водохранилища. Одновременно со строительством плотин был реализован план по созданию Единой воднотранспортной глубоководной системы Европейской части СССР. Волга была превращена в крупнейшую транзитную водную магистраль, связавшую бассейны Черного, Каспийского, Белого и Балтийского морей. В единую воднотранспортную артерию оказались объединены реки Волга, Дон, Кама, Ока, Москва, Шексна, Нева, Сухона, Северная Двина и такие крупные озера, как Селигер, Белое, Кубенское, Ладожское, Онежское. На Днепре водораспределительный канал связал крупнейший приток Верхнего Днепра р. Припять с р. Западный Буг (приток р. Вислы), а в нижнем течении Днепра судоходным каналом была обеспечена связь с Азовским морем. После завершения периода понтокаспийских трансгрессий на нижних участках рассматриваемых рек отчетливо обозначились крупные речные пороги – Жигулевские на Волге, Запорожские на Днепре и пороги Цимлянкой излучины на Дону [Физико-географическое ..., 1968; Фортунатов, 1978]. Есть мнение, что эти пороги стали играть определенную роль в ограничении расселения эстуарных видов вверх по течению, а создание водохранилищ

ликвидировало эти, ранее непреодолимые для большинства видов преграды [Мордухай-Болтовской, 1960; 1978; Козлов, 1993]. При создании водохранилищ значительно снизились скорости течения, увеличилась теплоемкость водных масс, повысилась минерализация и значительно возросла гетерогенность среды [Поддубный, 1971; 1978; Денисова, 1979; Авакян, Широков, 1994; Тюрюканов и др., 1996; Литвинов, 2000]. Почти все плотины, сооруженные на рассматриваемых реках оснащены судовыми шлюзами, что определило возникновение особого типа гидродинамики в районе приплотинных бьефов на всех водохранилищах каскада – наличие обратных течений. Это обстоятельство, по-видимому, оказалось одним из наиболее существенных для обеспечения ауторасселения многих видов водных беспозвоночных и рыб, имеющих планктонных личинок и пелагическую икру.

Существенную роль сыграло создание на Волге, Днестре и Дону и в их бассейнах тепловых энергостанций и теплоцентралей, сбросные теплые воды которых создают в соответствующих участках зоны повышенных температур. Кроме того, создание водохранилищ привело к ликвидации естественных почвенных гидрохимических барьеров в виде пойменных террас, что обусловило возрастание минерализации воды в волжских водохранилищах почти в два раза по сравнению с периодом до зарегулирования. Интенсивное развитие промышленности (особенно усилившееся во второй половине XX в.), химизация сельского хозяйства и значительное увеличение площади орошаемых земель явились одними из причин постоянного возрастания трофности водохранилищ.

Начиная с 1950-х гг. интенсивно происходил и процесс преднамеренной интродукции новых для фауны Волги, Дона и Днестра видов рыб и кормовых (для рыб) беспозвоночных [Карпевич, 1975; Карпова et al., 1996]. Рыбоводно-прудовые хозяйства в бассейнах средних и нижних течений Волги, Дона и Днестра,

зоны сброса теплых вод ТЭС, ТЭЦ, промышленных предприятий и сами водоемы-охладители оказались не только местом для целого ряда преднамеренных интродукций теплолюбивых хозяйственно-ценных видов рыб и беспозвоночных, но и местообитанием для вселенцев, проникших в водоемы случайно при преднамеренной интродукции и в результате необдуманных действий аквариумистов.

Целью настоящей работы является обобщение собственных и литературных данных по чужеродным видам рыб бассейнов трех крупных рек – Волги, Дона и Днестра.

Современный состав чужеродных видов рыб бассейнов Волги, Дона и Днестра

Из анализа литературных данных [Берг, 1949; Поддубный, 1978; Кожевников, 1984; Евланов и др., 1998; Яковлев и др., 2001; Атлас..., 2003; Мовчан, 2005; Новицкий и др., 2005; Лужняк, Корнеев, 2006] и собственных многолетних материалов по оценке видового состава рассматриваемых рек следует, что за последние 60 лет во всех реках количество видов возросло в среднем в 1.5 раза (табл. 1). Сильные антропогенные изменения (прежде всего гидростроительство и загрязнения), хотя и привели к значительному сокращению ареалов и катастрофическому снижению численности у целого ряда видов (прежде всего осетровых и факультативных реофилов из других семейств), однако не привели к полному исчезновению практически ни одного из них. Единственными исключениями из этого правила, по-видимому, могут считаться шип (*Acipenser nudiventris*) – во всех трех реках и атлантический осетр (*Acipenser sturio*) в реках Азово-Черноморского бассейна, поскольку в настоящее время их естественные популяции не известны и эти виды сохраняются только в виде заводских рыбоводных стад. Наблюдаемое же существенное возрастание видового богатства рыб в бассейнах Волги, Дона и Днестра очевидно

обусловлено инвазией чужеродных видов.

Проводимые нами на протяжении последних 10 лет кадастровые и мониторинговые обследования ихтиофаун водоемов и водотоков бассейнов Волги, Дона и Днепра, а также литературные данные по инвазиям рыб в эти бассейны [Behning, 1928; Васильев, 1955; Карпевич, Бокова, 1963; Никаноров, Никанорова, 1963; Шаронов, 1971; Буторин и др., 1975; Карпевич, 1975; Небольсина, 1975; Никаноров, 1975; Яковлева, 1975; Поддубный, 1978; Еловенко, 1981; Мовчан, Смірнов, 1981, 1983; Кудерский, 1982, 2001; Щербуха, 1982; Кожевников, 1984; Смірнов, 1986; Мовчан, 1988, 2005; Шатуновский и др., 1988; Никаноров, Баранова, 1989; Козлов,

1993; Соколов и др., 1994; Karpova et al., 1996; Дгебуадзе, 2000; Евланов и др., 2000; Козловский, 2001; Левин, 2001; Слынько, 2001; Яковлев и др., 2001; Кочет и др., 2002; Новицкий и др., 2002, 2005; Slynko et al., 2002; Пашков и др., 2004; Долинский, 2005; Клевакин и др., 2005; Лужняк, Корнеев, 2006; Шашуловский, Мосияш, 2010] показали, что к настоящему времени в бассейнах рассматриваемых рек отмечено в общей сложности 58 видов-вселенцев. Из них более половины уже приобрели статус натурализовавшихся (табл. 2). Эти 58 видов представляют 2 класса, 15 отрядов, 25 семейств, 45 родов рыб и рыбообразных. Наибольшее количество видов-вселенцев приходится на бассейны Волги (43 вида) и Днепра (36), несколько меньше их в бассейне Дона (23).

Таблица 2. Чужеродные виды миног и рыб в бассейнах рек Волга, Дон и Днепр

Виды и их таксономическое положение	Векторы инвазий чужеродных видов рыб		
	Дон-Маньч	Волга	Днепр
CEPHALASPIDOMORPHI PETROMYZONTIFORMES Petromyzontidae BONAPARTE, 1832			
1. <i>Lampetra mariae</i> (Berg, 1931) – украинская минога	-	I (или P)	-
PISCES OSTEICHTHYES ACIPENSERIFORMES Acipenseridae BONAPARTE, 1832			
2. <i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758 – стерлядь	R	R	R
3. <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt, 1833 – русский осетр	-	R	R
4. <i>Acipenser nudiiventris</i> Lovetsky, 1828 – шип	-	R	-
5. <i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869 – сибирский осетр	A	A	A
6. <i>Acipenser stellatus</i> , Pallas, 1771 – севрюга	-	R	-
7. <i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758) – белуга	-	R	R
Polyodontidae BONOPARTE, 1832			
8. <i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792) – лопатонос	-	A	A
CLUPEIFORMES Clupeidae CUVIER, 1816			
9. <i>Alosa caspia</i> (Eichwald, 1838) – каспийский пузанок	-	I	-
10. <i>Alosa immaculata</i> (Bennett, 1835) – черноморский пузанок	I	-	-
11. <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840) – черноморско-каспийская тюлька	I	I	I

SALMONIFORMES			
Salmonidae RAFINESQUE, 1815			
12. <i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758 – кумжа	-	R	-
13. <i>Oncorhynchus keta</i> (Walbaum, 1792) – кета	-	A	-
14. <i>O. mykiss</i> (Walbaum, 1792) – микижа	-	A	-
Coregonidae COPE, 1872			
15. <i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758) – европейская ряпушка	-	I & P	-
16. <i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789) – пелядь	-	A	-
Osmeridae REGAN, 1913			
17. <i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758) – корюшка	-	I	-
ANGUILLIFORMES			
Anguillidae RAFINESQUE, 1810			
18. <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758) – угорь	A	A	A
CYPRINIFORMES			
Cyprinidae BONAPARTE, 1832			
19. <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758) – рыбец	-	A	-
20. <i>Leuciscus boristhenicus</i> (Kessler, 1859) – калинка, бобырец	-	-	R
21. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) – белый толстолобик	A	A	A
22. <i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846) – пестрый толстолобик	A	A	A
23. <i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776) – горчак	-	P	-
24. <i>Stenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) – белый амур	A	A	A
25. <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846) – черный амур	A	A	A
26. <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846) – амурский чебачок	A	-	A
27. <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 – карп	R	R	R
28. <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782) – золотой карась	-	-	R
Catostomidae COPE, 1871			
29. <i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque, 1819) – короткорылый буффало	A	A	A
30. <i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844) – длиннорылый буффало	A	A	A
31. <i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque, 1820) – черный буффало	A	A	A
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae BONAPARTE, 1838			
32. <i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859) – гамбузия	-	A	A
33. <i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859 – гуппи	A	A	A
ATHERINIFORMES			
Atherenidae GÜNTHER, 1861			
34. <i>Atherina boyeri</i> Risso, 1826 – атерина	-	-	I
BELONIFORMES			
Adrianichthyidae			
35. <i>Oryzias sinensis</i> Chen, Uwa et Chu, 1989 – медака	-	-	A

