

## ЧУЖЕРОДНЫЕ ВИДЫ В ЗАЛИВЕ ПЕТРА ВЕЛИКОГО

А.Ю. Звягинцев

*Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН*

На основании собственных и литературных данных проведено исследование морских биоинвазий в зал. Петра Великого, находящегося на границе бореальной и субтропической зон. Основные источники и пути проникновения чужеродных видов в зал. Петра Великого – обрастание корпусов судов и судовые балластные воды. Серьезных экологических катастроф, вызванных морскими биоинвазиями, как это произошло в европейских морях России, в дальневосточных морях до настоящего времени не зарегистрировано. Большинство отмеченных нами видов-вселенцев находятся на ранних стадиях акклиматизации. В настоящей работе впервые представлен список 56 чужеродных видов, отмеченных в зал. Петра Великого и находящихся на разных стадиях акклиматизации. Более половины видов из этого списка обнаружены в Дальневосточном морском заповеднике. Нами предложена шкала, позволяющая определять вероятность статуса видов как чужеродных. Из 445 видов гидробионтов, обнаруженных нами в судовых балластных водах, лишь 39 ранее не отмечались в зал. Петра Великого. Азиатский северо-тихоокеанский регион в настоящее время является больше донором, чем реципиентом видов-вселенцев. Морские биоинвазии в дальневосточных морях России находятся на начальной стадии и число видов-вселенцев в этом регионе не превышает 3% от общего числа видов. Однако даже незначительно изменение климата, в частности – повышение температуры воды, может привести к непредсказуемым последствиям. Проведенные нами исследования в определенной мере могли послужить основой для проведенной в 2011 г. правительством России разработки проекта постановления о присоединении Российской Федерации к Международной конвенции о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 года.

**Ключевые слова:** зал. Петра Великого, морские биоинвазии, обрастания, балластные воды.

## ALIEN SPECIES IN PETER THE GREAT BAY

A.Yu. Zvyagintsev

*A.V. Zhirmunsky Institute of Marine Biology FEBRAS*

Study of marine bioinvasions in Peter the Great Bay, who is located on the border of boreal and subtropical zones, is carried out on the basis its own and literature data. Basic sources and the ways of invaders penetration into Peter the Great Bay – ship fouling and ballast waters. The serious ecological catastrophes, caused by marine bioinvasions, as this occurred in the European seas of Russia, up to now it is not registered in the Far-Eastern Seas. The majorities of invaders noted by us are located on the early stages of acclimatization. The list of 56 alien species, noted in Peter the Great Bay and locating on the different stages of acclimatization, is for the first time represented in the present work. More than half of species from this list are discovered in the Far-Eastern Sea Preserve. We proposed the scale, which makes it possible to define the probability of invader status. Of 445 spesies of hydrobionts, discovered by us in the ship ballast waters, only 39 earlier were not noted in Peter the Great Bay. Asian North Pacific Ocean region is at present more donor, than by the recipient of invaders. Marine bioinvasions

in the Far-Eastern Seas of Russia are located on the initial stage and the number of invaders in this region does not exceed 3% of the total number of species. However, even is insignificant climate variation, in particular – an increase in the temperature of water, it is possible to lead to the unpredictable consequences. The investigations conducted by us in a certain degree could serve as basis for that carried out in 2011 by the government of Russia the development of the design of the decision about the connection of the Russian Federation to the International Convention about monitoring of ship ballast waters and sediments and control of them by 2004.

**Keywords:** Peter the Great Bay, marine bioinvasions, ship fouling, ballast waters

Большая часть морских экосистем в планетарном масштабе в настоящее время в большей или меньшей степени подвержена антропогенному воздействию (Sander-son et al., 2002), и таким образом человек играет важную роль в изменении и скорости изменения этих экосистем, в частности, их биоразнообразия. Кроме того, резкое возрастание темпов международной торговли способствует нарушению биогеографических границ и распространению видов в регионах, которых они никогда не достигли бы при нормальных условиях (McNeely, 2000).

С момента выхода в свет публикации в монографии Чарльза Элтона «The ecology of invasion by animals and plants» (Elton, 1958) стало очевидным, что серьезной угрозой существования естественных сообществ биосферы могут являться организмы–вселенцы. В последнее время процессы, связанные с появлением чужеродных видов и воздействиями их на местные сообщества, принято считать биологическими инвазиями (Дгебуадзе, 2002). Особое место занимают морские биоинвазии в результате постоянного процесса расселения видов с судовыми балластными водами и обрастанием. Для предотвращения этого водные экосистемы–реципиенты России требуют постоянной оценки экологического риска таких биоинвазий.

Стремительно возрастающая интенсивность морского судоходства за последние десять лет обострила проблему вторжения в бассейны морей чужеродных потенциально опасных видов, влекущие за собой серьезные нарушения в экосистемах. В Новороссийской бухте (Черное море), куда заходят под погрузку тысячи иностранных судов, в течение 2004–2005 гг. обнаружено 36 новых, не свойственных Черному морю видов зоопланктона, которые повлекли за собой перестройку сложившихся биоценологических связей (Матишов, Селифонова, 2006). Нерегулируемый сброс балластных вод в Балтийское море привел к вселению в него более 20 видов беспозвоночных, значительная часть которых занесена судами из бассейнов Каспийского, Черного, Азовского морей и Северной Америки (Алимов и др., 1998). Недавнее вселение в Балтийское море понто-каспийской хищной кладоцеры церкопагиса (*Cercopagis pengoi*) может привести к значительным изменениям в пелагических сообществах и уже привело к существенным экономическим потерям для прибрежного рыболовства (Panov et al., 1999). Таким образом, можно сделать неутешительный вывод о том, что нанесенный чужеродными морскими организмами ущерб ликвидировать практически невозможно, по крайней мере, на сегодняшний день науке неизвестны достаточно эффективные и безвредные способы восстановления баланса морской экосистемы (Алимов и др., 2000; GloBallast, 2000).

Исследования балластных вод, проведенные с начала 80-х годов прошлого века в различных районах Мирового океана, показали значительный вклад морского транспорта в трансграничное перемещение гидробионтов (Carlton, Geller, 1993;

Coutts, 2003). Также была отмечена способность переноса с балластными водами ряда патогенных для человека организмов (Omori, Ikeda, 1984). 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 т. Число видов, ежедневно перемещаемых с водяным балластом, превышает 7000 (Carlton, 2001; цит. по: David, Perković, 2003). Многие из гидробионтов способны не только выживать в балластных водах, но и успешно адаптироваться к новым условиям во всевозможных портах и прилегающих акваториях при сбросе балласта.

Инвазии чужеродных организмов морскими судами уже привели к многочисленным экономическим убыткам и пагубным воздействиям, как на природную среду, так и на здоровье населения прибрежных районов (Gollasch, 1998). В разных странах число зарегистрированных чужеродных видов колеблется от 100 до 10000 (Lodge, 1993; цит. по: Орлова, 2010). Процесс инвазии видов с балластными водами судов принял глобальный характер и, в силу своей непредсказуемости, даже получил красноречивое название «экологическая рулетка» (Carlton, Geller, 1993). Не всякое вселение чужеродных организмов завершается экологическими и экономическими потрясениями, однако по мере развития водного транспорта такие случаи стали повторяться все чаще, а масштабы их последствий возрастать. Так, вселение североамериканского гребневика *Mnemiopsis leidyi* в Черное море в начале 80-х гг. прошлого века вызвало экономические потери из-за снижения запасов хамсы в размере 240 млн. долларов в год. Вселение моллюска *Dreissena polymorpha* из Днепро-Бугского лимана в Великие Озера США в начале 90-х гг. привело к экономическим потерям США в размере до 500 млн долл. в год в результате обрастания водоводов систем охлаждения промышленных предприятий (Sea Grant..., 1995). Вся отрасль марикультуры Новой Зеландии, занимающаяся разведением моллюсков и ракообразных, была закрыта для внутреннего и внешнего рынков ввиду «цветения» воды, вызванного массовым развитием интродуцированных токсичных микроводорослей. Экономические потери, связанные с расселением видов в мировом масштабе, составляют более 10 млрд долл. в год (ИМО Bulletin, 1998).

В пользу актуальности проблемы биоинвазий свидетельствует тот факт, что информация о новейших антропогенных интродукциях, в том числе с судовым обрастанием и балластными водами, вошла в одно из последних учебных пособий для вузов (Кафанов, Кудряшов, 2000). Авторами приводится значение нескольких специальных терминов, показаны основные векторы расселения интродуцированных видов в Тихом океане. Показаны как трансокеанические пути интродукции, так и локальные случаи биотических миграций. В последней монографии, затрагивающей историко-методологические аспекты общей и морской биогеографии, А.И. Кафанов (2005) также признает значительную роль биоинвазий в формировании современных дизъюнктивных ареалов гидробионтов. Им отмечено, что возрастающий масштаб преднамеренных и непреднамеренных антропогенных интродукций животных и растений затрудняет достаточно четкое различение экологического и пространственно-временного шкалирования. Большое внимание процессу интродукции экзотических видов в европейские моря России уделяется специалистами Зоологического института РАН, недавно ими на эту тему опубликована коллективная монография (Биологические инвазии..., 2004), представляющая собой своеобразную «энциклопедию

расселения видов». В настоящей работе используется терминология из «Словаря терминов», предложенного авторами монографии, а также принятая нами терминология (Звягинцев, 2005). Кольским научным центром РАН издается монография «Виды-вселенцы в европейских морях России» (2000), посвященная различным аспектам биологии инвазивных видов в Каспийском, Черном, Азовском, Белом и Баренцевом морях. Проводятся Международные симпозиумы в Борке «Чужеродные виды в Голарктике» (Zvyagintsev et al., 2010). Публикуются результаты Круглого стола «Экологическая безопасность и инвазии чужеродных организмов» (2002) в Москве. Это лишь немногие работы европейских специалистов по проблеме морских биоинвазий.

Одним из основных способов биоинвазий морских организмов является их перенос с судовыми балластными водами. Сброс балласта, как правило, не заметен зрительно, его трудно обнаружить без применения специальных исследований (в отличие, скажем, от сброса нефтесодержащих вод), однако последствия могут быть даже неизмеримо катастрофическими. Дело в том, что разлив нефтепродуктов достаточно легко заметить, и вполне возможно ликвидировать, хотя это и требует больших материальных затрат. Ущерб же, нанесенный чужеродными морскими организмами новой среде обитания, происходит из-за нарушения природного баланса морской экосистемы, что грозит зачастую полным вымиранием каких-либо местных видов флоры и фауны. Чужеродные организмы, как правило, не имеют в новой среде обитания естественных противников, которые поддерживают баланс экосистемы, в результате чего происходит интенсивное размножение таких «пришельцев» и угнетение ими местных форм жизни (Биологические инвазии..., 2004).

Исследования балластных вод, проведенные с начала 80-х гг. прошлого века в различных частях Мирового океана, показали значительный вклад морского транспорта в трансграничное перемещение водных организмов (Carlton, 1985; Williams et al., 1988; Carlton, Geller, 1993; Hay et al., 1997; McDonald, Davidson, 1997; Gollasch, 1998; Gollasch et al., 2000; Olenin et al., 2000; Wonham et al., 2001; Gollasch, 2002, 2005; Gollasch et al., 2002; Murphy et al., 2002; Coutts et al., 2003). Также была показана способность переноса с балластными водами ряда патогенных для человека организмов (Ruiz et al., 2000a). Процесс расселения чужеродных видов с балластными водами судов принял глобальный характер и, в силу своей непредсказуемости, даже получил такое красноречивое название как «экологическая рулетка» (Carlton, Geller, 1993). Не всякое вселение чужеродных организмов завершается ощутимыми экологическими последствиями и экономическими потрясениями, однако по мере развития водного транспорта такие случаи стали повторяться все чаще, а масштабы их последствий возрастать. Так, вселение североамериканского гребневика *Mnemiopsis leidyi* в Черное море в начале 1980-х гг. вызвало экономические потери из-за снижения запасов хамсы в размере 240 млн. долларов в год (Zaitsev, Öztürk, 2001). Моллюск *Dreissena polymorpha*, вселившись из Днепро-Бугского лимана в Великие Озера в начале 1990-х гг., в результате обрастания водоводов систем охлаждения промышленных предприятий привел к экономическим потерям США в размере до 500 млн долл. в год (Sea Grant..., 1995). Вся отрасль марикультуры Новой Зеландии, занимающаяся разведением моллюсков и ракообразных, была закрыта для внутреннего и внешнего рынков ввиду «цветения» воды, вызванного массовым развитием интродуцированных токсичных видов водорослей (IMO Bulletin, 1998). Экономические

потери, связанные с расселением видов в мировом масштабе, составляют более 10 млрд долл. в год. Ежегодно в балластных танках судов по всему миру переносится около 10 млрд т воды, в которых зарегистрированы более 3000 видов водных организмов, многие из которых могут представлять собой серьезную угрозу морским экосистемам, экономике и даже здоровью людей.

Между тем идет многолетняя реализация совместного проекта Глобального экологического фонда, программы по развитию ООН и Международной морской организации (ГЭФ, ПРООН, ИМО) по устранению барьеров на пути организации управления судовыми балластными водами и контроля за ними в развивающихся странах – программы ГлоБалласт. Одной из основных задач этой программы, реализуемых в шести демонстрационных центрах (в Бразилии, Индии, Иране, Китае, Украине, Южной Африке), является оценка уровня и типа рисков, прежде всего, для наиболее уязвимых природных ресурсов (Работнев, 2003). В России аналогичные демонстрационные центры программы ГлоБалласт к настоящему времени отсутствуют, хотя факт наличия беспрецедентного увеличения судовой активности, огромного числа международных портов с различными гидрологическими условиями в разных климатических зонах предполагает непрерывный неконтролируемый поток видов-интродуцентов, транспортируемых балластными водами и судовым обрастанием. К настоящему моменту возникла острая необходимость создания и совершенствования государственной системы безопасности судоходства в нашей стране, внедрения международных экологических стандартов в практическую работу российских судов и береговых предприятий морского флота России.

Результатом переноса новых для российских вод видов морских беспозвоночных с обрастанием судов, а также неконтролируемого сброса балластных вод в зал. Петра Великого Японского моря, оказалось нахождение в этом заливе 56 видов-интродуцентов на разных стадиях акклиматизации. Для сравнения: в демонстрационных центрах программы ГлоБалласт во время базовых исследований в соседнем Даляне (Китай) обнаружено 4 вида вселенца, в Индии, Иране и Бразилии – всего по одному виду. При этом Институтом биологии моря ДВО АН исследованы лишь организмы макрообрастания, в то время как в этих центрах учитывались все формы гидробионтов. На основании результатов проведенных ранее и планируемых исследований ИБМ вполне возможна оценка риска загрязнения водного балласта и обрастания судов организмами, представляющими определенную опасность прибрежным экосистемам дальневосточных морей России.

Несмотря на серьезность проблемы биологических инвазий, фундаментальные и прикладные исследования инвазионного процесса начаты в России сравнительно недавно и ведутся в небольшом объеме. До сих пор наблюдается слабое информационное обеспечение мониторинга инвазионных видов, пока создано 2–3 базы данных по всем группам организмов. Для сравнения, в США только по инвазионным растениям создано 34 базы данных. В этой стране ежегодно проводятся рабочие совещания и осуществляется обмен информацией по проблеме инвазий; имеется всеобъемлющая сводка по чужеродным видам рыб и т.д. (Дгебуадзе, 2002).

В то же время эта проблема имеет для России исключительно важное социально-экономическое значение, так как число случаев возникновения крупных экологических катаклизмов, вызванных биологическими инвазиями, постоянно растет. За последние 10 лет сделаны первые шаги по инвентаризации чужеродных видов Рос-

сии с представлением результатов в доступной для исследователей и представителей регулирующих организаций форме. Созданы базы данных по основным группам организмов и для регионов (бассейны Балтийского моря, Волги). Из общедоступных интернет-ресурсов по проблеме чужеродных видов следует отметить создание проблемно-ориентированного портала «Чужеродные виды на территории России» (сайт Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН <http://www.sevin.ru>) и североевропейский сайт NOBANIS (<http://www.nobanis.org/Search.asp>). С 2007 г. Российская академия наук начала публиковать серию монографий «Чужеродные виды России». С 2008 г. издается электронный журнал «Российский журнал биологических инвазий» (<http://www.sevin.ru/>), английская версия которого публикуется издательством Springer с 2010 г. (<http://www.springer.com/>).

В отечественных и зарубежных исследованиях, прогноз появления чужеродных видов осуществляется на основе анализа периодической научной литературы, отражающей факты расселения организмов на протяжении достаточно длительного периода времени, а также по распространению видов в районе исследования и прилегающих регионах. Выявление чужеродных видов осуществляется в ходе систематических сборов материала на определенной территории и анализа его специалистами-систематиками.

В дальневосточных морях России целенаправленное изучение вселенцев проводилось пока лишь в Японском море, в основном в зал. Петра Великого (Багавеева и др., 1984; Чаплыгина, 1992; Звягинцев, 2003; Bagaveeva, Zvyagintsev, 2000, 2001; Zvyagintsev, 2000, и др.) (см. основную часть главы). С момента опубликования этих работ в сообществах обрастания и бентоса произошли определенные изменения, изменился статус ряда видов-интродуцентов, появились новые виды на разных стадиях акклиматизации. В 2007 г. Институтом биологии моря ДВО РАН начаты комплексные исследования морских биоинвазий в соответствии с Целевой комплексной программой «Биологическая безопасность дальневосточных морей Российской Федерации». Краткие результаты этих исследований приведены в соответствующих разделах данной главы.

В ходе ожидаемого экономического развития Приморского края последует резкое увеличение антропогенного пресса на прибрежные экосистемы зал. Петра Великого. Как только начнет функционировать нефтепровод системы Восточная Сибирь – Тихий океан с объемом экспорта 80 млн т нефти, более 800 супертанкеров дедевейтом 150–300 тыс. т в год будут транспортировать нефть из России, одновременно способствуя интродукции огромного числа видов-вселенцев. Личинки практически всех донных видов организмов, исчисляемые многими миллиардами особей, будут перевозиться из разных районов Мирового океана и выливаться в зал. Петра Великого с балластными водами супертанкеров, в то время как половозрелые особи в составе обрастания этих судов окажутся способными к размножению. Факт акклиматизации этих видов вполне реален и может привести к драматическим последствиям в составе бентосных и планктонных сообществ. В пользу практической значимости данной проблемы свидетельствует тот факт, что проблема биоинвазий с балластными водами супертанкеров и их возможных последствиях была отмечена губернатором Приморья на одной из конференций в 2005 г.

Международная Конвенция по контролю и управлению судовым водяным балластом и осадками (Международная ..., 2005) была принята на дипломатической

конференции в 2004 г. Международная Конвенция является документом, имеющим чрезвычайно важное значение для такой великой морской державы, как Россия. Однако в нашей стране до сих пор не ратифицированы положения Международной конвенции о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 г.

Цель настоящей работы – охарактеризовать актуальность проблемы морских биоинвазий их последствий, обосновать необходимость мониторинга судовых балластных вод и морских биоинвазий в зал. Петра Великого и привести результаты пионерных исследований, проводимых в ИБМ ДВОРАН в соответствии с Целевой комплексной программой «Биологическая безопасность дальневосточных морей Российской Федерации».

### **Материалы и методы**

При подборе оптимальных методик исследований и необходимых ресурсов для изучения биоинвазий в зал. Петра Великого нами, прежде всего, были использованы все доступные нам основные литературные источники (Животные и растения..., 1976; Дальневосточный морской биосферный заповедник, 2004; выпускаемый с 2004 г. многотомник «Биота российских вод Японского моря», например: Харин, 2008; Адрианов, Кусакин, 1998; Шунтов, 2001; Методические рекомендации..., 2005; Биологические инвазии ..., 2004; Дгебуадзе и др., 2008). Кроме таких обобщающих сводок, специалистами-систематиками используются сотни литературных источников для каждой из групп гидробионтов, включить которые не позволяет объем настоящей работы.

**Определение вероятности статуса вселенца.** Выявление чужеродных видов – весьма непростая задача, для решения которой необходимо участие высококвалифицированных специалистов-систематиков и знания об исходном составе биоты в регионе. Статус вида, впервые обнаруженного на определенной акватории, как чужеродный может стать объектом разногласий даже между специалистами. Споры обычно ведутся о натурализации вида, поскольку промежуточные стадии вселения и акклиматизации могут закончиться натурализацией лишь теоретически. Акклиматизация – процесс вероятностный. Даже при тщательном исследовании трудно со стопроцентной уверенностью утверждать, что данный вид – вселенец, а не абориген, не замеченный ранее исследователями.

Морские биоинвазии в северной части Тихого океана являются объектом изучения международной Северо-Тихоокеанской морской научной организации (North Pacific Marine Science Organization, PICES), в рамках которой в 2005 г. была создана рабочая группа WG-21: Non-indigenous Aquatic Species (Радашевский и др., 2008). Одной из задач этой группы является создание единой электронной базы данных (Nonindigenous Species Information System, NISIS), обобщающей информацию о видах-вселенцах в странах-участниках PICES: Канады, Китая, России, США, Южной Кореи и Японии ([http://www.pices.int/members/working\\_groups/wg21.aspx](http://www.pices.int/members/working_groups/wg21.aspx))

При составлении аннотированного списка чужеродных видов в дальневосточных морях России использованы собственные данные авторов, полученные в соответствии с оригинальными методиками (Звягинцев, Михайлов, 1980; Кашин, 1982; Горин и др., 1975), а также опубликованные данные других авторов, преимуще-

ственно специалистов-систематиков ИБМ ДВО РАН. Ссылки на эти работы и их библиографические данные приведены в тексте и списке литературы. В данной работе мы используем терминологию из Словаря терминов (Биологические инвазии, 2004). Так, под чужеродным видом мы подразумеваем вид за пределами своего исторического ареала. Инвазионный вид – чужеродный вид в процессе расселения и натурализации. Под биологической инвазией мы понимаем расселение вида за пределы исторического ареала после неолита, индуцированного (прямо или косвенно) деятельностью человека.

Для установления вероятности статуса вселенца (BCV) мы предлагаем использовать простейшую шкалу наличия/отсутствия признака вида и характеристики акватории в процентах на основании параметров, указанных во Введении, а также предложенных нами для организмов-обрастателей. В эту шкалу (табл. 1) включены не только конкретные признаки вселенца (3–8), но и характеристики, без которых невозможно установление ВСВ, а также экологические условия акватории, повышающие вероятность натурализации вселенца. Например, если вид имеет 6 из 10 установленных для данной группы признаков одинаковой значимости, то вероятность того, что он является вселенцем – 60%. Возможна разная доля значимости каждого из признаков, тогда оценка статуса вселенца станет более объективной. Для каждой экологической группы (планктон, бентос, перифитон, обрастание) должна быть разработана собственная шкала, хотя основные признаки чаще всего оказываются общими для всех групп. На данном этапе мы сочли возможным использовать предложенную нами шкалу для некоторых видов нектона и планктона, поскольку они находятся лишь на начальной стадии акклиматизации и соответствуют лишь 1-й и 2-й характеристикам (BCV = 30 %) и основные признаки вселенца не затрагиваются. Стопроцентная ВСВ возможна лишь в некоторых очевидных случаях. Например, никто не станет отрицать факт натурализации камчатского краба в Баренцевом море и дальневосточного пиленгаса в Азово-Черноморском бассейне. Обычно 100%-ная вероятность статуса вселенца характерна для крупных, хорошо изученных промысловых видов.

**Экспресс-обследование морского обрастания для обнаружения видов-вселенцев.** Северо-Тихоокеанской морской научной организацией (North Pacific Marine Science Organization, PICES) разработана методика экспресс-обследования (Rapid Assessment) для обнаружения видов-вселенцев. Объектом исследования данной методики является морское обрастание.

В 2011 г. в России впервые проведено Международное экспресс-обследование для обнаружения видов-вселенцев в российских портах Японского моря. Обследование выполнено по программе Рабочей группы WG-21 PICES (виды-вселенцы) на Морской биологической станции «Восток» (п. Авангард, зал. Восток) Института биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН. С целью сбора возможных видов-вселенцев на акваториях различных портов в зал. Петра Великого Японского моря в июне 2001 г. были установлены специальные пластины-коллектора, которые были сняты в период экспресс-обследования 11 октября и доставлены на МБС «Восток» для изучения таксономистами (Radashevsky et al., 2012).

**Таблица 1.** Шкала основных признаков вида-вселенца и некоторых других характеристик для организмов-обрастателей (расположены по убывающей степени значимости)

**Table 1.** Scale of the basic signs of invader and some other characteristics for the fouling organisms (signs are located according to the diminishing degree of significance)

| №  | Признак вселенца                                                                                                                               | Значимость признака, % |
|----|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| 1  | Высокая степень изученности акватории высококвалифицированными специалистами в течение ряда лет                                                | 15                     |
| 2  | Установление таксономической принадлежности вида-вселенца специалистом высшей квалификации с использованием современных методик                | 15                     |
| 3  | Факт массового развития популяции данного вида, способного к размножению, в хорошо изученном районе, где этот вид никогда не был отмечен ранее | 15                     |
| 4  | Широкое расселение вида в текущем столетии                                                                                                     | 10                     |
| 5  | Эврибионтность вида                                                                                                                            | 10                     |
| 6  | Нахождение вида в новом месте на судах каботажного плавания                                                                                    | 10                     |
| 7  | Неоднократное нахождение вида в портах, куда заходят суда дальнего плавания                                                                    | 10                     |
| 8  | Обнаружение вида в местах, подверженных термальному либо иному типу антропогенного загрязнения                                                 | 5                      |
| 9  | Предоставляемый водоемом-реципиентом соответствующий градиент основных факторов среды                                                          | 5                      |
| 10 | Наличие в водоеме-реципиенте свободных экологических ниш                                                                                       | 2.5                    |
| 11 | Слабая конкуренция со стороны видов-аборигенов в водоеме-реципиенте                                                                            | 2.5                    |

**Методология гидробиологических исследований судовых балластных вод**  
 Специалистами ИБМ ДВО РАН (Звягинцев и др., 2009а) были разработаны методические рекомендации по исследованию судовых балластных вод при мониторинге морских биоинвазий. Данные методические рекомендации оказались весьма востребованными администрациями морских портов и научными учреждениями России и были разосланы в ряд организаций Санкт-Петербурга, Новороссийска, Киева, Севастополя, Южно-Сахалинска и т.д. Расширение географии гидробиологических исследований балластных вод и разработка соответствующих рекомендаций способствовали проявлению интереса законодательной власти нашей страны к ратификации Международной Конвенции (2005). В настоящей работе нами использована данная методика исследования судовых балластных вод.

## Результаты и обсуждение

Специалистами ИБМ для электронной базы данных NISIS предоставлен аннотированный список 66 чужеродных видов в дальневосточных морях, находящихся на разных стадиях акклиматизации (Zvyagintsev et al., 2011). В зал. Петра Великого на основании собственных и доступных нам литературных данных отмечено 56 инвазионных видов, составляющих основную часть общего списка для ДВ морей. Половина исследованных видов–вселенцев здесь имеют минимальную ВСВ – 30 %, стопроцентную ВСВ имеют лишь 12 видов, которые можно считать натурализовавшимися (рис. 1). Внешний вид некоторых из этих видов показан на цветной вклейке.

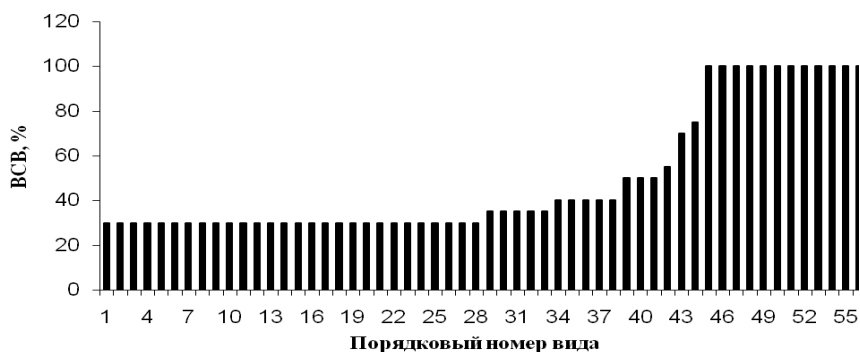


Рис. 1. Вероятность статуса вселенца (BCV) 55 чужеродных видов в зал. Петра Великого. Виды ранжированы по возрастанию показателя BCV.

Fig. 1. Probability of invader status (PIS) of 56 alien species in Peter the Great Bay. Species are ranked on the growth of index PIS.

## Список чужеродных видов в зал. Петра Великого

### List of alien species in Peter the Great Bay

#### Динофлагелляты (Dinoflagellata)

1. *Alexandrium margalefii* Balech, 1994. Вероятность статуса вселенца (BCV) = 30 %. Стадия акклиматизации по Л.А. Зенкевичу, 1940 (СА) – I. Нахождение: Б. Миносок, зал. Петра Великого (Селина, Морозова, 2005).

#### Диатомеи (Bacillariophyta)

2. *Pseudo-nitzschia americana* (Hasle) Fryxell, 1993. BCV = 30 %. СА – I. Амурский зал. (Орлова, Шевченко, 2002).

#### Бурые водоросли (Phaeophyceae)

3. *Analipus filiformis* (Ruprecht) Papenfuss, 1967. BCV = 35 %. СА – I. О-в Фуругельма. (Кепель, 1999).

4. *Ralfsia bornetii* Kuckuck, 1894. BCV = 30 %. СА – I. Мыс Островок Фальшивый; о-в Фуругельма (Кепель, 1999).

### Гидроидные медузы (Cnidaria: Hydrozoa)

5. *Hydractinia minima* (Trincki, 1903). BCB = 40 %. СА – I. Зал Петра Великого (Чаплыгина, Даутова, 2005).

### Гидроиды (Cnidaria: Hydroidea)

6. *Campanularia johnstoni* (Alder, 1856). BCB = 100 %. СА – VIII. Зал. Петра Великого (Чаплыгина, 1980).

7. *Laomedea flexuosa* Alder, 1857. BCB = 50 %. СА – I. Обрастание в зал. Петра Великого (Чаплыгина, 1992).

8. *Laomedea calceolifera* (Hincks, 1871). BCB = 50 %. СА – I. Обрастание в зал. Петра Великого (Чаплыгина, 1992).

### Сцифоидные медузы (Cnidaria: Scyphozoa)

9. *Rhopilema esculentum* Kishinouye 1891. BCB = 75 %. СА – II. Б. Средняя (Яковлев и др., 2002).

### Многощетинковые черви (Annelida: Polychaeta)

10. *Perinereis aibuhitensis* (Grube, 1878). BCB = 40 %. СА – I. Постоянный занос в ДВМГПБЗ в качестве рыболовной наживки (Zvyagintsev et al., 2011).

11. *Polydora limicola* Appenkova, 1934. BCB = 100 %. Амурский залив, обрастание (Багавеева, 1981).

12. *Polydora cornuta* Bosc, 1802. BCB = 100 %. Б. Золотой Рог (Radashevsky, 2005).

13. *Pseudopolydora achaeta* Radashevsky & Hsieh, 2000. BCB = 30 %. Зал. Восток (Radashevsky, Hsieh, 2000).

14. *Hydroides elegans* (Haswell, 1883). BCB = 100 %. Б. Золотой Рог (Bagaveeva, Zvyagintsev, 2001).

15. *Pseudopotamilla ocellata* Moore, 1905. BCB = 100 %. СА – VIII. Мыс Островок Фальшивый (Звягинцев, 2005).

### Усоногие раки (Cirripedia)

16. *Lepas anatifera* Linnaeus, 1758. BCB = 70 %. СА – I. Суда дальнего плавания в зал. Петра Великого (Полтаруха, Звягинцев, 2009).

17. *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854). BCB = 100 %. Острова ДВМГПБЗ (Звягинцев, 2005).

18. *A. amphitrite* Darwin, 1854. BCB = 55 %. СА – I, только искусственные субстраты ДВМГПБЗ (Звягинцев, 2005).

19. *Balanus eburneus* Gould, 1841. BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Зевина, Горин, 1975).

20. *Balanus trigonus* Darwin, 1854. BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Зевина и др., 1975).

21. *Megabalanus rosa* (Pilsbry, 1916). BCB = 30 %. Порты Владивосток, Находка (Полтаруха, Звягинцев, 2009).

22. *M. tintinnabulum* Linnaeus, 1758. BCB = 30 %. Порты Владивосток, Находка (Полтаруха, Звягинцев, 2009).

### Десятиногие раки (Decapoda)

23. *Portunus sanguinolentus* (Herbst, 1783). BCB = 40 %. СА – I. О-в Фуругельма (Кепель, Царёва, 2005).

24. *Plagusia tuberculata* Lamarck, 1818. BCB = 30 %. СА – I. О-в Фуругельма (Кепель, Царёва, 2005).

25. *Planes marinus* (Rathburn, 1914). BCB = 30 %. О-в Фуругельма (Кепель и др., 2002).

26. *Diogenes nitidimanus* Terao, 1913. BCB = 100 %. Зал. Восток (Звягинцев, Корниенко, 2008).

27. *Paguristes ortmannii* (Miyake, 1978). BCB = 30 %. Зал. Восток (Петряшёв, Корниенко, 2006).

#### Разноногие раки (Amphipoda)

28. *Corophium acherusicum* (Costa, 1851). BCB = 100 %. Устье р. Туманной (Будникова, 2001).

#### Facetotecta

29. *Hansenocaris furcifera* BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Пономаренко, Корн, 2006).

#### Брюхоногие моллюски (Gastropoda)

30. *Alderia modesta* (Lovén, 1844). BCB = 35 %. СА – I. Б. Кирпичного завода (Чернышев, Чабан, 2005).

31. *Aplysia parvula* Guilding in Mörch, 1863. BCB = 30 %. СА – I. Между о-вом Фуругельма и устьем р. Туманная (Чернышев и др., 2006).

32. *Cellana toreuma* (Reeve, 1855). BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Чернышев, Чернова, 2003).

33. *Lottia dorsuosa* Gould, 1859. BCB = 30 %. СА – I. О-в Фуругельма (Чернова, Чернышев, 2000).

34. *Haliotis (Nordotis) discus* Reeve, 1846 (Gastropoda, Haliotidae). BCB = 30 %. СА – I. О-в Фуругельма (Раков, Архипов, 2004).

35. *Leostyletus pseudomisakiensi* Martynov, 1998. BCB = 35 %. Обводный канал водозабора ВТЭЦ-2 (Чернышев, неопубликованные данные).

36. *Catriona columbiana* (O'Donoghue, 1922). BCB = 35 %. Обводный канал водозабора ВТЭЦ-2 (Чернышев, неопубликованные данные).

37. *Tenellia adpersa* (Nordmann, 1844). BCB = 35 %. Обводный канал водозабора ВТЭЦ-2 (Чернышев, неопубликованные данные).

#### Двустворчатые моллюски (Bivalvia)

38. *Felaniella ohtai* Kase et Miyauchi, 1996. BCB = 30 %. Зал. Находка (Лутаенко, 2005).

39. *Musculus koreanus* Ockelmann, 1983. BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Лутаенко, 2003).

40. *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. BCB = 50 %. СА – I. Район с. Зарубино (Lutaenko, 2007).

41. *Gomphina aequilatera* аусст. BCB = 30 %. Юго-западная часть зал. Петра Великого (Lutaenko, 2007).

#### Мшанки (Bryozoa)

42. *Bugula californica* Robertson, 1905. BCB = 40 %. СА – I. Обрастание судов прибрежного плавания в зал Петра великого (Кубанин, 1980).

43. *Conopeum seurati* (Canu), 1908. BCB = 100 %. СА – VIII. Зал. Посыета (Кубанин, 1975).

44. *Schizoporella unicornis* (Johnston, 1847). BCB = 100 %. СА – VIII. Зал. Посыета (Зевина и др., 1975).

45. *Bowerbankia gracilis* Leidy, 1855. BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Багасева и др., 1984).

#### Асцидии (Tunicata: Ascidiacea)

46. *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843). BCB = 100 %. СА – VIII. Обрастание пластин, б. Рында (Zvyagintsev et al., 2003).

47. *Ciona savignyi* Herdman, 1882. BCB = 100 %. Зал. Восток (Звягинцев и др., 2007).

#### Рыбы (Pisces)

48. *Prognichthys sealei* Abe, 1955. BCB = 30 %. Зал. Восток (Харин и др., 2007).

49. *Histrio histrio* Linnaeus, 1758. BCB = 40 %. СА – I. Южный участок ДВМГПБЗ (Харин, Маркевич, 2006).