MUGILIFORMES			
Mugilidae BONAPARTE, 1831			
36. <i>Liza haematocheilus</i> (Temminck et Schlegel, 1845) – пиленгас	A	-	-
SYNGNATHIFORMES			
Syngnathidae RAFINESQUE, 1810			
37. <i>Syngnathus nigrolineatus</i> Eichwald, 1831 – черноморская пухлощекая игла-рыба	I	I	I
GASTEROSTEIFORMES			
Gasterosteidae BONAPARTE, 1831			
38. <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859) – южная колюшка	I	I	-
39. <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758 – трехиглая колюшка	-	I	I
PERCIFORMES			
Percidae CUVIER, 1816			
40. <i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788) – берш	-	-	A
Moronidae Johnson, 1984			
41. <i>Morone saxatilis</i> (Walbaum, 1792) – полосатый окунь	A	-	-
Centrarchidae BLEEKER, 1859			
42. <i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802) – большеротый окунь	-	A	-
43. <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) – солнечный окунь	A	-	A
Cichlidae Bleeker, 1859			
44. <i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852) – тилапия	A	A	A
Eleotrididae REGAN, 1911			
45. <i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877 – головешка ротан	A	A	A
Gobiidae BONAPARTE, 1832			
46. <i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874) – звездчатая пуголовка	-	I	-
47. <i>Benthophiloides brauneri</i> (Beling et Iljin, 1927) – пуголовочка Браунера	-	-	I
48. <i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814) – бычок кнут	-	-	I
49. <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) – бычок песочник	I	I	-
50. <i>Neogobius iljini</i> Vasiljeva et Vasiljev, 1996 – бычок головач	I	I	-
51. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) – круглоротый бычок	-	I	I
52. <i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857) – бычок гонец	-	-	I
53. <i>Neogobius syrman</i> (Nordmann, 1840) – бычок ширман	-	I	-
54. <i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814) – бычок цуцик	-	I	-

Channidae BERG, 1940			
55. <i>Channa argus</i> (Cantor, 1842) – змееголов	-	A	A
PLEURONECTIFORMES			
Pleuronectidae RAFINESQUE, 1815			
56. <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758) – речная камбала	I	I	I
SILURIFORMES			
Ictaluridae GILL, 1861			
57. <i>Ameiurus nebulosus</i> (Le Sueur, 1819) – американский сомик	-	-	A
58. <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818) – канальный сомик	A	A	A

Условные обозначения: А – преднамеренно и случайно интродуцированные виды рыб; R – реинтродуценты; I – аутовселенцы; P – реликтовые аутовселенцы; «-» – вид отсутствует в бассейне.

Векторы инвазий чужеродных видов

Основными векторами (способами) вселения чужеродных видов в рассматриваемые бассейны являются: преднамеренная или случайная интродукция человеком; связанная с первым вектором, реинтродукция ранее обитавших в водоемах бассейна видов; саморасселение (часто из смежных бассейнов в связи с гидростроительством) видов; связанное со вторым вектором саморасселение реликтовых видов, которые расширяют свои ареалы в пределах бассейнов (часто вследствие климатических изменений и трансформации местообитаний человеком, в частности, при ликвидации порогов на рассматриваемых реках при гидростроительстве). Следует заметить, что подавляющее большинство реинтродуцентов не может считаться по-настоящему видами-вселенцами, поскольку это именно те виды, чье отсутствие в большей части рассматриваемых бассейнов является следствием мероприятий по зарегулированию стоков рек. К таким видам относятся почти все осетровые и кумжа, а в бассейне Днепра еще и бобырец. Исключение составляют сазан во всех трех бассейнах, и дополнительно серебряный карась в бассейне Днепра. Эти два вида исторически присутствовали в данных реках, однако уже на протяжении долгого времени их

численность искусственно поддерживается человеком. Преднамеренно и случайно интродуцированных и саморасселившихся рыб в бассейне Волги насчитывается 36, в бассейне Днепра – 30, в бассейне Дона – 21. Во всех бассейнах наибольшая доля чужеродных видов приходится на интродуцированных рыб, а наименьшая – на реинтродуцентов (рис. 1). Среди интродуцированных рыб доминируют представители карпообразных, карпозубых и окунеобразных, среди саморасселяющихся вселенцев наибольшее число видов – представители сельдевых и бычковых. Большинство осетровых являются реинтродуцентами, и только один вид, сибирский осетр – чужеродный. В Днестре наибольшее относительное число интродуцированных человеком видов, по сравнению с аутовселенцами. В Волге, хотя абсолютное количество интродуцированных человеком рыб сопоставимо с Днестром, однако относительное их число снижается вследствие большого количества аутовселенцев. Доля последних, как в абсолютном, так и в относительном выражении самая высокая в Волге. Данное обстоятельство имеет несколько причин. Во-первых, непосредственный контакт Волги с реками и озерами Белого и Балтийского морей после строительства каналов дал возможность для проникновения и

расселения по Волге двух северных видов – снетка и ряпушки [Шаронов, 1971]. Днепр и Дон не были затронуты северным инвазионным потоком. Во-вторых, Каспийское море, как основной источник аутовселенцев в Волге, имеет большую близость по уровню солености и другим гидрохимическим показателям с Волжскими водохранилищами, чем

Черное море с Днепровскими водохранилищами [Черное море, 1983; Каспийское море..., 1986; Панин и др., 2005]. В-третьих, для Волги характерно более интенсивное судоходство [Проблема территориального перераспределения..., 1985], что во многом облегчает процесс саморасселения по бассейну новых видов [Lavoie et al., 1999].

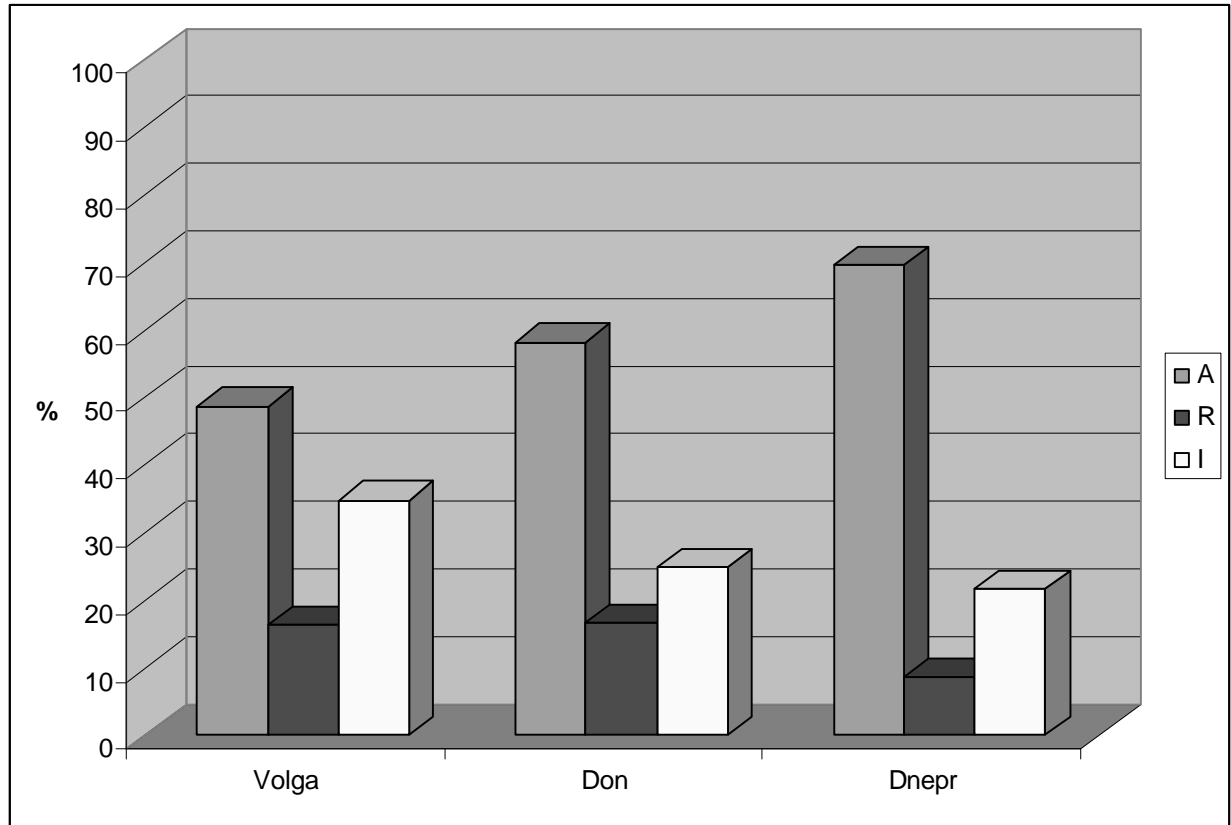


Рис. 1. Относительные доли преднамеренно и случайно интродуцированных (A), реинтродуцированных (R) и саморасселившихся видов (аутовселенцев) рыб (I) в бассейнах Волги, Дона и Днепра.

Известно, что реальный экологический эффект биологических инвазий чужеродных видов возникает только в случае успешной натурализации чужеродного вида, когда новый вид успешно встраивается в экосистему, становится полноправным элементом нативного сообщества [Элтон, 1960]. Часть из выявленных чужеродных видов рыб не смогли полностью или частично натурализоваться в естественных условиях Волги, Дона и Днепра и сформировать самовоспроизводящиеся популяции. К настоящему времени из всех выявленных по бассейнам чужеродных видов в Дону натурализовалось –

70%, в Днепре – 62%, а в Волге – 62% видов. Однако в абсолютном количестве выражении наибольшее число видов натурализовались именно в Волге – 27 видов, против 24 в Днепре и 16 – в Дону. Вместе с тем по соотношению векторов инвазий натурализовавшихся видов рассматриваемые бассейны существенно различаются (рис. 2). В Волге среди натурализовавшихся видов доминируют аутовселенцы и кроме того по бассейну стали расширять свои ареалы реликтовые виды. В Дону и Днепре большинство успешно вселившихся видов приходится на долю преднамеренно интродуцированных рыб.

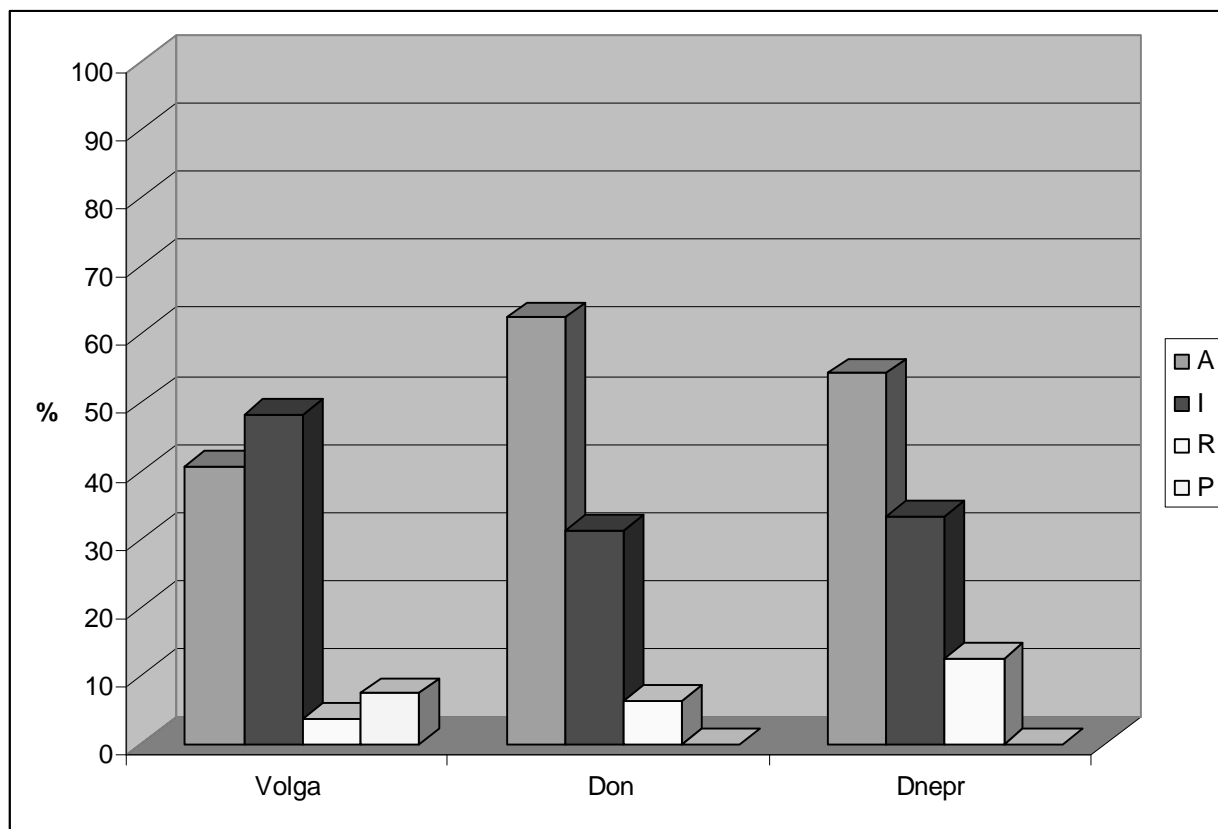


Рис. 2. Относительные доли натурализовавшихся в бассейнах Волги, Дона и Днепра чужеродных и ранее существовавших видов. Обозначения: см. табл. 2.

Инвазионные пути и водоемы-доноры

Большинство видов-вселенцев в бассейнах трех рек происходят из двух регионов-доноров – Дальнего Востока (кета, толстолобики, амуры, псевдорасбора, ротан-головешка, змееголов, пиленгас, медака) и Америки (чукучановые, пецилиевые, икталуровые, мороновые и центрарховые). Есть и исключения: волжский судак вселен в Днепр из Волги, а в Волгу вселен из бассейна Балтийского моря рыбец. Основные водоемы-реципиенты располагаются в нижних участках рек и здесь же отмечена наибольшая натурализация вселенцев. Некоторые из видов-вселенцев не только успешно натурализовались в рассматриваемых бассейнах, но и осуществляют самостоятельное продвижение по ним – головешка-ротан, псевдорасбора, гуппи. Среди аутоакклиматизантов доминируют понто-каспийские пресноводные, солоноватоводные и морские виды (сельдевые, бычковые, колюшки, атерина и игла-рыба). Все они характеризуются

отчетливой направленностью расселения – вверх по течениям Волги, Дона и Днепра, на север (рис.3). Вообще, число видов рыб саморасселившихся с севера на юг оказалось крайне незначительным и это направление инвазии характерно только для бассейна Волги. Помимо камбалы и угря (находки которых единичны) в Волгу с севера на юг распространились только два представителя лососеобразных – ряпушка и снеток. Вверх и вниз по бассейну Волги успешно расширяют свои ареалы такие реликтовые виды, как горчак и украинская минога. Все три рассматриваемые реки явно выполняют функции инвазионных коридоров, так как по ним постоянно происходит распространение рыб. По системе Волго-Донского канала осуществляется обмен видами между Азово-Черноморским и Каспийским бассейнами: бычок головач проник в Дон [Лужняк, Корнеев, 2006], а черноморская пухлощекая игла-рыба еще в 1960-е гг. проникла из Азовского моря в Волгу и в Каспийское море [Шаронов,

1971)]. Понто-каспийский бычок-кругляк по системе Днепр – Припять – Зап. Буг – Висла проник в Балтийское море. В

Волге черноморско-каспийская тюлька и малая южная колюшка распространились далеко на север и достигли оз. Белого.

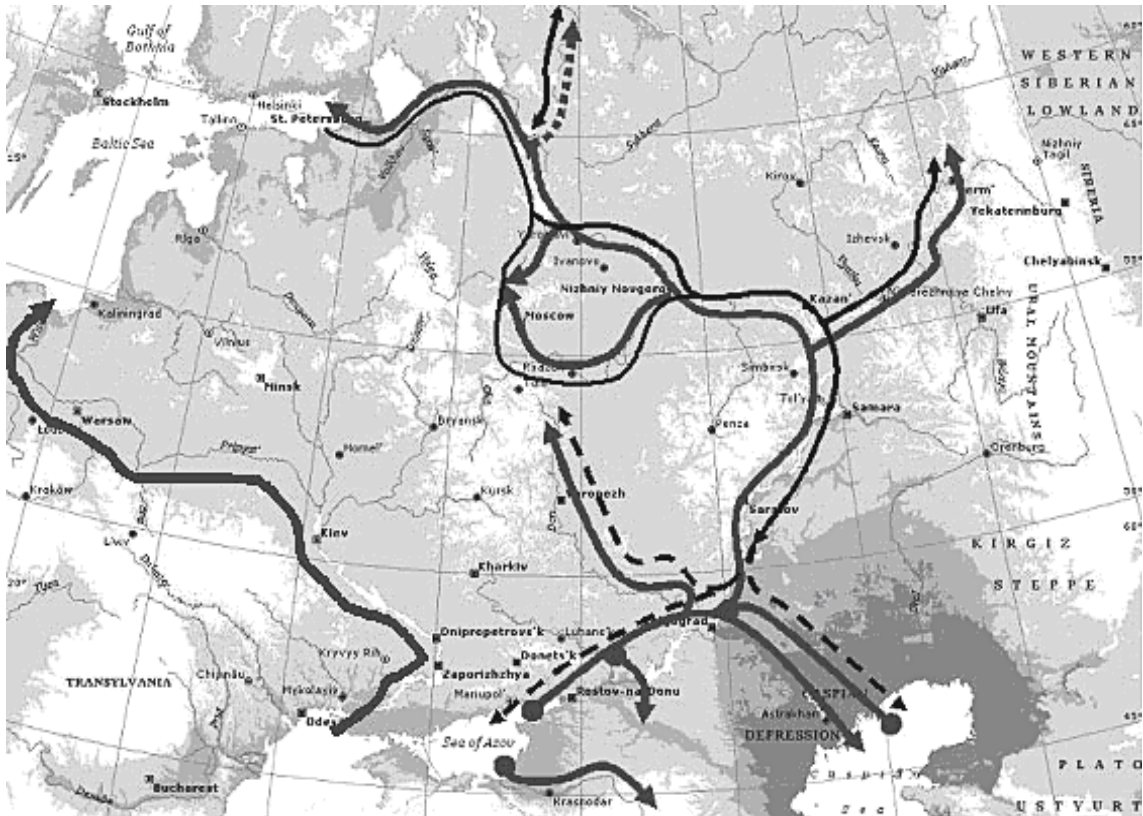


Рис. 3. Основные инвазионные пути расселения рыб в Понто-Каспийском бассейне
 ————— — южный инвазионный коридор,
 ————— — северный инвазионный коридор.

Темпы инвазий

Анализ темпов инвазий рыб в рассматриваемых водоемах осуществляли не по факту первого обнаружения нового вида, а по факту его натурализации. Сравнение темпов проводили в отношении бассейнов Днепра и Волги, поскольку только для этих рек имелось достаточное количество данных последовательных наблюдений. Хотя почти все из перечисленных выше (табл. 2) преднамеренно интродуцированных видов уже присутствовали в бассейнах Днепра и Волги к началу 1950-х гг., однако случаев их натурализации не наблюдалось. В основном первые факты натурализации новых видов в бассейнах связаны с созданием межбассейновых каналов, с завершением заполнения водохранилищ нижних течений рек и ликвидацией речных порогов (рис. 4).

Основные вселенцы этого периода – это виды понто-каспийского солоноватоводного комплекса (черноморско-каспийская тюлька, черноморо-азовская проходная сельдь, бычок кругляк и черноморская пухлощечая игла-рыба) в Днепре и виды северного озерного комплекса (ряпушка, снеток) и понто-каспийского (черноморско-каспийская тюлька, бычок кругляк, черноморская пухлощечая игла-рыба) в Волге. Особенностью первого этапа инвазии стало появление этих видов в водохранилищах, расположенных на месте бывших речных порогов. Затем наступил период приостановления инвазии, которая возобновилась с середины 1980-х гг., синхронно в обоих речных бассейнах. С этого момента пополнение ихтиофаун Днепра и Волги новыми понто-каспийскими видами

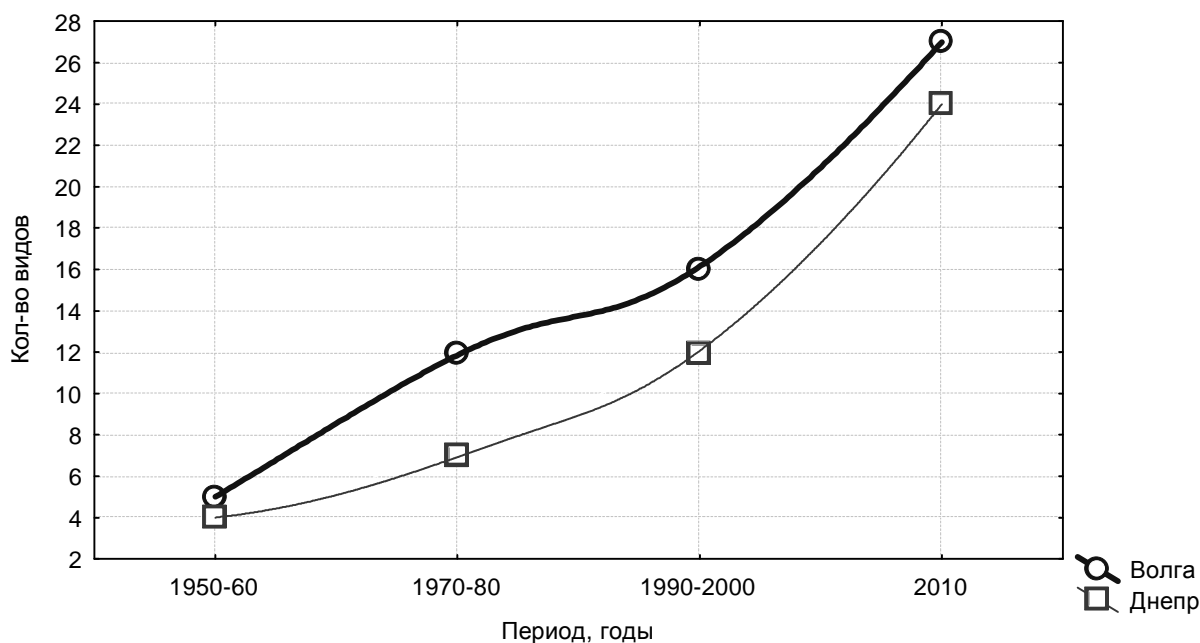


Рис. 4. Динамика натурализации чужеродных видов рыб в бассейнах Волги и Днепра.