50. *Lobotes surinamensis* Bloch, 1790. BCB = 30 %. Зал. Петра Великого (Харин и др., 2009).

51. *Scatophagus argus* Boddaert, 1770. BCB = 30 %. б. Киевка (Харин, Милованкин, 2008).

52. *Oplegnathus punctatus* – полосатый оплегнат. BCB = 30 %. СА – I. Прол. Старка (Харин, Милованкин, 2005).

#### Рептилии (Reptilia)

53. *Pseudolaticauda semifasciata* (Reinwardt in Schlegel, 1873) – большой морской крайт. BCB = 30 %. СА – I. М. Соснового (Харин, 2008).

54. *Pelamis platura* (Linnaeus, 1776) – двуцветная пеламида. BCB = 30 %. СА – I. зал. Посыета; б. Сивучья (Харин, 2008).

55. *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) – кожистая черепаха. BCB = 30 %. СА – I. Б. Асафьева, б. Спасения, б. Рында (Харин, 2008).

56. *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) – головастая черепаха. BCB = 30 %. СА – I. Б. Маньчжур (Харин, 2008).

На рис. 2 показаны места нахождения чужеродных видов в зал. Петра Великого. Как следует рисунка, основная часть этих находок приходится на Южный район заповедника и зал. Посыета. Это вполне объяснимо – инвазионные виды заповедника в основном субтропического происхождения и наиболее благоприятные условия находят в южной части зал. Петра Великого. На основании этих данных можно **прогнозировать** находки новых видов-вселенцев именно в этих районах, преимущественно в районе о. Фуругельма. На рис. 3 продемонстрированы основные направления биоинвазий чужеродных видов из разных районов Мирового океана в зал. Петра Великого.

Институтом биологии моря в 2007 г. начаты инициативные работы по исследованию судовых балластных вод, неконтролируемый сброс которых происходит в акватории ДВМГПБЗ. Получены интересные результаты, опубликована серия работ. Создана база данных для сбора, обработки и хранения данных биологических проб балластных вод судов, исследованных специалистами ИБМ в 2007–2010 гг. (Кашина, Кашин, 2010; **Туп ЭВМ:** IBM PC-совмест. ПК, **СУБД:** Access, **ОС:** Windows 2000 и выше. **Объем базы данных:** 2,44 Мб). Сайт находится на стадии разработки.

Всего в балластных водах зарегистрировано 445 видов гидробионтов. Процент чужеродных видов в планктоне балластных вод невелик, однако все эти 445 видов могут представлять потенциальную опасность как новые физиологические расы,

штаммы и т.п. (рис. 4). Результаты исследований балластных вод опубликованы нами в ряде статей (Звягинцев и др., 2009б; Зверева и др., 2012; Касьян, 2010; Vusoleva et al., 2012; Morozova et al., 2011).

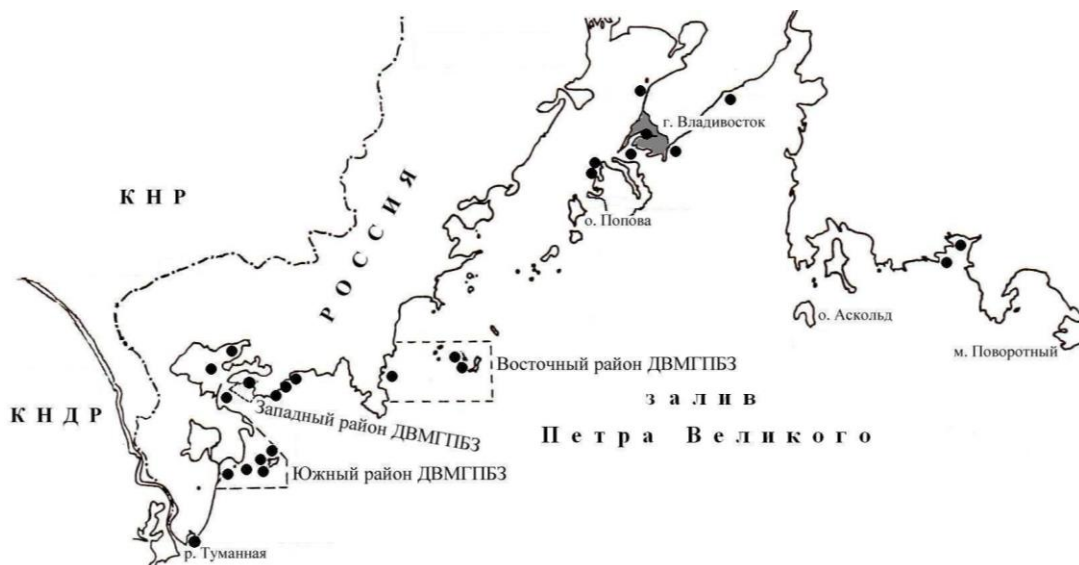


Рис. 2. Места нахождения чужеродных видов в зал. Петра Великого

Fig. 2. The locations of alien species in Peter the Great Bay

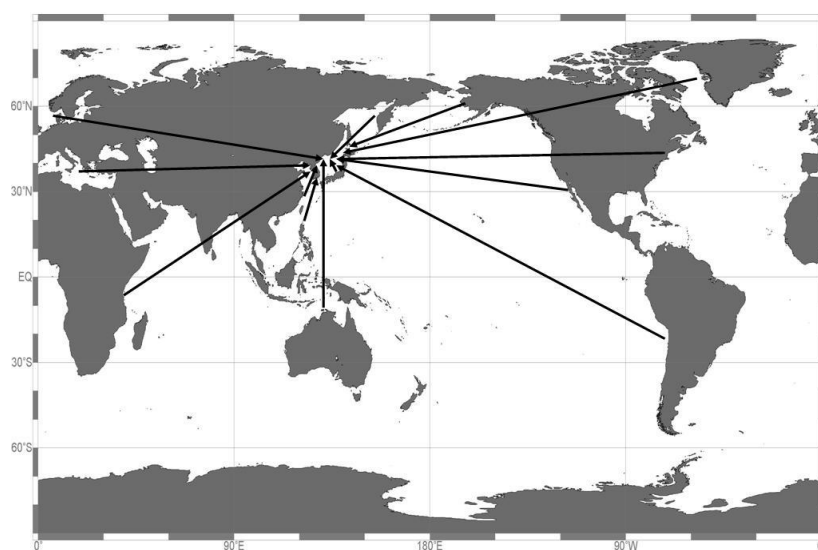


Рис. 3. Основные направления заноса инвазионных видов из разных районов Мирового океана в зал. Петра Великого

Fig. 3. Basic directions of the drift of invasive species from the different regions of World Ocean into Peter the Great Bay

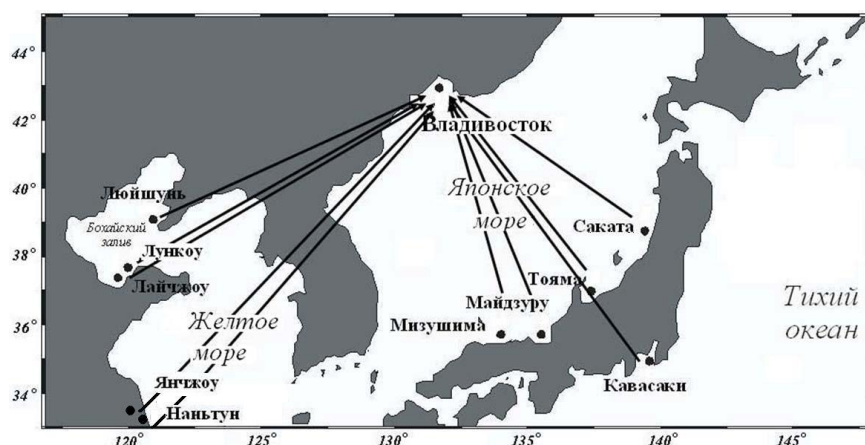


Рис. 4. Основные направления заноса инвазивных видов с балластными водами судов на российско-китайских и российско-японских линиях

Fig. 4. Basic directions of the drift of invasive species with the ship ballast waters on the Russian-Chinese and Russian-Japanese lines

Таким образом, проблема переноса чужеродных водных организмов на внешней обшивке судна и в его балластных танках с последствиями, разрушительными для принимающих экосистем, существует, очевидно, с тех пор, как появились суда, пересекающие Мировой океан. Необходимость разработки действенных методов контроля и управления водяным балластом торговых судов обусловлена актуальной проблемой вторжения в бассейны морей чужеродных потенциально опасных видов. Этот способ при современных темпах, масштабах и направлениях грузопотоков судостроительства обеспечивает очень быстрое и практически всесветное распространение отдельных видов. Чужеродные виды по праву считаются второй по значению угрозой биоразнообразию (после разрушения мест обитания). В ряде случаев ущерб окружающей среде от чужеродных видов значительно превышает отрицательные последствия всех других антропогенных факторов. В отличие от большинства загрязняющих веществ антропогенного происхождения, которые в природных экосистемах в ходе процессов самоочищения обычно разрушаются и поддаются эффективному контролю со стороны человека, успешно вселившиеся чуждые организмы могут размножаться и распространяться в окружающей среде часто с непредсказуемыми и необратимыми последствиями. Чужеродные водные организмы, которые тем или иным способом перемещаются через океаны, способны создавать иногда весьма существенные проблемы: токсичное цветение воды, вызванное массовым развитием водорослей, интенсивное обрастание и биокоррозию гидротехнических и водозаборных сооружений, распространение паразитирующих и болезнетворных организмов (в том числе возбудителей эпидемий и эпизоотий) и, наконец, полное опустошение рыбохозяйственных запасов. Экономические потери от вселения чужеродных видов в ряде случаев могут исчисляться сотнями миллионов долларов в год.

Сброс балласта, как правило, не заметен зрительно, его трудно обнаружить без применения специальных исследований (в отличие, скажем, от сброса нефтесодержащих вод), однако последствия могут быть даже неизмеримо катастрофическими.

Дело в том, что разлив нефтепродуктов достаточно легко заметить и вполне возможно ликвидировать, хотя это и требует больших материальных затрат. Ущерб же, нанесенный чужеродными морскими организмами новой среде обитания, происходит из-за нарушения природного баланса морской экосистемы, что грозит зачастую полным вымиранием каких-либо местных видов флоры и фауны. Чужеродные организмы, как правило, не имеют в новой среде обитания естественных противников, которые поддерживают баланс экосистемы, в результате чего происходит интенсивное размножение таких «пришельцев» и угнетение ими местных форм жизни (Биологические инвазии..., 2004).

До настоящего времени практически не были известны ни общее число видов-вселенцев, ни их «вклад» в наблюдающиеся изменения экосистем портов российского Дальнего Востока. Регулярные наблюдения за биологическим разнообразием портовых акваторий до настоящего времени также не проводились. Какие-либо рекомендации и практические разработки, направленные на защиту от «биологического загрязнения» дальневосточных морей, отсутствуют. Целью настоящего исследования было выявление чужеродных видов в дальневосточных морях для последующей оценки их влияния на местную биоту, а также установление таксономического состава населения балластных вод судов как одного из основных способов биоинвазий.

В настоящей работе впервые представлен аннотированный список 66 чужеродных видов, отмеченных в дальневосточных морях России и находящихся на разных стадиях акклиматизации. Нами также предложена шкала, позволяющая определять вероятность статуса видов как чужеродных. В эту шкалу включены не только конкретные признаки вселенца, но и характеристики, без которых невозможно установление ВСВ, а также экологические условия акватории, повышающие вероятность натурализации вселенца. Предложенный нами метод дает возможность более объективной оценки статуса вселенца вида и позволяет сравнивать этот показатель для разных видов. Аналогичные методы выявления вселенцев в отечественной и зарубежной литературе нам неизвестны.

Предложенный нами метод оценки вероятности статуса вселенца не является универсальным и может быть модифицирован и дополнен специалистами по разным группам. В аннотированном списке чужеродных видов в дальневосточных морях России мы привели вероятность статуса вселенца для каждого вида, рассчитанную по предложенной нами таблице. Около половины исследованных видов имеют минимальную ВСВ – 30 %, 100 % ВСВ имеют лишь 13 видов, которые можно считать натурализовавшимися. Обратившись к таблице, становится понятно, что 30 % значение ВСВ может быть вызвано лишь двумя первыми характеристиками – высокой степенью изученности акватории и видовой идентификация специалистом высшей квалификации с использованием современных методик.

Нами выявлены три основных «группы риска» вселенцев в зал. Петра Великого. Важнейшую такую «группу риска» представляют собой асцидии. Это очень крупные, быстрорастущие формы, способные создавать серьезные биопомехи марикультуре. Вторая по значимости «группа риска» – это, безусловно, усоногие раки. Они являются основными обрастателями как в бореальной, так и в тропической зоне, и процесс их расселения с помощью судов происходит постоянно. Третьей «группой риска» биоинвазий являются многощетинковые черви, или полихеты. Идеальным примером

интродукции и натурализации экзотического вида может служить 20-летнее наблюдение нами процесса натурализации полихет *P. ocellata* в зал. Петра Великого.

Следует подчеркнуть, что приведенный нами впервые список чужеродных видов, отмеченных в дальневосточных морях России, является предварительным и в определенной степени эфемерным. Большую часть списка составляют чужеродные виды, находящиеся на разных стадиях акклиматизации, в том числе обнаруженные впервые для района лишь единично, и требующие дальнейших детальных исследований. Очевидно, что этот список может быть значительно изменен вследствие уточнения статуса того или иного вида и дополнен уже в ближайшее время вследствие увеличивающегося антропогенного переноса морских организмов в дальневосточные порты России с судами дальнего плавания.

Особый интерес представляют собой биоинвазии в морских заповедниках. С постоянно увеличивающимся уровнем товарообмена и путешествий между странами и континентами многие организмы могут попасть в любую часть мира. Следуя логике, МООПТ должны защищать морские экосистемы от вмешательства человека. Однако в морской среде нет физических барьеров, которые бы преграждали путь чужеродным видам. В Российских МООПТ нет действующей системы предотвращения вселения новых и мониторинга уже присутствующих на территории чужеродных видов, хотя биоинвазии некоторых видов могут вызвать непредсказуемые последствия. Наиболее эффективный метод борьбы с вселенцами – это предотвращение их внедрения, как профилактика всегда надежнее лечения болезни. Так, на антарктических островах находящихся под австралийской юрисдикцией, существуют строгие карантинные законы. Отмечена острая необходимость тщательно проработанного, поддерживаемого вышестоящими властями и успешно внедрённого плана управления чужеродными видами на морских охраняемых природных участках. В ДВМГПБЗ и прилегающих к нему акваториях на основании доступных нам литературных данных отмечено 35 инвазионных видов, составляющих более половины общего списка для ДВ морей. Это очень серьезная цифра, учитывая небольшую площадь морского заповедника. Становится понятной крайняя необходимость проведения специальных исследований морских биоинвазий в ДВМГПБЗ.

Большое значение в появлении видов-интродуцентов в зал. Петра Великого имеет б. Золотой Рог, подверженная термальному загрязнению ВТЭЦ-2. Этот процесс детально проанализирован в одной из наших монографий (Звягинцев, Мощенко, 2010).

Результаты Международного экспресс-обследования 2011 г. при сопоставлении с результатами подобного обследования в 2010 году в штате Орегон, США, а также изучение списков видов морских организмов, обитающих на азиатском и американском побережьях Тихого океана, показало следующее.

Для правильного определения морской биоты северной части Тихого океана необходимо тесное сотрудничество специалистов-таксономистов стран этого региона. Подобное сотрудничество и одновременное определение морских организмов специалистами разных стран может привести к изменению до 50 % списков видов по разным группам. Азиатский северо-тихоокеанский регион в настоящее время является больше донором видов, которые расселяются в другие регионы Мирового океана, чем реципиентом видов-вселенцев. Морские биоинвазии в дальневосточных мо-

рях России находятся на начальной стадии и число видов-вселенцев в этом регионе не превышает 3 % от общего числа видов.

Подтверждением необходимости такого экспресс-анализа через небольшие промежутки времени может служить следующее. При идентификации элементов обрастания причальных сооружений в Амурском заливе (зал. Петра Великого Японского моря) нами обнаружено два вида мшанок, *Callopora sarae* Grischenko, Dick et Mawatari, 2007 и *Microporella trigonellata* Suwa et Mawatari, 1998, ранее не отмеченных в Японском море и дальневосточных морях России. Для того, чтобы выяснить, являются ли данные виды интродуцированными, либо неверно определены в этом районе предыдущими исследователями, нами был проведен детальный анализ степени инвентаризации фауны мшанок залива Петра Великого (Грищенко, Звягинцев, 2012). Недостаточная изученность этой фауны позволяет предположить, что *C. sarae* и *M. trigonellata* являются аборигенными видами для этого района. Таким образом, один из главных признаков вселенца из предложенной нами шкалы: высокая степень изученности акватории высококвалифицированными специалистами в течение ряда лет (см. табл., признак №1), в данном случае оказался решающим в установлении статуса вселенца либо аборигена. двух видов мшанок в зал. Петра Великого.

Нами впервые разработана модель биоинвазии усоногих раков на шельфе Японского моря на примере трех видов усоногих раков (Четырбоцкий и др., 2010). Эта модель представляет собой первый этап комплексного исследования морских биоинвазий в дальневосточных морях России. В модели явно учитываются элементы локальной динамики, конкурентные взаимоотношения за исходный субстрат, оптимальный для существования вида диапазон температуры и солености воды, диффузный характер естественного расселения организмов вдоль берега моря, перенос их на корпусах судов и с балластными водами судов. Дальнейшее направление исследований видится в построении геоинформационной системы прибрежного распределения интродуцентов, более детальной параметрической идентификации модели с зависящими от условий среды параметрами и построение модели сообщества интродуцентов.

Специалистами консультационно-информационного центра мониторинга морских биоинвазий и судовых балластных вод при Институте биологии моря ДВО РАН проделана большая работа по исследованию судовых балластных вод в порту Владивосток (см. Кашина, Кашин, 2010). Результаты этих исследований приведены в соответствующих разделах данной главы со ссылками на опубликованные данные, ниже приведены основные итоги проведенной работы.

Обнаруженные в балластных водах судов на российско-японской линии потенциально токсичные виды микроводорослей и виды, вызывающие вредоносное «цветение» воды, являются обычными представителями фитопланктона и достигают массового развития в зал. Петра Великого в летне-осеннее время. На российско-китайской линии на 96 % флора балластных вод совпадала по видовому составу с таковой для российских вод Японского моря. Однако в сентябре 2009 г. в балластных водах этих судов было обнаружено 4 новых для залива Петра Великого видов диатомовых водорослей: *Cyclotella litoralis*, *Eucampia zodiacus* f. *cylindrocornis*, *Lioloma pacificum* и *Stephanopyxis palmeriana*. В июне и октябре в балластных водах в заметном количестве найдена новая для залива Петра Великого бентическая динофлагеллята *Prorocentrum rhathymum*. На основании полученного нами материала

можно сделать вывод о возможности транспортировки потенциально токсичных и чужеродных видов в балластных водах из Желтого моря. Однако акклиматизация последних зависит от целого ряда факторов и не всегда оказывается успешной.

Полученные в течение 3-х лет показатели таксономического состава балластных вод исследуемых судов позволили выявить 8 видов веслоногих ракообразных, которые не встречаются или являются случайными компонентами планктонных сообществ прибрежных вод зал. Петра Великого. Поскольку в новых местах обитания экологическая ниша интродуцированных видов голопланктона не занята и конкуренты отсутствуют, весьма вероятно их успешная натурализация в зал. Петра Великого и вытеснение аборигенных видов. Поэтому необходим регулярный мониторинг, как балластных вод судов, так и портовых акваторий. Такой мониторинг позволит в дальнейшем прогнозировать воздействие инвазионных видов голопланктона на местную экосистему и своевременно решать порождаемые ими экологические и экономические проблемы.

При исследовании меропланктона в балластных водах присутствовали личинки 46 таксонов, из них 25 неизвестных для зал. Петра Великого, для которых допустим статус вселенцев. Личинки, обнаруженные в пробах балластных вод танкера «Minotaur», принадлежат обитателям Бохайского залива, хотя северная часть Желтого моря является южной границей ареала многих видов, обитающих в зал. Петра Великого, и списки видов этих районов в значительной степени перекрываются. Часть видов меропланктона из Желтого моря на данный момент не подлежит видовой идентификации, для этого необходимо сотрудничество с китайскими специалистами.

Показано, что балластные воды Японии вносят в воды Амурского залива такое количество гетеротрофных микроорганизмов, которое не превышает численность собственной микрофлоры в этой акватории. Китай же привносит гораздо больший вклад в инвазионные процессы. Воды портов КНР, из которых забирали балластные воды, можно отнести к категории «грязные» и «очень грязные», особенно в летний период времени. Они высокоинфицированы БГКП, численность которых значительно превышает санитарные нормы (в 40 и более раз). По степени инвазивности, порты из которых были привнесены балластные воды в прибрежную зону г. Владивостока могут быть выстроены в следующий ряд: Nantong > Longkou > Yangzhou > Laizhou > Mizushima > Iwakuni > Kawasaki > Lanshan. Микробиологический анализ балластных вод позволил охарактеризовать воды порта Longkou – как хронически загрязнённые. Балластные воды из порта Laizhou в большей степени по сравнению с остальными пробами инфицированы санитарно-показательными микроорганизмами, характерными для вод с высоким фекальным загрязнением. Среди условно патогенных бактерий нами обнаружены ранее не упоминавшиеся в литературе бактерии рода *Hafnia* и *Shigella*, которые считаются достаточно эпидемически опасными, так как являются возбудителями кишечных инфекций и пневмоний. Известно, что полной смены балласта и очистки танков от бактерий достичь невозможно. Проводимая в соответствии с инструкцией в нашем случае замена балласта в открытом море не является полностью эффективной, так как осадок в основании резервуаров судов не может быть полностью удален во время обмена.

Из обнаруженных нами в балластных водах и в осадках 43 таксономических форм мицелиальных грибов *Aspergillus japonicus* и *A. sclerotiorum* в морских место-

обитаниях (морская вода и донные осадки) прибрежных районов зал. Петра Великого ранее не отмечены. Таксономический состав и эколого-биологическая характеристика обнаруженных мицелиальных грибов в балластных водах и осадках свидетельствуют о значительном антропогенном загрязнении портовых экосистем Китая (Бохайский залив Желтого моря и река Янцзы) и определяют характер экологического риска при биоинвазии данных грибов в дальневосточные моря России. В то же время при исследовании микроскопических мицелиальных грибов в балластных водах и осадках, учитывая их физиолого-биохимические и штаммовые различия, все обнаруженные виды этих микроорганизмов следует рассматривать как объекты потенциальных биоинвазий.

Инициативные работы по изучению населения судовых балластных вод в нашей стране проводятся лишь в портах Владивостока и Новороссийска (Звягинцев, Селифонова, 2008). Однако в ближайшее время подобные работы могут потерять статус инициативных и стать обязательными. Объясняется это тем, что в настоящее время правительством России разработан проект постановления о присоединении Российской Федерации к Международной конвенции о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 года (О присоединении ..., 2011). Исследования балластных вод коммерческих судов и разработка рекомендаций по контролю судовых балластных вод были выполнены учеными гидробиологами совместно с администрациями этих двух морских портов. В Новороссийском порту в 2004 г. разработана временная методика контроля балластных вод, с 2009 г. действует план управления судовыми балластными водами (Селифонова, 2010). В 2008 г. создан консультационно-информационный центр мониторинга морских биоинвазий и судовых балластных вод при Институте биологии моря ДВО РАН. Исследования, проведенные Институтом биологии моря ДВО РАН и Государственным морским университетом имени адмирала Ф.Ф.Ушакова в портах Владивостока и Новороссийска, в определенной мере могли послужить научно-практической основой для законопроектной деятельности в сфере морского и речного транспорта.

## Выводы

1. На основании собственных и литературных данных проведено исследование морских биоинвазий в дальневосточных морях. В наибольшей степени подверженным биоинвазиям оказался зал. Петра Великого, находящийся на границе бореальной и субтропической зон.

2. Основные источники и пути проникновения чужеродных видов в зал. Петра Великого – обрастание корпусов судов и судовые балластные воды. Морские биоинвазии в результате преднамеренной интродукции и в качестве объектов аквакультуры в дальневосточных морях нам неизвестны.

3. Серьезных экологических катастроф, вызванных морскими биоинвазиями, как это произошло в европейских морях России, в дальневосточных морях до настоящего времени не зарегистрировано. Большинство отмеченных нами видов-вселенцев находятся на ранних стадиях акклиматизации. Натурализовавшиеся виды в подавляющем большинстве случаев не стали доминирующими в донных сообществах, за исключением *A. improvises* в антрополи.

4. В зал. Петра Великого на основании собственных и доступных нам литературных данных отмечено 56 инвазионных видов, составляющих основную часть общего списка для ДВ морей. Половина исследованных-вселенцев здесь имеет минимальную ВСВ – 30 %, стопроцентную ВСВ имеют лишь 12 видов, которые можно считать натурализовавшимися. Около половины видов из этого списка обнаружены в Дальневосточном морском заповеднике. Важнейшие «группы риска» вселенцев в зал. Петра Великого – асцидии, усяногие раки и многощетинковые черви. Нами предложена шкала, позволяющая определять вероятность статуса видов как чужеродных.

5. Из 445 видов гидробионтов, обнаруженных нами в балластных водах, лишь 39 ранее не отмечались в зал. Петра Великого. Специальных работ по выявлению этих видов в водах залива не проводилось. При этом даже незначительное изменение климата, в частности – повышение температуры воды, может привести к непредсказуемым последствиям.

6. Результаты Международного экспресс-обследования 2011 г. показали, что Азиатский северо-тихоокеанский регион в настоящее время является больше донором видов, которые расселяются в другие регионы Мирового океана, чем реципиентом видов-вселенцев. Американский северо-тихоокеанский регион в настоящее время является больше реципиентом видов, которые прибывают сюда в основном из азиатского региона, чем донором видов-вселенцев. Морские биоинвазии в дальневосточных морях России находятся на начальной стадии и число видов-вселенцев в этом регионе не превышает 3 % от общего числа видов.

7. Показано, что воды портов КНР, из которых забирали балластные воды, можно отнести к категории «грязные» и «очень грязные», особенно в летний период времени. Они высокоинфицированы БГКП, численность которых значительно превышает санитарные нормы (в 40 и более раз).

8. В настоящее время правительством России разработан проект постановления о присоединении Российской Федерации к Международной конвенции о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 года. Исследования, проведенные Институтом биологии моря ДВО РАН, в определенной мере могли послужить научно-практической основой для законопроектной деятельности в сфере морского и речного транспорта.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ 11-04-00618-а «Мониторинг морских биоинвазий и роль судовых балластных вод в расселении видов» на 2011–2012 гг.; грантов ДВО-1 09-1-П15-03, 09-1-П16-04, 09-1-П23-01; целевой комплексной программы ДВО РАН «Биологическая безопасность дальневосточных морей Российской Федерации»; гранта фонда APN ARCP2006-FP14-Adrianov; проекта ПРООН/ГЭФ «Укрепление морских и прибрежных особо охраняемых территорий России» по разделу «Мониторинг и контроль морских чужеродных видов на примере Дальневосточного морского государственного природного биосферного заповедника» 2012 г., грант Правительства РФ № 11.G34.31.0010.*

## Литература

- Адрианов А.В., Кусакин О.Г. Таксономический каталог биоты залива Петра Великого. Владивосток : Дальнаука, 1998. 349 с.
- Алимов А.Ф., Панов В.Е., Крылов П.И. и др. Проблема антропогенного вселения чужеродных организмов в водоемы бассейна Финского залива // Экологическая обстановка в Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 1997 году : справочно-аналитический обзор. Санкт-Петербург, 1998. С. 243–248.
- Алимов А.Ф., Орлова М.И., Панов В.Е. Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению // Виды-вселенцы в европейских морях России : сборник научных трудов. Апатиты : Изд. Кольского научного центра РАН, 2000. С. 12–23.
- Багавеева Э.В. Многощетинковые черви *Hydroides elegans* и *Polydora limicola* в сообществах обрастания Японского моря // Обрастание и биокоррозия в водной среде. М. : Наука, 1981. С. 13–17.
- Багавеева Э.В., Кубанин А.А., Чаплыгина С.Ф. Роль судов во вселении гидроидов, полихет и мшанок в Японское море // Биол. моря. 1984. № 2. С. 19–26.
- Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах / под ред. А.Ф.Алимова и Н.Г. Богущкой. М. : Товарищество научных изданий КМК, 2004. 436 с.
- Будникова Л.Л. Бентосные амфиподы (Crustacea: Amphipoda) в юго-западной части залива Петра Великого // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. Владивосток : Дальнаука, 2001. Т. 2. С. 98–109.
- Виды-вселенцы в европейских морях России. Апатиты : Изд. Кольского научного центра РАН, 2000. 312 с.
- Горин А.Н., Кашин И.А., Звягинцев А.Ю., Мурахвер А.М. К методике изучения обрастания с помощью экспериментальных пластин // Обрастания в Японском и Охотском морях. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1975. С. 7–13.
- Грищенко А.В., Звягинцев А.Ю. О состоянии изученности фауны Bryozoa залива Петра Великого в свете обнаружения хейлостомных мшанок *Callopora sarae* и *Microporella trigonellata* // Российский журнал биологических инвазий. 2012. № 2. С. 42–54.
- Дальневосточный морской биосферный заповедник. Биота / отв. ред. А.Н. Тюрин. Владивосток : Дальнаука, 2004. Т. II. 848 с.
- Дгебуадзе Ю.Ю. Проблемы инвазий чужеродных организмов // Экологическая безопасность и инвазии чужеродных организмов. М: МСОП, 2002. С. 11–21.
- Дгебуадзе Ю.Ю., Петросян В.Г., Бессонов С.А. и др. Общая концепция создания проблемно-ориентированного Интернет-портала по инвазиям чужеродных видов в Российской Федерации // Российский журнал биологических инвазий. 2008. № 2. С. 9–21.
- Животные и растения залива Петра Великого. Л. : Наука, 1976. 362 с.
- Зверева Л.В. Микобиота загрязненных акваторий залива Петра Великого (Японское море) // Морская экология-2002. Международная научно-практическая конференция. 16–18 окт. 2002. Владивосток : Морск. гос. ун-т, 2002. С. 153–159.
- Звягинцев А.Ю. Морское обрастание в северо-западной части Тихого океана. Владивосток : Дальнаука, 2005. 432 с.
- Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А. Методические рекомендации по исследованию судовых балластных вод при мониторинге морских биоинвазий. Владивосток : Дальнаука, 2009а. 123 с.
- Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А. и др. Население балластных вод судов в порту Владивосток // Биол. моря. 2009б. Т. 35. № 1. С. 29–40.

Звягинцев А.Ю., Корниенко Е.С. Находка личинок рака-отшельника *Diogenes nitidimanus* Terao, 1913 (Decapoda: Diogenidae) в судовых балластных водах как подтверждение возможности вселения этого вида в залив Петра Великого // Биол. моря. 2008. Т. 34. № 6. С. 445–448.

Звягинцев А.Ю., Михайлов С.Р. К методике изучения обрастания морских судов с помощью легководолазной техники // Экология обрастания в северо-западной части Тихого океана. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1980. С. 17–25.

Звягинцев А.Ю., Мощенко А.В. Морские техноэкосистемы энергетических станций. Владивосток : Дальнаука, 2010. 340 с.

Звягинцев А.Ю., Санамян К.Э., Кашенко С.Д. О вселении асцидии *Ciona savingyi* Herdman, 1882 в залив Петра Великого Японского моря // Биол. моря. 2007. № 2. С. 158–161.

Звягинцев А.Ю., Селифонова Ж.П. Исследования балластных вод коммерческих судов в морских портах России // Рос. журн. биол. инвазий. 2008. № 2. С. 1–12.

Зевина Г.Б., Горин А.Н. Флюктуация усоногих раков в обрастаниях буев залива Петра Великого // Обрастания в Японском и Охотском морях. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1975. С. 71–78.

Зевина Г.Б., Каменская О.Е., Кубанин А.А. Вселенцы в обрастаниях Японского моря // Комплексные исследования природы Океана. М. : Изд-во МГУ, 1975. Т. 5. С. 240–249.

Зенкевич Л.А. Об акклиматизации в Каспийском море новых кормовых для рыб беспозвоночных и теоретические к ней предпосылки // Бюлл. МОИП. 1940. Т. 49. № 1. С. 19–22.

Касьян В. Представители голопланктона в балластных водах судов в порту Владивосток // Биол. моря. 2010. Т. 36. № 3. С. 166–173.

Кафанов А.И. Историко-методологические аспекты общей и морской биогеографии. Владивосток : Изд-во Дальневосточного ун-та, 2005. 208 с.

Кафанов А.И., Кудряшов В.А. Морская биогеография : учеб. пособие. М. : Наука, 2000. 176 с.

Кашин И.А. Методика изучения обрастания гидротехнических сооружений с помощью легководолазной техники // Подводные гидробиологические исследования. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1982. С. 42–47.

Кашина О.А., Кашин И.А. База данных биологических проб судов. Свидетельство о государственной регистрации базы данных. 2010. Зарегистрировано в реестре баз данных 30 сентября 2010 г.

Кепель А.А. Два вида ральфсиевых водорослей, новых для флоры залива Петра Великого (Японское море) // Новости систематики низших растений 1999. СПб. : Изд-во Наука, Т. 33. С. 24–26.

Кепель А.А., Спиридонов В.А., Царева Л.А. Находка краба *Planes marinus* Rathbun, 1914 (Decapoda: Grapsidae) в заливе Петра Великого Японского моря // Биол. моря. 2002. Т. 28. № 3. С. 222–223.

Кепель А.А., Царёва Л.А. Первое обнаружение тропических крабов *Portunus sanguinolentus* (Herbst, 1783) и *Plagusia depressa tuberculata* Lamarck, 1818 в заливе Петра Великого Японского моря // Биол. моря 2005. Т. 31. № 2. С. 138–139.

Кубанин А.А. Мшанки – вселенцы в залив Петра Великого // Биология шельфа : тез. докл. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1975. С. 89–90.

Кубанин А.А. Географическое распространение мшанок, встречающихся в морском обрастании // Экология обрастания в северо-западной части Тихого океана. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1980. С. 109–140.

Лутаенко К.А. Находка *Musculus koreanus* Ockelmann, 1983 (Bivalvia, Mytilidae) в российских водах Японского моря // Ruthenica. 2003. Т. 13. № 2. С. 157–162.

- Лутаенко К.А. Находка *Felaniella ohtai* Kase et Miyauchi, 1996 (Bivalvia, Ungulinidae) в российских водах Японского моря // *Ruthenica*. 2005. Т. 15. № 2. С. 89–94.
- Матишов Г.Г., Селифонова Ж.П. Контроль водяного балласта торговых судов в Новороссийском порту // *Вестник ЮНЦ РАН*. 2006. Т. 2. № 3. С. 62–66.
- Международная конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими. СПб. : Изд-во ЦНИМФ, 2005. 120 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при ведении мониторинга биологического загрязнения на Финском заливе. СПб. : Науч. центр РАН, Зоол. ин-т РАН, 2005. 68 с.
- Орлова М.И. Биологические инвазии моллюсков в континентальных водах Голарктики : автореф. ... дисс. докт. биол. наук. 2010. СПб. 47 с.
- Орлова Т.Ю., Шевченко О.Г. Первая находка *Pseudo-nitzschia americana* (Bacillariophyta) в морях России // *Биол. моря* 2002. Т. 28. № 5. С. 372–375.
- О присоединении Российской Федерации к международной конвенции «О контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 года». Проект постановления правительства РФ от 08.09.11 г. ([http://www.mintrans.ru/documents/detail.php?ELEMENT\\_ID=16864](http://www.mintrans.ru/documents/detail.php?ELEMENT_ID=16864)).
- Петряишев В.В., Корниенко Е.С. *Paguristes ortmanni* Miyake, 1978 (Decapoda: Anomura) – новый род и вид десятиногих раков для фауны России // *Биол. моря*. 2006. Т. 32. № 2. С. 139–141.
- Полтаруха О.П., Звягинцев А.Ю. Усоногие раки (Cirripedia, Thoracica) Вьетнама и их значение в сообществах обрастания. М. : Товарищество научных изданий КМК, 2008. 320 с.
- Пономаренко Е.А., Корн О.М. Первая находка ракообразных инфракласса Facetotecta в планктоне залива Петра Великого Японского моря // *Биол. моря*. 2006. Т. 32. № 5. С. 355–357.
- Работнев В.Г. О ходе реализации программы ГлоБалласт, в том числе, в Украине и плановых мероприятиях по выполнению Национального рабочего плана Украины на 2003–2004 гг. // Р. Баштанный, В. Работнев. 2003. IV науч.-практ. сем. по пробл. управл. водяным балластом судов, г. Одесса, Украина, 26–27 августа 2003 года : отчет о семинаре. Серия монографий Одесского демонстрационного центра программы ГлоБалласт, вып. 8. Одесса, Украина. С. 1–6.
- Радашевский В.И., Ивин В.В., Звягинцев А.Ю. Создание базы данных по видам-вселенцам Северной Пацифики // *Современные проблемы морской инженерной экологии (изыскания ОВОС, социально-экономические аспекты) : тез. докл. межд. научн. конференции (г. Ростов-на-Дону, 9–11 июня 2008)* Ростов-на-Дону : ЮНЦ РАН, 2008. С. 210–211.
- Раков В.А., Архипов А.А. Находка морского ушка *Haliotis (Nordotis) discus* (Gastropoda, Haliotidae) в заливе Петра Великого (Японское море) // *Бюлл. Дальневост. малаколог. Об-ва*. 2004. Вып. 8. С. 130–131.
- Селина М.С., Морозова Т.В. Первые находки динофлагеллят *Alexandrium margalefi* Balech, 1994 и *A. tamutum* Montresor, Beran et John, 2004 в Дальневосточных морях России // *Биол. моря*. 2005. Т. 31. № 3. С. 213–217.
- Селифонова Ж.П. Контроль судовых балластных вод как метод предотвращения биологического загрязнения морской среды : метод. пособие. Апатиты : Кольск. научн. центр РАН, 2010. 87 с.
- Харин В.Е. Биота российских вод Японского моря. Рептилии. Владивосток : Дальнаука, 2008. 170 с.