приобретает нарастающий характер, а с середины 1990-х гг. регулярно стали отмечаться случаи формирования самовоспроизводящихся популяций и нарастание численности ранее интродуцированных в бассейн чужеродных видов. Можно констатировать, что с конца 1980-х гг. инвазии рыб в бассейны Днепра и Волги приобрели характер взрывной массовой экспансии, которая проходит с нарастающей скоростью. За период с 2000 г. по 2006 г. число видов ихтиофауны обеих рек увеличилось в два раза, по сравнению со всем предшествующим периодом, начиная с 1950-х гг. Этот процесс может быть продемонстрирован на примере наиболее интенсивно расселяющихся, и продвинувшихся вверх по Волге дальше всех понто-каспийских видов – черноморско-каспийской тюльки и бычка цуцка (рис.5). Начав свое движение по Волге в 1960-х гг. к середине 1990-х гг. тюлька, достигла только Горьковского водохранилища (средняя часть Волги), затратив на весь путь более 30 лет. Затем, менее, чем за 10 лет тюлька освоила оставшиеся водохранилища Верхней Волги и водохранилища в системе Беломоро-Балтийского канала, дойдя к 2001 г. до оз. Белого. Бычок-цуцка, бентофильный литоральный оседлый

вид, начал свое продвижение по Волге также еще в 1960-х гг., однако к середине 1990-х гг. продвинулся не далее Куйбышевского водохранилища (самого нижнего водохранилища в каскаде средневолжских водохранилищ). А в начале 2000-х гг. произошло взрывное расширение его ареала и буквально за 3–4 года бычок цуцка вселился в Чебоксарское, Горьковское и Рыбинское водохранилища и в настоящее время достиг Угличского водохранилища.

Выявленный характер темпов инвазий в бассейнах Волги и Днепра, выражающийся в преимущественном ускоренном расселении по бассейну понто-каспийских видов, активной натурализацией преднамеренно интродуцированных видов, происходящих из более южных регионов и отчетливая синхронность инвазий рыб в рассматриваемых бассейнах, по нашему мнению, является прямым следствием процесса глобального потепления. Детальные исследования эффектов этого явления на рассматриваемых территориях свидетельствуют, что именно в середине 1980-х – начале 1990-х гг. формируется устойчивый тренд роста среднегодовых наземных температур и температур поверхностных вод, уменьшается продолжительность

ледового покрытия водоемов, усиливается циклоническая активность воздушных масс, прекращается регрессия Каспийского моря и начинается повышение его уровня, увеличивается водность на всей территории водосборных бассейнов Волги, Дона и Днепра [Антропогенные воздействия ..., 2003; Коломыц, 2003; Панин и др., 2005]. В пользу справедливости предположения о решающей роли глобального потепления в развитии современного

инвазионного процесса свидетельствует и тот факт, что с середины 1980-х гг. северные аутовселенцы, которые уже в начале 1950-х гг. проникли в Волгу и за последующие 30 лет достигли нижневолжских водохранилищ, стали сокращать свои ареалы и в настоящее время снеток практически исчез из бассейна Волги, а ряпушка присутствует только в верхневолжских водохранилищах и имеет низкую численность.

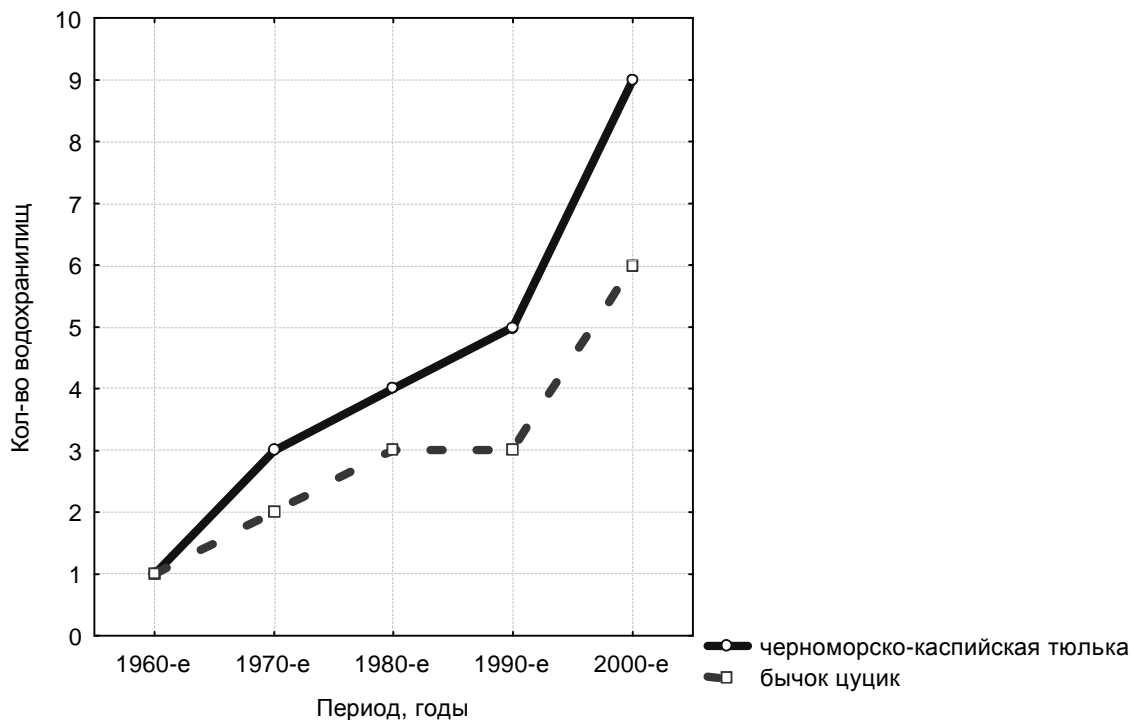


Рис.5. Динамика расселения бычка-цуцика (*Proterorhinus marmoratus*) и черноморско-каспийской тюльки (*Clupeonella cultriventris*) в бассейне Волги.

Заключение

Таким образом, на рубеже тысячелетий экспансия чужеродных видов рыб в бассейнах крупнейших рек восточной части Понто-Каспийского региона приобрела массовый взрывной характер. Стремительно меняется видовое разнообразие и таксономический состав рыб Волги, Дона и Днепра. Можно с уверенностью утверждать, что на наших глазах разворачивается сценарий, аналогичный постплейстоценовому освоению рек, освободившихся тогда от оледенения, видами, составившими основу современной ихтиофауны рассматриваемых бассейнов. В тот

период начавшееся потепление совпало по времени с образованием в бассейнах рек Волги, Дона и Днепра обширных постледниковых озер и с трансгрессиями Черного и Каспийского морей. В настоящее время мы отмечаем совпадение фактора глобального потепления с произведенным человеком зарегулированием стоков, обусловившим превращение крупных рек в цепочку озеровидных водоемов. Именно эти два обстоятельства и являются непосредственными причинами и основой устойчивости процесса биологических инвазий рыб в бассейнах

крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна в современный период.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ №10-04-00753-а и Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Биологическое разнообразие».

Литература

- Авакян А.Б., Широков В.М. Рациональное использование и охрана водных ресурсов. Екатеринбург: Изд-во «Виктор», 1994. 320 с.
- Антопогенное воздействие на водные ресурсы в России и сопредельных странах в конце XX столетия /Ред. Н.И. Коронкевич, И.С. Зайцева. М.: Наука, 2003. 367 с.
- Атлас пресноводных рыб России: В 2-х т. /Под ред Ю.С. Решетникова.. М.: Наука, 2003. 379 с. (1 т.), 253 с. (2 т.).
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1949. Т. 2. С. 469–925.
- Буторин Н.В., Гордеев Н.А., Ильина Л.К. Рыбинское водохранилище // Известия ГосНИОРХ. 1975. Вып. 102. С. 39–68.
- Васильев Л.И. Особенности формирования ихтиофауны Рыбинского водохранилища в период 1941–1952 гг. // Тр. Биологической станции Борок. М.; Л.: Наука, 1955. С. 142–168.
- Дгебуадзе Ю.Ю. Экология инвазий и популяционные контакты животных: общие подходы // Инвазионные виды в Европейских морях России. Апатиты, 2000. С. 35–50.
- Денисова А.И. Формирование гидрохимических показателей Днепровских водохранилищ и методы их оценки. Киев: Наукова Думка, 1979. 292 с.
- Долинский В.Л. К вопросу о проникновении морской пухлощечкой иглы-рыбы (*Syngnathus abaster nigrolineatus* Eichwald, 1831) в бассейн Днепра // Тез. докл. II Междунар. симпозиума по изучению инвазийных видов. Рыбинск; Борок. 2005. С. 187–188.
- Евланов И.А., Козловский С.В., Антонов П.И. Кадастр рыб Самарской области. Тольятти: Изд-во ИЭВБ РАН, 1998. 222 с.
- Евланов И.А., Козловский С.В., Розенберг Г.С. Современное состояние рыбного хозяйства Средней Волги. Тольятти: Изд-во ИЭВБ РАН, 2000. 24 с.
- Еловенко В.Н. Систематическое положение и географическое распространение рыб семейства Eleotridae (Gobioidei, Perciformes), интродуцированных в водоемы Европейской части СССР, Казахстана и Средней Азии // Зоологический журнал. 1981. Т. 60. С. 1517–1522.
- Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизаций водных организмов. М.: Пищ. пром-сть, 1975. 342 с.
- Карпевич А.Ф., Бокова Е.Н. Интродукции рыб и водных беспозвоночных в СССР на протяжении 1960–1961 гг. // Вопросы ихтиологии. 1963. Т. 3. С. 366–395.
- Каспийское море: Гидрология и гидрохимия / Ред. Г.В. Воропаев. М.: Наука, 1986. 261 с.
- Квасов Д.Д. Постчетвертичная история крупных озер и внутренних морей Восточной Европы. Л.: Наука, 1975. 278 с.
- Клевакин А.А., Блинов Ю.В., Минин А.Е., Пестов Ф.С., Постнов Д.И. Рыболовство в Нижнем Новгороде. Нижний Новгород: Изд-во Нижегородского университета, 2005. 96 с.
- Кожевников Г.П. Оценка рыбных запасов Волго-Камских водохранилищ и их использование. Л.: Научные тр. ГосНИОРХ. 1984. Вып. 210. С. 47–54.
- Козлов В.И. Экологическое прогнозирование ихтиофауны пресных вод (на примере Понто-Каспийского региона). М.: Изд-во ВНИРО. 1993. 252 с.
- Козловский С.В. Рыбы. Самара: Самарское книжное изд-во, 2001. 224 с.
- Коломыц Е.Г. Региональная модель глобальных изменений природной среды. М.: Наука, 2003. 371 с.
- Кочет В.Н., Новицкий Р.А., Христов О.А., Ушаповский И.П. Экзотические рыбы водохранилищ Днепропетровской

- области // Рыбное хозяйство Украины. 2002. № 3–4. С. 1–16.
- Кудерский Л.А. Самоакклиматизация американского канального сомика в Черепетском водохранилище // Науч. тр. ГосНИОРХ. 1982. Вып. 187. С. 219–232.
- Кудерский Л.А. Акклиматизация рыб в водоемах России // Вопросы рыболовства. 2001. Т. 2. № 1(5). С. 6–85.
- Лебедев В.Д. Пресноводная четвертичная ихтиофауна Европейской части СССР. М.: Изд-во МГУ, 1960. 404 с.
- Левин Б.А. Нахождение украинской миноги *Eudontomyzon mariae* (Petromyzontidae) в бассейне р. Волга // Вопросы ихтиологии. 2001. Т. 41. №. 6. С. 849–850.
- Линдберг Г. Крупные колебания уровня океана в четвертичном периоде. Л.: Наука, 1972. 548 с.
- Литвинов А.С. Энерго- и массо- водообмены в каскаде Волжских водохранилищ. Ярославль: Тип. ЯрГТУ, 2000. 83 с.
- Лужняк В.А., Корнеев А.А. Современная ихтиофауна бассейна Нижнего Дона и антропогенные воздействия на бассейн // Вопросы ихтиологии. 2006. Т. 46. № 4. С. 503–511.
- Мовчан Ю.В. Фауна України. Риби. Київ: Наукова Думка, 1988. Т. 8.3. 368 с.
- Мовчан Ю.В. До характеристики різноманіття іхтиофауни прісноводних водойм України (таксономічний склад, розподіл по річковим басейнам, сучасний стан) // Збірник праць Зоолог. музею. 2005. № 37. С. 70–82.
- Мовчан Ю.В., Смірнов А.І. Фауна України. Риби. Київ: Наукова Думка, 1981. Т. 8.2.1. 428 с.
- Мовчан Ю.В., Смірнов А.І. Фауна України. Риби. Київ: Наукова Думка, 1983. Т. 8.2.2. 360 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. 287 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Беспозвоночные // Волга и ее жизнь./ Ред. Н.В. Буторин. Л.: Наука, 1978. С. 153–202.
- Небольсина Т.С. Волгоградское водохранилище // Известия ГосНИОРХ. 1975. Вып. 102. С. 130–148.
- Никаноров Ю.И. Иваньковское водохранилище // Известия ГосНИОРХ. 1975. Вып. 102. С. 5–25.
- Никаноров Ю.И., Баранова В.В. Рыбное хозяйство водохранилищ бассейна Верхней Волги // Науч. тр. ГосНИОРХ. 1989. Вып. 294. С. 124–143.
- Никаноров Ю.И., Никанорова Е.А. Рыбы оз. Селигер и их биология // Тр. Осташковского отд. ГосНИОРХ. 1963. Вып. 1. С. 9–17.
- Никольский Г.В. Краткий обзор ископаемой четвертичной фауны пресноводных рыб СССР // Известия Всесоюзного географического общества. 1945. № 5. С. 288–292.
- Никольский Г.В. Структура видов и закономерности изменчивости рыб. М.: Пищевая пром-сть, 1980. 184 с.
- Новицкий Р.А., Христов О.А., Кочет В.Н., Бондарев Д.Л. Некоторые аспекты самоакклиматизации рыб в Днепровском водохранилище // Бюл. Днепропетровского университета. Сер. Биология, экология. 2002. Т. 10. № 1. С. 87–90.
- Новицкий Р.А., Христов О.А., Кочет В.Н., Бондарев Д.Л. Аннотированный список рыб Днепровского водохранилища и его притоков // Бюл. Днепропетровского университета. Сер. Биология, экология. 2005. Т. 13. № 1. С. 185–201.
- Обидиентова Г.В. Эрозионные циклы и формирование долины Волги. М.: Наука, 1977. 240 с.
- Панин Г.Н., Мамедов Р.М., Митрофанов И.В. Современное состояние Каспийского моря. М.: Наука, 2005. 356 с.
- Пашков А.Н., Плотников Г.К., Шутов И.В. Новые данные по структуре и распространению видов-акклиматизантов в ихтиоценозах континентальных водоемов Северо-Западного Кавказа // Бюл. высшей школы. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2004. Вып. 1. С. 124–130.

- Пидопличко И.Г., Макеев П.С. Климат и ландшафты в прошлом. Киев: Изд-во Укр. АН, 1952. Ч. 1. С. 1–88.
- Поддубный А.Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 312 с.
- Поддубный А.Г. Ихтиофауна // Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. С. 228–247.
- Проблема территориального перераспределения водных ресурсов / Ред. Г.В. Воропаев, Д.Ю. Раткович и др. М.: Институт водных проблем АН СССР, 1985. 504 с.
- Слынько Ю.В. Проблема, природа и последствия биологических инвазий в Волге // Экологические проблемы Верхней Волги / Ред. А.И. Копылов. Ярославль: Изд-во ЯрГТУ, 2001. С. 77–79.
- Смирнов А.И. Фауна Украины. Рыбы. Київ: Наукова Думка, 1986. Т. 8.5. 320 с.
- Соколов Л.И., Соколова Е.Л., Пегасов В.А. и др. Ихтиофауна р. Москва в пределах г. Москва и некоторые данные по ее состоянию // Вопросы ихтиологии. 1994. Т. 34. № 5. С. 634–641.
- Тюрюканов А.Н., Федоров В.М., Тимофеев-Ресовский Н.В. Биосферные раздумья. М.: Изд-во РАЕН, 1996. 368 с.
- Физико-географическое районирование СССР / Ред. Н.А. Гвоздецкий. М.: Изд-во МГУ, 1968. 576 с.
- Фортунатов М.А. Физико-географическая характеристика бассейна Волги // Волга и ее жизнь / Ред. Н.В. Буторин. Л.: Наука, 1978. С. 7–31.
- Черное море / Ред. А. Вилканов, Х. Данов и др. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 407 с.
- Шаронов И.В. Расширение ареалов некоторых видов рыб в связи с зарегулированием Волги // Волга-1. Проблемы изучения и рационального использования биологических ресурсов водоемов. Куйбышев: Куйбышевское книжное изд-во, 1971. С. 226–233.
- Шатуновский М.И., Огнев Е.Н., Соколов Л.И., Цепкин Е.А. Рыбы Московской области. М.: Наука, 1988. 143 с.
- Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК, 2010. 250 с.
- Щербуха А.Ю. Фауна Украины. Рыбы. Київ: Наукова Думка, 1982. Т. 8.4. 384 с.
- Элтон Ч. Экология нашествий животных и растений. М.: Изд-во Иностран. лит-ра, 1960. 230 с.
- Яковлев В.Н., Слынько Ю.В., Кияшко В.И. Аннотированный каталог круглоротых и рыб бассейна Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги / Ред. А.И. Копылов. Ярославль: Изд-во ЯрГТУ, 2001. С. 52–69.
- Яковлева А.Н. Саратовское водохранилище // Известия ГосНИОРХ. 1975. Т. 102. С. 118–130.
- Behning A. Das Leben der Volga. Die Binnengewässer. Stuttgart, 1928. Bd.5. 162s.
- Berg L.S. The review of distribution of fresh-water fishes of Europe // Zoogeographica. 1932. 1, 2. P. 236–319.
- Karpova E.I., Petr T., Isaev A.I. Reservoir Fisheries in the Countries of the Commonwealth of Independent States // FAO Fisheries Circular. 1996. 915. 132 pp.
- Lavoie D.M., Smith L.D., Ruiz. G.M. The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships // Estuarine, Coastal and Shelf Science. 1999. 48. P. 551–564.
- Litvinov A.S. Energy and mass exchange in Volga cascade reservoirs. Yaroslavl, 2000. 83 с. (in Russian).
- Slynko Y.V., Korneva L.G., Rivier I.K. et al. The Caspian-Volga-Baltic invasion corridor // In: Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management / Ed. E. Leppakoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht; Boston; London: Kluwer Academic Publ, 2002. P. 399–411.
- Yakovlev V.N., Slynko Y.V., Kiyashko V.I. The annotated catalogue of cyclostomata and fishes of Upper Volga basin // In: Ecological problems of Upper Volga / Ed. A.I. Kopylov. Yaroslavl: Publ. Yaroslavl Technical University, 2001. P. 52–69 (in Russian).