Харин В.Е., Вышковарцев Д.И., Мазникова О.А. О таксономическом положении редкого вида рыб *Lobotis surinamensis* (Lobotidae) и новой находке этого вида в российских водах // Вопросы ихтиологии. 2009. Т. 49. № 1. С. 37–43.

Харин В.Е., Маркевич А.И. О второй находке саргассового морского клоуна *Histrion histrio* (Lophiiformes: Antennariidae) в водах России // Вопросы ихтиологии. 2006. Т. 46. № 6. С. 845–847.

Харин В.Е., Милованкин П.Г. О первой находке пятнистого оплегната *Oplegnathus punctatus* (Oplegnathidae) в заливе Петра Великого (Японское море) // Вопросы ихтиологии. 2005. Т. 45. № 6. С. 854–855.

Харин В.Е., Милованкин П.Г. О новой находке редкого вида *Scatophagus argus* (Scatophagidae) в Российских водах // Вопросы ихтиологии. 2008. Т. 48. № 6. С. 856–858.

Чаплыгина С.Ф. Гидроиды в обрастании северо-западной части Японского моря // Экология обрастания в северо-западной части Тихого океана. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1980. С. 56–71.

Чаплыгина С.Ф. О вселении двух видов гидроидов *Laomedea flexuosa* и *L. calceolifera* (Cnidaria, Hydroidea, Campanulariidae) в Японское море // Зоол. журн. 1992. Т. 71. Вып. 9. С. 5–10.

Чаплыгина С.Ф., Даутова Т.Н. Обнаружение гидромедузы *Hydractinia minima* (Trinci, 1903) (Cnidaria: Hydrozoa: Hydractiniidae) в заливе Петра Великого Японского моря. Биол. моря. 2005. Т. 31. № 3. С. 166–170.

Чернова Т. В., Чернышев А. В. 2000. Морские блюдечки *Lottia dorsuosa* и *Lottia kodatogai* в водах России. Морские моллюски: вопросы таксономии, экологии и филогении. Пятое (четырнадцатое) совещание по изучению моллюсков, посвященное памяти О.А. Скарлато. 27–30 ноября 2000 г. : автореф. докл. СПб., 2000. С. 91–92.

Чернышев А.В., Ратников А.В., Чабан Е.М. Первые находки «морского зайца» *Aplysia parvula* (Gastropoda: Opisthobranchia) в заливе Петра Великого Японского моря // Биол. моря. 2006. Т. 32. № 6. С. 445–446.

Чернышев А.В., Чабан Е.М. Первые находки *Alderia modesta* (Lovén, 1844) (Opisthobranchia, Ascoglossa) в Японском море // Ruthenica. 2005. V. 14. No 2. P. 131–134.

Чернышев А.В., Чернова Т.В. Первая находка морского блюдечка *Cellana toreuma* (Reeve, 1855) (Gastropoda, Patelliformes) в заливе Петра Великого // Ruthenica. 2003. Т. 13. № 2. С. 101–102.

Четырбоцкий А.Н., Звягинцев А.Ю., Кафанов А.И. Математическое моделирование и оценка состояния биоинвазии усоногих раков на шельфе Японии // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 2. С. 74–88.

Шунтов В.П. Биология дальневосточных морей России. Владивосток : ТИНРО–центр, 2001. Т. 1. 518 с.

Экологическая безопасность и инвазии чужеродных организмов. М. : МСОП «Всемирный союз охраны природы», 2002. 116 с.

Яковлев Ю.М., Осипов Е.В., Бородин П.А. Состояние и возможности промысла ропилемы в зал. Петра Великого // Материалы научно-практической конференции «Приморье – край рыбацкий». Владивосток: ТИНРО–ЦЕНТР, 2002. С. 65–69.

Bagaveeva E.V., A.Yu. Zvyagintsev. Polychaete worms (Polychaeta) in the fouling of hydrotechnical structures in Amursky and Ussurijsky Bays (East Sea) // The Yellow Sea. 2001. V. 7. № 1. P. 45–54.

Buzoleva L. S., Letyagina A. V., Zvyagintsev A. U., and I. A. Kashin. Study of Microorganisms Coming into the Port of Vladivostok with Ballast Water of Ships // Russian Journal of Biological Invasions, 2012. Vol. 3. No. 2. P. 92–100.

- Carlton J.T. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water // *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 1985. Vol. 2. P. 313–374.
- Carlton J.T., Geller J.B. Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms // *Science*. 1993. Vol. 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 in the Republic of Slovenia // 1st International Workshop on Guidelines and Standards for Ballast Water Sampling, Rio de Janeiro, Brazil, 7–11 April 2003: Workshop Report. London: IMO. 2003. P. 22–30. (GloBallast Monograph Series. No. 9).
- Elton C.S. The ecology of invasion by animals and plants. London: Methuen, 1958. 181 p.
- GloBallast (Глобальная программа по управлению балластными водами). 2000. <http://globallast.imo.org/>.
- Gollasch S. Removal of barriers to the effective implementation of ballast water control and management measures in developing countries (for GEF/IMO/UNDP). Brussels: IMO, 1998. 197 p.
- Gollasch S. The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea // *Biofouling*. 2002. Vol. 18. P. 105–121.
- 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.
- Gollasch S., Lenz J., Dammer M., Andres H.G. Survival of tropical ballast water organisms during a cruise from the Indian Ocean to the North Sea // *J. Plankt. Res.* 2000. Vol. 22. P. 923–937.
- Gollasch S., Macdonald E., Belson S., Botnen H., Christensen J., Hamer J., Houvenaghel G., Jelmert A., Lucas I., Masson D., McCollin T., Olenin S., Persson A., Wallentinus I., Wetsteyn B., Wittling T. Life in Ballast Tanks // *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management* / Eds. Leppäkoski E., Gollasch S. & Olenin S. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 217–231.
- Hay C., Handley S., Dodgshun T., Taylor M., Gibbs W. Cawthron's Ballast Water Research Programme: Final report 1996–1997 to MAF Policy // Cawthron Report. 1997. No. 417. 139 p.
- IMO Bulletin. To put an end to invasion of alien organisms as a result of their transportation with ballast water. October 1998. 21 p.
- Lutaenko K.A. New records of bivalve mollusks in Peter the Great Bay (Sea of Japan) during the last 20 years: consequences of coastal water warming? // *Biodiversity of the marginal Northwestern Pacific Ocean*. 2007. Proceedings of the Workshop, Institute of Oceanology CAS, Qingdao, China, November 21–23, 2007. P. 29–31.
- McDonald E.M., Davidson R.D. Ballast Water Project: Final report // FRS Marine Laboratory Aberdeen. 1997. 83 p.
- McNeely, J.A. The future of alien invasive species: changing social views. Invasive species in a changing world (ed. By H.A. Mooney and R.J. Hobbs). Washington, DC: Island Press, 2000. P. 171–190.
- Morozova T.V., Selina M.S., Stonik I.V., Shevchenko O.G., and A. Yu. Zvyagintsev. Phytoplankton in Ships' Ballast Waters in the Port of Vladivostok // *Russian Journal of Biological Invasions*. 2011. Vol. 2. No. 1. P. 29–34.
- Murphy K.R., Ritz D., Hewitt C.L. Heterogeneous zooplankton distribution in a ship's ballast tanks // *J. Plankt. Res.* 2002. Vol. 24. 7. P. 729–734.

Olenin S., Gollasch S., Jonusas S., Rimkute I. En-route investigation of plankton in ballast water on ship's voyage from the Baltic Sea to the open Atlantic coast of Europe // Int. Rev. Hydrobiol. 2000. Vol. 85. P. 577–596.

Omori M., Ikeda T. Methods in marine zooplankton ecology. New York: John Wiley and Sons, 1984. 332 p.

Panov V.E., Krylov P.I., Telesh V.I. The St. Petersburg harbour profile. in: Gollasch S., Leppakoski E. Initial Risk Assessment of Alien Species in Nordic Coastal Waters. Nord 1999:8. Copenhagen, P. 225–245.

Radashevsky V., Chapman J., Harris L. & Therriault T. PICES 2011 Rapid Assessment Survey. PICES Press, 2012. 20(1). P.26–29.

Radashevsky V.I., Hsieh H.L. *Pseudopolydora* (Polychaeta: Spionidae) species from Taiwan. Zoological Studies. 2000. 39. P. 218–235.

Ruiz G. M., Fofonoff P.W., Carlton J.T. et al. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases // Ann. Rev. Ecol. Syst. 2000a. Vol. 31. P. 481–531.

Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Woolmer, G. The human footprint and the last of the wild. Bioscience. 2002. V. 52. P. 891–904.

Sea Grant Zebra Mussel Report (1988–1994). Ohio State University. 1995. 54 p.

Williams R.J., Griffiths F.B., Van der Wal E.J., Kelly J. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of nonindigenous marine species. Estuar // Coast. Shelf Sci. 1988. Vol. 26. P. 409–420.

Wonham M.J., Walton W.C., Ruiz G.M. et al. Going to the source: role of the invasion pathway in determining potential invaders // Mar. Ecol. Prog. Ser. 2001. Vol. 215. P. 1–12.

Zaitsev Yu., Öztürk B. (eds.). Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas. Istanbul, Turkey: Published by Turkish Marine Research Foundation, 2001. 265 p.

Zvyagintsev A.Yu., Radashevsky V.I., Ivin V.V., Kashin I.A., and A.N. Gorodkov. Alien species in the Russian Far East Seas. // Proc. Int. Symp. "Alien species in Holarctic". 2010. Borok, Russia, 5 – 9 oct. 2010. P. 103–104.

Zvyagintsev A.Yu., Radashevsky V.I., Ivin V.V., Kashin I.A., and A.N. Gorodkov. Nonindigenous Species in the Far Eastern Seas of Russia // Russian Journal of Biological Invasions. 2011. Vol. 2. № 3. P. 164–182.

Zvyagintsev A.Yu., Sanamyan K.E., Koryakova M.D. The introduction of ascidian *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843) to the Peter the Great Bay (Sea of Japan) // Sessile organisms. 2003. V. 20. № 1. P. 7–10.

**Веб-сайты, содержащие полезную информацию о биоинвазиях  
в зал. Петра Великого и общую информацию по проблеме биоинвазий:**

[http://www.pices.int/members/working\\_groups/wg21.aspx](http://www.pices.int/members/working_groups/wg21.aspx)

<http://depositfiles.com/files/5nu5z6o66>

[http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2012\\_1/Buzoleva\\_12\\_1.pdf](http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2012_1/Buzoleva_12_1.pdf)

[http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2008\\_2/Dgebuadze\\_08\\_2.pdf](http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2008_2/Dgebuadze_08_2.pdf)

[http://www.ipdn.ru/periphyton/\\_private/bibl/Zvyagincev\\_monogr\\_obrastanie.pdf](http://www.ipdn.ru/periphyton/_private/bibl/Zvyagincev_monogr_obrastanie.pdf)

[http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2011\\_2/Zvyagintsev\\_11\\_2.pdf](http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2011_2/Zvyagintsev_11_2.pdf)

[http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2008\\_2/Zvyagintsev\\_08\\_2.pdf](http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2008_2/Zvyagintsev_08_2.pdf)

[http://www.ipdn.ru/periphyton/\\_private/bibl/Book\\_Zvyagincev\\_web.pdf](http://www.ipdn.ru/periphyton/_private/bibl/Book_Zvyagincev_web.pdf)

[http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2010\\_4/Morozova\\_10\\_4.pdf](http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2010_4/Morozova_10_4.pdf)

<http://www.imb.dvo.ru/files/ballast.pps>

[http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2010\\_2/Chetyrbotskiy\\_10\\_2.pdf](http://www.sevin.ru/invasjour/issues/2010_2/Chetyrbotskiy_10_2.pdf)

## ТОКСИЧНЫЕ МИКРОВОДОРОСЛИ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ

Т.Ю. Орлова

*Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН*

В рамках мониторинга вредоносного цветения водорослей (ВЦВ) в зал. Петра Великого в 2007–2012 гг. обнаружено 27 видов микроводорослей, известных как продуценты фикотоксинов. Опасные микроводоросли относились к трем таксономическим группам: диатомовые, динофитовые и рафидофитовые водоросли. Диатомовые водоросли рода *Pseudo-nitzschia* известны как продуценты нейротоксичной домоевой кислоты, которая передается по пищевым цепям, вызывая отравление домоевой кислотой или Amnesic Shellfish Poisoning (ASP). В районе исследования обнаружено 7 видов потенциально токсичных диатомовых водорослей рода *Pseudo-nitzschia*. Обнаружены виды родов *Dinophysis* и *Prorocentrum*, известные как возбудители диаретического отравления моллюсками DSP. Виды рода *Alexandrium* являются потенциальными возбудителями паралитического отравления моллюсками (PSP). Также выявлены виды – продуценты йезотоксинов: *Protoceratium reticulatum*, *Gonyaulax spinifera* и *Lingulodinium polyedra*. В водах зал. Петра Великого обнаружены рафидофитовые водоросли и диатомовые водоросли рода *Chaetoceros*, вызывающие вредоносное цветение воды, сопровождающееся массовой гибелью рыб и беспозвоночных. С помощью современных методов иммуноферментного анализа (ELISA/ИФА) и хроматографии (HPLC) были исследованы биотоксины в моллюсках и культурах микроводорослей. Высокое содержание омаевой кислоты, превышающее предельно допустимый уровень, зарегистрировано в тканях моллюсков из Амурского залива в июне. Полученные данные необходимо использовать для создания Государственной региональной службы мониторинга ВЦВ, контролирующей появление и развитие вредоносных водорослей в целях обеспечения токсикологической безопасности населения, предупреждения экономического ущерба и обеспечения гарантированного рынка сбыта и конкурентоспособности производимых в регионе морепродуктов.

**Ключевые слова:** зал. Петра Великого, мониторинг ВЦВ, продуценты фитотоксинов

## TOXIC MICROALGAE IN PETER THE GREAT BAY

T.Yu. Orlova

*A.V. Zhirmunsky Institute of Marine Biology FEBRAS*

HABs monitoring carried out during the period from 2007 to 2012 in Peter the Great Bay of the Sea of Japan revealed the presence of 27 species which are known as biotoxin producers. Potentially toxic species are belonging to 3 groups of phytoplankton: diatoms, dinoflagellates, and raphidophytes. Diatoms of the genus *Pseudo-nitzschia* are producers of domoic acid, which causes amnesic shellfish poisoning (ASP). Seven *Pseudo-nitzschia* species were found. Species of the genus *Dinophysis* and *Prorocentrum* that are capable to produce diarrhetic toxins causing diarrhetic shellfish poisoning (DSP) were observed in the study area. Species of the genus *Alexandrium* are known as produces of saxitoxins, causing the paralytic shellfish poisoning (PSP). This study revealed potentially toxic species *Protoceratium reticulatum*, *Gonyaulax*

*spinifera* and *Lingulodinium polyedra* which are able to produce yessotoxins. Raphidophytes and diatoms of the genus *Chaetoceros*, which are known as fish killers, were found in the study area too. Data on toxin concentration both in the samples of mussels and microalgae cultures isolated from Peter the Great Bay were received by Enzyme Linked Immunosorbent Assay (ELISA) and HPLC methods. Maximum concentration of ocadaic acid was detected in June and exceeded the reportedly harmful level for DSP. For beneficial management practices, it becomes necessary to maintain programs that will identify and monitor potentially dangerous species of microalgae in the coastal waters of Peter the Great Bay.

**Keywords:** Peter the Great Bay, HABs monitoring, biotoxin producers.

Вредоносное цветение микроводорослей (ВЦВ) представляет опасность для здоровья людей, снижает продуктивность марикультурных хозяйств, наносит ущерб туризму и рекреационным системам, снижает биоразнообразие и разрушает морские экосистемы. Среди 300 видов микроводорослей, вызывающих ВЦВ, около 60 видов продуцируют токсины. Моллюски-фильтраторы (мидии, устрицы, гребешки), ракообразные и рыбы, многие из которых являются объектами промысла и аквакультуры, способны аккумулировать токсины микроводорослей до уровней, летальных для человека. В мире ежегодно регистрируются десятки тысяч случаев отравления людей вследствие употребления в пищу рыбы, моллюсков и других морепродуктов, содержащих токсины микроводорослей (Shumway, 1990; Hallegraeff, 1993, 1995; Red tides, 2003). Интенсивное развитие вредоносных микроводорослей может привести к гибели рыб и беспозвоночных, повреждая или засоряя их жабры (Shumway, 1990; Anderson et al., 2001; Red tides, 2003). Финансовые потери при этом могут быть весьма значительными. Случаи вредоносного цветения водорослей, сопровождавшиеся отравлениями и гибелью людей и морских животных, зарегистрированы и на Дальнем Востоке РФ (Коновалова, 1992; Orlova et al., 2007). Признавая особую актуальность проблемы ВЦВ, Межправительственной океанографической комиссией (МОК) ЮНЕСКО был организован специальный комитет по проблеме ВЦВ (International Panel of Harmful Algal Bloom – IPHAB). Исключительная важность этой проблемы подтверждается проведением ежегодных заседаний комиссий в рамках международных организаций IOC, WESTPAC и PICES, работающих под эгидой ЮНЕСКО. В рамках мировой программы координации действий в области охраны окружающей среды UNEP (United Nations Environment Programme) разработан План действий в Дальневосточном регионе NOWPAP (Northwest Pacific Action Plan) и создан региональный Центр координации усилий стран-участниц в области изучения и контроля «цветений» вредоносных водорослей. Во всех странах АТР, ЕС, США, Канаде существуют национальные программы по оценке и мониторингу ВЦВ. С начала 90-х гг. Институтом биологии моря ДВО РАН проводятся постоянные наблюдения за развитием микроводорослей, вызывающих ВЦВ (в том числе «красные приливы») и выделяющих опасные для человека и животных токсины. В 2007 г. на базе Института биологии моря был создан Центр мониторинга ВЦВ и биотоксичности прибрежных морских акваторий Дальнего Востока РФ. Создание Центра было обусловлено необходимостью проведения постоянных наблюдений за развитием вредоносных водорослей и биотоксичностью прибрежных морских акваторий. В настоящее время Центр является единственным научным подразделением на Дальнем Востоке РФ, способным ставить и решать вопросы по всему комплексу проблем, связанных с ВЦВ и биотоксичностью морских акваторий и морепродуктов. В настоящей работе

представлены результаты работы Центра, направленные на изучение разнообразия и обилия токсичных микроводорослей в заливе Петра Великого за последние пять лет.

### Материалы и методы

Материалом для работы послужили сборы фитопланктона, выполненные в период 2007–2012 гг. в зал. Петра Великого. Проанализированы два набора проб, взятых в приповерхностном слое воды (первый метр). Первый набор объединяет сборы фитопланктона, проведенные в Амурском заливе на прилегающей к г. Владивостоку акватории на мониторинговой станции Института биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН (125 проб). Второй набор проб объединял сборы фитопланктона, проведенные в открытых частях Амурского и Уссурийского заливов, в прибрежье островов Русский, Попова и Рейнике (106 проб). Пробы фитопланктона для количественного анализа отбирали 2-литровым батометром Молчанова. Один литр пробы концентрировали осадочным методом или обратной фильтрацией (Суханова, 1983) и фиксировали раствором Утермея. Количественный учет ультра- и наннопланктона проводили в камере типа Нажотта объемом 0,05 мл, учет плотности микропланктона – в камере объемом 1 мл. Для качественного анализа проводили сбор материала сетями модели Джеди (диаметр входного отверстия 37 см, газ № 63). Биомассу определяли объемным методом, используя литературные данные вычислений объема клеток отдельных видов (Коновалова, 1972; Семина, 1974), а также результаты собственных измерений. Видовую идентификацию и измерение клеток проводили с помощью световых микроскопов «Jenamed2, Carl Zeiss Jena», «Olympus BX41». Тонкую структуру панциря изучали в трансмиссионном (ТЭМ) и сканирующем (СЭМ) электронных микроскопах. Очистку панцирей при подготовке препаратов для электронной микроскопии проводили по стандартной методике (Shevchenko et al., 2006). Для ТЭМ: каплю отмытой пробы наносили на бленды, покрытые формваром, высушивали на воздухе и исследовали с помощью микроскопа JEOL JEM-100 S (Токио, Япония). Для СЭМ: пробу обезвоживали в спирте (25, 50, 75, 96 % по 10 мин в каждом разведении и дважды в абсолютном спирте по 30 мин), затем очищенный материал концентрировали на нуклеопоровых фильтрах и высушивали на воздухе. Подготовленный материал исследовали с помощью микроскопа Carl Zeiss, Leo-430 (Кембридж, Англия).

### Результаты

В зал. Петра Великого за период наблюдения обнаружено 27 видов микроводорослей, известных как организмы, продуцирующие фикотоксины и вызывающие вредоносное цветение воды (табл. 1, рис. 1). 22 вида являются потенциальными возбудителями таких типов отравлений, как паралитическое (PSP – paralytic shellfish poisoning), диаретическое (DSP – diarrhetic shellfish poisoning) и амнезическое (ASP – amnesic shellfish poisoning). Также обнаружено 5 видов, вызывающих вредоносное цветение воды, сопровождающееся массовой гибелью рыб и беспозвоночных. Опасные микроводоросли относились к трем таксономическим группам – диатомовые (9 видов), динофитовые (16 видов) и рафидофитовые водоросли (2 вида).

**Возбудители ASP.** Причиной ASP является нейротоксичная домоевая кислота, продуцируемая диатомовыми водорослями рода *Pseudo-nitzschia*. Это наиболее широко распространенная и многочисленная группа микроводорослей, способных продуцировать токсины в прибрежных водах Приморья. Продуцируемая видами *Pseudo-nitzschia* домоевая кислота (Subba Rao et al., 1988; Bates et al., 1989; Martin et al., 1990) передается по пищевым цепям и вызывает отравления людей, а также массовую гибель морских животных (Bates et al., 1989; Scholin et al., 2000). Токсический эффект домоевой кислоты связан с взаимодействием с глутаматными рецепторами клеток мозга; она вызывает почти непрерывную стимуляцию нейронов гипоталамуса и в конечном итоге приводит к их разрушению. У отравившихся наблюдаются симптомы, характерные для пациентов с болезнью Альцгеймера, причем наиболее тяжелые случаи отравления, вплоть до летальных, отмечены у людей пожилого возраста (Стоник, Стоник, 2010). В зал. Петра Великого обнаружено 7 потенциально опасных видов рода *Pseudo-nitzschia* (табл. 1, рис. 1). Опасные виды нередко вызывают «цветение» воды в заливе в летне-осенний период (Orlova et al., 1996, 2002; Стоник и др., 2001, Stonik et al., 2011a). Красный прилив, обусловленный массовым развитием двух видов *P. multiseries* (рис. 1) и *P. pungens*, суммарная численность которых превышала 11 млн кл/л, был зарегистрирован в июне 1992 года при температуре 14,5°C. Визуальная оценка проб под электронным микроскопом показала количественное преобладание клеток *P. multiseries* над *P. pungens* в отношении 5:1 (Orlova et al., 1996). Нами была исследована токсичность штаммов некоторых видов *Pseudo-nitzschia*, выделенных из прибрежных вод г. Владивостока. С помощью метода высокоэффективной жидкостной хроматографии (HPLC) был проведен скрининг содержания домоевой кислоты (DA), который показал экстремально высокую концентрацию DA в 27 дневной культуре *P. multiseries*, выделенной из Амурского залива (Orlova et al., 2008).

**Возбудители PSP.** В водах зал. Петра Великого обнаружены также потенциально токсичные динофлагелляты (табл. 1, рис. 1), известные как продуценты PSP-токсинов. Виды рода *Alexandrium* продуцируют сакситоксин и его аналоги, который передается по пищевым цепям, вызывая отравления людей, а также массовую гибель теплокровных животных. В основе механизма физиологического действия сакситоксина лежит способность ингибировать натриевую проводимость через мембраны возбудимых нервных клеток. Симптомы отравления у человека включают онемение губ, желудочно-кишечные нарушения, в тяжелых случаях – паралич дыхательной системы (Стоник, Стоник, 2010). Согласно описанным симптомам, такое отравление получило название паралитическое отравление моллюсками – PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) (Shumway, 1990; Hallegraeff, 1995). В зал. Петра Великого обнаружено 4 потенциально опасных вида этого рода (табл. 1, рис. 1), а их численность в летне-осенний период может превышать 500 кл/л, что соответствует предельно допустимому уровню концентрации этой водоросли, при которой санитарные службы ЕС запрещают добычу и использование в пищу моллюсков. Штаммы потенциально токсичного вида *A. tamarense*, полученные при проращивании покоящихся цист из поверхностных осадков порта Находка и пролива Босфор Восточный, были проанализированы на содержание биотоксинов с помощью метода высокоэффективной жидкостной хроматографии (HPLC). Исследования показали, что все штаммы содержали сакситоксин и его производные и характеризовались высокой концентрацией токсинов C1, C2, неосакситоксина и гониотоксина 5 (Orlova et al., 2007).

**Таблица 1.** Токсичные микроводоросли зал. Петра Великого

**Table 1.** Toxic microalgae of Peter the Great Bay

| Таксон                                                                               | Тип опасности | Токсичное соединение | Максимальная концентрация, тыс. кл/л | Источник обнаружения     |
|--------------------------------------------------------------------------------------|---------------|----------------------|--------------------------------------|--------------------------|
| <b>ДИАТОМОВЫЕ</b>                                                                    |               |                      |                                      |                          |
| <i>Chaetoceros concavicornis</i> Mangin                                              | FM*           |                      | 10                                   | Shevchenko et al., 2006  |
| <i>Chaetoceros convolutus</i> Castracane                                             | FM            |                      | 1                                    | Shevchenko et al., 2006  |
| <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> (Grunow ex P.T. Cleve, 1897) Hasle                   | ASP           | DA                   | 11000                                | Orlova et al., 1996      |
| <i>Pseudo-nitzschia multiseriata</i> (Hasle, 1974) Hasle                             | ASP           | DA                   | 11000                                | Orlova et al., 1996      |
| <i>Pseudo-nitzschia calliantha</i> Lundholm, Moestrup & Hasle                        | ASP           | DA                   | 2700                                 | Orlova et al., 2008      |
| <i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (P.T. Cleve, 1897) Heiden                      | ASP           | DA                   | 200                                  | Stonik et al., 2011a     |
| <i>Pseudo-nitzschia fraudulenta</i> (P.T. Cleve, 1897) Hasle                         | ASP           | DA                   | 450                                  | Stonik et al., 2011a     |
| <i>Pseudo-nitzschia multistriata</i> (Takano, 1993) Takano                           | ASP           | DA                   | 1500                                 | Orlova et al., 2011      |
| <i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (P.T. Cleve, 1883) H. Peragallo in H. & M. Peragallo | ASP           | DA                   | 230                                  | Stonik et al., 2011a     |
| <b>ДИНОФЛАГЕЛЛЯТЫ</b>                                                                |               |                      |                                      |                          |
| <i>Alexandrium acatenella</i> (Whedon & Kofoid, 1936) Balech                         | PSP           | STX                  | 0,2                                  | Коновалова, Селина, 2010 |
| <i>A. ostenfeldii</i> (Paulsen, 1904) Balech & Tangen                                | PSP           | STX, SP              | 0,2                                  | Коновалова, Селина, 2010 |
| <i>Alexandrium tamarense</i> (Lebour, 1925) Balech                                   | PSP           | SXT                  | 10                                   | Orlova et al., 2007      |
| <i>Alexandrium pseudogonyaulax</i> (Biecheler) Horiguchi ex Yuki et Fukuyo           | CT            | GA                   | 5,6                                  | Морозова и др., 2002     |
| <i>Dinophysis acuminata</i> Claparède & Lachmann                                     | DSP           | OA, DTX-1,2          | 11                                   | Orlova et al., 2002      |
| <i>Dinophysis acuta</i> Ehrenberg                                                    | DSP           | OA, DTX-1,2          | 0,2                                  | Orlova et al., 2002      |
| <i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent                                               | DSP           | OA, PTX-2            | 0,1                                  | Коновалова, Селина, 2010 |

Окончание табл. 1

|                                                                              |             |                               |        |                                         |
|------------------------------------------------------------------------------|-------------|-------------------------------|--------|-----------------------------------------|
| <i>Dinophysis fortii</i> Pavillard                                           | DSP         | OA, DTX-1<br>PTX-2            | 3      | Orlova et al., 2002                     |
| <i>Dinophysis norvegica</i> Claparède & Lachmann                             | DSP         | OA,<br>DTX1                   | 5      | Коновалова,<br>Селина, 2010             |
| <i>Dinophysis rotundata</i> Claparède & Lachmann                             | DSP         | DTX1                          | 0,1    | Коновалова,<br>Селина, 2010             |
| <i>Dinophysis sacculus</i> Stein                                             | DSP         | OA                            | 0,1    | Коновалова и др.,<br>1989.              |
| <i>Gonyaulax spinifera</i><br>(Claparède & Lachmann,<br>1859) Diesing        | DSP?        | YTX                           | 0,5    | Коновалова,<br>Селина, 2010             |
| <i>Lingulodinium polyedra</i><br>(F. Stein) J.D. Dodge                       | DSP?,<br>FM | YTX                           | 0,2    | Гайл, 1950; Коновалова,<br>Селина, 2010 |
| <i>Prorocentrum lima</i><br>(Ehrenberg, 1860) Stein                          | DSP         | OA, DTX-1<br>2,4: FAT,<br>PR. | 0,2    | Коновалова,<br>Селина, 2010             |
| <i>Prorocentrum minimum</i><br>(Pavillard, 1916) Schiller                    | FM,IM       |                               | 8 000  | Стоник, 1994                            |
| <i>Protoceratium reticulatum</i><br>(Claparède & Lachmann,<br>1859) Bütschli | DSP?        | YTX                           | 10     | Орлова и др., 2009                      |
| <b>РАФИДОФИТОВЫЕ</b>                                                         |             |                               |        |                                         |
| <i>Chattonella marina</i><br>(Subrahmanyam) Hara &<br>Chihara                | FM          | ROS                           | 15000  | Симакова и др.,<br>1990                 |
| <i>Heterosigma akashiwo</i><br>(Y.Hada) Y.Hada ex Y.Hara<br>& M.Chihara      | FM          | ROS                           | 309100 | Orlova et al., 2002                     |

\*Примечание: ASP – амнезическое отравление моллюсками; DSP – диаретическое отравление моллюсками; PSP – паралитическое отравление моллюсками; FM – гибель рыб; IM – гибель беспозвоночных; CT – цитотоксичность, FAT – токсины быстрого действия; DA – домоевая кислота; YTX – йезотоксины; STX – сакситоксины, SP – спиролиды; GTX – гониотоксины; NSTX – неосакситоксины; GA – гониодомин; OA – оокадаевая кислота; DTX – динофизистоксины; PTX – пектенотоксины; PR – пророцентролид; ROS – активные формы кислорода.

**Возбудители DSP.** В водах зал. Петра Великого обнаружено 11 видов динофлагеллят, известных как возбудители диаретического отравления моллюсками – DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) (табл. 1, рис. 1). Причиной диаретического отравления является жирорастворимая оокадаевая кислота, динофизис- и пектено- токсины. Воздействию токсинов подвергается ферментативная система, и симптомы DSP аналогичны таковым обычного желудочного отравления (Andersen, 1996). Оокадаевая кислота ингибирует протеинфосфатазы, взаимодействуя с так называемыми PP1– b PP2A – каталитическими доменами. Этот токсин успешно ингибирует ферменты человека и животных, дрожжевые и растительные протеинфосфатазы (Стоник, Стоник, 2010). Кроме того, оокадаевая кислота – мощный опухолевый промотер (Fujiki, 1992).

Динофизистоксины близки по строению и свойствам к окадаевой кислоте. В европейских моллюсках чаще находят окадаевую кислоту, а в собранных у берегов Японии и Канады – динофизистоксины (DTX). DTX демонстрируют относительно слабое ингибирующее действие протеинфосфатазы PP2A (Стоник, Стоник, 2010). Пектенотоксины, в частности пектенотоксины-1 и -2 (РТХ-1, РТХ-2) относятся к диаретическим токсинам, поскольку сопутствуют окадаевой кислоте. В настоящее время известно около 15 соединений этого типа. На клеточном уровне пектенотоксины инициируют разрушение активных филаментов цитоскелета. Они являются более сильными апоптическими агентами по отношению к опухолевым клеткам, чем к нормальным клеткам из одной и той же ткани (Стоник, Стоник, 2010).

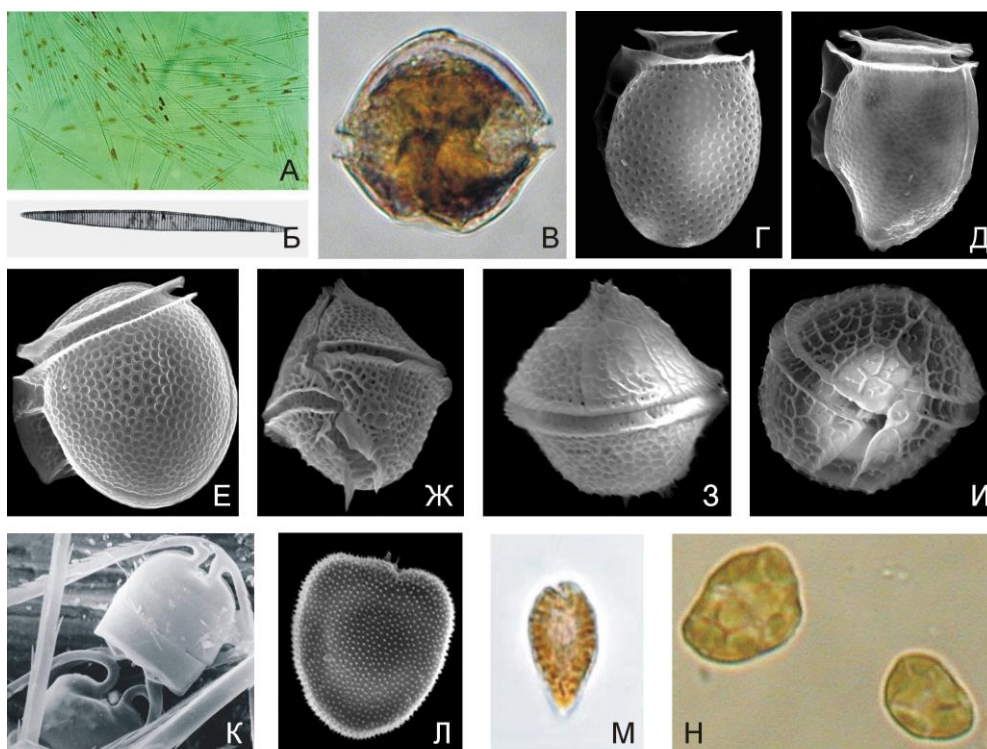


Рис.1 Токсичные микроводоросли зал. Петра Великого: *Pseudo-nitzschia multiseriata* – продуцент ASP (А,Б); *Alexandrium tamarense* – продуцент PSP (В); продуценты DSP: *Dinophysis acuminata* (Г), *D. norvegica* (Д) и *D. rotundata* (Е); продуценты йезотоксинов – *Gonyaulax spinifera* (Ж), *Lingulodinium polyedrum* (З), *Protoceratium reticulatum* (И); виды, вызывающие вредоносное цветение воды: *Chaetoceros convolutus* (К), *Prorocentrum minimum* (Л), *Chattonella marina* (М) и *Heterosigma akashiwo* (Н)

Fig. 1. Toxic algae from Peter the Great Bay: *Pseudo-nitzschia multiseriata* – producer of ASP – toxin (A,B); *Alexandrium tamarense* – producer of PSP toxins (B); DSP – toxins producers: *Dinophysis acuminata* (Г), *D. norvegica* (Д) and *D. rotundata* (Е); YTX toxins producers – *Gonyaulax spinifera* (Ж), *Lingulodinium polyedrum* (З), *Protoceratium reticulatum* (И); harmful bloom-forming species: *Chaetoceros convolutus* (К), *Prorocentrum minimum* (Л), *Chattonella marina* (М) and *Heterosigma akashiwo* (Н)

В районе исследования были обнаружены семь видов рода *Dinophysis* и *Prorocentrum lima* (табл. 1, рис. 1), которые широко известны как продуценты DSP – токсинов. Суммарная численность опасных видов рода *Dinophysis* в прибрежных водах Приморья в летнее время достигает нескольких тысяч клеток в литре морской воды (Селина, 1993а; Морозова и др., 2005), что на порядок превышает допустимый уровень концентрации этих водорослей, при которой санитарные службы ЕС запрещают добычу и использование в пищу моллюсков. В зал. Петра Великого обнаружено три вида, известных как продуценты йезотоксинов *Gonyaulax spinifera*, *Protoceratium reticulatum* и *Lingulodinium polyedra* (табл. 1, рис. 1). Механизм физиологического действия йезотоксинов до сих пор не ясен; установлено, что они не вызывают диареи и не являются ингибиторами протеинфосфатаз и высказывается мнение, что отнесение этих соединений к DSP-токсинам ошибочно (Paz et al., 2008). Потенциальные продуценты йезотоксинов в районе исследования встречаются, как правило, в летнее время, при низкой численности. Наиболее многочислен вид *Protoceratium reticulatum*, численность которого в летнее время может достигать 10 тыс. кл/л (табл. 1).

**Виды, вызывающие массовую гибель рыб и беспозвоночных.** Обнаружено 5 видов, вызывающих вредоносное цветение воды, сопровождающееся массовой гибелью рыб и беспозвоночных. Опасные микроводоросли относятся к трем таксономическим группам – диатомовые (2 вида), динофитовые (1 вид) и рафидофитовые (2 вида) водоросли (табл. 1). Опасные диатомовые водоросли представлены двумя видами рода *Chaetoceros*: *Ch. convolutus* и *Ch. concavicornis*. Впервые было показано, что щетинки этих диатомей повреждают капилляры жабр механическим путем, что приводит к массовой гибели лососевых рыб (Bell, 1961). В результате последующих исследований было установлено, что гибель рыб происходит в результате нарушения функции газообмена в жабрах (Rensel 1993; Albright et al., 1993). В водах зал. Петра Великого эти опасные виды встречаются с января по май (плотность 10 тыс. кл/л) и являются сопутствующими видами зимнего или зимне-весеннего «цветения» диатомей (Shevchenko et al., 2006). Динофлагеллята *Prorocentrum minimum* (табл. 1, рис. 1) широко известна как вид, в период цветения которого наблюдаются случаи массовой гибели рыб и морских беспозвоночных (Neil et al., 2005). Вид *P. minimum* вызывает красные приливы у берегов Приморья от зал. Посыета до бухты Киевка. Наиболее интенсивные цветения воды, обусловленные массовым развитием этого вида, отмечены в Амурском заливе при пониженной солености (7–13 ‰) и повышенной температуре (21–22°C) воды (Стоник, 1994).

Рафидофитовые водоросли *Heterosigma akashiwo* и *Chattonella marina* известны, как виды, цветения которых вызывают массовую гибель искусственно разводимых рыб и беспозвоночных (табл. 1, рис. 1). В последние два десятилетия наблюдается экспансия *Heterosigma akashiwo* и случаи цветения вида регистрируются во многих районах Мирового океана (Rensel et al., 2010). Помимо гибели рыбы установлено негативное воздействие этого организма на выживание копепод и устриц, а также на развитие личинок морских ежей. В российских водах вид впервые обнаружен в Амурском заливе в августе 1987 г., при численности 20 тыс. кл/л. (Селина, 1993б). В зал. Петра Великого вид встречается с июня по октябрь, в июне–июле при температуре воды более 20°C отмечаются кратковременные вспышки его численности (1–6 млн кл/л). Вредоносные приливы, обусловленные *Chattonella marina*, наблюдаются

во многих районах Мирового океана: у берегов Японии, Флориды (США), Китая и Австралии, Новой Зеландии, Бразилии и Северной Европы (Edvardsen, Imai, 2006). Механизм токсичного воздействия *Chattonella marina* на рыб до сих пор остается неясным, однако, установлено, что причиной гибели рыб является повреждение жаберных тканей и дыхательная недостаточность (Endo, Kuroki, 1992). Среди возможных причин гибели рыб указывают нейротоксины, активные формы кислорода (ROS), образование слизи, а также синергетическую роль ROS и свободных жирных кислот, которые образуются в период цветения *Chattonella marina* (Oda et al., 1997; Marshall et al., 2003). В российских водах этот вид впервые был обнаружен в Амурском заливе (Симакова и др., 1990). В зал. Петра Великого он встречается с июля по октябрь (Селина, 1993б). Максимальная численность *C. marina* – 15 млн кл/л была зарегистрировано в период «красного прилива», который наблюдался на акватории Амурского залива при температуре воды 14°C в октябре 1987 г. и сопровождался гибелью рыбы (Симакова и др., 1990).

В рамках мониторинга вредоносных микроводорослей в зал. Петра Великого с помощью современных методов иммуноферментного анализа (ELISA/ИФА) были исследованы биотоксины в моллюсках, морской воде и культурах микроводорослей. В исследованных объектах обнаружены ASP и DSP токсины. Высокое содержание омега-3 кислоты, превышающее предельно допустимый уровень в 160 мкг/кг, зарегистрирован в тканях моллюсков (устрицы, мидии) из Амурского залива. Концентрация домоевой кислоты в исследованных моллюсках не превышала ПДК, однако факт загрязнения моллюсков ASP токсином предполагает проведение обязательного контроля над содержанием домоевой кислоты в морских гидробионтах (Орлова, 2009; Стоник и др., 2009; Stonik et al., 2011б). Результаты мониторинга показали, что в зал. Петра Великого зарегистрированы всплески численности потенциально токсичных видов диатомовых, динофитовых и рафи́дофитовых водорослей. Установлено, что частота и масштабы ВЦВ увеличились, произошли существенные изменения в комплексах доминирующих видов, возросло видовое разнообразие потенциально опасных видов и видов, вызывающих ВЦВ (Орлова, 2009).

Полученные результаты свидетельствуют о том, что практически на всей акватории зал. Петра Великого в летне-осеннее время существует угроза отравления биотоксинами, концентрация которых превышает уровень, при котором в странах АТР и ЕС вводятся ограничения на добычу морепродуктов. Использование в пищу моллюсков в это время может сопровождаться диаретическим и амнезическим отравлениями. Проводимая в настоящее время в марикультурных хозяйствах Приморского края практика выращивания моллюсков без контроля над ядовитыми видами микроводорослей может иметь тяжелые последствия.

Полученные данные необходимо использовать для создания Государственной региональной службы мониторинга ВЦВ, контролирующей появление и развитие вредоносных водорослей в целях обеспечения токсикологической безопасности населения, предупреждения экономического ущерба и обеспечения гарантированно-го рынка сбыта и конкурентоспособности производимых в регионе морепродуктов.

## Литература

- Гайл Г.И. Определитель фитопланктона Японского моря // Известия ТИНРО. 1950. Т. 33. С. 1–177.
- Коновалова Г.В. «Красные приливы» в дальневосточных морях России и прилегающих акваториях Тихого океана (Обзор) // Альгология. 1992. Т. 2. № 4. С. 87–93.
- Коновалова Г.В. Сезонная характеристика фитопланктона в Амурском заливе Японского моря // Океанология. 1972. Т. 12. №1. С. 123–128.
- Коновалова Г.В., Орлова Т.Ю., Паутова Л.А. Атлас фитопланктона Японского моря. М.: Наука, 1989. 160 с.
- Коновалова Г.В., Селина М.С. Динофитовые водоросли (Dinophyta). Биота российских вод Японского моря. 2010. Т. 8. / ред. А.В. Адрианов. Владивосток : Дальнаука, 352 с.
- Морозова Т.В., Селина М.С., Орлова Т.Ю. Фитопланктон в районе хозяйства марикультуры бухты Миноносек залива Посьета Японского моря // Биол. моря. 2002. Т. 28. № 2. С. 107–112.
- Морозова Т.В., Орлова Т.Ю. Мониторинг фитопланктона в районе хозяйства марикультуры в заливе Восток Японского моря // Биология моря. 2005. Т. 31. № 1. С. 1–6.
- Орлова Т.Ю. Мониторинг микроводорослей – продуцентов биотоксинов в толще воды, осадках и эпифитозе дальневосточных морей РФ // X Съезд Гидробиологического общества при РАН. Тезисы докладов (г. Владивосток, 28 сентября – 2 октября 2009 г. / отв. ред. А.Ф. Алимов, А.В. Адрианов. Владивосток : Дальнаука, 2009. С. 300.
- Орлова Т.Ю., Стоник И.В., Шевченко О.Г. Флора микроводорослей планктона Амурского залива Японского моря // Биология моря. 2009. 35. №1. С. 48–61.
- Селина М.С. Распространение потенциально токсичных динофитовых водорослей рода *Dinophysis* в зал. Восток (Японское море) // Биология моря. 1993а. № 5–6. С. 23–29.
- Селина М.С. *Raphidophyta* из залива Петра Великого (Японское море) // Альгология. 1993б. Т. 3. № 2. С. 60–65.
- Семина Г.И. . Фитопланктон Тихого океана. М. : Наука, 1974. 239 с.
- Симакова Н.К., Орлова Т.Ю., Селина М.С. «Красный прилив», вызванный жгутиковой водорослью *Chattonella* sp. (Raphidophyceae) в Амурском заливе Японского моря // Биология моря. 1990. № 5. С. 77–78.
- Стоник И.В. Потенциально токсичная динофитовая водоросль *Prorocentrum minimum* в Амурском заливе Японского моря // Биология моря. 1994. Т. 20. № 6. С. 419–425.
- Стоник И.В., Орлова Т.Ю. и Шевченко О.Г. Виды рода *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) из залива Петра Великого Японского моря // Биология моря. 2001. Т. 27. № 6. С. 416–420.
- Стоник И.В., Т.Ю. Орлова, И.В. Чикаловец. Диатомовые водоросли – продуценты домоевой кислоты из залива Петра Великого Японского моря: состав, динамика плотности и токсичность // X Съезд Гидробиологического общества при РАН. Тезисы докладов. (г. Владивосток, 28 сентября – 2 октября 2009 г. / отв. ред. А.Ф. Алимов, А.В. Адрианов. Владивосток : Дальнаука, 2009. С. 383.
- Стоник В.А., Стоник И.В. Морские токсины: химические и биологические аспекты изучения // Успехи химии. 2010. Том. 79. № 5. С. 442–465.
- Суханова И.Н. Концентрирование фитопланктона в пробе // Современные методы количественной оценки распределения морского планктона. М. : Наука, 1983. С. 97–105.
- Albright, L.J., Yang, C.Z., Johnson, S. Sublethal concentrations of the harmful diatoms, *Chaetoceros concavicornis* and *C. convolutus* increase mortality rates of penned Pacific Salmon // Aquaculture 1993. 117. P. 215–225.

- Andersen Per. Design and implementation of some harmful algal monitoring systems // IOC technical series. UNESCO. 1996. Vol. 44. 110 p.
- Anderson D.M., Andersen P., Bricelj V.M., Cullen J.J., Rensel J.E. Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters. 2001. 268 p.
- Bates S.S., Bird C.J., de Freitas A.S.W., Foxall R., Gilgan M.W., Hanic L.A., Johnson G.E., McCulloch A.W., Odense P., Pocklington R.G., Quilliam M.A., Sim P.G., Smith J.C., Subba Rao D.V., Todd E.C.D., Walter J.A. & Wright J.L.C. Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from Eastern Prince Edward Island, Canada // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1989. 46. P. 1203–1215.
- Bell G.R. Penetration of spines from a marine diatom into the gill tissue of lingcod, *Ophiodon elongatus* // Nature, 1961. 192, P. 279–280.
- Edvardsen B., Imai I. The ecology of harmful flagellates within Prymnesiophyceae and Raphidophyceae // Granéli E., Turner J.T. (eds) Ecology of Harmful Algae, Ecological Studies, Vol. 189. Berlin: Springer, 2006. P. 67–79.
- Endo M., Onoue Y., Kuroki A., Neurotoxin-induced cardiac disorder and its role in the death of fish exposed to *Chattonella marina* // Mar. Biol. 1992. 112. P. 371–376.
- Fujiki H. Is the inhibition of protein phosphatase 1 and 2A activities a general mechanism of tumor promotion in human cancer // Molecular Carcinogenesis. 1992. 5(2) P. 91–94.
- Hallegraeff G.M. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase // Phycologia. 1993. Vol. 32. 2. P. 77–79.
- Hallegraeff G.M. Harmful algal blooms: A global overview // Manual of harmful marine microalgae. (Ed. by G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson & A.D. Cembella) Paris: UNESCO. 1995. P. 1–22.
- Heil C.A., Glibert P.M., Fan C. *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller A review of a harmful algal bloom species of growing worldwide importance // Harmful Algae. 2005. 4. P. 449–470.
- Marshall JA, Nichols PD, Hamilton B, Lewis RJ, Hallegraeff GM Ichthyotoxicity of *Chattonella marina* (Raphidophyceae) to damselfish (*Acanthochromis polycanthus*): the synergistic role of reactive oxygen species and free fatty acids // Harmful Algae. 2003. 2. P. 273–281.
- Martin, J., K. Haya, L. Burridge and D. Wildish. *Nitzschia pseudodelicatissima* – a source of domoic acid in the Bay of Fundy, eastern Canada // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1990. Vol. 67. P. 177–182.
- Red tides / ed. T. Okaichi. Tokyo: TERRAPUB / Kluwer Academic Publishers, 2003. 440 p.
- Oda, T., Nakamura, A., Shikayama, M., Kawano, I., Ishimatsu, A., Muramatsu, T., Generation of reactive oxygen species by raphidophycean phytoplankton // Biosci. Biotechnol. Biochem. 1997. 61. P. 1658–1662.
- Orlova T.Yu., Zhukova N.V., Stonik I.V. Bloom-forming diatom *Pseudonitzschia pungens* in Amurskii Bay (the Sea of Japan): morphology, ecology and biochemistry // Harmful and toxic algal blooms. UNESCO. 1996. P. 147–150.
- Orlova T.Yu., Kononova G.V., Stonik I.V., Selina M.S., Morozova T.V., Shevchenko O.G. Harmful algal blooms on the eastern coast of Russia // Taylor, F.J.R., Trainer, V.M. (Eds.). Harmful algal blooms in the PICES region of the North Pacific. 2002. PICES Rep. 23. P. 47–58.
- Orlova T.Yu., Selina M.S., Lilly E.L., Kulis D.M., Anderson D.M. Morphogenetic and toxin composition variability of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) from the east coast of Russia // Phycologia. 2007. Vol. 46(5). P. 534–548.
- Orlova T. Yu., Stonik I.V., Aizdaicher N.A., Bates S. S., Léger C, Fehling J. Toxicity, morphology and distribution of *Pseudo-nitzschia calliantha*, *P. multiseriata* and *P. multistriata* (Ba-

cillariophyta) from the northwestern Sea of Japan // *Botanica Marina*. 2008. Vol. 51. No 4. P. 297–306.

Paz B., Daranas A.H., Norte M., Riobó P., Franco J.M., Fernández J.J. Yessotoxins, a Group of Marine Polyether Toxins: an Overview // *Mar. Drugs*. 2008. 6. P. 73–102.

Rensel, J.E., Severe blood hypoxia of Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to the marine diatom *Chaetoceros concavicornis* // Smayda, T.J., Shimizu, Y. (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V., 1993. P. 625–630.

Rensel J.E., Haigh N., Tynan T. Fraser river sockeye salmon marine survival decline and harmful blooms of *Heterosigma akashiwo* // *Harmful Algae*. 2010. 10. P. 98–115.

Shevchenko O.G., Orlova T.Yu., Hernandez–Becerril D.U. The Genus *Chaetoceros* (Bacillariophyta) from Peter the Great Bay, Sea of Japan // *Botanica Marina*. 2006. 49. P. 236–258.

Shumway S.E. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture // *J. World Aquaculture Society*. 1990. Vol. 21. P. 65–104.

Subba Rao D.V., Quilliam J.L.C. & Pocklington R.G. Domoic acid – a neurotoxic amino acid produced by the marine diatom *Nitzschia pungens* in culture // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1988. 45. P. 2076–2079.

Stonik I.V., Orlova T.Yu., Lundholm N. Diversity of *Pseudo-nitzschia* from the Western North Pacific // *Diatom Research*. 2011a. Vol. 26. № 1. P. 121–134.

Stonik I.V., Orlova T. Yu., Chikalovets I. V., Chernikov O.V. and Litvinova N. G. Diatoms from the northwestern sea of Japan as producers of domoic acid // Abstracts of 9th IST Asia Pacific Meeting on Animal, Plant and Microbial toxins (International Society on Toxicology, IST)", 4–8 September 2011, Vladivostok, Russia. P. 41.

## ГАЗОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИНДИКАТОРЫ ПОДЗЕМНЫХ И НАЗЕМНЫХ ВОД ПРИМОРЬЯ И МОРСКИХ ВОД ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО

А.И. Обжиров, Г. И. Мишукова, В.Ф. Мишуков

*Тихоокеанский океанологический институт им.В.И.Ильичева ДВО РАН*

Лаборатория газогеохимии ТОИ изучает выходы природных газов в литосфере, атмосфере и гидросфере. Природные газы используются как индикаторы при поиске залежей углеводородов, для прогноза сейсмо-тектонической активности, оценки изменения (потепления) климата, локального загрязнения окружающей среды, а также для решения других геологических и экологических задач. В работе представлены данные о содержании и распределению природных газов в воде зал. Петра Великого и в некоторых районах Приморья, которые используются как газогеохимические индикаторы.

**Ключевые слова:** газогеохимические индикаторы, источники метана, сейсмическая активность.

## GAS GEOCHEMICAL INDICATORS OF UNDERGROUND AND SURFACE WATER OF THE LAND AND MARINE WATER OF PETER THE GREAT BAY

A.I. Obzhirrov, G.I. Mishukova, V.F. Mishukov

*V.I.Ilichev Pacific Oceanological Institute FEB RAS*

Gas geochemistry laboratory POI carry out investigation of natural gas in lithosphere, atmosphere and hydrosphere. Gas are used as indicators of oil-gas deposits, prognosis seismo-tectonic activity and estimation of global climate change (warmer), local pollution environment and decision of different geological and ecology tasks. Results of distribution gas in the water of Peter the Great Bay and other Primorye' areas, which are used as criteria in the environmental changing are presented in this paper.

**Keywords:** gas geochemical indicators, methane sources, seismic activity.

Актуальность изучения концентраций метана в различных природных объектах связана как с возможностью прогноза месторождений нефти и газа, сейсмо-тектонической активизации, так и с изменением климата и загрязнением окружающей среды (Matsueda et al., 1996). За последние 100 лет содержание метана в атмосфере увеличилось в два раза – с 0.8 ppm в 1900 г., до 1.7 ppm в 2000 г. Некоторые ученые и практики связывают увеличение концентрации метана в атмосфере с усилением хозяйственной деятельности человека. Но данные наших исследований показывают, что основными источниками метана являются природные выходы. Метан выделяется из нефтегазовых и угольных месторождений, по зонам разломов из недр Земли, из вулканов, разрушающихся газогидратов и других источников.

Цель работы – изучение источников и пространственного распределения содержания метана в различных природных объектах и оценка его поступления в атмосферу и влияния на экологию окружающей среды и на территории Приморского края.

## Материалы и методика

Распределение природных газов изучалось в воде наземных источников (родники, ручьи, озера, болота, лагуны, реки, открытые карьеры), в воде подземных водоносных горизонтов (скважины, колодцы, шахты) Приморья и в воде зал. Петра Великого и прибрежных бухт края. Отбор проб воды в море проводился батометрами, а на суше специальными пробоотборниками. Извлечение газа из воды осуществлялось методом вакуумной дегазации (Мишукова и др., 2007). Газы проанализированы на хроматографе с пламенно-ионизационным детектором. Для разделения смеси газовых компонентов использовались колонки, заполненные алюмогелем. Газ-носитель – гелий или азот. Чувствительность по метану составляла  $1 \times 10^{-6} \%$ .

Особое внимание было уделено водным объектам, расположенным в районах:

1. Угольных месторождений на территории Лучегорского, Партизанского, Хасанского и Артемовского угольных бассейнов;

2. Проявления месторождений минеральных вод, таких как Шмаковское, Ариадненское, Ласточка, Хорольское, Раздольненское, Глуховское, Горноводное, Чистоводненское.

По пространственному местоположению выбранные объекты расположены в различных районах, покрывая всю территорию Приморского края.

Кроме этого, в результате прибрежных экспедиций было изучено содержание метана в морских водах, как открытых районов зал. Петра Великого (заливы Амурский, Уссурийский и Посыета), так и в мелководных бухт: Новгородская, Рейд Паллада, Экспедиции, Алексеева и зал. Угловое.

## Результаты и обсуждение

Полученные экспериментальные результаты по содержанию метана были усреднены для ряда районов по группам.

1) наземные воды (ключи, родники, ручьи, карьеры, озера и реки), являющиеся реальными источниками поступления метана в атмосферу с суши;

2) подземные воды (колодцы, скважины, шахты), характеризующие потенциальную возможность поступления метана из земли;

3) морские поверхностные воды в открытых районах, заливах и бухтах Японского моря, определяющие вклад морских процессов в поступление метана в атмосферу.

При классификации районов по содержанию метана было проведено усреднение данных по совокупности близлежащих точек отбора проб воды для отдельной группы.

На рис. 1 представлена диаграмма усредненных концентраций метана в различных природных водах на территории Приморского края.

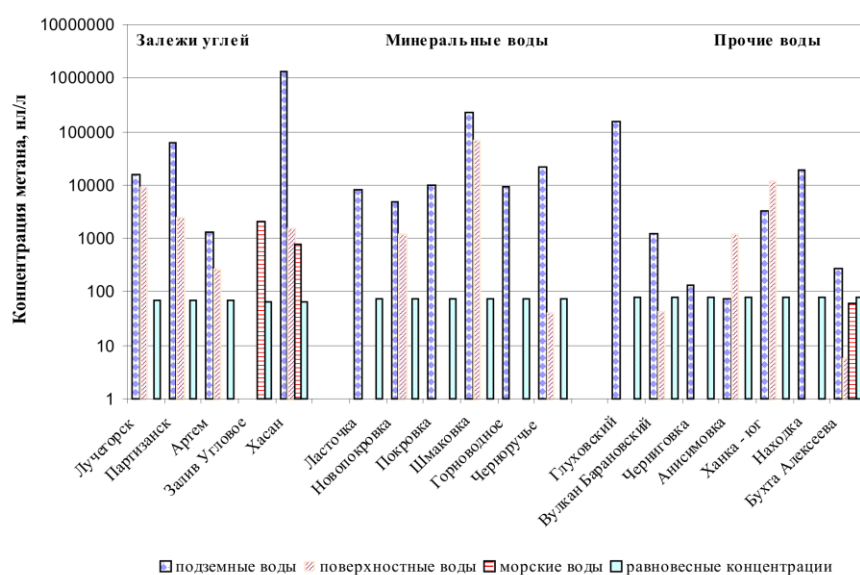


Рис.1. Уровень содержания метана в различных природных водах на территории Приморского края

Fig. 1. Content of methane in different kind water on the Primorye region

### Результаты газогеохимических исследований в водах суши

В Приморье обнаружено до 75 проявлений минеральных вод. Среди них выделяют различные типы: углекислые, азотные, соленые, азотные термальные воды (Чудаева, Чудаев, Челнаков и др.). Выходы минеральных вод принадлежат областям развития наиболее крупных разломов, секущим Приморье на различные тектонические блоки. Группа минеральных вод Горноводное примыкает с юга также и к оперяющим разломам (Чудаева, Чудаев, Челнаков и др., 1999).

На Шмаковском месторождении, расположенном в долине р. Уссури и междуречья рек Уссури-Сунгача, дебит скважин составляет 0.01–10 л/с, родников – 4 л/с. В изучаемых точках обнаружены высокие концентрации метана (в подземных водах – до 589 000 нл/л, в самоизливающихся скважинах – до 159 000 нл/л).

Месторождение Ласточка принадлежит к Самаркинскому террейну, но содержит вдвое больше растворимых карбонатов, чем Шмаковская группа, причем содержание метана достигает 11300 нл/л. Ареадненская группа расположена в долине реки Малиновка, содержание метана здесь составляет 13300 нл/л. Покровский источник находится в долине р. Покровки, имеет дебит 1 л/с, содержание метана в воде – 9800 нл/л.

В минеральных водах Хорольской группы концентрация метана в подземных водах достигает 25900 нл/л, в наземных – 20100 нл/л. Раковское месторождение

находится между г. Уссурийском и оз. Ханка, к нему с юга примыкает Раздольненская группа соленых вод и месторождение Глуховское, в котором содержание метана в подземных источниках достигает 700 000 нл/л.

Месторождение Горноводное расположено в Прибрежной зоне Ольгинского рудного пояса и в пределах Восточно-Сихотэ-Алинского вулканического пояса. Район характеризуется наличием многочисленных тектонических нарушений. На территории выделяют пресные и минеральные воды с низкой минерализацией, находящиеся в тесной взаимосвязи. Дебит родников составляет 0,3 л/с, скважин – 1,5 л/с. Содержание метана в скважинах – 231 000 нл/л. Кроме метана воды гидротерм Приморья имеют очень высокое содержание углекислого газа – 500–800 мл/л.

На юге Приморья в нижней части бассейна р. Киевка находятся азотные термальные воды Чистоводненской минеральной группы. Выходы вод приурочены к трещинам и зонам дробления. Воды циркулируют по трещинам и насыщаются углекислым газом и метаном. Содержание метана в подземных водах достигает 61700 нл/л, что превышает фоновые концентрации в 600 раз, в наземных – около фона, 80–100 нл/л.

Таким образом, зоны разломов, к которым в Приморском крае приурочены выходы минеральных вод, сопровождаются и интенсивным выносом метана и углекислого газа в подземные и наземные воды. Высокая степень пересыщения поверхностных вод метаном относительно его содержания в атмосфере свидетельствует о его выделении в атмосферу.

Представленные на рис.1 результаты исследования также показывают, что в зонах тектонических разломов над угольными месторождениями наблюдается повышенное содержание метана в поверхностных и подземных водах на территории Лучегорского, Партизанского, Хасанского, Артемовского угольных бассейнов. Активная циркуляция подземных вод на месторождениях и связь их с поверхностными водами приводит к выносу газов на поверхность. В районе разрабатываемых месторождений миграционный поток газа (в том числе и метана) обнаруживается в зонах нарушений угольных пластов. По тектоническим разломам и техногенным трещинам происходит выделение различных газов из литосферы и гидросферы в атмосферу. Так, например, на Артемовской площади наблюдается высокое содержание метана как в подземных, наземных и морских водах зал. Угловое, так и в воздухе шахт и приземном слое атмосферы. На Подгородненском угольном бассейне в местах самопроизвольного выброса газа содержание метана составляет от 60 до 90%.

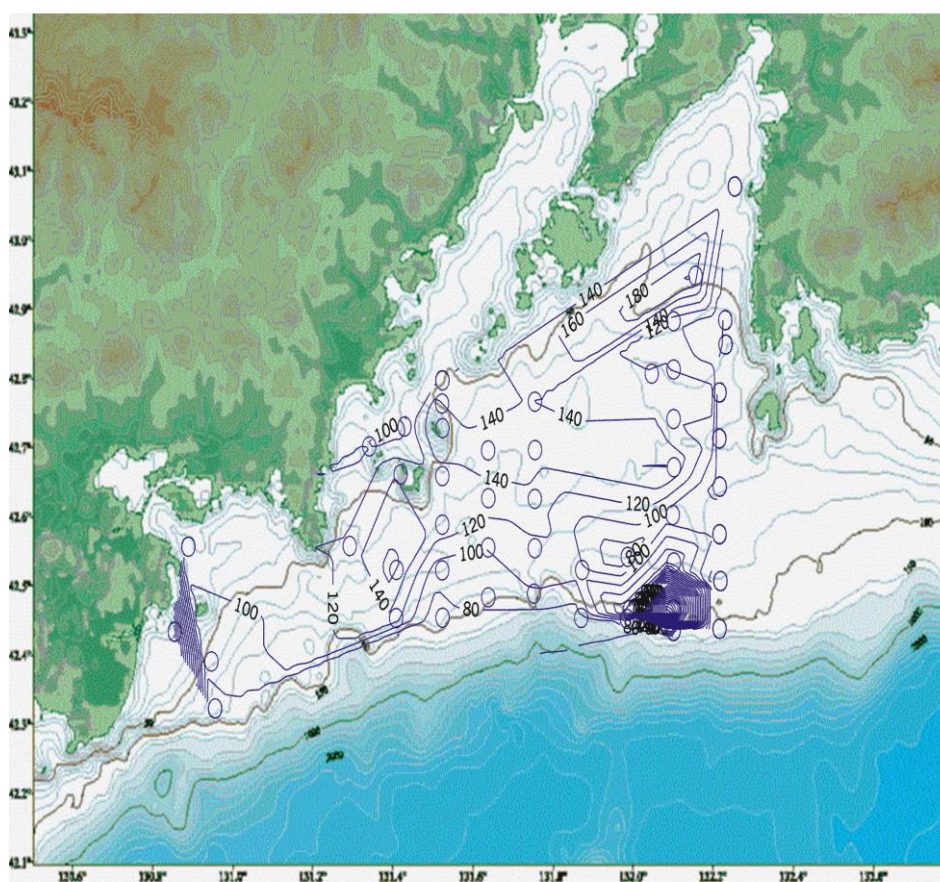
В районе разрабатываемых месторождений происходит изменение состава приземного слоя атмосферы, так как газы по природным разломам, техногенным трещинам и провалам могут подниматься к поверхности. Данная проблема особенно актуальна для Приморского края, так как в настоящее время часть шахт закрывается, шахты затопляются, а газ, претерпевая изменения химического состава, вытесняется водой и поступает в жилые и производственные помещения. В результате создается неблагоприятная и даже опасная ситуация. При достижении концентрации метана в воздухе 6–9 % образуется взрывоопасная смесь. Анализ газов в атмосферном воздухе погребов и подвалов в Партизанском районе показал, что после затопления шахт концентрация углекислого газа увеличилась, достигнув 1–2 %, что нередко сопровождалось отравлением людей.

Наличие в подземных и наземных водах больших концентраций метана может повлиять на содержание метана в морских водах как за счет речного стока, так и за счет подводных выходов пресных вод на акваторию заливов. Концентрации метана в поверхностных морских водах на других акваториях залива Петра Великого близки к равновесным с атмосферным метаном значениям.

### Результаты газогеохимических исследований в зал. Петра Великого Приморья

Распределение содержаний метана в воде зал. Петра Великого, изученное в ходе выполнения газогеохимических исследований придонной морской воды показано на рис.2.

С.ш.



В.д.

Рис. 2. Распределение метана (нл/л) в придонном слое морской воды залива Петра Великого

Fig. 2. Methane distribution (nl/l) in bottom water of Peter the Great Bay

Как видно, на акватории зал. Петра Великого наблюдается неравномерное распределение концентрации метана, причем явно выделяются два аномальных источника метана с координатами: а) западный – широта  $42^{\circ} 25'N$ , долгота  $130^{\circ} 47'E$  и б) восточный – широта  $42^{\circ} 27'N$ , долгота  $132^{\circ} 07'E$ , к которым добавляется слабо выраженный центральный источник – широта  $42^{\circ} 42'N$ , долгота  $131^{\circ} 45'E$ . На западном источнике концентрация метана в придонной воде на глубине 80 м превышает 400 нл/л, что превосходит фон в 10 раз. На восточном аномальном источнике на глубине 110 м концентрации метана превышают 660 нл/л, что больше фона в 300 раз.

На акватории Амурского залива концентрации метана достигают 490 нл/л, Уссурийского залива – 204 нл/л. Источниками метана в этих заливах являются как угленосные и нефте-газ-содержащие отложения, так и современные микробные процессы образования метана в донных осадках. Из глубоких горизонтов метан поступает по зонам разломов – по прибрежному разлому в Амурском заливе, контролирующему береговую линию п-ова Муравьев Амурский, и разлому вдоль восточного побережья Уссурийского залива. Наибольшие концентрации метана до 4 мл/л (что превышает фон в 10000 раз) и тяжелых углеводородов обнаружены на побережье б. Суходол. Источником углеводородов являются осадочные породы мезозоя и палеозоя. Для прибрежных вод до изобаты 50 м, в зал. Посыета и у островов: Фуругельма, Стенина, Рикорда, Рейнике содержание метана составляет 120–180 нл/л. Повышенные концентрации метана в мелководных бухтах Новгородская, Экспедиции и Рейд Паллада находят свое продолжение в более глубоких районах зал. Посыета, формируя в придонных водах область с максимальным содержанием метана до 440 нл/л в точке с координатами  $42^{\circ}24,927'N$   $130^{\circ}46,588'E$ .

Таким образом, в Хасанском районе высокие концентрации метана в подземных водах обуславливают повышенные концентрации этого газа в наземных и морских прибрежных водах. Подобная картина наблюдается и в Амурском заливе, в его северной части: высокие концентрации метана в подземных водах на территории Артемовского бассейна обуславливают возрастание его содержание в морских водах зал. Угловое (средняя концентрация 2040 нл/л) и Амурского залива (490 нл/л в точке с координатами  $43^{\circ}15,185'N$   $131^{\circ}51'E$ ). На кромке шельфа зал. Петра Великого не происходит возрастания концентрации метана при взмучивании донных осадков под влиянием приливно-отливных процессов, и концентрация метана в придонной воде монотонно уменьшается от мелководной части шельфа к континентальному склону. Общая закономерность уменьшения концентрации метана при переходе от мелководных к глубоководным районам нарушается в точке с координатами  $42^{\circ}27,437'N$   $132^{\circ}07,484'E$ , где при глубине моря 110 м отмечен подводный выход метана, и концентрация метана в придонной воде достигает 660 нл/л.

Известно, что в местах выделения газов вместе с метаном выходят и другие, более тяжелые углеводороды, которые в нефтедобыче называют газоконденсатом. После схлопывания пузырька газа на поверхности моря эти углеводороды остаются на поверхности моря и образуют так называемые слики. Появление сликов на поверхности моря сопровождается изменением спектра ветрового волнения с подавление волн ряби, которое хорошо фиксируется по аэрокосмическим снимкам в микроволновом диапазоне длин волн. Поэтому целесообразно привлекать эти данные для

определения местоположения природных источников поступления углеводородов в морскую среду.

После образования слика на поверхности происходит его пространственный перенос под влиянием ветра и течения, поэтому для учета влияния подводных выходов метана на расположение сликов на поверхности моря была проведена обработка гидрометеорологических экспериментальных данных и разработана математическая модель поведения пятна газоконденсата на акватории зал. Петра Великого на данный момент времени.

Расчет распределения пятен газоконденсата выполнялся при следующих условиях. Каждый источник (рис. 2) через 1 мин. одновременно выбрасывает в морскую среду порцию газоконденсата, которая как пузырьки газа, всплывает к поверхности за время от 2 до 6 мин, где на поверхности образует нефтяной слик. Слики на поверхности не взаимодействуют друг с другом, а их движение под действием природных процессов одновременно рассчитывается на расчетной сетке зал. Петра Великого Японского моря.

Результаты расчетов траекторий движения сликов показаны на рис. 3.

Для восточного наиболее мощного источника метана первоначально происходит перенос сликов в северном и северо-западном направлениях, но затем направление движения сликов изменяется на противоположное. Совокупное движение сликов находит отражение в формировании обширного поля природных пленок к югу от о. Аскольда.