SCALES, DIRECTIONS AND RATES OF ALIEN FISH INVASIONS IN THE BASINS OF THE LARGEST RIVERS OF THE PONTO-CASPIAN REGION. The REVIEW

© 2010 Slynko Yu.V.¹, Dgebuadze Yu.Yu.²,
Novitskiy R.A.³, Kchristov O.A.³

¹ I. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS,
Yaroslavl province, 152742 Borok, Russian Federation, syv@ibiw.yaroslavl.ru

² A.N. Severtsov Institute of Problems of Ecology and Evolution RAS,
Moscow, Russian Federation

³ O. Gonchar Dnepropetrovsk National University,
Dnepropetrovsk, Ukraine

The review of occurrence and naturalization of alien species of fishes in the basins of the largest rivers of the Ponto-Caspian drain (Dnepr, Don, and Volga) is given. For the last 50 years in the basins of these rivers more than 50 new species of fishes have appeared, from which about 25 ones can be recognized as naturalized. Classification of species-invaders according to ecological, taxonomical and life history categories has been carried out. The basic vectors of invasion are described. The doubtless prevalence in number of species is seen for the southern invaders among which the domination of Ponto-Caspian species is noted. It is established that the greatest ecological success belongs to inherent in autoexpansion species. Dynamics of establishing of new species in native ecosystems is analyzed. It is established that invasion process in river basins under study is accelerated both by quantity of occurrence of new species and the speed of naturalization.

Key words: biological invasion, fish, Ponto-Caspian region, area, waters reconstruction, climatic changes.

НОВЫЕ ВИДЫ В СОСТАВЕ ФИТОПЛАНКТОНА СЕВЕРО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

© 2010 Ясакова О.Н.

Южный научный центр РАН, ул. Чехова, 41, Ростов-на-Дону, 344006,

yasak71@mail.ru

Поступила в редакцию 12.10.2010

В составе фитопланктона северо-восточной части Черного моря в 1998–2009 гг. были зарегистрированы новые для этого района виды диатомовых (*Asterionellopsis glacialis* (Castr.) Round., *Lioloma pacificum* (Capp) Hasle), динофитовых (*Dinophysis odiosa* (Pavillard) Tai & Scogsberg., *Alexandrium ostenfeldii* (Pauls.) Balech et Tangen, *Oxytoxum variabile* Schill., *Gymnodinium stellatum* Hulburt) и золотистых водорослей (*Phaeocystis pouchetii* (Hariot) Lagerheim), ранее распространенных исключительно в северо-западной части Черного моря и прибосфорском районе. Сделано предположение об их интродукции с балластными водами коммерческих судов.

Ключевые слова: новые виды фитопланктона, северо-восточная часть Черного моря, Новороссийская бухта, балластные воды коммерческих судов.

Введение

В последние годы в Черном море все чаще стали регистрировать новые, не характерные для данного водоема виды фитопланктона [Георгиева, 1993; Сеничева, 2002; Мурина и др., 2008; Селифонова, 2009; Селифонова, Шмелева, 2010]. Многие авторы связывают этот факт с балластными водами коммерческих судов [Александров, 2004; Матишов, Селифонова, 2006; Звягинцев и др., 2009; Selifonova et al., 2008]. Достоверно установлено, что из недавно отмеченных для украинского побережья 28 видов фитопланктона [Теренько, 2005], пять были завезены с балластными водами судов из умеренных и тропических широт Атлантического, Тихого, Индийского океанов и Средиземного моря – *Gymnodinium uberrimum* (Allman) Kof. et Sw., *Spatulodinium pseudonociluca* (Pouchet) Cachon et Cachon, *Cochlodinium polykrikoides* Margelef, *Gyrodinium cf. aureolum* Hulburt, *Alexandrium pseudogoniaulax* (Biecheler) Horiguchi. Некоторые виды планктонных водорослей, ранее отмечаемые только в северо-западном и прибосфорском

районах Черного моря, стали появляться в северном и северо-восточном районах. Последняя ревизия фитопланктона в северо-восточной части проводилась в 2000–2005 гг. [Вершинин, Моручков, 2003; Вершинин и др., 2005; Vershinin, Morton, 2005; Vershinin et al., 2006]. Авторами были обнаружены несколько новых потенциально токсичных видов динофитовых *Cochlodinium polykrikoides*, *Alexandrium minutum* Halim, *Protoperidinium ponticum* Vershinin et Morton и диатомовых водорослей – *Pseudonitzschia pungens* Hasle, *Chaetoceros tortissimus* Gran., *Asterionellopsis glacialis* (Castr.) Round. Вселение и массовое развитие этих видов могут иметь непредсказуемые последствия для окружающей среды и здоровья человека, поэтому задачей наших исследований было выявление новых инвазийных видов фитопланктона и анализ их распространения в северо-восточной части Черного моря.

Материал и методика

Материалом для настоящего исследования послужили пробы фитопланктона, собранные в экспедициях Южного научного центра РАН в открытой северо-

восточной части Черного моря в апреле, июне и октябре 2008 г. и портах городов Новороссийск, Туапсе, Геленджик, Анапа 1–3 раза в сезон в 1998, 2004–2009 гг. (рис.1). Для выявления причины расселения видов в Новороссийском порту пробы отбирали из балластных танков судов, приходящих под погрузку

нефтепродуктами в 2006–2009 гг. Пробы фитопланктона фиксировали раствором формалина до конечной концентрации 1 % и обрабатывали стандартными методами [Сорокин, 1979, Федоров, 1979]. Определение видов фитопланктона производили по [Dodge, 1982, Carmelo, 1997].

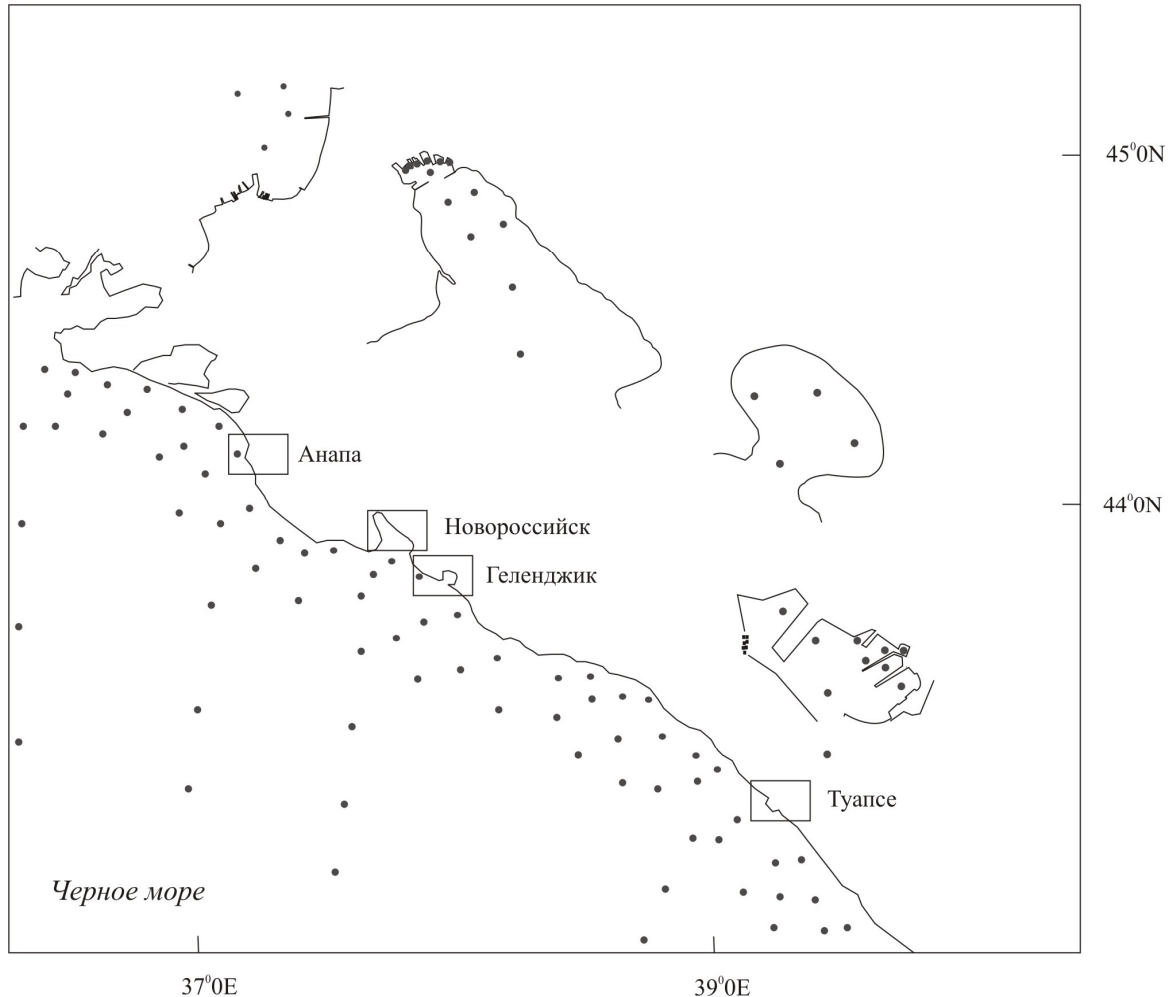


Рис. 1. Карта-схема района исследований.

Полученные результаты

В результате исследований в открытой части северо-восточного шельфа было обнаружено 114 видов фитопланктона. Среди динофитовых были отмечены два новых вида: океанический тропический *Oxytoxum variabile* Schill и *Gymnodinium stellatum* Hulbert, а также редкий для Черного моря океанический, бореальный *Cochlodinium citron* Kof.et Sw. Первый вид с численностью 217–325 тыс. кл./м³ встречался на глубоководных станциях

(> 50 м) от Новороссийска до Сочи в июне 2008 г., вид был отмечен на горизонте от поверхности до 20 м. Второй – с численностью 37–223 тыс. кл./м³ был обнаружен в тот же период времени на Керченском и Сочинском разрезах на горизонте 30–50 м. *Cochlodinium citron* зарегистрирован в октябре 2008 г. на Анапском и Новороссийском разрезах на глубинах от 0 до 30 м. Его численность составляла 47–110 тыс. кл./м³.

В составе фитопланктона Новороссийской бухты было отмечено 160 видов, среди которых зарегистрированы новые для региона виды диатомовых *Asterionellopsis glacialis*, *Lioloma pacificum* (Capp) Hasle (= *Thalassiothrix mediterranea* var. *pacifica* Cupp), *Thalassiothrix frauenfeldii* (Grun) Hallegraef, динофитовых *Alexandrium ostenfeldii* (Pauls.) Balech et Tangen., *Dinophysis odiosa* (Pavillard) Tai & Scogsberg. и золотистых водорослей *Phaeocystis pouchetii* (Hariot) Lagerheim. Следует отметить, что данные виды с 40-х гг. прошлого века отмечались

другими исследователями исключительно в северо-западной части Черного моря и прибосфорском заливе [Иванов, 1965; Георгиева, 1993; Сеничкина и др., 2001; Сеничева, 2002]. Общим для всех исследуемых бухт был *Thalassiothrix frauenfeldii* – вид, развивавшийся со средней численностью от 0.5 до 142 млн кл./м³ в период с марта 2005 г. по ноябрь 2006 г. (рис. 2). Вспышка численности вида в районах Туапсе и Новороссийска (93 и 142 млн кл./м³) пришлась на июль 2006 г. Дальнейшее развитие вида в планктоне бухт отмечено не было.