Западный источник из-за близкого расположения к береговой черте характеризуется скоплением сликов вблизи береговой линии. Небольшая часть сликов успевает выйти на север в зал. Посыета, где, распространяясь вдоль западной периферии залива, достигает южной оконечности м. Гамова. Другая часть сликов дрейфует в южном и юго-восточном направлении. Данные особенности движения сликов хорошо видны на рис. 3.

Наиболее сложная картина наблюдается для центрального источника. Первоначально слики движутся в северном направлении и достигают о.Рикорда. Затем вдоль цепочки островов на юге Амурского залива они движутся в направлении о-вов Римского-Корсакова, через которые часть пятен уходит в направлении северного побережья мыса Гамова, образуя область прибрежных сликов. Большая часть сликов, выпущенных 20–22 сентября 1997 г., движется в южном направлении, где затем часть из них поворачивает на восток, образуя горизонтальную ветвь, а другая часть поворачивает на запад и достигает северного побережья мыса Гамова.

Таким образом, результаты расчетов показывают, что наличие источников углеводородов в придонном слое морской воды приводит к образованию полей сликов на акватории зал. Петра Великого, причем за счет приливо-отливных и ветровых течений пространственное расположение полей сликов на акватории сильно зависит от координат подводного источника.

На рис. 4 приведен пример аэрокосмического снимка распределения сликов на акватории залива Петра Великого на 22 сентября 1997 г., полученного на сайте ТОИ ДВО РАН [www.gis.poi.dvo.ru](http://www.gis.poi.dvo.ru) (Голик и др., 2004), для которого сделан вышеприведенный расчет.

С.ш

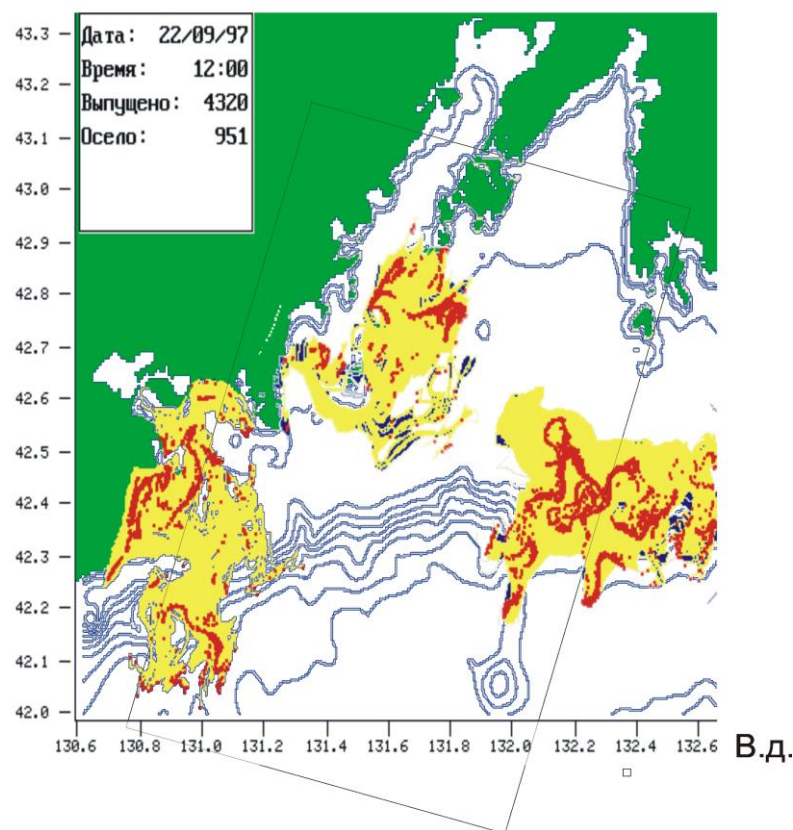


Рис. 3. Моделирование распределение пятен газоконденсата на акватории залива Петра Великого с 19 по 22 сентября 1997 г.

Fig. 3. Model distribution spot of gas condensate on the surface water of Peter the Great Bay, September 1997

Особенности расчетного распределения пятен (рис. 3) хорошо согласуются с аэрокосмическими данными (рис. 4). Вследствие малых скоростей ветра 21 и 22 сентября 1997 г. слики хорошо сохраняются на поверхности моря и подвергаются относительно слабому ветровому переносу, поэтому их наибольшая концентрация проявляется в местах подводных источников поступления метана в морскую среду (рис. 2). Таким образом, экспериментальные исследования, результаты расчетов и аэрокосмические данные свидетельствует о наличии источников метана и сопутствующих углеводородов на изучаемой акватории и их влиянии на динамические характеристики поверхности моря.

Скорость поступления метана из подземных источников на данной территории изменяется во времени, поэтому содержание метана в различных водах не остается постоянным. По результатам мониторинга в Хасанском районе можно отметить, что с 1992 по октябрь 1995 гг. в наземных и подземных водах наблюдалось понижение концентрации метана (рис. 5).



Рис. 4. Аэрокосмический снимок распределения slickов на акватории зал. Петра Великого 22 сентября 1997 г.

Fig. 4. Space photo of distribution spot hydrocarbon in area of Peter the Great Bay. September, 1997

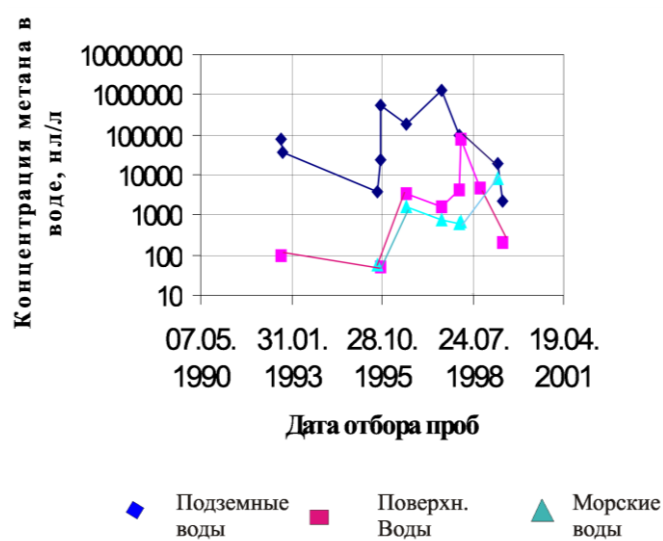


Рис. 5. Изменение содержания метана (нл/л) в подземных, наземных и морских водах в Хасанском районе

Fig. 5. Change of methane content (nl/l) in underground, surface and marine water in Khasan region

Как видно на рис. 5, в 1995 г. произошло резкое повышение концентрации метана в подземных водах, которое сопровождалось увеличением содержания метана в наземных и морских водах более чем в 10 раз. Начиная с 1997 г., происходит уменьшение концентрации метана во всех исследуемых водах (Мишукова и др., 2007).

Возможно, изменение содержания метана связано с активизацией сейсмотектонических процессов, сопровождающихся увеличением его концентрации в воде и атмосфере. На момент проведения исследований сейсмо-тектоническая активизация в изучаемом регионе проявилась в ряде землетрясений в северо-восточном Китае, на территории Приморского края и акватории зал. Петра Великого в 1994 и 1999 гг. (табл. 1, рис. 6). Интенсификация механизмов выноса метана из недр Земли привела к увеличению содержания метана на поверхности. В морских прибрежных водах среднее содержание метана составляло 970–1100 нл/л, что превышает равновесные с атмосферой значения в 10–15 раз.

На рис. 6. приведена схема наиболее мощных землетрясений в изучаемом регионе с 1981 года, взятых на сайте U.S. Geological Survey, National Earthquake Information Center. World Data Center for Seismology ([http:// ...](http://...)).

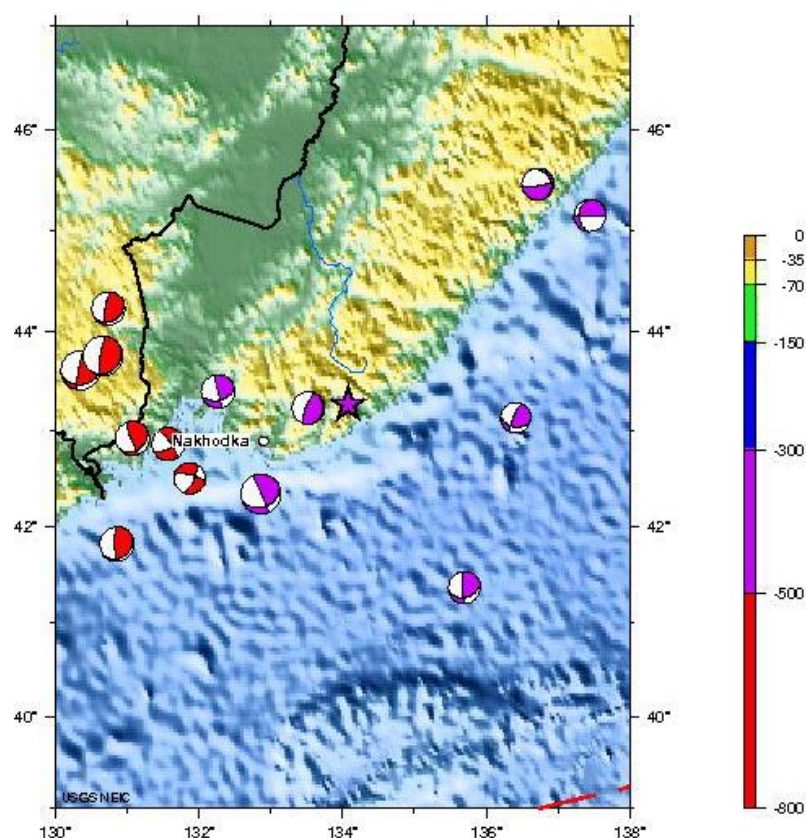


Рис 6. Схема наиболее мощных землетрясений с 1981

Fig. 6. Map of the strongest earthquake since 1981

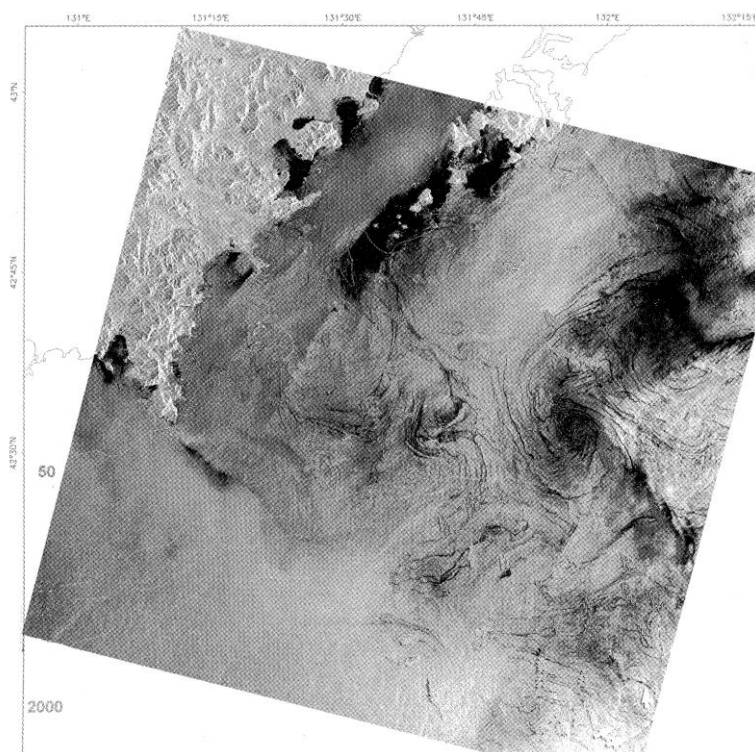
Высокая сейсмическая активность в Приморском крае наблюдается и в настоящее время (табл. 1). Этот процесс сопровождается непрерывным образованием новых источников выделения метана, как на суше, так и на акватории залива, вследствие чего происходит формирование новых полей сликов на поверхности моря. Кроме того, метан влияет на развитие биоты и рыбы в водоемах. При увеличении его содержания большая часть видов организмов погибает, но у некоторых видов, наоборот, начинается эффективный рост, которому способствует микробное окисление метана и хемосинтез.

**Таблица 1.** Глубинные землетрясения в изучаемом регионе Приморья с 1981 по 2009 гг. с магнитудой от 5.5–7.2 баллов по шкале Рихтера

**Table 1.** Depth earthquakes in Primorey since 1981 up to 2009, magnitude 5–7 ball

| Год, дата        | Координаты                         |                 | Глубина, км | Магнитуда, балл |
|------------------|------------------------------------|-----------------|-------------|-----------------|
|                  | Широта, ° с.ш.                     | Долгота, ° в.д. |             |                 |
| 1981. 11. 27     | 42.913                             | 131.076         | 546.0       | 6.2             |
| 1983. 10 08      | 44.229                             | 130.741         | 557.0       | 6.1             |
| 1990. 05. 11     | 41.820                             | 130.858         | 584.0       | 6.3             |
| 1994.07.21:18:36 | 42.340                             | 132.865         | 489.0       | 7.2             |
| 1994.07.21.18:55 | 41.253                             | 132.310         |             |                 |
| 1999. 04. 08     | 43.607                             | 130.350         | 576.0       | 7.1             |
| 2000. 02. 13     | 42.853                             | 131.572         | 530.0       | 6.0             |
| 2002. 02. 01     | 45.464                             | 136.719         | 360.0       | 5.8 7           |
| 2002. 06. 28     | 43.752                             | 130.666         | 565.0       | 7.2             |
| 2003. 08. 31     | 43.393                             | 132.267         | 485.0       | 6.1             |
| 2004. 05. 20     | 43.125                             | 136.413         | 312.0       | 5.5             |
| 2006. 09. 16     | 41.364                             | 135.697         | 369.0       | 5.9             |
| 2007. 03. 09     | 43.224                             | 133.526         | 444.0       | 6.0             |
| 2008. 04. 10     | 60 км к северо-востоку от Находки  |                 | 440         | 4.9             |
| 2008. 05. 19     | 42.503                             | 131.872         | 524         | 5.7             |
| 2008. 07. 07     | 47.10                              | 123.0           | –           | 4.6             |
| 2008. 06. 29     | 45.156                             | 137.446         | 311         | 5.9             |
| 2008. 10. 23     | 42.02                              | 131.31          | 548         | 4.8             |
| 2009. 03. 13     | 43.26                              | 134.08          | 419         | 4.8             |
| 2009. 04. 07     | 29 км к юго-западу от Владивостока |                 | 520         | 4.7             |
| 2009. 04. 18     | 42.84                              | 130.50          | 564         | 4.9             |

На рис.7 приведен аэрокосмический снимок за 20 сентября 2004 г., взятый из работы В.А. Дубиной с соавторами (2008). Как можно видеть, наибольшее количество сликов наблюдается в районах южнее о. Аскольда и вокруг островов Русский, Попов, Рейнике, Рикорда и Желтухина, что, как и рис. 4, свидетельствует о поступлении углеводородов из восточного и центрального подводных источников.



*Рис. 7. Аэрокосмический снимок распределения slickов на акватории залива Петра Великого 20 сентября 2004 года (Дубина и др., 2008)*

*Fig. 7. Space photo distribution of spot in area Great Peter, September 2004 (Dubina et al., 2008)*

## Заключение

Представленные результаты позволяют сделать следующие выводы:

1. Наблюдаются повышенные концентрации метана в подземных, наземных и морских водах, свидетельствующих о том, что в крае находятся источники метана, совпадающие: а) с залежами низкотемпературных минеральных вод (Шмаковка, Покровка, Горноводное); б) с залежами и разработкой угольных месторождений (Лучегорский, Артемовский, Партизанский, Хасанский районы).
2. В Хасанском районе показана синхронность изменения концентраций метана в подземных и поверхностных водах.
3. Разработанная модель трансформации химического состава и расчета траекторий движения пятен газоконденсата на поверхности моря хорошо описывает поведение нефтяных углеводородов в морских условиях, включая прибрежную часть моря.
4. В целом по Приморскому краю наблюдается сильное пересыщение метаном наземных вод относительно содержания метана в атмосфере, что свидетельствует об активном поступлении метана в атмосферу.

5. Аномальные концентрации метана ухудшают экологическую ситуацию в регионе и влияют на развитие гидробионтов. Часть из них погибает, другая часть, напротив, быстрее развивается. В районе аномалий метана в морской среде увеличивается количество крабов, появляются другие виды рыб.

## Литература

Голик А.В., Фищенко В.К., Дубина В.А., Митник Л.М. Интеграция спутниковых и подспутниковых данных по северо-западной части Тихого океана в корпоративной океанографической ГИС ДВО РАН // Исследование Земли из космоса. 2004. № 6. С. 73–80.

Дубина В.А., Митник Л.М., Катин И.О. Особенности циркуляции вод залива Петра Великого на основе мультисенсорных данных // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря: колл. моногр / гл. ред. В.А. Акуличев, отв. ред.: А.С. Астахов, В.Б. Лобанов. М. : ГЕОС, 2008. С. 82–96.

Мишукова Г.И., Обжиров А.И., Мишуков В.Ф. Метан в пресных и морских водах и его потоки на границе вода–атмосфера в Дальневосточном регионе. Владивосток : Дальнаука, 2007. 112 С.

Чудаева В.А Чудаев О.В., Челноков А.Н. и др. Минеральные воды Приморья. Владивосток : Дальнаука, 1999 С.11–78.

Matsueda H., Inoue H.Y., Ishii M., Nogi Y. Atmospheric methane over the North Pacific from 1987 to 1993 // Geochemical Journal. 1996. V.30. P. 1–15.[http://neic.usgs.gov/neis/bulletin/neic\\_edau\\_1.html](http://neic.usgs.gov/neis/bulletin/neic_edau_1.html)

## РАЗДЕЛ 2. АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО

### ПОСТУПЛЕНИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО И ОЦЕНКА ИХ ВКЛАДА В СОЗДАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ

В.М. Шулькин <sup>1</sup>, Г.И.Семыкина <sup>2</sup>

<sup>1</sup>Тихоокеанский институт географии ДВО РАН

<sup>2</sup>Центр мониторинга загрязнения окружающей среды Приморского УГМС

Рассмотрены и охарактеризованы главные источники поступления загрязняющих веществ на акваторию зал. Петра Великого: речной сток, коммунальные и ливневые стоки, дамлинг грунтов, атмосферные осадки. Описаны особенности и тенденции изменения химического состава рек впадающих в залив. Показано, что в большинстве рек наблюдается увеличение уровня концентрации фосфатов за последние 10 лет. В р. Раздольной, обеспечивающей 47 % речного стока в залив, отмечена тенденция снижения ХПК и возрастание БПК за последние 25 лет. Вклад сточных вод и ливневых стоков в общее поступление воды в залив не превышает 5 %, однако доля органического веществ (БПК) достигает 15 %, аммонийного азота и нефтепродуктов – до 40 %, фосфатов – до 50–60 %. Роль атмосферных выпадений в поступление загрязняющих веществ зависит от площади рассматриваемой акватории. Для Амурского залива вклад водного стока с суши доминирует для растворенных форм азота, фосфора и марганца. Однако для таких металлов, как свинец и кадмий даже в Амурском заливе доминирует атмосферное поступление. В более открытых акваториях аэральная поставка преобладает кроме, того для, растворенных форм азота и марганца. Охарактеризованы основные экологические проблемы зал. Петра Великого: загрязнение компонентов экосистем, в том числе воды, гидробионтов и донных отложений металлами и пестицидами, а также эвтрофикация и изменение структуры планктонных и бентосных сообществ, деградация прибрежных мест обитания. Показаны возможности и ограничения использования микроэлементного состава мидий и устриц для характеристики современного загрязнения прибрежно-морских экосистем. Основные источники и интенсивность поступления загрязняющих веществ на акваторию залива за последние 100 лет могут быть охарактеризованы на основании данных по распределению металлов и пестицидов в верхнем слое осадков толщиной 30–50 см.

**Ключевые слова:** зал. Петра Великого, гидрохимические и гидрологические показатели, экологические проблемы

# INPUT OF POLLUTANTS IN PETER THE GREAT BAY AND ASSESMENT OF THEIR ROL IN FORMING OF ECOLOGICAL PROBLEMS

V.M.Shulkin <sup>1</sup>, G.I.Semykina <sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Pacific Geographical Institute FEBRAS*

<sup>2</sup>*Centre of Pollution Monitoring, PrimorHydromet*

The major land-based sources of contaminants within Peter the Great Bay are examined and characterized: river run off, storm and waste waters, dumping of the dredged sediments, atmospheric fallout. The peculiarities and trends in the chemical composition of the main inputting rivers are described. The increase of the phosphate concentration has been observed in the majority of the rivers during last decade. The decrease trend of COD and increase trend of BOD take place during last 25 years in the Razdolnaya River providing 47 % of the all river run off to the Peter the Great Bay. The contribution of m storm and waste waters in the all river run off does not exceed 5 %. The contribution of these wastes in terms of organic matters (BOD) run off is increased to the 15 %; in terms of ammoniac nitrogen and petroleum hydrocarbons run off – to the 40 %; and in terms of phosphates run off – to 50–60 %. The role of atmospheric precipitation in the contaminants input is dependent on the size of the sea area. The contribution of river and waste water runoff is prevailed in the nitrogen, phosphorus and manganese inputs for the Amursky Bay area, but atmospheric fallout dominates in the input of lead and cadmium. The atmospheric precipitations prevail in the nitrogen and manganese inputs for the more open water areas. The main ecological problems within Peter the Great Bay are described: the contamination of water, organisms and bottom sediments by metals and pesticides, eutrophication, changes in the plankton and benthos communities and habitat degradation. The advantages and limitations of the biomonitoring by the concentration of the metals in mussels and oysters are highlighted. The main sources and intensity of the metals and pesticides inputs to the Peter the Great Bay during last century can be characterized by the distribution of the contaminants in the upper 30–50 cm layers of bottom sediments.

**Keywords:** Peter the Great Bay, hydrological and hydrochemical haracterisrics

## Географическая и социально-экономическая характеристика зал. Петра Великого и его водосбора

Залив Петра Великого расположен в северо-западной части Японского моря между 42° 17' и 43° 20' N и 130° 41' и 133° 02' E (рис. 1). Общая площадь залива превышает 6000 км<sup>2</sup>, при этом выделяется открытая часть залива Петра Великого и периферия, образованная заливами и бухтами меньшего порядка. Некоторые из этих периферийных акваторий полузамкнуты.

В соответствие с типом береговой линии, а также рельефом дна и прилегающей суши, зал. Петра Великого разделяется на несколько частей.

Юго-западная часть зал. Петра Великого расположена между устьем р. Туманной на юге и мысом Брюса на севере. Амурский залив – полузакрытая северо-западная часть залива Петра Великого. Восточной границей этого участка является побережье п-ова Муравьев-Амурский и островов Русский и Попова. Линия между м.

Брюсса и о-вом Желтухина может рассматриваться как южная граница Амурского залива. Уссурийский залив – следующая большая составная часть зал. Петра Великого. Линия между о-вами Желтухина и Аскольд может быть принята как южная граница Уссурийского залива. Акватория от восточного побережья Уссурийского залива до м. Поворотного, включающая в себя заливы Стрелок, Восток и Находка, составляет восточную часть залива Петра Великого (рис.1). Открытая часть зал. Петра Великого – акватория между упомянутыми частями и линией между устьем р. Туманной и м. Поворотным, которая может рассматриваться как внешняя граница зал. Петра Великого в целом. Основные морфометрические характеристики составных частей зал. Петра Великого и характеристика главных впадающих рек представлены в табл. 1.

**Таблица 1.** Основные морфометрические характеристики районов залива Петра Великого и основных впадающих в него рек

**Table 1.** Characteristic of the sub-areas of Peter the Great Bay and major inputting rivers

| Районы зал. Петра Великого | Площадь, км <sup>2</sup> | Длина береговой линии, км | Главные впадающие реки       | Водосбор, км <sup>2</sup> | Речной сток, км <sup>3</sup> |
|----------------------------|--------------------------|---------------------------|------------------------------|---------------------------|------------------------------|
| Юго-западная часть         | 1498**                   | 395                       | Туманная                     | 33200                     | 9,05                         |
|                            | 3***                     |                           | Цукановка                    | 170                       | 0,12                         |
|                            |                          |                           | Брусся                       | 160                       | 0,04                         |
|                            |                          |                           | Гладкая                      | 458                       | 0,08                         |
| Амурский залив             | 997**                    | 151                       | Нарва                        | 332                       | 0,13                         |
|                            | 101***                   |                           | Барабашевка                  | 576                       | 0,32                         |
|                            |                          |                           | Амба                         | 242                       | 0,19                         |
|                            |                          |                           | Раздольная                   | 16800                     | 2,46                         |
| Уссурийский залив          | 1889**                   | 165                       | Артемовка                    | 1460                      | 0,29                         |
|                            | 21***                    |                           | Шкотовка                     | 714                       | 0,22                         |
|                            |                          |                           | Суходол                      | 443                       | 0,14                         |
| Восточная часть            | 921**                    | 275                       | Партизанская                 | 4140                      | 1,32                         |
|                            | 42***                    |                           | Учтенный водосбор*           | 25757                     | 5,31                         |
|                            |                          |                           | Не учтенный водосбор*        | 6498                      | 1,89                         |
| Внешняя открытая часть     | 3616**                   |                           | Суммарная площадь водосбора* | 31735                     | 7,20                         |

\* – оценка речного стока для зал. Петра Великого в целом проведена без учета стока и водосбора р.Туманная; \*\* – без учета островов; \*\*\* – площадь островов.

Note: \* – estimations for Peter the Great Bay as a whole are carried out without Tumen river runoff and watershed; \*\* – without islands; \*\*\* – area of the islands.

Обеспеченность водосбора зал. Петра Великого реками достаточно высока. Плотность речной сети достигает 0,73 км/км<sup>2</sup> по сравнению с 0,3 км/км<sup>2</sup> в среднем

для Дальнего Востока РФ. Река Туманная – крупнейшая река западного побережья Японского моря – впадает в море на южной границе зал. Петра Великого. Преобладание направленного на юг Приморского течения вдоль внешней границы зал. Петра Великого ограничивает влияние стока р.Туманной на прибрежные воды залива (Экологическое состояние и биота..., вып. 1, 2, 3, 2001). По этой причине сток р. Туманной может быть исключен при оценке влияния речного выноса на акватории зал. Петра Великого, расположенные вне его юго-западной окраины.

Р. Раздольная – вторая по величине река на водосборе зал. Петра Великого (табл. 1) – впадает в кутовую часть Амурского залива.

Реки Артемовка, Шкотовка и Суходол – главные водотоки, обеспечивающие поступление пресных вод в Уссурийский залив, однако их сток в сумме не превышает 10–12 % стока р. Раздольная.

Речной сток в восточную часть зал. Петра Великого обеспечивается выносом достаточно крупной реки Партизанская, лишь в 2 раза уступающей стоку р. Раздольной, а также более мелкими водотоками.

При оценке речного стока необходимо учитывать, что помимо рек с инструментально измеренным расходом, существуют водотоки, на которых расход воды не измеряется и никогда не измерялся. Оценка этого неучтенного стока может быть сделана, исходя из разницы общего водосбора залива и суммы площадей водосборов учтенных рек. Для зал. Петра Великого эта разница достигает 25 % от водосборов рек, охваченных измерениями расхода воды. С учетом повышенного удельного расхода малых горных рек, которые доминируют среди неучтенных, суммарный сток рек, не охваченных измерениями, достигает 36% от измеренного речного стока (без учета р. Туманная).

Ландшафты водосбора зал. Петра Великого представлены сочетанием равнинных, долинных, низкорослых и среднегорных участков. Равнинные и долинные ландшафты включают водно-болотные угодья, луга и кустарники. Значительная часть этих ландшафтов преобразована в сельскохозяйственные.

Особенности землепользования определяются суперпозицией ландшафтной структуры и социально-экономических факторов. Распределение основных типов землепользования на водосборе зал. Петра Великого (табл. 2) показывает преобладание лесов на водосборе в целом, и их резкое доминирование для северо-восточной части – на водосборах Уссурийского залива и зал. Находка. Сельскохозяйственные земли – вторая по значимости категория использования – 27 % по всему водосбору. Вклад сельскохозяйственных земель максимален на водосборе р. Раздольной – 41 %, и снижается до 7 % в северо-восточной части водосбора. Доля селитебных территорий на водосборе зал. Петра Великого составляет 6 % за счет влияния городов Владивосток, Находка и Уссурийск, в окрестностях которых доля селитебных территорий достигает 59–63 %. Земли используемые промышленностью и военными не превышает 10 % всего водосбора и повышаются до 18 % в районе Владивостока. Доля особо охраняемых территорий на водосборе зал. Петра Великого составляет 5 %. Юго-западная часть – исключение, где доля особо охраняемых территорий повышена до 17 % за счет Дальневосточного государственного морского заповедника ДВГМЗ.

**Таблица 2.** Структура землепользования на водосборе залива Петра Великого в целом и на отдельных участках (данные Приморскстат, 2008 г., км<sup>2</sup>)

**Table 2.** The structure of the land-use categories at Peter the Great Bay watershed and its sub-areas in 2007 (km<sup>2</sup>) (Source: Primorskstat, 2008)

|   | Районы*                   | Сельско-<br>хозяйственные | Селитебные  | Промышленные<br>и военные | ООПТ        | Леса         | Воды      | Резерв      |
|---|---------------------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|--------------|-----------|-------------|
| 1 | Юго-западная<br>часть     | 1415                      | 104         | 572                       | 709         | 1116         | 37        | 177         |
| 2 | Бассейн<br>р. Раздольная  | 3994                      | 160         | 1085                      | 167         | 2964         | 48        | 1003        |
| 3 | Северо-восточная<br>часть | 500                       | 121         | 219                       | 242         | 4898         | 4         | 779         |
| 4 | Владивосток               | 70                        | 329         | 102                       | 35          | 25           | 0         | 0           |
| 5 | Другие города             | 419                       | 669         | 293                       | 4           | 1092         | 0         | 259         |
| 6 | <b>Весь водосбор</b>      | <b>6398</b>               | <b>1383</b> | <b>2271</b>               | <b>1157</b> | <b>10095</b> | <b>89</b> | <b>2218</b> |

\* – юго-западная часть включает Хасанский район, бассейн р.Раздольная включает Октябрьский, Михайловский, Уссурийский, Надеждинский районы; северо-восточная часть включает Шкотовский и Партизанский районы; к другим городам относятся Уссурийск, Артем, Фокино, Большой Камень, Находка и Партизанск

Note: southwestern sub-area 1 includes Khasanskyi district; Razdolnaya area 2 includes Oktober, Mikhailovskiy, Ussuryiskiy, Nadesdinskyi districts; northeastern sub-area 3 includes Shkotovskiy and Partizanskii districts; other cities 5 include Ussuryisk, Artem, Fokino, Bolshoy Kamen, Nakhodka and Partizansk.

Водосбор зал. Петра Великого является наиболее развитой и населенной частью Приморского края и всего Дальнего Востока РФ. Доля населения, проживающего на водосборе зал. Петра Великого, составляет в настоящее время 70 % всего населения Приморского края, хотя ещё 45–50 лет назад она была 50–55 % (рис. 2а). Городское население резко преобладает, прежде всего за счет г. Владивостока с 605 тыс. жителей, число которых превышает половину всех горожан (рис. 2б). Кроме Владивостока, на водосборе зал. Петра Великого расположены города Уссурийск (152 тыс. чел.), Артем (111 тыс. чел.), Фокино (33.8 тыс. чел.), Большой Камень (47 тыс. чел.), Находка (167 тыс. чел.) и Партизанск (49.6 тыс. чел.). Такая структура населения сложилась в последние 30 лет. Раньше роль г. Владивостока была существенно ниже (рис. 2б). Плотность населения на водосборе зал. Петра Великого в 5 раз выше, чем в Приморском крае в целом. Главная причина – высокая доля городского населения: плотность населения территорий юго-западной и северо-восточной частей бассейна за пределами городских поселений близка к таковой в Приморском крае в целом.

Динамика населения на водосборе зал. Петра Великого подобна таковой для всего Приморского края: увеличение до 80-х гг. XX в. и последующее снижение как общей численности, так и плотности населения.

**Таблица 3.** Социально-экономическая характеристика различных участков в пределах водосбора зал. Петра Великого (на 2009 г.)

**Table 3.** Socio-Economic characteristics of different sub-areas within Peter the Great Bay watershed in 2009 (Source: Primorskstat, 2010)

| Участок* | Площадь<br>* 10 <sup>3</sup> km <sup>2</sup> | Население тыс.<br>ж. | Плотность<br>населения,<br>перс. / km <sup>2</sup> | Пром. ВВП<br>*10 <sup>6</sup> USD | Сельхоз. ВВП<br>*10 <sup>6</sup> USD | Третичный<br>ВВП *10 <sup>6</sup> USD | Общий ВВП на<br>душу, USD |
|----------|----------------------------------------------|----------------------|----------------------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------|
| 1        | 4,13                                         | 27                   | 6,5                                                | 26,5                              | 5,9                                  | 74,1                                  | 3916                      |
| 2        | 9,42                                         | 135,1                | 14,3                                               | 134,1                             | 100,3                                | 186                                   | 1951                      |
| 3        | 7,00                                         | 55,1                 | 7,9                                                | 237,9                             | 31,0                                 | 107,1                                 | 6823                      |
| 4        | 0,56                                         | 605,1                | 1080,5                                             | 2384,5                            | 9,4                                  | 4205,9                                | 10835                     |
| 5        | 2,74                                         | 562,9                | 205,4                                              | 1133,3                            | 197,8                                | 1845,1                                | 7359                      |
| 6        | 23,85                                        | 1385,2               | 62,9                                               | 3916,3                            | 344,2                                | 6418,3                                | 7709                      |

\* – (1) юго-западная часть включает Хасанский район, (2) бассейн р.Раздольная включает Октябрьский, Михайловский, Уссурийский, Надеждинский районы; (3) северо-восточная часть включает Шкотовский и Партизанский районы; (4) – г. Владивосток; (5) другие города включают Уссурийск, Артем, Фокино, Большой Камень, Находка и Партизанск; (6) – весь водосбор зал.Петра Великого.

Note: southwestern sub-area (1) includes Khasanskyi district; Razdolnaya area (2) includes Oktober, Mikhailovskiy, Ussuryiskiy, Nadesdinskii districts; northeastern sub-area (3) includes Shkotovskiy and Partizanskii districts; (4) – Vladivostok; other cities (5) include Ussuryisk, Artem, Fokino, Bolshoy Kamen, Nakhodka and Partizansk; (6) – all watershed of Peter the Great Bay; (7) – all Primorskyi Krai.

Социально-экономические особенности различных участков в пределах водосбора зал. Петра Великого различаются очень сильно (табл. 3). Относительный вклад промышленности (включая стройиндустрию) пропорционален распределению населения. Вклад сельскохозяйственного производства варьирует от 1,4 % во Владивостоке до 24 % в бассейне р. Раздольной, но в целом по региону не превышает 4 % (табл. 3). Третичная продукция – сфера услуг, включающая торговлю, медицину, образование, науку, финансовые и государственные учреждения, составляют около 41,5 % валового внутреннего продукта (ВВП).

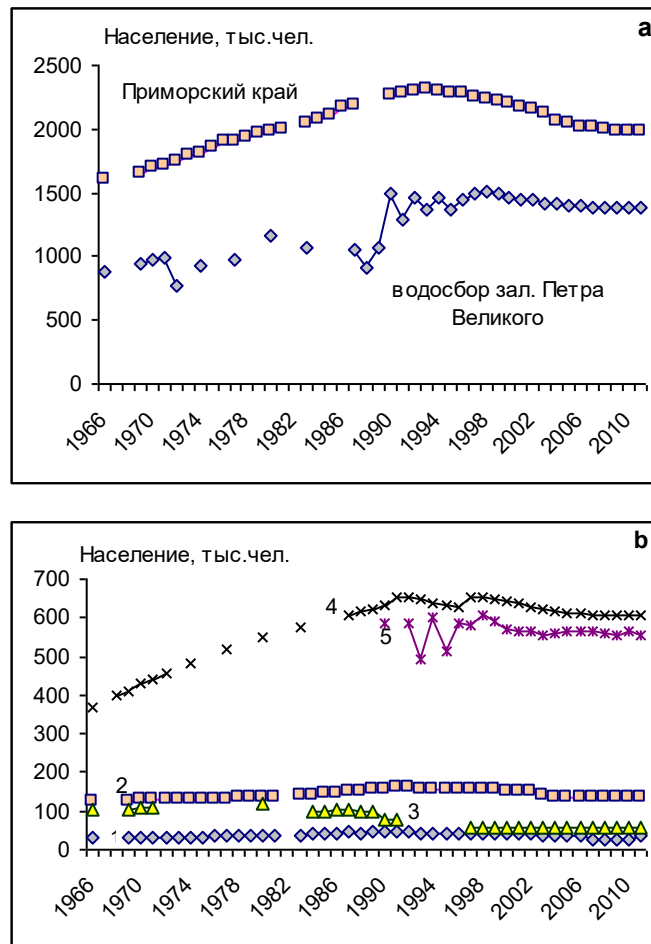


Рис. 2. Динамика изменения населения Приморья и водосбора зал. Петра Великого (а), различных участков в пределах водосбора (б) (номера у кривых соответствуют участкам таблицы 3)

Fig. 2. The population dynamic in the Primorsky Krai and Peter the Great Bay watershed as a whole (a), in the different sub areas of watershed (b) (Number of lines correspond to sub-areas from Table 3)

ВВП Владивостока составляет 61,8 % всего ВВП Приморья (рис. 3а), хотя доля населения составляет лишь 44 %. Соответственно ВВП на душу населения во Владивостоке максимален (рис. 3б). Минимальное ВВП на душу населения наблюдается в бассейне р. Раздольной, где доминирует сельское хозяйство. Динамика ВВП за последние 10 лет демонстрирует значительный рост, особенно во Владивостоке с пригородами. В других районах, особенно с сельскохозяйственной специализацией, рост ВВП выражен много слабее (рис. 3б).

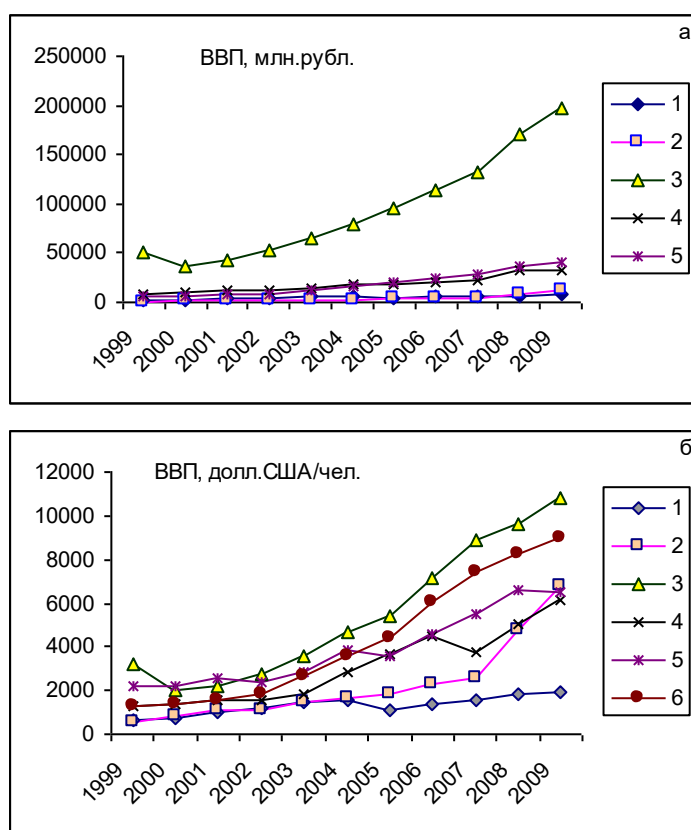


Рис. 3. Динамика ВВП (а) и ВВП на душу населения (б) в различных районах бассейна зал.Петра Великого: 1 – водосбор р. Раздольная, 2 – северо-восток, 3 – Владивосток, 4 – Артем, 5 – Находка, 6 – Уссурийск) (по данным Природные ресурсы..., 2000–2009)

Fig. 3. The change of the GDP (a) and GDP per capita (b) in the different sub-areas: 1 – Razdolnaya area, 2 – northeastern part, 3 – Vladivostok, 4 – Artem, 5 – Nakhodka, 6 – Ussuriysk

Производство и доставка энергоресурсов, машиностроение, химическая, деревообрабатывающая и текстильная промышленность, а также строительство и производство пищевых продуктов – основные виды промышленной активности на водосборе зал. Петра Великого. Агломерация Владивосток–Артем–Находка – основной производитель продуктов машиностроения и пищевой продукции. Земли в бассейне р. Раздольной – главная сельскохозяйственная житница.

Количество сточных вод, генерируемых на водосборе зал. Петра Великого, уменьшилось с 620 млн т. в 1990 г. до 330 млн т. в 2007 г., параллельно с аналогичным уменьшением в масштабе всего Приморского края. Главная причина снижения количества сточных вод – падение промышленного производства в 90-х гг. Выраженное снижение потребления пресной воды за этот же период подтверждает эту тенденцию (рис. 4а). Вклад водосбора зал. Петра Великого в общее количество

сточных вод, генерируемых в Приморье, составлял 73 % в 1994 г. За последние 5 лет в соответствие с ростом населения и повышенной экономической активностью он вырос до 82–83 %.

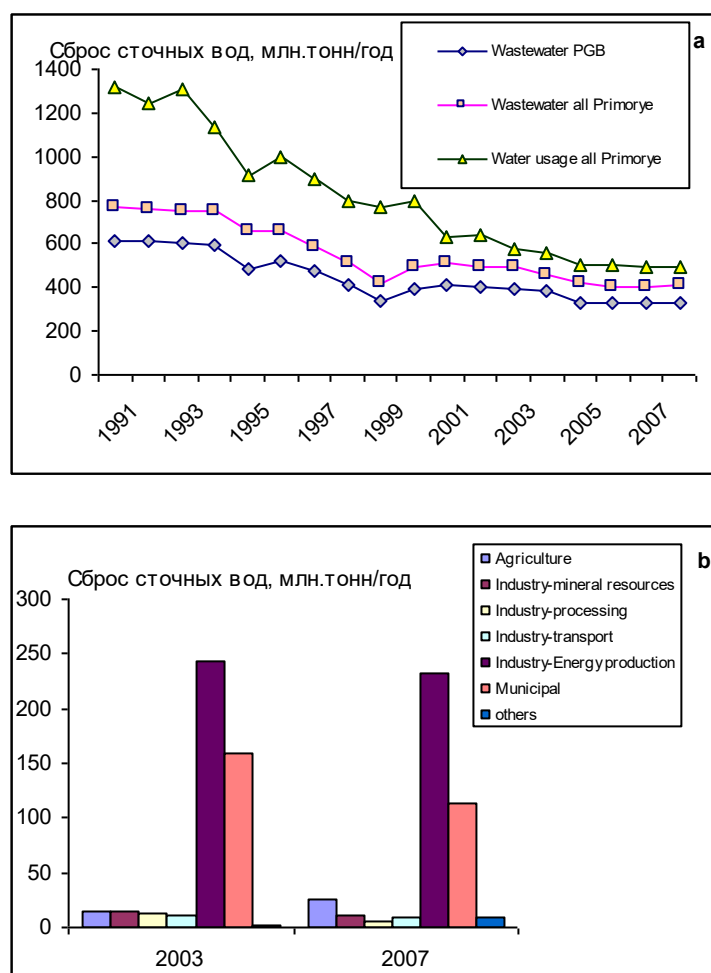


Рис. 4. Динамика водопотребления и сброса сточных вод в Приморье и сброса сточных вод с водосбора зал.Петра Великого (а), и структура сточных вод в Приморье (б) (по данным Природные ресурсы..., 1992–2008)

Fig. 4. The water usage and waste water discharge ( $10^6$  t/y) within Peter the Great Bay watershed and all Primorye region (a), and the contribution of different economical activities to the production and discharge of waste waters ( $10^6$  t/y) in all Primorye region in 2003 and 2007 (b)

Количество сточных вод образующихся на водосборе зал. Петра Великого не выглядит экстремально большим вследствие относительно невысокой плотности населения по сравнению с Кореей или Китаем. Однако объем сточных вод приходящихся на душу населения в пределах зал. Петра Великого, составляет 235–238 т/год, что в 2 раза больше, чем в КНР и Корее. Это означает, что на водосборе зал. Петра

Великого весьма вероятно образование «горячих точек», связанных с влиянием сточных вод несмотря на не очень высокую плотность населения.

Структура пула сточных вод в Приморье характеризуется доминированием промышленных стоков энергетических производств (рис. 46). Это относительно незагрязненные воды систем охлаждения. Вклад сильно загрязненных промышленных стоков не превышает 1–3 % от общего количества сточных вод. Коммунальные стоки являются вторым по объему компонентом пула сточных вод (28–35 %). Годовой объем коммунальных сточных вод, генерируемых в Приморье в 2007 г., оценивался в 132 млн т. Около 41 % этого количества сбрасывается без обработки, а 19 % – частично обработанные. Г. Владивосток с окрестностями главный источник коммунальных стоков в бассейне зал. Петра Великого. В настоящее время во Владивостоке практически построены два современных завода по очистке и обработке коммунальных стоков общей производительностью 160 000 м<sup>3</sup>/сут, что должно существенно улучшить экологическую обстановку в прибрежных водах Амурского и Уссурийского заливов.

## **Экологические проблемы залива Петра Великого и его водосбора**

### **Загрязнение и тенденции изменения химического состава речного стока**

Химический состав речных вод определяется совместным действием природных и социально-экономических факторов. К природным относятся климатические условия, рельеф, растительность и состав пород на водосборе. Социально-экономические факторы способные влиять на химический состав речного стока, – это население, степень урбанизации, уровень и характер экономической активности, в том числе водопотребления и водоочистки. Во многих регионах влияние антропогенных факторов является определяющим (Meуbeck, 2003). Негативное изменение качества поверхностных вод – одно из наиболее явных и показательных последствий антропогенной нагрузки на водосбор.

Среди проблем качества пресных вод, вызванных экономической деятельностью, можно выделить несколько наиболее важных: 1) увеличение минерализации вследствие примеси сточных вод и нерациональных ирригационных практик; 2) закисление за счет влияния кислых дождей на водоемы с малой буферной емкостью; 3) эвтрофикация за счет избыточного поступления биогенных элементов (N, P, Si, C), что вызывает цветение фитопланктона с последующей интенсификацией потребления растворенного кислорода, гипоксией и деградацией водных экосистем; 4) повышенная концентрация потенциально токсичных химических соединений (тяжелых металлов, пестицидов, фенолов, СПАВ) за счет влияния сточных вод, что может оказывать негативное воздействие на гидробионтов и снижать качество вод как ресурса; 5) изменение химического состава вод, вызванных трансформацией гидрологических характеристик водных экосистем (строительство плотин, дамб и водохранилищ).

Для рек водосбора зал. Петра Великого наиболее важными проблемами качества вод является избыточное поступление биогенных веществ и потенциально токсичных химических соединений. Антропогенное увеличение минерализации также имеет место и является удобным и чувствительным индикатором антропогенной

нагрузки. Однако наблюдаемое возрастание минерализации речных вод на водосборе залива вследствие хозяйственной деятельности не столь велико с точки зрения качества воды. Все реки Приморья за пределами прямого влияния морских вод имеют минерализацию не более 200 мг/л.

Химические показатели характеризующие качество речных вод водосбора зал. Петра Великого по данным наблюдений ПУГМС на пунктах мониторинга ГСН представлены в табл. 4.

Химическое потребление кислорода (ХПК) во многих реках бассейна этого залива значительно выше, чем в реках Японии и Кореи. ХПК отражает количество органических соединений которые могут быть окислены перманганатом ( $\text{KMnO}_4$ ) или бихроматом ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ). При мониторинге качества пресных вод в РФ используют более сильный окислитель  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ , и это одна из причин повышенного показателя ХПК в малозагрязненных реках Дальнего Востока РФ. Повышенное содержание природных органических веществ в реках дренирующих таежные ландшафты – наиболее вероятная вторая причина повышенных значений ХПК в реках Приморья. Минимальный уровень ХПК наблюдается в наиболее чистых небольших горных рек юго-западной части бассейна зал. Петра Великого. Высокие показатели ХПК, превышающие ПДК, имеют место в реках Раздольная и Кневичанка дренирующих наиболее хозяйственно освоенные и плотно населенные участки водосборов (табл. 4).

**Таблица 4.** Химические показатели (мг/л) качества речных вод водосбора зал. Петра Великого (среднее за 2001–2007 по данным ПУГМС)

**Table 4.** Chemical characteristic (mg/l) of major rivers at Peter the Great Bay watershed (2001–2007 averaged data)

| Река         | ХПК         | БПК        | $\text{N}_{\text{NH}_4^+}$ | $\text{N}_{\text{NO}_3^-}$ | $\text{P}_{\text{PO}_4^{3-}}$ | НУ          | фенол        | взвесь |
|--------------|-------------|------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|-------------|--------------|--------|
| Туманная     | 18,8        | 1,93       | 0,24                       | 0,63                       | 0,017                         | 0,02        | 0,003        | 86,5   |
| Юго–запад*   | 3,4         | 1,5        | 0,08                       | 0,20                       | 0,003                         | 0,02        | 0,001        | 6,0    |
| Раздольная   | 21,2        | 11,6       | 0,87                       | 0,20                       | 0,071                         | 0,11        | 0,003        | 29,2   |
| Кневичанка   | 26,1        | 6,1        | 2,25                       | 0,22                       | 0,24                          | 0,06        | 0,002        | 29,9   |
| Артемовка    | 10,7        | 2,14       | 0,14                       | 0,09                       | 0,010                         | 0,05        | 0,001        | 9,6    |
| Партизанская | 10,8        | 2,53       | 0,05                       | 0,12                       | 0,009                         | 0,05        | 0,0003       | 12,1   |
| <b>ПДК</b>   | <b>15.0</b> | <b>2.0</b> | <b>0.40</b>                | <b>9.1</b>                 | <b>0.05</b>                   | <b>0.05</b> | <b>0.001</b> | –      |

\* – Цукановка, Брусья, Нарва, Барабашевка, Амба. Биогены определены в фильтрованных пробах, остальные – в нефильтрованных.

Note: \* – Tsukanovka, Brusya, Narva, Barabashevka, Amba. Nutrients are determined in the filtered (0.45 mkm) samples, others – in the unfiltered ones

Биологическое потребление кислорода (БПК) отражает количество органических соединений способных окисляться в ходе жизнедеятельности бактерий, обитающих в исследуемых водах. Показатель БПК превышает ПДК равную 2 мг/л практически во всех реках, дренирующих заселенные и хозяйственно освоенные водосборы (табл. 4). Исключение составляет нижнее течение явно загрязненной р. Ту-

манной, где БПК не велико, но зато ХПК превышает 15 мг/л. В наиболее загрязненных реках Раздольная и Кневичанка значительно повышены показатели и ХПК и БПК (табл. 4).

Концентрация аммонийных и нитритных форм азота и фосфатов превышает ПДК в водах только наиболее антропогенно нагруженных рек Раздольная и Кневичанка. В то же время наблюдается отчетливая разница между реками по содержанию растворенных форм азота и фосфора, отражающая уровень антропогенной нагрузки (табл. 4).

Концентрации фенолов и нефтепродуктов превышают ПДК в тех же наиболее загрязненных реках Раздольная и Кневичанка, хотя ПДК фенолов в РФ (0.001 мг/л) практически равна чувствительности наиболее часто применяемого метода определения. Очевидно, что необходимо использование более чувствительных методов анализа, применяющихся в рутинном мониторинге качества речных и морских вод. Судя по данным мониторинга ПУГМС, концентрация хлорорганических пестицидов группы ДДТ в водах рек бассейна зал. Петра Великого не превышает 35 нг/л, а гексахлорциклогексана ГХЦГ меньше 4 нг/л.

Использование концентрации микроэлементов для оценки качества вод как часть рутинного мониторинга в РФ встречается с теми же проблемами, как и в других странах. Основная причина – проблемы получения надежных данных незагрязненных при отборе проб воды и их анализе. В то же время очевидна перспективность использования данных по концентрации растворенных и взвешенных форм металлов для оценки антропогенной нагрузки на водные экосистемы, особенно на начальных этапах загрязнения (Шулькин и др., 2007). В реках, дренирующих водосбор зал. Петра Великого (табл. 5), концентрация растворенных форм таких потенциально токсичных металлов, как Cd и Pb, а также Zn и Ni значительно ниже ПДК для питьевых вод (ГН 2.1.5.1315–03, 2003) и для водоемов рыбохозяйственного назначения (Перечень рыбохозяйственных..., 1999). Концентрация растворенных форм Cu превышает ПДК равную 1 мкг/л (0.001 мг/л) во многих реках Приморья, но это объясняется неоправданно низкой величиной ПДК.

Растворенные формы Mn и Fe, судя по величине ПДК, не столь токсичны, но во многих реках превышают ПДК. Это объясняется широким распространением коллоидных и органических комплексов Fe в природных водах, и усиленной мобилизацией Fe и особенно Mn в глеевой обстановке заболоченных и загрязненных ландшафтов.

Межгодовая изменчивость за последние 8–10 лет химического состава рек, впадающих в зал. Петра Великого, различна для различных параметров (рис. 5–7). Содержание взвешенных веществ и ХПК не демонстрирует сколь либо явной тенденции. Исключение составляют максимально загрязненные реки Раздольная и Кневичанка, где наблюдается тенденция повышения величины ХПК за последние годы.

**Таблица 5.** Концентрация растворенных форм металлов (мкг/л) в реках бассейна залива Петра Великого (средние данные за 2001–2007 гг., ТИГ ДВО)

**Table 5.** Concentration of dissolved forms of metals in rivers inputting to Peter the Great Bay (2001–2007 averaged data by Pacific Geographical Institute)

| Реки                     | n  | Pb       | Cu          | Mn          | Fe           | Cd       | Zn        | Ni        |
|--------------------------|----|----------|-------------|-------------|--------------|----------|-----------|-----------|
| Туманная                 | 13 | 0,166    | <b>1,57</b> | <b>97,7</b> | 81,5         | 0,022    | 0,93      | 0,72      |
| Реки юго-западной части* | 41 | 0,026    | 0,46        | 5,1         | 22,1         | 0,005    | 0,39      | 0,31      |
| Раздольная               | 23 | 0,061    | <b>1,05</b> | <b>54,8</b> | 82,2         | 0,006    | 1,03      | 0,84      |
| Артемовка                | 2  | 0,058    | 0,43        | <b>27,2</b> | <b>145,1</b> | 0,005    | 0,51      | 0,57      |
| Шкотовка                 | 9  | 0,053    | 0,38        | 8,1         | 20,2         | 0,002    | 0,41      | 0,27      |
| Партизанская             | 8  | 0,019    | 0,50        | <b>25,4</b> | 38,4         | 0,003    | 1,11      | 0,53      |
| <b>ПДК</b>               |    | <b>6</b> | <b>1</b>    | <b>10</b>   | <b>100</b>   | <b>5</b> | <b>10</b> | <b>10</b> |

\* – Цукановка, Брусся, Нарва, Барабашевка, Амба и некоторые другие речки юго-западной части бассейна зал.Петра Великого; концентрация растворенных форм металлов в воде через фильтр с размером пор 0.45 мкм, n – число проб

Note: \* – Tsukanovka, Brusya, Narva, Barabashevka, Amba and other rivers of southwestern part of Primorye; Me d – concentration of dissolved metal forms in filtered (0.45 mkm) samples, n – number of samples.

БПК демонстрирует явный тренд снижения в довольно загрязненной реке Раздольная, однако в максимально загрязненной реке Кневичанка среднегодовая величина БПК за последние годы возросла в 1.5–2 раза (рис. 5). В менее загрязненных реках значимых изменений уровня БПК не наблюдалось.

Среднегодовая концентрация фосфатов в загрязненных реках бассейна зал. Петра Великого показывает тенденцию увеличения за последние 5–6 лет, и, что более важно, эта тенденция наблюдается и в относительно чистых реках (рис. 6в, г). Однако даже этот повышенный уровень фосфатов в малозагрязненных реках бассейна зал.Петра Великого остается ниже, чем в большинстве рек Кореи или северо-восточного Китая, но сама по себе тенденция достаточно тревожна. Сходный тренд увеличения концентрации в загрязненных реках Раздольная и Кневичанка наблюдается для аммонийного азота и нитратов, однако в более чистых реках заметна стабилизация или даже снижение содержания растворенных форм азота в последние 5–6 лет (рис. 6а,б).

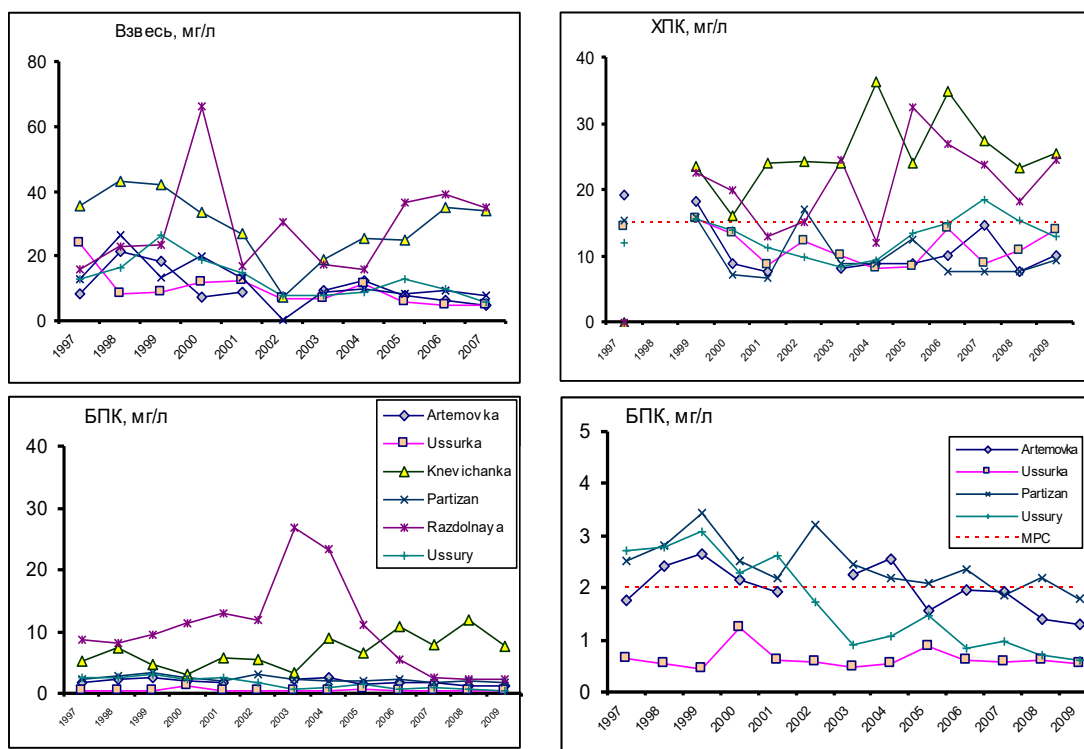


Рис. 5. Динамика изменения содержания взвеси, показателей ХПК и БПК в речных водах бассейна зал.Петра Великого, а также рек Уссури и Б.Уссурка (по данным ПУГМС)

Fig. 5. Annually averaged concentration of suspended solids, COD and BOD in the Artemovka and Razdolnaya rivers of the Peter the Great Bay basin, and two big rivers of the Amur River basin: Ussury and Ussurka

Наиболее длительный и надежный ряд наблюдений за химическим составом речных вод в бассейне зал.Петра Великого имеется для р.Раздольной, которая обеспечивает 47 % суммарного стока рек в залив и дренирует наиболее населенную часть водосбора.

Сезонная и межгодовая изменчивость гидрографа р. Раздольной за последние 25–30 лет имеет следующие особенности (рис. 7):

1) Межгодовая изменчивость среднегодовых расходов реки достигает 6–7 раз (рис. 7а), тогда как межгодовая изменчивость среднегодового количества атмосферных осадков, которые формируют речной сток, составляет лишь 2–3 раза (рис. 7б).

2) Сезонная изменчивость среднемесячных расходов р. Раздольной с апреля по ноябрь варьирует от 2–3 раз в маловодные годы до 10–15 раз в многоводные. В зимнюю подледную межень расход реки стабильно минимален.

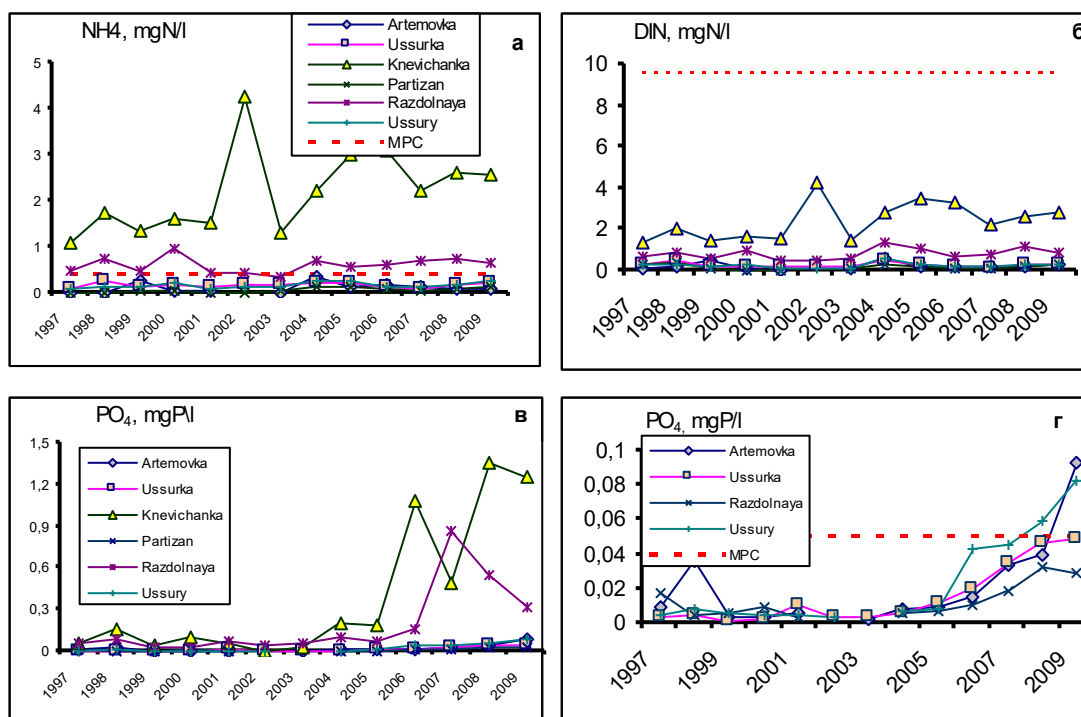


Рис. 6. Динамика изменения концентрации растворенных форм азота (а,б) и фосфатов (в,г) в речных водах бассейна зал.Петра Великого, а также рек Уссури и Б.Уссурка (по данным ПУГМС)

Fig. 6. Annually averaged concentration of ammonia nitrogen (a), dissolved inorganic nitrogen (b) and phosphate (c, d) in the Artemovka and Razdolnaya rivers of Peter the Great Bay basin, and two big rivers of the Amur River basin: Ussury and Ussurka

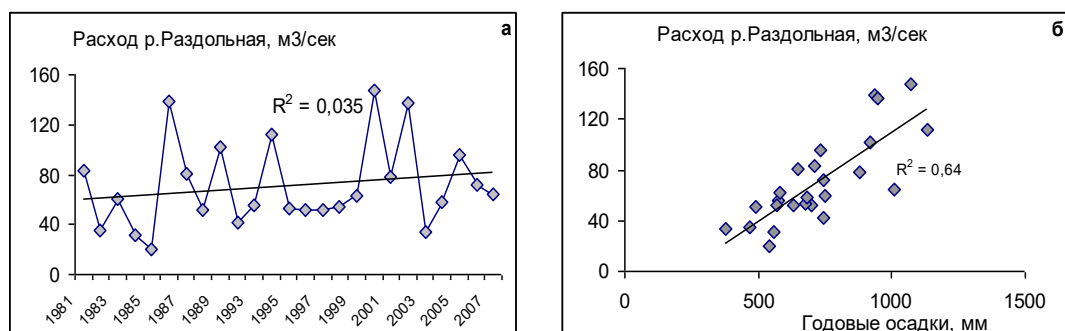


Рис. 7. Межгодовая и сезонная изменчивость гидрологических характеристик р. Раздольной

Fig. 7. The time series of annual average of water discharge (a), relationship between annual average discharge and precipitation (b) for the Razdolnaya River for the last 30 years

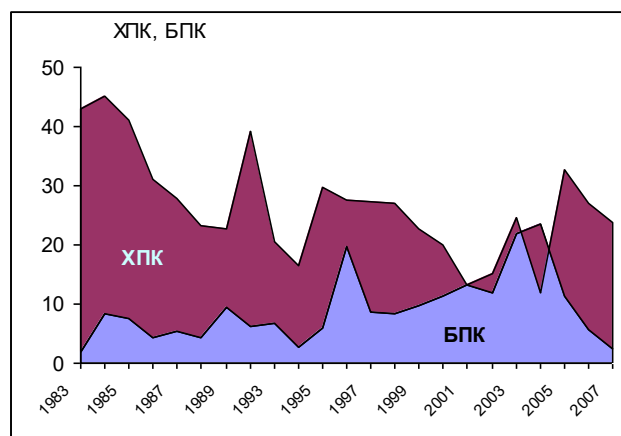


Рис. 8. Динамика изменения концентрации ХПК и БПК в стоке р. Раздольной

Fig. 8. The inter annual variability of COD and BOD at the downstream of Razdolnaya river during last 25 years

Сколько-либо значимого тренда среднегодового расхода р. Раздольной и среднегодового количества осадков за последние 30 лет не наблюдается. Это позволяет использовать ряд наблюдений за химическим составом этой реки как оценку химического загрязнения речного стока в зал. Петра Великого. Анализ показал, что межгодовая изменчивость среднегодовых значений минерализации вод р. Раздольной составляет 2–2.5 раза в обратной зависимости от водности года, но без явного тренда за последние 30 лет.

Среднегодовые оценки ХПК и БПК достаточно изменчивы, но последние 25 лет наблюдается тенденция уменьшения ХПК и увеличения БПК (рис. 8). Это означает постепенное возрастание в речном стоке вклада легкоокисляемых органических соединений. Исключение составляет период после 2004 г., когда показатель БПК значительно снизился вследствие ввода в действие очистных сооружений по очистке коммунальных стоков г. Уссурийска.

## Оценка выноса загрязняющих веществ в залив Петра Великого

### *Вклад речного стока, сточных вод и ливневого стока в поставку загрязняющих веществ с водным стоком с водосбора*

Хотя качество речных вод определяется концентрацией в них химических соединений, не менее важна оценка речного стока, поскольку влияние рек на прибрежно-морские воды определяется именно величиной стока. Неопределенность оценок речного стока обусловлена несколькими причинами. Прежде всего, необходимо отметить неполноту гидрологических и гидрохимических данных. Кроме того, сток р. Туманной почти в 2 раза больше, чем суммарный сток всех остальных рек бассей-

на, и влияет лишь на южную часть залива. Поэтому учет стока реки Туманная вносит неоправданное смещение в усредненные характеристики влияния речного стока на зал. Петра Великого и позволяет не учитывать вынос данной реки при оценке стока в залив.

Следующая особенность водосбора зал. Петра Великого – повышенная доля городских территорий с особым характером речного и поверхностного стока. В частности, для территорий городской застройки наблюдается как повышенный удельный расход ливневых вод, так и повышенная концентрация в них ряда загрязняющих веществ (Гаврилевский и др., 1998). Выпуски очищенных и неочищенных сточных вод также расположены, как правило, в пределах городских территорий. Ливневые и сточные воды городов, находящихся на внутренних частях водосбора (Уссурийск, Партизанск, города бассейна р.Туманной), поступают в зал. Петра Великого через дренирующие реки. Оценка объемов ливневого стока, приведенная в табл. 6, относится только к городам, расположенным на берегу залива (города Владивосток и Находка).

Вклад поверхностного ливневого стока с площади водосбора в зал. Петра Великого в настоящее время не превышает по объему 5 % общего стока. Ливневой сток обеспечивается городской территорией, составляющей 0,7 % от общей площади водосбора. Если площадь городской застройки возрастет в будущем до 3% от площади водосбора (в Южной Корее городская застройка составляет 5,9 % территории), вклад стока, генерированного на территории городов увеличится до 20 % от общего.

Концентрация загрязняющих веществ в сточных водах и в ливневых стоках очень изменчива во времени и в пространстве и все средние оценки по территории например г. Владивостока, неизбежно весьма приблизительны. В табл. 7 приведены данные по химическим параметрам, часто характеризующим качество вод, для ливневых стоков г. Владивостока (Гаврилевский и др., 1998). Совместное рассмотрение данных таблиц 6 и 7 в сочетании с оценкой речного стока тех же веществ (табл. 4), позволяет оценить вклад речного стока, ливневых и сточных вод в общее поступление химических соединений в зал. Петра Великого с водным стоком с суши (рис. 9).

Эти оценки достаточно приблизительны вследствие высокой сезонной и пространственной изменчивости как объемов стоков, особенно ливневых, так и состава стоков. Однако даже эти грубые оценки ясно показывают малую значимость объема сточных вод по сравнению с речным стоком. Однако вклад сточных и ливневых вод в поставку органических веществ (по БПК) возрастает до 15 % от общего поступления с водным стоком, а для аммонийного азота и нефтепродуктов (НУ) вклад достигает 40–46 %. Вклад ливневых и сточных вод в балансе поступления фосфатов в зал. Петра Великого равнозначен или превышает речной сток (рис. 9).

**Таблица 6.** Элементы водного стока с водосбора зал. Петра Великого

**Table 6.** The elements of fresh water runoff from Peter the Great Bay watershed

|                          | Площадь водосбора, км <sup>2</sup> | Объем стока, км <sup>3</sup> /г | Удельный расход, л/с/км <sup>2</sup> |
|--------------------------|------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Речной сток              |                                    |                                 |                                      |
| Туманная                 | 33200                              | 9.05                            | 8.6                                  |
| Цукановка                | 170                                | 0.12                            | 10.4                                 |
| Брусся                   | 160                                | 0.04                            | 12.4                                 |
| Нарва                    | 332                                | 0.13                            | 12.4                                 |
| Барабашевка              | 576                                | 0.32                            | 17.6                                 |
| Амба                     | 242                                | 0.19                            | 13.4                                 |
| Раздольная               | 16800                              | 2.46                            | 4.6                                  |
| Артемовка                | 1460                               | 0.29                            | 3.1                                  |
| Шкотовка                 | 714                                | 0.22                            | 8.9                                  |
| Суходол                  | 443                                | 0.14                            | 10.4                                 |
| Партизанская             | 4140                               | 1.32                            | 10.1                                 |
| Учтенный водосбор*       | 25037                              | 5.23                            | 6.6                                  |
| Неучтенный водосбор*     | 6498                               | 1.89                            | 9.2                                  |
| Суммарный водосбор*      | 31535                              | 7.12                            | 7.2                                  |
| Сток ливневых вод        |                                    |                                 |                                      |
| Все городские территории | 237                                | 0.171**                         | 22.9                                 |
| Владивосток              | 171                                | 0.055***                        | 10.2                                 |
| Прямой сброс сточных вод |                                    |                                 |                                      |
| Владивосток              |                                    | 0.11–0.14****                   |                                      |
| Владивосток              |                                    | 0.41–0.44*****                  |                                      |
| Находка                  |                                    | 0.02                            |                                      |

\* – оценка для зал. Петра Великого в целом проведена без учета стока р. Туманной (Водный кадастр, 1986); \*\* – оценка основана на объеме атмосферных выпадений без учета эвапотранспирации; \*\*\* – по Гаврилевский и др., 1998; \*\*\*\* – без учета объемов морской воды, используемой для охлаждения ТЭС г. Владивостока; \*\*\*\*\* – суммарный сток промышленных и коммунальных сточных вод г. Владивостока (Приморскстат, 1991–2008).

Note: \* – estimations for Peter the Great Bay as a whole are carried out without Tumen river runoff (Water Cadaster, 1986); \*\* – assessment based on the atmospheric precipitation without evapotranspiration; \*\*\* – from (Gavrilevsky et al., 1998); \*\*\*\* – without sea water cooling the electricity and heat generation stations in Vladivostok city; \*\*\*\*\* – total discharge of industrial and municipal wastewaters from Vladivostok city (Primorskstat, 1991–2008).

**Таблица 7.** Концентрация (мг/л) некоторых загрязняющих веществ в сточных водах и в ливневом стоке г. Владивостока (Гаврилевский и др., 1998).