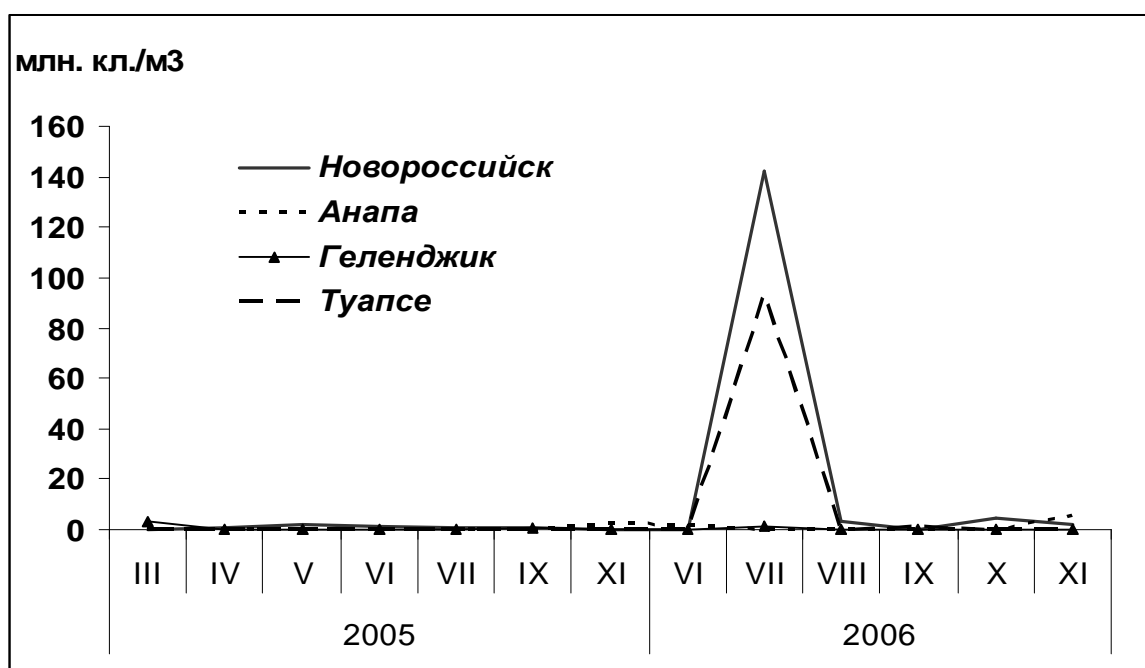


Рис. 2. Динамика средней численности *Thalassiothrix frauenfeldii* в бухтах северо-восточной части Черного моря. По оси абсцисс – годы и месяцы исследований.

В открытой части Новороссийской бухты в 2004 г. в небольшом количестве были зафиксированы виды рода *Alexandrium* (0.2 млн кл./м³). Их появление можно рассматривать как пример биологической инвазии посредством водяного балласта, так как ранее эти виды на акватории бухты не встречались, но были отмечены в балластных водах танкера «Achilleas» (0.12 млн кл./м³), следовавшего из порта Бургас (Болгария) под погрузку в порт Новороссийск в октябре 2006 г. Цисты водорослей этого рода давно известны

из донных отложений северо-западного района моря и были успешно пророщены в лабораторных условиях на черноморской воде [Александров и др., 2001]. Токсины этих водорослей обладают сильным нервно-паралитическим действием. При попадании вида в новую среду обитания, с оптимальными для него условиями существования, может произойти «экологический взрыв» численности, что в конечном итоге приведет к непредсказуемым последствиям. Следовательно, потенциально токсичные

микроводоросли, обнаруженные в балластных водах, подлежат особому контролю; необходимо исследовать их возможное распространение в составе планктонных сообществ и токсичный эффект.

В сентябре 2005 г. в Новороссийской бухте в количестве 0.1–0.2 млн кл./м³ было обнаружено развитие нового вида диатомовых *Lioloma pacificum*, впервые отмеченного в прибосфорском и северо-западном (Одесский порт) районах Черного моря [Георгиева, 1993; Александров и др., 2001; Теренько, Теренько; 2001]. Кратковременная вспышка численности вселенца (до 5.6 млн кл./м³) была отмечена в открытом

районе бухты в октябре 2006 г., в ноябре его численность вновь снизилась до 0.2–0.6 млн кл./м³ (рис. 3). В сентябре 2006 г. со средней численностью 240 тыс. кл./м³ (< 1 % от общей численности фитопланктона) вселенец развивался в Туапсинской бухте; в ноябре того же года – в районе Анапы (550 тыс. кл./м³) (1 % от общей численности фитопланктона). В последующие годы вид более не встречался. Первоначальное появление *Lioloma pacificum* в 2005 г. в открытой части Новороссийской бухты, в местах интенсивного сброса балластных вод, указывает на его вероятное вселение посредством водяного балласта.

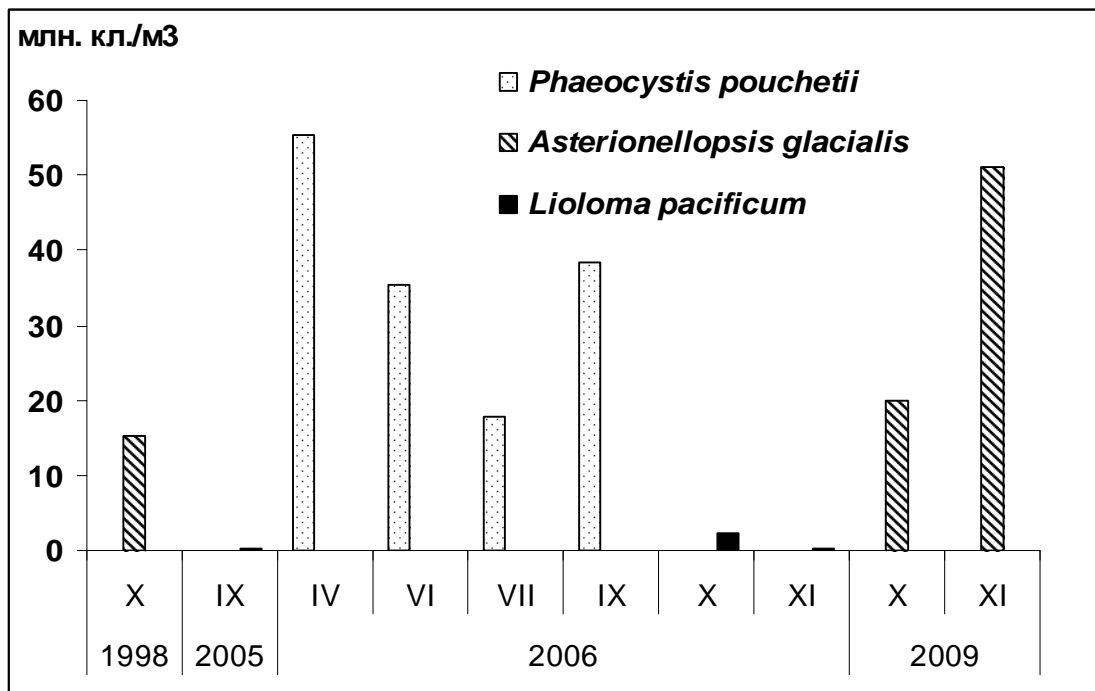


Рис. 3. Динамика средней численности основных инвазийных видов фитопланктона в Новороссийской бухте в период исследований. По оси абсцисс – годы и месяцы исследований.

Новый неритический эвригалинный тропическо-бореально-арктический вид диатомовых водорослей *Asterionellopsis glacialis* впервые в Новороссийской бухте был зарегистрирован в октябре 1998 г. (15.7–46 млн кл./м³). Затем на несколько лет он исчез из состава фитопланктона (рис. 3). В октябре 2009 г. на акватории Новороссийского порта вновь были обнаружены клетки этого вида (20 млн

кл./м³), что составило 8 % от общей численности диатомовых водорослей. В ноябре относительная численность вселенца повышалась до 67 % (51 млн кл./м³). Наблюдалось также расширение ареала вплоть до открытой части бухты, где на фоне доминировавшей золотистой *Emiliania huxleyi* (Lohm.) Hay at Mohler (68 %) он составил менее 1 % общей численности планктонных водорослей

(6 млн кл./м³). Вероятной причиной вторичной инвазии вида мог стать сброс водяного балласта судов в Новороссийском порту, подтверждением чему служило отсутствие *Asterionellopsis glacialis* в планктоне других бухт северо-восточной части моря в исследуемый период. Вид мог быть завезен из бухт северо-западного района моря и открытого побережья Крыма, где он образовал устойчивую популяцию с периодом вегетации с сентября по февраль, в диапазоне температур 14–24 °С. Его максимальная численность в этом районе достигала 1.3–1.6 млн кл./м³ [Сеничева, 2002; Сеничкина и др., 2001]. Для открытой северо-восточной части моря вид был указан А.О. Вершининым в октябре-ноябре 2001 г. [Вершинин и др., 2005].

В 2008 г. в планктоне Новороссийской бухты впервые был обнаружен редкий эвритермный вид динофитовых водорослей *Dinophysis odiosa* (0.3 млн кл./м³), встречавшийся в районе Севастополя в летний период 2001 г. при температуре 17.2 °С на глубине 30 м со средней численностью 1 тыс. кл./м³ [Сеничева, 2002]. Среди новых видов золотистых водорослей в Новороссийском порту с апреля по август 2006 г. в массе (до 160 млн кл./м³) развивался мелкоклеточный токсичный вид *Phaeocystis pouchetii* (26 % численности фитопланктона) (рис. 3). Мы полагаем, что эти виды также как и предыдущие, могли быть занесены с балластными водами судов.