**Table 7.** Concentrations (mg/l) of some contaminants in the wastewaters and storm waters of Vladivostok city (Gavrilevski et al., 1998).

|               | BOD <sub>5</sub> | NH <sub>4</sub> | PO <sub>4</sub> | СПАВ | НУ   | Фенолы | Взвесь |
|---------------|------------------|-----------------|-----------------|------|------|--------|--------|
| Сточные воды  | 32.6             | 4.2             | 1.9             | 0.11 | 0.92 | 0.015  | 39.2   |
| Ливневые воды | 17.8             | 3.5             | 0.25            | 0.17 | 1.09 | 0.011  | 85.9   |

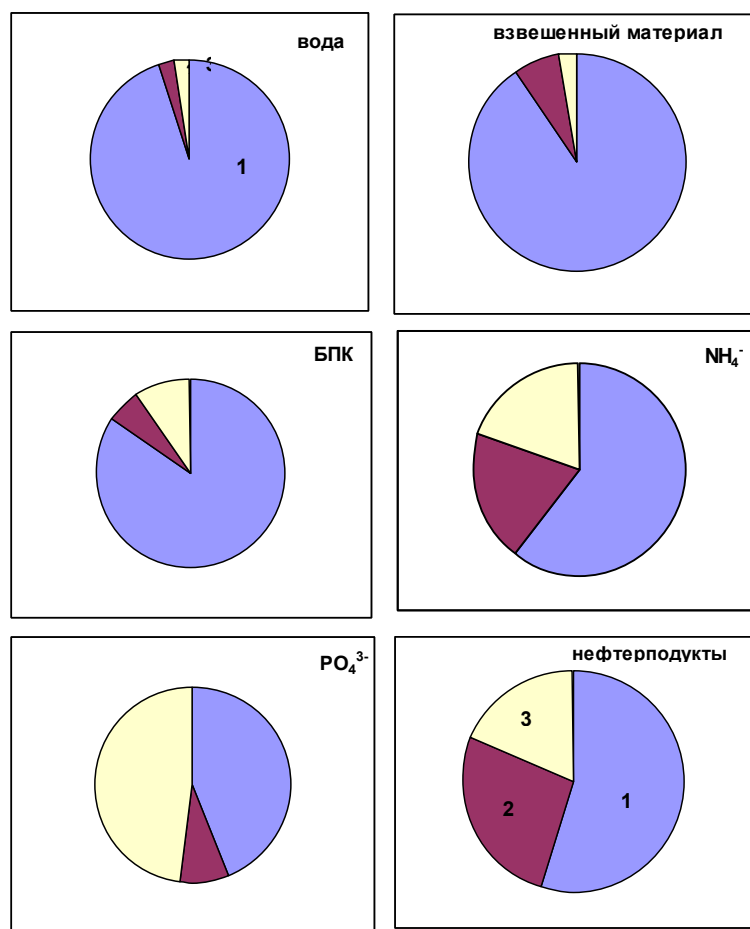


Рис. 9. Вклад речного стока (1), ливневого стока (2) и сточных вод (3) в общий сток с водосбора зал. Петра Великого

Fig. 9. The contribution of river runoff (1), storm waters (2) and waste waters (3) to the inputs of water, suspended solids, BOD, ammonia nitrogen, phosphate and petroleum hydrocarbons (PHC) in Peter the Great Bay area as a whole

Учитывая значительную пространственную гетерогенность зал. Петра Великого, мы провели аналогичную оценку вклада речного стока, сточных и ливневых вод в поставку загрязняющих веществ с водным стоком и для отдельных наиболее значимых участков: Амурского залива, Уссурийского залива, залива Находка и юго-западной части зал. Петра Великого. Оценка составляющих водного стока сильно варьирует, но для всех участков наблюдается доминирование речного стока в объемах воды и взвеси и повышение вклада сточных вод в поступление биогенов и загрязняющих веществ (нефтепродуктов) (рис. 10).

К числу нетривиальных выводов из этих расчетов можно отнести то, что вклад сточных/ливневых вод в юго-западной и северо-восточной частях зал. Петра Вели-

кого оказался выше, чем в Амурском заливе, с явно выраженной антропогенной нагрузкой и очевидными экологическими проблемами. Низкая исходная концентрация в речных водах и относительно небольшой объем речного стока – основная причина повышенной уязвимости юго-западной и северо-восточной частей водосбора к антропогенному загрязнению водного стока.

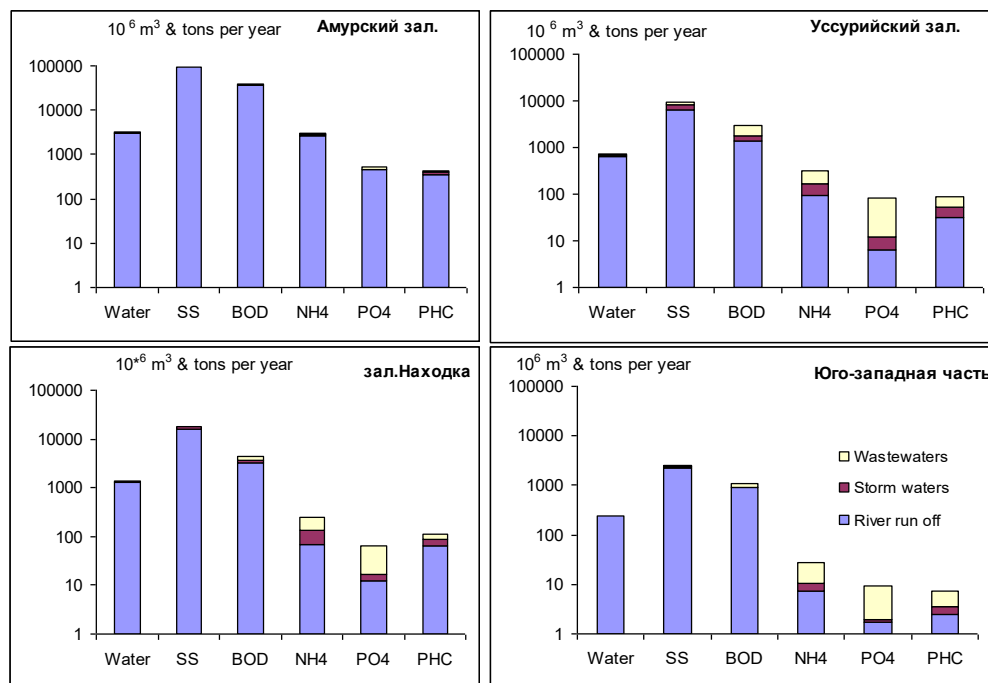


Рис. 10. Вклад речного стока (1), ливневого стока (2) и сточных вод (3) в общий сток с суши воды, взвешенных веществ (SS), БПК (BOD), аммонийного азота ( $\text{NH}_4$ ), фосфатов ( $\text{PO}_4$ ) и нефтепродуктов (PHC), рассчитанный для отдельных частей водосбора зал. Петра Великого

Fig. 10. The contribution of river runoff (1), storm waters (2) and waste waters (3) inputs of water, suspended solids (SS) and some chemical substances to the different sub-areas of Peter the Great Bay.

Второй особенностью является повышенный вклад сточных/ливневых вод в баланс поступления биогенных элементов в Уссурийский залив, где экологические проблемы носят локальный характер по сравнению с Амурским заливом. Причина – преобладающий вынос вод экстремально загрязненных бухт Золотой Рог и Диомид через пролив Босфор Восточный в Уссурийский залив. В то же время основная водная масса Уссурийского залива за пределами его юго-западной части, находящейся под влиянием стоков с территории г.Владивостока, достаточно чистая.

Проведенные оценки иллюстрируют природную гетерогенность прибрежных акваторий и неизбежные ограничения использования осредненных данных, в виде которых представляются результаты изучения сточных вод. Дополнительное ис-

пользование данных дистанционного зондирования для характеристики пространственно-временной гетерогенности прибрежных акваторий может помочь идентификации участков, где вклад различных источников стока существенно меняется.

### ***Оценка вклада атмосферных выпадений в поступление загрязняющих веществ на акваторию зал. Петра Великого***

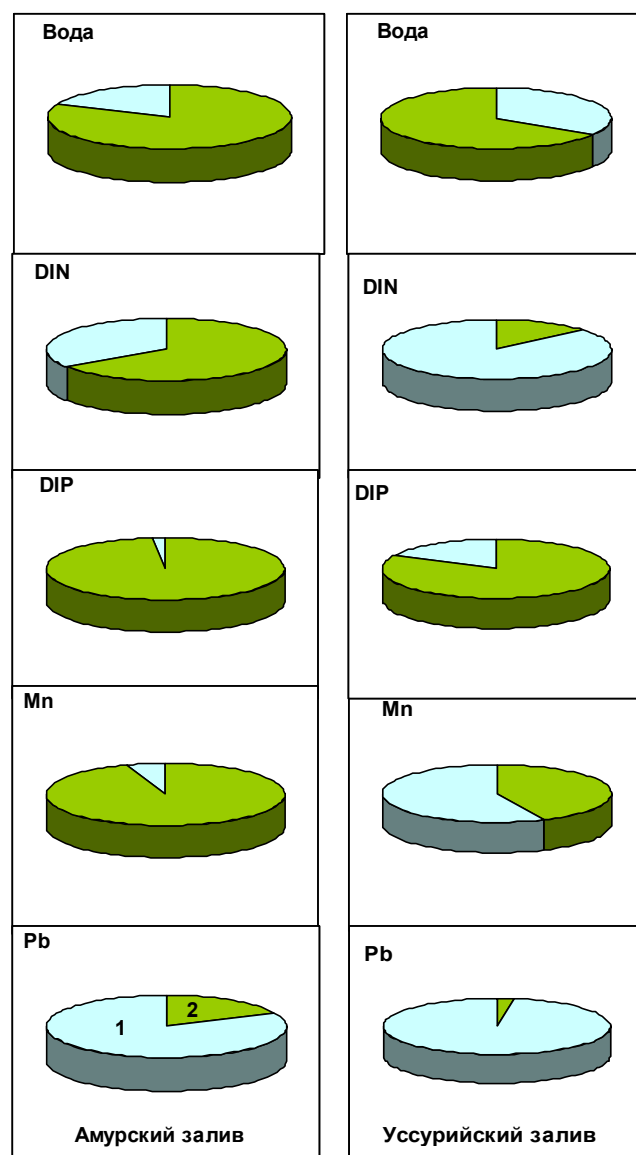
Кроме водного стока с суши, важным путем поступления вещества в морские экосистемы являются атмосферные выпадения (Jickells, 1995). За последние 20–30 лет произошло осознание важной, а для многих химических веществ определяющей роли атмосферных выпадений в поступление веществ в морские экосистемы, тогда как ранее преобладала парадигма доминирования речного стока. Роль атмосферного поступления при прочих равных условиях пропорциональна размеру рассматриваемой акватории, поскольку речной сток является точечным источником (или линейным при плоскостном смыве с берега), а атмосферные выпадения относительно равномерно распределены по площади. Поэтому при определении вклада атмосферного поступления ключевое значение имеет размер акватории.

Расчет относительной роли атмосферных выпадений и водного стока с суши проведен для главных акваторий зал. Петра Великого – Амурского (площадь 997 км<sup>2</sup>) и Уссурийского (площадь 1889 км<sup>2</sup>) заливов, различающихся по морфометрическим показателям. Для расчета использовались данные по среднегодовым характеристикам речного стока в сумме со сточными водами (табл. 4–6). Оценки интенсивности аэрального поступления воды, растворенных форм биогенных элементов и некоторых металлов для зал. Петра Великого даны по результатам В.Ф. Мишукова и В.А. Чудаевой с коллегами (Mishukov et al., 2004, Чудаева и др., 2008).

Результаты расчета показывают (рис. 11), что для Амурского залива вклад водного стока с суши доминирует для воды, как таковой, растворенных форм азота, фосфора и марганца. Однако для таких металлов, как свинец и кадмий (не показано), даже в Амурском заливе вклад водного стока с суши не превышает 15–18 %, и соответственно доминирует атмосферное поступление.

Для Уссурийского залива вклад водного стока с суши продолжает доминировать только для воды, как таковой, а также для растворенных форм фосфора (рис. 11). Для растворенных форм азота и марганца начинает преобладать поступление с атмосферными осадками, а для растворенных форм свинца роль атмосферного поступления превышает 95 %.

Таким образом, при оценке поступления загрязняющих веществ в прибрежные акватории необходимо учитывать как водный сток с суши, так и поступление с атмосферными осадками. Особенно важна роль атмосферной поставки для растворенных форм азота и некоторых металлов (свинца и кадмия).



*Рис. 11.* Соотношение атмосферных выпадений (1) и стока с суши (2) в поступлении воды, растворенных форм азота (DIN), фосфора (DIP), Mn и Pb на акватории Амурского и Уссурийского заливов

*Fig. 11.* The contribution of atmospheric deposition and land-based runoff to the water, dissolved nitrogen, phosphorus, Mn and Pb inputs on the Amur Bay and Ussury Bay areas

**Захоронение загрязненных донных отложений (дампинг)  
как источник загрязнения морских экосистем зал. Петра Великого**

К сожалению, официальная статистика по сбросу твердых отходов в зал. Петра Великого отсутствует. В то же время дноуглубительные работы в портах залива велись в прошлом и продолжают производиться в настоящее время. Соответственно донные отложения, изъятые при дноуглубительных работах, являются главным компонентом твердых отходов, сбрасываемых в зал. Петра Великого. Если донные отложения загрязнены, это может приводить к загрязнению и водной толщи как непосредственно в месте сброса, так и в окрестностях. В пределах зал. Петра Великого зарегистрировано три участка сброса грунтов, изъятых при дноуглубительных работах. Наиболее известный – юго-восточная часть Амурского залива, где осуществлялся официальный сброс загрязненных грунтов б. Золотой Рог с 1970 по 1983 гг. Общий объем грунтов, сброшенных здесь за эти годы составил более 2,5 млн м<sup>3</sup>. В последующем грунты, извлекавшиеся при дноуглубительных работах на акватории порта Владивостока, сбрасывались в юго-западной части Уссурийского залива, но этот дампинг не был должным образом документирован. Юго-западная часть зал. Находка вблизи о-ва Лисий использовалась для сброса грунтов, извлекавшихся при работах в портах Находка и Восточный.

Детальный анализ последствий сброса загрязненных грунтов в юго-восточной части Амурского залива (Мишуков и др., 2009) показал, что за период сброса наблюдались значительные межгодовые вариации объема грунта (табл. 8), но среднегодовой сброс за 1970–1983 гг. составил 214 тыс. м<sup>3</sup> или 107 тыс. т (при плотности отложений 2 г/см<sup>3</sup> и содержании воды в пульпе 75%). Среднегодовой вынос взвешенного материала со стоком р. Раздольной за этот период составлял 111 тыс. т. Таким образом, в 70–80-х гг. XX в. поступление осадочного материала с дампингом грунтов было сопоставимо с твердым стоком р. Раздольной.

Загрязнение донных отложений в пределах порта г. Владивостока, т.е. в бухтах Золотой Рог и Диомид, очень значительно (Tkalin et al., 1996, Шулькин, 2004, Наумов, 2006). Концентрация потенциально токсичных металлов Pb, Cd, Hg, Zn and Cu превышает фоновый уровень в 10 и более раз. Соответственно, вклад сбрасываемых загрязненных грунтов в поступление тяжелых металлов в твердой фазе в экосистему Амурского залива в конце прошлого века превышал роль твердого речного стока. Кроме тяжелых металлов, негативным следствием сброса загрязненных грунтов в Амурский залив являлось также загрязнение нефтью (Ткалин, Шаповалов, 1985)

**Таблица 8.** Дампинг грунтов в юго-восточной части Амурского залива, 10<sup>3</sup> м<sup>3</sup> and 10<sup>3</sup> т (Мишуков и др., 2009)

**Table 8.** Input of dredged sediments from the Vladivostok Harbor to the Amursky Bay, 10<sup>3</sup> m<sup>3</sup> and 10<sup>3</sup> t (Mishukov et al., 2009)

| Год   | 1970 | 1971 | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1981 | 1982 | 1983 |
|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Объем | 449  | 319  | 267  | 136  | 160  | 356  | 23   | 141  | 36   | 290  | 42   | 344  |
| Масса | 225  | 160  | 134  | 68   | 80   | 178  | 12   | 71   | 18   | 145  | 21   | 172  |

К сожалению, объем сброса грунтов в юго-западную часть Уссурийского залива документально не подтвержден. Можно предположить, что в 90-х гг. активность дампинга снизилась вследствие экономической депрессии. Однако модельные расчеты (Мишуков и др., 2009) показали, что сброс даже 10 тыс. м<sup>3</sup> грунта в юго-западной части Уссурийского залива приводит к значительному увеличению содержания взвеси и загрязняющих веществ вблизи о-ва Русский.

Третье место дампинга грунтов – окрестности о-ва Лисий в зал. Находка. Объем сброшенных здесь грунтов экспертно оценивается по изменению подводного рельефа в 2,5 млн м<sup>3</sup> за последние 30 лет (Б.В. Преображенский, личное сообщение). Кроме регулярных дноуглубительных работ в портах Находка и Восточный, был произведен концентрированный сброс грунта, изъятый при подготовке бассейна в порту Восточный для строительства буровых платформ для добычи нефти на шельфе о-ва Сахалин. Объем только этого дампинга составил около 1 млн. м<sup>3</sup>. Динамика сбросов грунта в районе о. Лисьего неизвестна, но предполагая равномерное поступление, средний объем дампинга за год можно оценить в 80 тыс. м<sup>3</sup> или 40 тыс. т. Твердый сток р. Партизанской – крупнейшей реки, впадающей в зал. Находка, составляет 10,6–35,8 тыс. т в год в зависимости от водности года. Таким образом, и в Амурском заливе и в восточной части зал. Петра Великого твердый сток рек сопоставим с объемом сбрасываемого в море грунта, изъятый при дноуглубительных работах, и это обстоятельство нельзя игнорировать. К счастью, загрязнение донных отложений в восточной части зал. Петра Великого намного меньше, чем в б. Золотой Рог. Высокая степень загрязнения донных осадков, сбрасывавшихся в Амурском заливе, делают дампинг одним из главных источников загрязнения донных отложений юго-восточной части Амурского залива металлами и нефтепродуктами.

### **Оценка загрязнения морских экосистем зал. Петра Великого**

Под загрязнением морских экосистем обычно понимают увеличение концентрации некоторых химических веществ в различных компонентах (воде, взвеси, гидробионтах, донных отложениях). Лишь для растворенного кислорода признаком загрязнения является, напротив, снижение концентрации. Оценка трендов долговременного (годы–декады) изменения концентрации загрязняющих веществ в прибрежных акваториях – задача часто невыполнимая вследствие постоянного совершенствования и изменения методик отбора и анализа проб и несовместимости части данных. Исключением являются биогенные вещества (соединения фосфора, азота, кремния), методики определения которых мало менялись последние 50–60 лет. Для других загрязняющих веществ (тяжелые металлы, пестициды, нефтепродукты) в лучшем случае возможно провести оценку существующего уровня загрязнения воды и гидробионтов. Определение концентрации загрязняющих веществ в тканях гидробионтов для определения загрязнения экосистем – биомониторинг, имеет свои преимущества. Моллюски и водоросли-макрофиты – организмы, распространенные и легкодоступные для отбора, наиболее часто используются для биомониторинга загрязнения прибрежных вод металлами и органическими загрязнителями. Анализ донных отложений дает наиболее интегрированную оценку загрязнения водных экосистем. Кроме того, распределение загрязняющих веществ по разрезу донных отложений при условии ненарушенного осадконакопления позволяет охарактер-

ризовать историю загрязнения. Использование донных отложений также имеет ограничения: концентрация загрязняющих веществ зависит, кроме всего прочего, от скорости осадконакопления, генезиса осадочного материала и не отражает биодоступности загрязнений. Поэтому, очевидно, для всесторонней оценки загрязнения прибрежных акваторий необходимо исследование различных компонентов экосистем.

***Оценка загрязнения вод зал. Петра Великого металлами,  
органическими поллютантами и биогенными соединениями***

Концентрация растворенных и взвешенных форм многих металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni) в реках, ручьях и выпусках сточных вод, впадающих в зал. Петра Великого значительно выше, чем в морской воде. В результате концентрация металлов в прибрежных водах, находящихся под влиянием стока с суши, повышена (табл. 9).

Распределение солёности – ключевой параметр, отражающий влияние стока с суши. Сорбция на взвеси и ассимиляция планктоном с последующей седиментацией ведут к удалению металлов из водной толщи. С другой стороны, десорбция при увеличении солёности и поток из восстановленных или загрязненных донных отложений сопровождается увеличением количества растворенных форм некоторых металлов (Mn, Zn и др.) в воде. Дополнительное поступление металлов с атмосферными выпадениями также может играть важную роль. Тем не менее, наблюдаемая пониженная концентрация большинства следовых металлов в морских водах по сравнению с речными, указывает на преобладание процессов удаления металлов из водной толщи.

**Таблица 9.** Концентрация (мкг/л) растворенных форм металлов в различных частях зал. Петра Великого (Шулькин, 2004)

**Table 9.** Concentration (µg/l) of dissolved metals in Peter the Great Bay sub-areas (Shulkin, 2004)

| Участок                                | Fe        | Mn         | Zn        | Cu        | Pb         | Cd          | Ni        |
|----------------------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|------------|-------------|-----------|
| Юго-западная часть зал. Петра Великого | –         | –          | 0.08–0.48 | 0.20–0.32 | 0.02–0.03  | 0.02–0.03   | –         |
| Внешняя часть Амурского зал.           | 1.1       | 1.4        | 0.2       | 0.2       | 0.01       | 0.01        | 0.2       |
| Кут Амурского залива                   | 3.5 –21.6 | 4.5 – 41.7 | 0.8       | 1.2       | 0.2        | 0.04        | 0.6       |
| Кут Уссур. зал.                        | 2.5       | 3.8– 10.5  | 0.5– 1.85 | 0.8– 2.7  | 0.2–0.96   | 0.03–0.13   | 0.5       |
| Зал. Восток                            | 1.7       | 2.2        | 0.2       | 0.2–0.3   | 0.004–0.01 | 0.01–0.02   | 0.2–0.4   |
| Зал. Находка, зап. часть               | –         | –          | 0.04–0.52 | 0.32–1.17 | 0.03–0.11  | 0.002–0.04  | –         |
| Зал. Находка, вост. часть              | –         | –          | 0.15–0.22 | 0.19–0.23 | 0.06–0.10  | 0.009–0.013 | –         |
| <b>ПДК</b>                             | <b>50</b> | <b>50</b>  | <b>50</b> | <b>5</b>  | <b>10</b>  | <b>5</b>    | <b>50</b> |

Оценка степени загрязнения морских акваторий по химическому составу воды имеет ряд недостатков. Низкий уровень концентрации следовых металлов в морской воде увеличивает риск загрязнения при отборе и анализе и делает необходимым использование достаточно сложных методик. Кроме того, высокая пространственно-временная изменчивость концентрации металлов в прибрежных акваториях требует отбора большого числа проб для получения достоверных результатов. В настоящее время возможно реально оценить лишь средний уровень концентрации микроэлементов в различных акваториях зал. Петра Великого (табл. 9). Очевидно, что наблюдаемые концентрации потенциально токсичных Cd, Pb, Cu значительно ниже ПДК.

Существует два главных источника информации по концентрации биогенных элементов (N, P, Si) в водах залива. Первый – данные полученные в ходе регулярного мониторинга на сети станций наблюдения Приморского управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ПУГМС). Эти данные были объединены с данными ТИПРО и проанализированы как единая база данных (Лучин и др., 2005). Этот массив включает более 25 тыс. станций. Данные сгруппированы по 5 участкам: Амурский залив, Уссурийский залив, зал.Посьета, заливы Находка и Восток, и открытая часть зал.Петра Великого. Надежная база данных имеется по температуре, солёности, концентрации фосфатов и силикатов для поверхностного слоя водной толщи, а также для горизонтов 20, 30, и 50 м.

Распределение солёности весьма стабильно и явно отражает максимальный сток с суши в июле–августе. При этом сезонные изменения солёности значительны (5–15‰) только в поверхностном слое вод. На глубине 10 м и больше сезонные вариации солёности не превышают 0.5–1.0‰ в любой части зал.Петра Великого.

Наиболее яркой особенностью распределения фосфатов является повышенная и изменчивая концентрация в придонных водах по сравнению с поверхностным слоем вод, что указывает на подчиненную роль стока с суши в балансе фосфатов. Для силикатов, напротив, роль речного стока доминирует.

Последние годы детальные исследования гидрохимии биогенных элементов в зал.Петра Великого, прежде всего в Амурском заливе, проводятся коллективом ТОИ ДВО РАН. Исследования охвачены различные сезоны, включая ледостав и муссонные паводки (Звалинский, Тищенко, 2005; Звалинский и др., 2009; Тищенко и др., 2011).

Загрязнение вод зал. Петра Великого пестицидами, нефтепродуктами и такими органическими соединениями, как ПХБ (полихлорбифенилы) и ПАУ (полиароматические углеводороды), оценивается в ходе мониторинга ПУГКС. Однако надежных данных по их содержанию в водах зал. Петра Великого недостаточно для определения отдельных источников поступления и их характеристики.

#### ***Оценка загрязнения гидробионтов зал. Петра Великого металлами и органическими токсикантами***

Трудности получения надежной и достоверной информации по концентрации ряда металлов и органических загрязняющих веществ, содержащихся в воде в следовых количествах, привели к поиску параметров, способных быть индикаторами за-

грязнения среды этими микрополлютантами. Концентрация металлов и органических токсикантов в гидробионтах используется с этой целью более 30 лет (Христофорова, 1989). Многолетние прикрепленные моллюски мидия Грея и устрица гигантская являются одними из наиболее изученных гидробионтов зал. Петра Великого с точки зрения их химического состава (Shulkin et al., 2003). Сравнительное исследование концентрации металлов в тканях моллюсков и в донных отложениях из мест их обитания показало, что значительное накопление Cd, Cu и Zn в тканях мидии начинается только при концентрации подвижных форм этих металлов в окружающих осадках более 2, 100 и 800 мкг/г, соответственно (рис. 12).

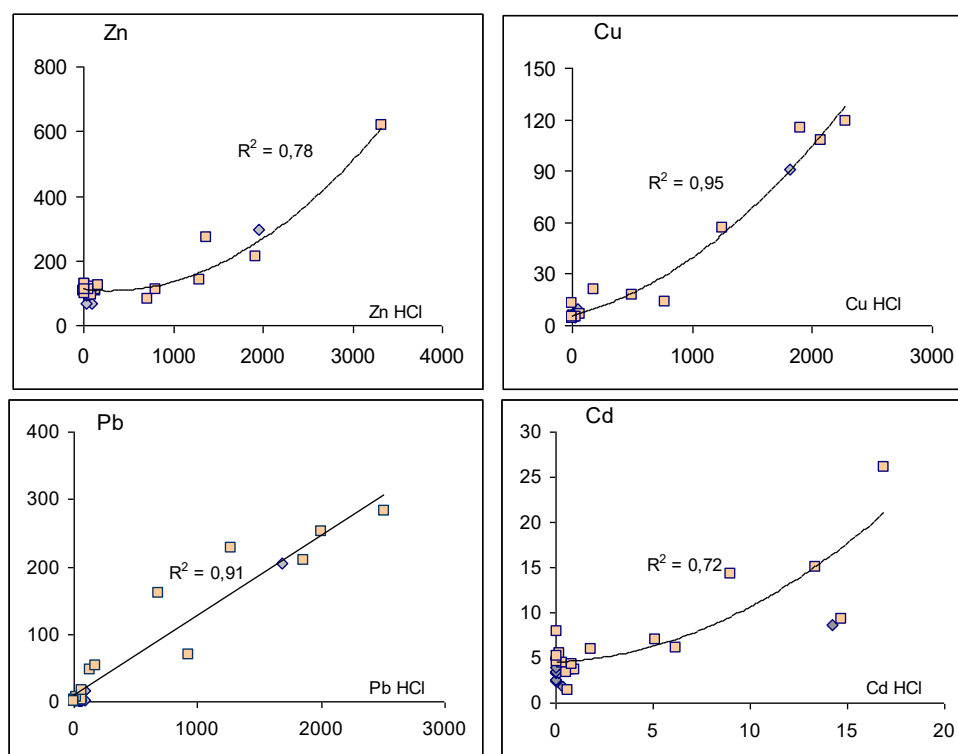


Рис. 12. Накопление металлов тканями мидии Грея (ось ординат, мкг/г) в зависимости от концентрации подвижных (кислоторастворимых) форм металлов в донных отложениях (ось абсцисс, мкг/г).

Fig. 12. The relationships between metal concentration in the mussel tissues (ug/g, ordinate axis) and acid-leachable forms of metals in the ambient sediments (ug/g, abscissa).

Следовательно, микроэлементный состав тканей мидий может быть использован для биомониторинга сильно загрязненных участков: акваторий портов Владивосток и Находка, района свалки в Уссурийском заливе. Только Pb накапливается в тканях мидий без выраженного порога. Частичное регулирование аккумуляции металлов накладывает некоторые ограничения на использование мидий Грея для биомониторинга слабо- и умеренно-загрязненных донных биотопов.

В отличие от мидий, устрицы показывают отчетливое накопление всех металлов, за исключением Ni, в тканях уже при умеренном загрязнении донных отложений. Однако при дальнейшем увеличении концентрации Zn, Pb и Cu в среде, аккумуляция в тканях устриц замедляется (рис. 13) и, вероятно, достигает насыщения. Таким образом, мидия Грея может быть рекомендована для мониторинга сильно загрязненных участков, а устрица гигантская больше подходит как биоиндикатор начальных и умеренных стадий загрязнения (Shulkin et al., 2003).

Некоторые виды макрофитов также успешно использовались как индикатор дополнительного поступления металлов в некоторые прибрежные акватории зал. Петра Великого. В частности, саргассовые водоросли восточного побережья Амурского залива с выраженным антропогенным прессом содержат в 2–10 раз больше Zn и Pb, чем водоросли с юго-западного побережья Амурского залива (Khrisforova, Kozhenkova. 2002).

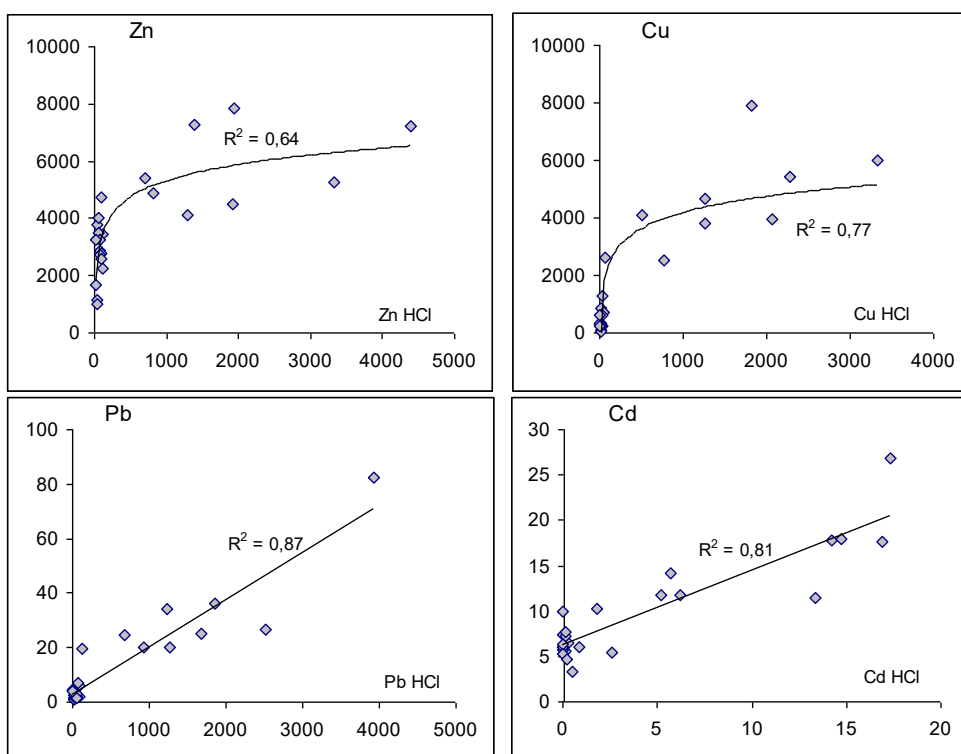


Рис. 13. Накопление металлов тканями устрицы гигантской (ось ординат, мкг/г) в зависимости от концентрации подвижных (кислото-растворимых) форм металлов в донных отложениях (ось абсцисс, мкг/г)

Fig. 13. The relationships between metal concentration in the oyster tissues (ug/g, ordinate axis) and acid-leachable forms of metals in the ambient sediments (ug/g, abscissa)

В пределах юго-западной части зал. Петра Великого обнаружено 2–4-кратное увеличение концентрации Fe, Mn, Cu в бурых водорослях (ламинариевых и саргасовых) вокруг о-ва Фуругельма по сравнению с о-вом Большой Пелис, вероятно, за счет влияния выносов р. Туманной (Коженкова, Христофорова, 2001).

Загрязнение гидробионтов зал. Петра Великого стойкими органическими поллютантами изучено недостаточно. Данные по таким токсикантам, как органометаллические соединения (метил–ртуть, органические формы олова), диоксины, бромированные эфиры практически отсутствуют. Несколько лучше изучено накопление в моллюсках пестицидов групп ДДТ и ГХЦГ (Tkalin et al., 1997; Boyarova et al., 2006). Очевидно, что должно быть проведено ещё много исследований для характеристики состояния и тенденций изменения загрязнения гидробионтов зал. Петра Великого органическими токсикантами.

### ***Оценка загрязнения донных отложений зал. Петра Великого как интегральный показатель антропогенной нагрузки в прошлом и в настоящее время***

Донные осадки – один из компонентов водных экосистем, наиболее часто используемых для оценки загрязнения прибрежных вод. Способность интегрально отражать воздействие на экосистему и относительная простота методов пробоотбора и анализа – главные преимущества использования донных отложений для характеристики текущего загрязнения. Однако наиболее многообещающая особенность донных осадков – это их возможность отражать в своем составе уровень загрязнения, существовавший в прошлом. Для этого необходимо, чтобы осадкообразование было достаточно непрерывным, без переотложения и нарушений, или эти нарушения должны быть известны. Особенно эффективно использование вертикального распределения химических веществ по разрезу донных отложений, если удастся определить скорость осадконакопления по изотопным маркерам  $C^{14}$ ,  $Pb^{210}$  и  $Cs^{137}$ . Корректное использование донных отложений для оценки загрязнения водных экосистем требует учета природной гетерогенности их химического состава вследствие влияния вариаций гранулометрического и минералогического состава.

Загрязнение современных донных отложений зал. Петра Великого металлами оценивалось на протяжении последних 30 лет несколько раз (Аникиев и др., 1993, Шулькин, 2004, Аксентов, 2008, Поляков, 2008). Оценивалось и загрязнение пестицидами ДДТ и ГХЦГ (Tkalin et al., 2000). Амурский залив и западная часть Уссурийского залива изучены наиболее детально.

По результатам этих съемок обнаружена повышенная концентрация группы металлов (Zn, Pb, Cu, Cd, Hg) в донных отложениях восточной части Амурского и западной части Уссурийского заливов, т.е. вокруг п-ова Муравьев-Амурский. Максимальные концентрации выявлены в средней части западного побережья Уссурийского залива в окрестностях ныне закрытой городской свалки. Донные отложения бухт Золотой Рог и Диомид – второй участок с сильно повышенной концентрацией металлов. В то же время донные осадки северо-западного побережья Уссурийского залива, а также северо-восточной и южной частей Амурского залива имеют практически фоновые концентрации металлов.

При оценке антропогенного вклада в содержание металлов в донных отложениях используются процедуры нормализации. Нормализация относительно Fe (или Sc) позволяет учесть влияние вариаций гранулометрического состава. Подобная нормализация для осадков Амурского залива (рис. 14) ясно показывает существование осадков с антропогенно повышенной концентрацией металлов.