Исследования фитопланктона балластных вод судов, пришедших под погрузку в порт Новороссийск в 2006–2009 гг. показали, что расширение биологического разнообразия фитопланктона Черного моря происходит также посредством судового водяного балласта. В каждом литре балласта содержалось от 6 до 40 видов фитопланктона со средней численностью 380 млн кл./м³. В общей сложности в балласте исследуемых судов было обнаружено развитие 90 видов водорослей, относящихся к семи

отделам: *Bacillariophyta*, *Dinophyta*, *Chrysophyta*, *Euglenophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanophyta*, *Cryptophyta*. Наибольшее число видов было отмечено среди диатомовых (49 видов) и динофитовых водорослей (33 вида). Фитопланктон, присутствовавший в балластных танках этих судов, в основном состоял из черноморских видов водорослей, развивающихся на акватории открытого моря, что указывало на соблюдение экипажем правил Международной конвенции 2004 [Международная конвенция, 2005]. В редких случаях нами были выявлены нарушения некоторыми судами предписаний о смене балластных вод. Так в балласте танкера “*Bianco Amoretti*”, прибывшего из Средиземного моря в октябре 2006 г. содержались жизнеспособные клетки океанического вида диатомовых *Bacteriastrum hyalinum* Laud (200 тыс. кл./м³), свойственного для фитопланктона Средиземного моря, что составило менее 1% общей численности фитопланктона (104.4 млн. кл./м³). Причиной находки могла стать неполная смена балласта в открытой зоне Черного моря, либо операция по перебалластировке была начата в проливе Босфор.

В балласте танкера «*Super Lady*», пришедшего в октябре 2009 г. из порта Амстердам (Северное море), среди 33 видов водорослей общей численностью 18.4 млн кл./м³ были обнаружены несвойственные для Черного моря виды диатомовых водорослей северного умеренного пояса: неритический *Rhizosolenia setigera* Bright. (75 тыс. кл./м³) и океанический *R. cf. styliformis* Bright. (80 тыс. кл./м³), *Lithodesmium cf. undulatum* Ehren. (90 тыс. кл./м³) и космополит *Odontella sinensis* (Greville) Grunow. (15 тыс. кл./м³).

Обсуждение результатов

В результате проведенных исследований в составе фитопланктона северо-восточной части Черного моря удалось обнаружить 10 новых для этого района видов планктонных водорослей. Среди них динофитовые *Oxytoxum*

variabile, *Gymnodinium stellatum*, *Cochlodinium citron* (отмеченные в открытой части моря) и *Dinophysis odiosa*, *Alexandrium ostenfeldii* (отмеченные в бухтах) развивались в небольшом количестве (до 0.3 млн кл./м³) и потенциально не могли создавать конкурентных отношений с видами аборигенами. Тогда как обильное развитие (до 160 млн кл./м³) новых видов диатомовых *Asterionellopsis glacialis*, *Lioloma pacificum*, *Thalassiothrix frauenfeldii* и золотистых водорослей *Phaeocystis pouchetii* могло отразиться на состоянии планктонного фитоценоза исследуемых бухт в целом. Нужно отметить, что ни один из перечисленных видов не образовывал устойчивой популяции: численность большинства из них в последующие годы резко снижалась либо они полностью выпадали из состава фитопланктона (рис. 2, 3). Вероятно, их развитие сдерживалось неблагоприятными условиями среды и конкурентными взаимоотношениями с аборигенными видами. Поэтому возможность акклиматизации новых видов фитопланктона в северо-восточной части Черного моря еще под вопросом и требует дальнейшего изучения.

Как отметила М.И. Сеничева (2002): «Новые виды водорослей, в случае их успешной акклиматизации, могут значительно разнообразить кормовую базу гидробионтов Черного моря». Однако появление и массовое развитие потенциально токсичных видов-вселенцев, таких как *Phaeocystis pouchetii* и *Alexandrium ostenfeldii*, создает угрозу гибели животных, потребляющих фитопланктон, и отравления людей, использующих в пищу морепродукты, особенно моллюсков-фильтраторов [Сеничева, 2002].

Обнаружение форм чужеродной флоры в балластных водах некоторых коммерческих судов, заходивших под погрузку в порт Новороссийск, и новых видов планктонных водорослей *Alexandrium ostenfeldii*, *Lioloma pacificum*, *Asterionellopsis glacialis* в районах интенсивного сброса балласта, дает

возможность предположить, что основным из путей расширения биологического разнообразия фитопланктона Черного моря является коммерческое судоходство.

Выводы

Таким образом, расселение новых видов токсичных водорослей, в том числе с балластными водами коммерческих судов, может стать причиной серьезных изменений в экосистеме северо-восточной части Черного моря. В связи с этим проводимые мониторинговые исследования таксономического состава фитопланктона на предмет обнаружения видов-вселенцев в прибрежной зоне моря и в судовом балласте весьма актуальны и нуждаются в продолжении.

Благодарности

Автор выражает глубокую признательность вед. научн. сотр. Ж.П. Селифоновой (ММБИ КНЦ РАН) за помощь в отборе проб морского балласта и написании статьи.

The work is supported by Federal program "World Ocean" 2008-МО-2-03-02 (№ 01.420.1.2.0003).

Литература

- Александров Б.Г. Проблема переноса водных организмов с судами и некоторые подходы к оценке риска новых инвазий // Морск. экологичн. журн. 2004. Т. 3. № 1. С. 5–16.
- Александров Б.Г., Берлинский Н.А., Богатова Ю.И. Экологический мониторинг акватории Одесского порта в рамках международного проекта «Глобалласт» // Тр. междунар. науч. практ. конф. «Экологические проблемы Черного моря». Одесса, 2001. С. 3–8.
- Вершинин А.О., Моручков А.А. Потенциально-токсичные водоросли в прибрежном фитопланктоне северо-восточной части Черного моря // Экология моря. 2003. Вып. 64. С. 45–50.
- Вершинин А.О., Моручков А.А., Лифилд Т., Суханова И.Н., Паньков С.А., Мортан С.Л.,

- Рамсделл Дж.С. Потенциально токсичные водоросли в составе прибрежного фитопланктона северо-восточной части Черного моря в 2001–2002 гг. // Океанология. 2005. Т. 45. № 2. С. 224–232.
- Георгиева Л.В. Видовой состав и динамика фитоценоза // В кн.: Планктон Черного моря. Киев: Наук. думка, 1993. С. 31–55.
- Звягинцев А.Ю., Кашин И.А., Орлова Т.Ю., Селина М.С., Касьян В.В., Корн О.М., Корниенко Е.С., Куликова В.А., Безвербная И.П., Зверева Л.В., Радашевский В.И., Белогурова Л.С., Бегун А.А., Городков А.Н. Население балластных вод судов в порту Владивосток // Биол. моря. 2009. Т. 35. № 1. С. 29–40.
- Иванов А.И. Характеристика качественного состава фитопланктона Черного моря // Исследования планктона Черного и Азовского морей. Киев: Наук. думка, 1965. С. 17 – 35.
- Матишов Г.Г., Селифонова Ж.П. Опыт контроля водяного балласта торговых судов в Новороссийском порту // Вестник ЮНЦ. 2006. Т. 2. №3. С. 62–66.
- Международная конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управления ими 2004 г. СПб.: ЦНИМФ, 2005. 120 с.
- Мурина В.В., Селифонова Ж.П., Мельник В.Ф. Находка многощетинкового червя *Streblospio* sp. (Polychaeta: Spionidae) в Новороссийском порту Черного моря // Морський екологічний журн. 2008. Т. 7. № 1. С. 46.
- Селифонова Ж.П. Морские биоинвазии в водах Новороссийского порта Черного моря // Биол. моря. 2009. Т. 35. № 3. С. 212–219.
- Селифонова Ж.П., Шмелева А.А. О медитерранизации фауны веслоногих раков (Copepoda) Черного моря // Бюл. МОИП. Отд. биол. 2010. Т. 115. №. 1. С. 55–58.
- Сеничева М.И. Новые и редкие для Черного моря виды диатомовых и динофитовых водорослей // Экология моря. 2002. Вып. 62. С. 25 – 29.
- Сеничкина Л.Г., Алтухов Д.А., Кузьменко Л.В., Георгиева Л.В., Ковалева Т.М., Сеничева М.И. Видовое разнообразие черноморского фитопланктона у юго-восточного побережья Крыма // Сб. науч. трудов, посвященных 85-летию Карадагской науч. станции. Симферополь: Изд-во СОНАТ, 2001. С. 119–125.
- Сорокин Ю.И. К методике концентрирования фитопланктона // Гидробиол. журнал. 1979. №2. С. 71–76.
- Теренько Л.М. Новые для Черного моря виды Dinophyta // Альгология. 2005. Т. 15. № 2. С. 236–245.
- Теренько Л.М., Теренько Г.В. Редкий и интересный вид *Thalassiothrix mediterranea* Pavill. (Bacillariophyta) в Черном море // Альгология. 2001. Т. 11, 3. С. 398–402.
- Фёдоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: МГУ, 1979. С. 106–108.
- Carmelo K.T. Identifying Marine Phytoplankton // Academic Press. Harcourt Brace Company. 1997. 821 p.
- Dodge J.D. Marine Dinoflagellates of the British Island. London: HMSO. 1982. 301 p.
- Selifonova J.P., Shmeleva A.A., Kideys A.E. Study of Copepod Species from the Western Black Sea in the Cruise r/v “Knorr” during May-June 2001 // Acta zool. bulg. 2008. Vol. 60. no. 3. P. 305–309.
- Vershinin A.O., Morton S. *Protoperidinium ponticum* sp. nov. (Dinophyceae) from North-East Black Sea // Botanica marina. 2005. 48. P. 244–247.
- Vershinin A.O., Morton S., Leighfield T. et al. Alexandrium in the Black Sea – identity, ecology and PSP toxicity // African Journal of Marine Science. 2006. V. 28. № 2. P. 209–213.

THE NEW SPECIES OF PHYTOPLANKTON IN THE NORTH-EASTERN PART OF THE BLACK SEA

© 2010 Yasakova O.N.

Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences, 41 Chekhov Street,
344006 Rostov-on-Don, yasak71@mail.ru

Among the species of phytoplankton of the north-eastern Black Sea the new for this region species of Bacillariophyta (*Asterionellopsis glacialis* (Castr.) Round., *Lioloma pacificum* (Capp) Hasle), Dinophyta (*Dinophysis odiosa* (Pavillard) Tai & Scogsberg., *Alexandrium ostenfeldii* (Pauls.) Balech et Tangen, *Oxytoxum variabile* Schill., *Gymnodinium stellatum* Hulburt), and Chrysophyta (*Phaeocystis pouchetii* (Hariot) Lagerheim) were registered during 2004–2009. These species of the phytoplankton were previously found exclusively in the northern-western part of the Black Sea and in Bosphorus region. It was supposed that they were introduced with the ballast waters of commercial ships.

Key words: exotic species of phytoplankton, north-eastern Black Sea, Novorossiysk bay, ballast water of commercial ships.