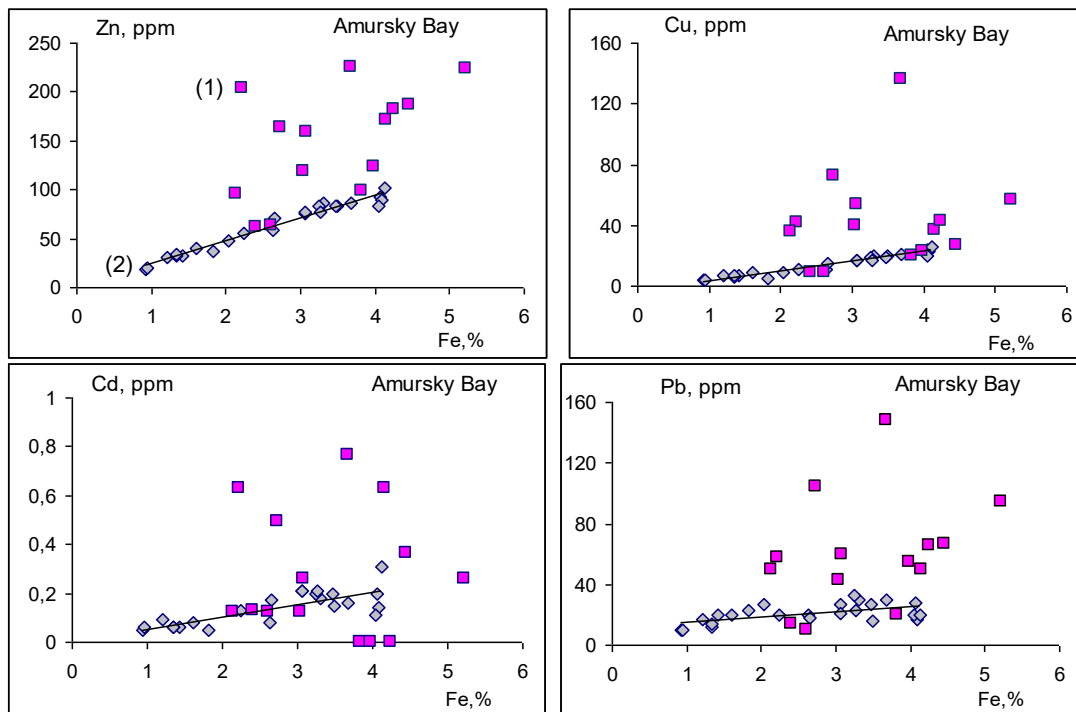


Рис. 14. Зависимость концентрации металлов в донных отложениях Амурского залива с различным содержанием Fe. (1) – загрязненная юго-западная часть, (2) – фоновые осадки юго-западной части

Fig. 14. The dependence of metal concentrations vs. Fe contents in bottom sediments of the Amursky Bay. (1) – contaminated southeastern part, (2) – uncontaminated sediments of the southwestern part of the Bay

Таким образом, антропогенная нагрузка привела к формированию зоны повышенной концентрации ряда металлов вокруг п-ова Муравьев-Амурский. Достаточно обширная область с превышением общей концентрации Pb, Zn, Cu, Cd в 1.5–3 раза выше фона сформировалась в юго-восточной части Амурского залива (рис. 15). Не исключено, что одна из главных причин её возникновения – дампинг загрязненных грунтов. Обогащение осадков легкоподвижными формами металлов достигает 3–10 раз на расстоянии 0.5 км от берега и 2–4 раз в более мористой зоне. Схожий уровень загрязнения обнаружен в донных отложениях пролива Босфор Восточный. Донные осадки бухт Золотой Рог и Диомид, где расположены портовые сооружения Влади-

востока характеризуются повышением концентрации металлов в 10–30 раз относительно фона.

Осадки юго-западного побережья Уссурийского залива содержат концентрацию Zn, Cu, Pb в 2–3 раза выше фона, но, в отличие от Амурского залива, ширина полосы загрязненных отложений здесь не превышает 0.5–0.7 км. На участке максимального загрязнения вблизи бывшей городской свалки концентрация металлов в осадках выше фона в 109–190 раз, а по содержанию легкоподвижных форм степень обогащения достигает 215–234 раз.

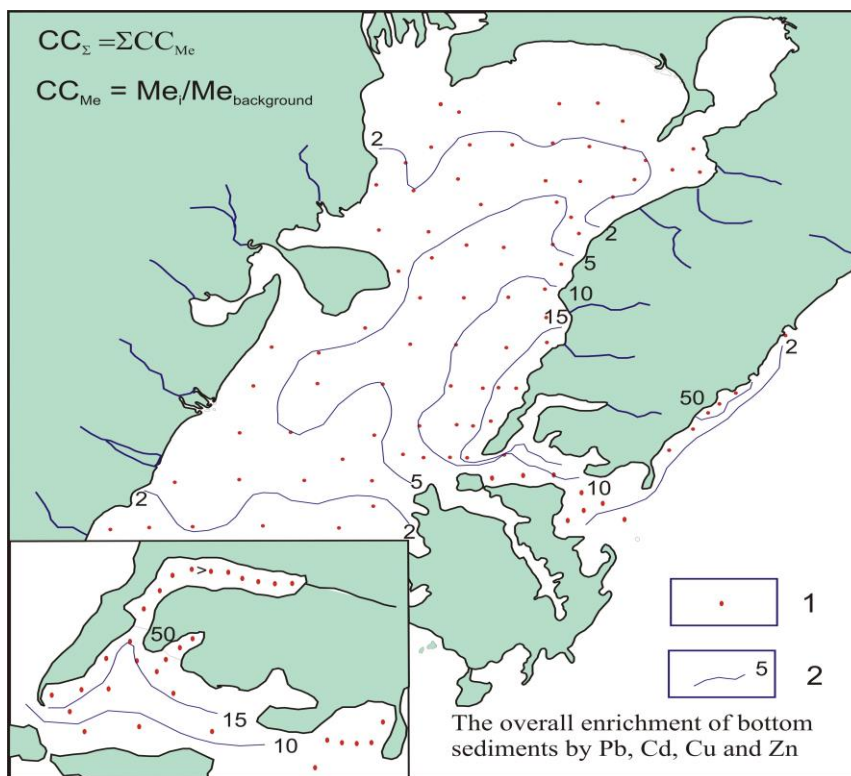


Рис. 15. Распределение суммарного коэффициента обогащения ( $CC_{\Sigma}$ ) донных отложений Pb, Cd, Cu и Zn

Fig. 15. Distribution of the summary enrichment coefficient ( $CC_{\Sigma}$ ) by Pb, Cd, Cu and Zn in the bottom sediments of the Amursky Bay and west part of the Ussuri Bay (Shulkin, 2004)

Концентрация пестицидов групп ДДТ и ГХЦГ в донных отложениях Амурского залива колеблется в интервале  $<0.10$ – $4.78$  и  $<0.20$ – $4.47$  нг/г сухой массы, соответственно, не демонстрируя какой-либо связи с речным стоком (Tkalin et. al., 2000). В донных осадках вблизи г. Владивостока концентрация ДДТ достигает  $27.7$  нг/г.

Из-за отсутствия надежных долговременных рядов наблюдений за концентрацией загрязняющих веществ в речном стоке и в прибрежных водах, распределение загрязняющих веществ в верхнем 30–50 см слое современных донных отложений

является наиболее удобным и часто используемым методом оценки истории загрязнения в последние 50–100 лет.

Имеется несколько публикаций по распределению металлов в верхнем слое колонок донных отложений в различных частях залива (Tkalin et al., 1996, Аксентов, 2008, Поляков, 2008). Часть изученных колонок датированы по  $Pb^{210}$  и  $Cs^{137}$ . Эти данные позволяют определить начало 50-х годов XX в. как время значительного привноса в экосистему юго–восточной части Амурского залива Hg и некоторых других металлов. Постепенное возрастание антропогенного пресса достигло максимума в середине 70-х годов и продолжало находиться на высоком уровне. Антропогенное поступление Pb началось на 100 лет раньше и достигло максимума в 30-х годах XX в. (Поляков, 2008).

### Эвтрофикация и изменения структуры биологических сообществ

При изучении антропогенной нагрузки на прибрежные акватории помимо характеристики степени загрязненности, т.е. определения концентрации загрязняющих веществ в различных компонентах экосистем, ещё более важна оценка биологических изменений, происходящих на уровне экосистемы в целом или её биологических составляющих. Для прибрежных акваторий наиболее значимыми проблемами такого рода в последние десятилетия являются эвтрофикация и изменения структуры биологических сообществ.

Эвтрофный статус прибрежных вод определяется концентрацией хлорофилла «а» в диапазоне 8–25 мкг/л и концентрацией фосфатов в диапазоне 35–100 мкгР/л. При содержании хлорофилла «а» более 25 мкг/л воды характеризуются как гипер-трофные (Treatise in Geochemistry, 2005). По этим критериям только незначительные по размеру участки внутренних акваторий Амурского и Уссурийского заливов, а также зал. Посыета могут быть классифицированы как эвтрофные. При этом эвтрофный статус и здесь наблюдается лишь в течение 2–3 недель при массовом развитии фитопланктона. Наиболее часто цветение фитопланктона в Амурском заливе регистрируется в июле–августе. Регистрируется и зимнее подледное цветение в феврале–марте. Период массового развития фитопланктона длится, как правило, не более недели. Только летнее цветение динофлагеллят *Noctiluca scintillans* и *Oxyrrhis marina* длится более 20 дней. Площадь массового развития фитопланктона в зал. Петра Великого редко превышает 1 км<sup>2</sup> и только для *Noctiluca scintillans* может достигать 10–20 км<sup>2</sup>. Таким образом, с точки зрения статуса эвтрофности вод акватория зал. Петра Великого может быть признана достаточно благополучной. Однако если под эвтрофикацией понимать весь комплекс проблем, сопровождающий массовое развитие фитопланктона, ситуация не выглядит столь удовлетворительной. В частности, летнее цветение фитопланктона вследствие выноса большого количества биогенов с речным стоком, не может быть утилизировано зоопланктоном. В результате биомасса фитопланктона осаждается на дно в центральной части Амурского залива и подвергается бактериальной деструкции. Это сопровождается поглощением кислорода, в результате чего в придонных водах Амурского залива наблюдается сезонная гипоксия (Тищенко и др., 2011), что, несомненно, является серьезной экологической проблемой. Кроме того, некоторые виды фитопланктона зал. Петра Великого являются

токсичными (Орлова и др., 2009), и отсутствие проблем в настоящее время объясняется лишь низким уровнем развития марикультуры.

Изменение структуры и распределения бентосных сообществ в зал. Петра Великого было наиболее детально изучено в Амурском заливе (Дерюгин, Сомова, 1941; Климова, 1976; Belan et al., 2003). Соотношение между видами, устойчивыми и чувствительными к загрязнению, показывает, что ситуация была достаточно стабильна до 1975 г. В период 1976–1989 гг. преобладала деградация, с 2001 г. отмечаются признаки восстановления. Эвтрофикация и заиление являются наиболее вероятными причинами, препятствующими полному восстановлению бентосного сообщества. Долговременные тренды макрозообентосных характеристик всего зал. Петра Великого не столь однозначны (Надточий и др., 2005).

### **Деградация, трансформация и потеря прибрежных местообитаний**

Помимо загрязнения и нарушения/изменения биологических свойств экосистем, все большее значение приобретают проблемы физического воздействия и изменения экосистем. Деградация, трансформация и исчезновение прибрежных местообитаний может происходить по естественным причинам, в результате природных процессов, но антропогенно-индуцированных, а также как прямое следствие хозяйственной деятельности. Уменьшение твердого стока рек вследствие строительства дамб и водохранилищ и последующее ускорение эрозии берегов – пример такого сложного природно-антропогенного процесса. Трансформация береговой линии и прилегающей зоны при строительстве портовых сооружений – пример прямой антропогенной нагрузки. Строительство причалов и доков неизбежно сопровождается исчезновением прибрежных местообитаний. Физическое разрушение донных местообитаний происходит вследствие заиления, дампинга грунтов и при дноуглубительных работах как таковых. Нерациональные методы рыбной ловли (донное траление) и подводная добыча песка и гравия – следующие примеры хозяйственной деятельности в прибрежных акваториях, сопровождающиеся физическим разрушением местообитаний.

Физическое разрушение местообитаний наряду с необходимостью сокращения и очистки коммунальных стоков, избыточным поступлением биогенов и морским мусором, отмечено как приоритетная проблема в Плане действий ЮНЕП (UNEP/GPA, 2006). Физическое изменение и уничтожение местообитаний продолжается как прямое следствие роста населения, экономического роста и освоения береговой зоны. Средняя плотность населения в береговой зоне Мира увеличилась с 77 чел/км<sup>2</sup> в 1990 г. до 87 чел/км<sup>2</sup>. Прогноз составляет 115 чел/км<sup>2</sup> – в 2025 г. и 134 чел/км<sup>2</sup> – в 2050 г. ([www.gpa.unep.org/padg](http://www.gpa.unep.org/padg)). Этот рост неизбежно будет сопровождаться физическим изменением береговых и прибрежных биотопов. Береговые экосистемы и особенно водно-болотные угодья быстро деградируют и исчезают. Это, в свою очередь, негативно влияет на животное население. Хотя ухудшение ситуации максимально выражено в регионах с наибольшей скоростью экономического развития, отрицательные последствия в той или иной степени проявлены почти везде.

Значение деградации местообитаний в региональном масштабе пропорционально плотности населения, и Приморье со средней плотностью населения

12 чел/км<sup>2</sup> имеет объективно менее обозначенные проблемы этого рода по сравнению с плотно населенными Кореей, Японией и северо-восточными провинциями Китая. Например, длина портовых сооружений в пределах зал. Петра Великого составляет лишь 16.6 км (менее 0.01% всей береговой линии). Однако при этом не исключено, что на локальном уровне проблема деградации прибрежных биотопов может стоять очень остро. Например, акватории портов Владивосток и Находка характеризуются потерей значительной части биотопов, что обусловлено недостаточной, или, точнее, отсутствием системы обработки сточных вод. В то же время порт Восточный – крупнейший порт в зал. Петра Великого с грузооборотом 15–16 млн т в год имеет правильно действующие системы очистки сточных вод и дает пример успешного сосуществования интенсивной портовой деятельности и стабильности малоизмененных биотопов непосредственно в акватории порта (Гульбин и др., 2003). Имеется достаточно много положительных примеров в странах с наиболее продвинутой экологической практикой (Швеция, Норвегия, Япония, США). В то же время очевидно, что любая прибрежная акватория, особенно полузамкнутая и с ограниченным водообменом, имеет некий предел на строительство портовых сооружений, даже при правильно организованной системе очистки сточных вод. К неизбежным видам антропогенной нагрузки относятся изменения в структуре землепользования, включая осушение водно-болотных угодий, строительство дамб, портовых сооружений и установок марикультуры. Наиболее важными следствиями являются нарушение баланса в водных экосистемах, разрушение местообитаний и ущерб дикой фауне.

## Литература

- Аксентов К.И. Ртуть в абиотических компонентах экосистемы залива Петра Великого // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря / ред. В.А.Акуличев. М : ГЕОС, 2008. С. 173–183.
- Аникиев В.В., Перепелица С.А., Шумилин Е.Н. Оценка влияния антропогенных и природных источников на пространственное распределение тяжелых металлов в донных отложениях залива Петра Великого (Японское море) // Геохимия. 1993. 1993. № 9. С. 1328–1340.
- ГН 2.1.5.1315–03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.
- Гульбин В.В., Арзамасцев И.С., Шулькин В.М. Экологический мониторинг акватории порта Восточный (бухта Врангеля) Японского моря (1995–2002 гг.) // Биология моря. 2003. Т. 29. №5. С. 320–330
- Дерюгин К.М., Сомова Н.М. Материалы по количественному учету бентоса зал. Петра Великого (Японское море) // Исслед. дальневост. морей СССР. 1941, Вып. 1. С. 13–36.
- Звалинский В.И., Недашковский А.П., Сагалаев С.Г. и др. Биогенные элементы и первичная продукция эстуария реки Раздольная // Биол.моря. 2005. Т.31. №2. С. 107–116.
- Звалинский В.И., П.П.Тищенко, П.Я.Тищенко и др. Гидрохимические и продукционные параметры на акватории Амурского залива в период паводка реки Раздольная в августе 2005 г. // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря / ред. В.А. Акуличев. М. : ГЕОС, 2008. С. 199–228.
- Климова В.Л. Изменение распределения трофических зон бентоса зал. Петра Великого с 30-х по 70-е годы // Океанология. 1976. Т. 16. №2. 343–345.

Лучин В.А., Тихомирова Е.А., Круц А.А. Океанографический режим вод залива Петра Великого (Японское море) // Изв.ТИНРО. 2005. Т.140. С. 130–169.

Мишуков В.Ф., Калинин В.В., Плотников В.В., Войццкий А.В. Влияние дампинга загрязненных грунтов на экологическое состояние прибрежных вод г. Владивосток // Изв. ТИНРО. 2009. Т. 159. С. 244–256.

Надточий В.А., Будникова Л.Л., Безруков Р.Г. Макрозообитос залива Петра Великого (Японское море): состав, распределение, ресурсы // Изв.ТИНРО. 2005. Т. 140. С. 170–193.

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.

Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М. : ВНИРО. 1999. 304 с.

Природные ресурсы и охрана окружающей среды в Приморском крае. Сборники. Приморский краевой комитет государственной статистики. Владивосто, 1992–2009.

Поляков Д.М. Накопление тяжелых металлов донными осадками Амурского залива. // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря / ред. В.А. Акуличев. М. : ГЕОС. 2008. С. 163–172.

Тищенко П.Я., Лобанов В.Б., Звалинский В.И. и др. Сезонная гипоксия Амурского залива (Японское море) // Изв.ТИНРО. 2011. Т.165. С. 136–157.

Ткалин А.В., Шаповалов Е.Н. Поступление нефтяных углеводородов в морскую среду при взмучивании загрязненных донных отложений // Океанология. 1985. Т. 25, Вып. 5. С. 775–779.

Христофорова Н.К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами / ред. И.А.Скульский. Л. : Наука, 1989. 192 с.

Чудаева В.А., Чудаев О.В., Юрченко С.Г. Особенности химического состава атмосферных осадков на юге Дальнего Востока // Водные ресурсы. 2008. Т. 35, №1. С.60–71.

Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий. Владивосток : Дальнаука, 2004. 277 с.

Шулькин В.М., Богданова Н.Н., Киселев В.И. Металлы в речных водах Приморского края // Геохимия. 2007. №1. С. 575–583.

Belan, T.A., A.V. Tkalin, T.S. Lishavskaya. The present status of bottom ecosystems of Peter the Great Bay (the Sea of Japan) // Pacific Oceanography. 2003. Vol. 1. No. 2. P. 158–167.

Boyarova M.D., Syasina I.G., Prikhodko U.V., Lukyanova O.N. Chlorinated hydrocarbons in marine organisms from Peter the Great Bay (Sea of Japan) // Environmen. Chem. (Rus). 2004. V.13. № 2. P.117–124.

Integrated report on harmful algal blooms (HABs) for the NOWPAP region. NOWPAP CEARAC. 2005. 67 p.

Jickells T. Atmospheric inputs of metals and nutrients to the oceans: their magnitude and effects // Marine Chemistry. 1995. Vol 48. P. 199–214.

Khrstoforova N.K, Kozhenkova S.I. The use of the brown algae *Sargassum spp.* in heavy metal monitoring of the marine Environment near Vladivostok, Russia // Ocean and Polar Research. 2002. 24(4). P. 325–329.

Kozhenkova S.I., Khrstoforova N.K. Biomonitoring of heavy metal content in the coastal waters of southwestern Peter the Great Bay using brown algae // The State of Environment and Biota of the Southwestern part of Peter the Great Bay and Tumen River mouth. Vol. 3. Vladivostok, 2001. P. 30–37.

Millenium Ecosystem Assessment. 2006. [www.millenniumassessment.org/](http://www.millenniumassessment.org/). National Research Council. 2000. Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution. National Academy Press, Washington, D.C.

Mishukov V.F., Medvedev A.N., Neroda A.S. Sources of chemical elements in the air over Vladivostok // Pacific Oceanography. 2004. Vol.2. No 1–2. P. 109–116.

Moschchenko A.V, Belan T.A. Ecological state and long-term changes of macrozoobenthos in the northern part of Amursky Bay (Sea of Japan) // Ecological studies and the state of ecosystems of Amursky Bay and estuarine zone of Razdolnaya River. Vladivostok: Dalnauka. 2008. Vol.1. P. 61–91.

Prepas E.E., Charette T. Worldwide eutrophication of water bodies: causes, concerns, controls. // *Environmental Geochemistry*. 2005. Vol.9. *Treatise on Geochemistry*. Elsevier–Pergamon. Oxford. P. 311–332.

Rember R., Trefry J.H. Increased concentrations of dissolved trace metals and organic carbon during snowmelt in the rivers of Alaskan Arctic // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2004.V. 68. № 3. P. 477 – 489.

Shulkin V.M., Kavun V.Ya, Presly B.J. Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster *Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments// *Environ.Intern.* 2003. 29. P. 493–502.

The State of the Marine Environment: Trends and processes. UNEP/GPA, The Hague, 2006. 43 p.

Tkalin A.V., Lishavskaya, T. S. and Hills, J. W. Persistent organic pollutants in mussels and bottom sediments from Peter the Great Bay near Vladivostok// *Ocean Research* 1997. 19. P. 115–119.

Tkalin A.V., Samsonov D.P., Lishavskaya T.S. and Chernik G.V. New Data on Organochlorine Distributions in the Marine Environment near Vladivostok // *Marine Pollution Bulletin* .2000. Vol. 40. No. 10. P. 879–881.

Tkalin AV, Presley BJ, Boothe PN. Spatial and temporal variations of trace metals in bottom sediments of Peter the Great Bay, the Sea of Japan// *Environ. Pollut.* 1996. 92. P. 73–78.

# САНИТАРНО-МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА И ИСТОЧНИКИ МИКРОБНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИБРЕЖНЫХ МОРСКИХ ВОД

**Л.С. Бузолева**

*Дальневосточный федеральный университет,  
НИИ эпидемиологии и микробиологии СО РАМН*

Источниками микробного загрязнения прибрежных морских вод являются сточные воды, рекреационная нагрузка и балластные воды. Коммунально-бытовое загрязнение оказывает существенное влияние на структуру микробного сообщества прибрежных вод, которое выражается в изменении не только количественных, но и качественных показателей, таких как морфология, тип метаболизма и физиологическая активность микроорганизмов. Отмечена зональность в развитии и распределении бактериопланктона, в том числе гетеротрофной микрофлоры в б. Золотой Рог, обусловленная высокой плотностью бактерий в местах поступления в бухту органических стоков и уменьшением их количества в других исследуемых районах, подверженных меньшему влиянию сточных вод. Морская вода в районе городских пляжных зон не соответствует санитарно-эпидемиологическим показателям и не отвечает требованиям СанПиН № 4631–88. Наибольшее видовое разнообразие условно-патогенных микроорганизмов на всех обследованных станциях было отмечено в августе. Установлено, что балластные воды, поступающие в порт Владивосток из японских портов, менее загрязнены, чем воды из китайских портов, которые в летнее время определяются как «грязные» и «очень грязные». В зависимости от численности патогенной микрофлоры порты-доноры могут быть представлены в следующем порядке: Nantong > Lunkou > Yangchou > Lajchzhou > Mizushima > Ivakuny > Kawasaki. Санитарно-показательные микроорганизмы были представлены главным образом энтеробактериями *Hafnia* (37%), *Enterobacter liqueface* (22%), *Citrobacter* (15%), *Shigella* (7%). В соответствии с показателями цитолитического теста наибольшая степень патогенности бактерий выражена у представителей родов *Shigella*, *Hafnia*, *Citrobacter* и *Salmonella*.

**Ключевые слова:** морская среда, санитарные микроорганизмы, рекреация, сточные воды, балластные воды, мониторинг

## SANITARY-MICROBIOLOGICAL EVALUATION AND SOURCES OF MICROBIAL CONTAMINATION OF COASTAL WATERS

**L.S. Buzoleva**

*Far East federal university,  
Epidemiology and microbiology scientific research institute RAMS*

The sources of microbial contamination of coastal waters are sewage, recreational load and ballast waters. Organic pollution essentially influences the structure of microbial community, causing not only score, but also qualitative index, such as morphology, metabolism type and physiological activity of microorganisms. We have registered an irregularity in evolution and allocation of bacterial plankton, including heterotrophic microflora in Golden Horn Bay, which is caused by high bacteria consistence in organic flow areas and low consistence in other investigat-

ed areas, which are less influenced by the sewage. Sea water sampled in the city beaches does not satisfy the sanitary requirements on the pathogenic and conditionally pathogenic bacteria. The highest species diversity of opportunistic microorganisms in all the studied stations was observed in August. It is established that the ballast waters incoming into the port of Vladivostok from Japanese ports, are less polluted, than waters from the Chinese ports which during a summer are defined as "dirty" and "very dirty". Depending on degree of pathogenicity of microflora ports—donors can be represented in the following row: Nantong> Lunkou> Yangchou> Lajchzhou> Mizushima> Iwakuni> Kawasaki. Sanitary indicative microorganisms have been presented mainly by enterobacteria Hafnia (37 %), Enterobacter liqueface (22 %), Citrobacter (15 %), Shigella (7 %). According to indicators of the cytolytic test representatives of Shigella, Hafnia, Citrobacter and Salmonella genera have the highest level of pathogenicity of bacteria.

**Keywords:** marine environment, sanitary microorganisms, recreation, sewage, ballast waters, monitoring

Большинство крупнейших городов мира сосредоточено на морском побережье. В результате активной антропогенной деятельности огромное количество загрязняющих веществ поступает в прибрежные акватории в виде сбросов значительных объемов неочищенных фекальных стоков, отходов промышленных предприятий, водного транспорта. Город Владивосток, являясь одним из крупных промышленных портов, занимает все прибрежное пространство между Амурским и Уссурийским заливами, и, в силу отсутствия у него системы очистных сооружений, отводит все стоки в прилегающие акватории, используя их как естественный резервуар для нечистот. Наиболее сильное антропогенное воздействие, по сравнению с другими, прилегающими к Владивостоку прибрежными акваториями, испытывает б. Золотой Рог (рис. 1), которая подвержена значительному комплексному загрязнению в течение всего года в результате поступления разнообразных стоков, превышающих объем воды в акватории в 4,6 раза (Гаврилевский и др., 1998).



Рис. 1. Схема дислокации канализационных выпусков в г. Владивостоке (Разрешение..., 2003)

Fig. 1. Scheme of the dislocation of sewage issues in Vladivostok city (Resolution ..., 2003)

Основными источниками органического загрязнения являются сточные воды системы городской канализации, впадающая в бухту р. Объяснение, судоремонтные предприятия, крупнейшие городские порты, база военных кораблей, многочисленные склады. Экологическое состояние бухты в настоящее время оценивается специалистами как критическое (Ващенко, 2000; Малышев и др., 2001).

Одним из путей ступления патогенных и условно-патогенных микроорганизмов в акватории портов является транспортировка их с балластными водами. Благодаря достаточно высокой численности бактерий и вирусов, их высокой репродуктивной способности и широкому диапазону устойчивости к физическим факторам, микроорганизмы активно заселяют прибрежные экосистемы (Wommack, Colwell, 2000).

В последнее время все большую актуальность приобретает проблема загрязнения прибрежных акваторий в результате рекреационной нагрузки. Рекреационный пресс способствует дополнительному поступлению патогенных бактерий в морскую среду. Высокая выживаемость патогенных бактерий в морской воде делает их потенциально опасными в эпидемиологическом отношении (Григорьева, 1985).

В связи с этим прибрежные воды морских акваторий приморских городов, испытывающие коммунально-бытовое загрязнение, нуждаются в санитарно-микробиологическом контроле. В Приморье, где функционируют несколько крупных портов, деятельность которых связана с экспортом грузов, до сих пор не проводилось изучение переноса микроорганизмов с судовым балластом. Актуальным является проведение микробиологических исследований для анализа ситуации и в прибрежных районах края, испытывающих все возрастающую рекреационную нагрузку.

Цель работы – оценить санитарно-микробиологическое состояние прибрежных вод Приморского края, источниками загрязнения которых являются коммунально-бытовые стоки, высокая рекреационная нагрузка и балластные воды, поступающие с судов.

## **Материал и методы**

Пробы морской воды отбирали из поверхностного слоя воды согласно правилам санитарной микробиологии МУ № 2285–1 стерильными пластиковыми шприцами объемом 20 мл и анализировали в день отбора, каждую – в трех повторностях.

Для определения общего микробного числа (ОМЧ) использовали мясопептонный агар (МПА) (Руководство..., 1983), численность гетеротрофных сапрофитных микроорганизмов определяли методом предельных разведений на жидкой питательной среде, адаптированной для морских микроорганизмов СММ (среда для морских микроорганизмов) (Youchimizu, Kimura, 1976). Для определения наиболее вероятного числа клеток микроорганизмов использовали таблицу Мак-Креди (Егоров, 1983). Численность колониеобразующих форм гетеротрофных микроорганизмов учитывали на среде СММ с добавлением 1,5% агара.

Уровень фекального загрязнения вод оценивали на основе учета количества санитарно-показательных микроорганизмов – бактерий группы кишечной палочки (БГКП), которые определяли методом десятикратных разведений, с использованием среды Эндо (Медицинская микробиология..., 1999). При этом учитывали лактозопо-

ложительные колонии, образованные оксидазоотрицательными и каталазоположительными грамотрицательными бактериями (Руководство..., 1983). Сезонную динамику численности индикаторных групп микроорганизмов изучали в течение четырех лет (2002–2006 гг.).

Для выявления *Enterococcus faecalis* использовали энтерококкагар, содержащий азид натрия и относящийся также к дифференциально-диагностическим средам (Общая и санитарная..., 2004) .

Энтеробактерии, выросшие на среде Эндо, выделяли в чистую культуру и идентифицировали по диагностическим ключам (Определитель бактерий Берджи, 1980 ) и на основе использования системы API-20 E и API-20 NE (Biomerieux, Франция).

Для характеристики биологических свойств выделенных штаммов изучали: гидролитическую активность – способность микроорганизмов использовать в качестве питательных субстратов белки, жиры и углеводы (рис. 2) (Методы общей бактериологии, 1983).

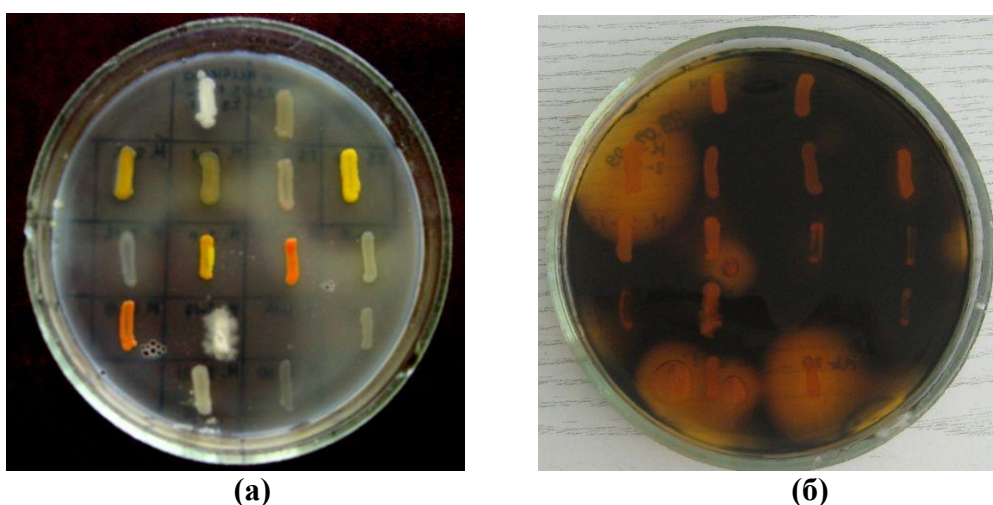


Рис. 2. Тест на проявление лецитиназной (а) и амилалитической (б) активности исследуемых штаммов

Fif. 2. Test on letcitinasa (a) and amylase (б) activity of research strains

Тип метаболизма изолятов определяли по способности окислять или ферментировать углеводы на среде Хью-Лейфсона (Методы общей бактериологии, 1984). Патогенные свойства бактерий изучали с помощью определения цитолиза на культуре клеток Hella, которые выращивали в специальных иммунологических планшетах с плоским дном. Разведения испытуемой культуры (от цельного до - 4) вносили в культуру клеток. Инкубировали сутки на влажной водяной бане при температуре 37°C. С помощью инвертируемого микроскопа (LSM-510 META «Carl Zeiss») проводили оценку теста. По разрушению клеток судили о степени патогенности штамма (Цыбань и др., 1992).

Физиологическую активность бактериопланктона определяли на основе темновой ассимиляции  $\text{CO}_2$  радиоизотопным методом (Романенко, 1964). Реакцию среды измеряли с помощью рН метра «Рисоло» (Наппа) с точностью до 0.01. Концентрацию растворенного кислорода и биохимическое потребление кислорода ( $\text{БПК}_5$ ) находили по методу Винклера (Методы..., 1988). Точность определения 0.05 мг/л, определяемые концентрации – выше 0.2–0.3 мг/л.

**Места отбора проб.** Для изучения влияния коммунально–бытового загрязнения на качество воды в б. Золотой Рог были выбраны пять точек, расположенных в разных местах по периметру бухты: 1 – 36–й причал, где находится судоремонтный завод и стоянка военных и торговых кораблей; 2 – устье реки Объяснения, впадающей в б. Золотой Рог; 3 – Торговый порт, где расположен самый большой коллектор сброса канализационных вод, в том числе инфекционной городской больницы, 4 – м. Чуркин – место выхода из бухты; 5 – б. Пограничная на о. Попова, являющаяся частью акватории Дальневосточного государственного морского заповедника (контрольный район) (рис. 3).

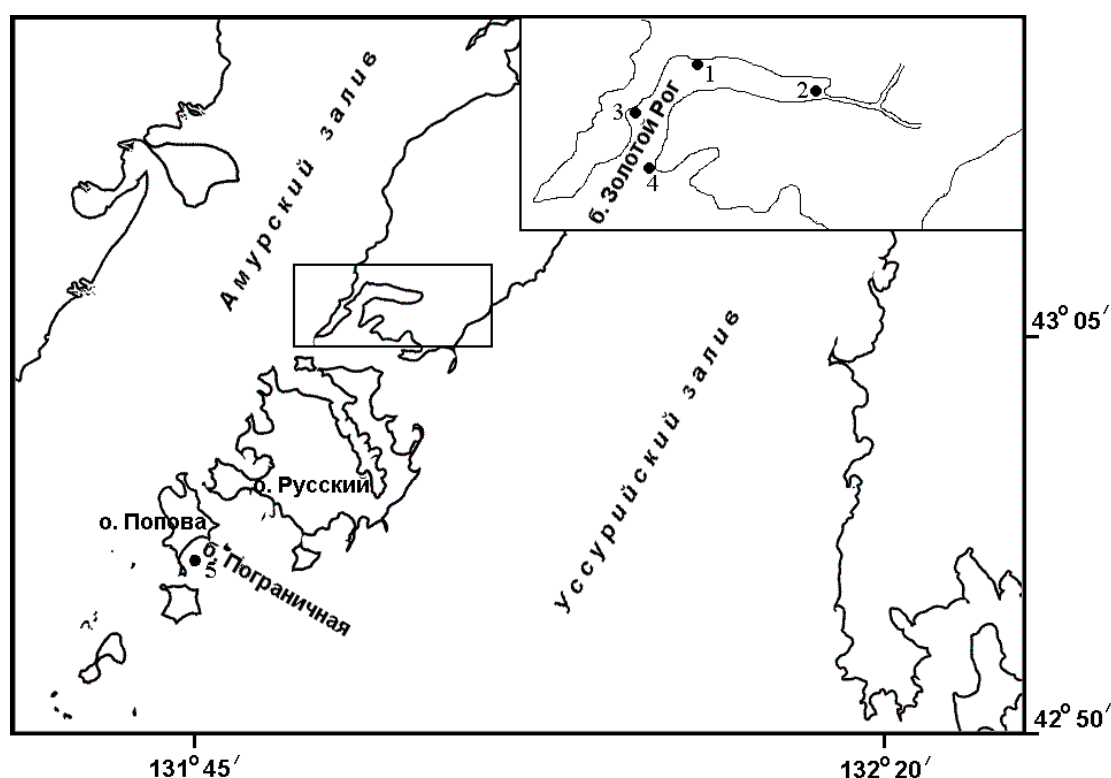


Рис. 3. Схема отбора проб в б. Золотой Рог: 1 – 36–й причал; 2 – устье реки Объяснения; 3 – Торговый порт; 4 – м. Чуркин; 5 – б. Пограничная (контроль)

Fif. 3. Scheme of sampling in Golden Horn Bay: 36 – port, 2 – estuary of Obyasnenia river, 3 – Commercial port, 4 – cape of Churkin, 5 – Pogranichnaya bay (control)

Для изучения рекреационной нагрузки на пляжи г. Владивостока отбор проб производился в летнее-осеннее время (июль–сентябрь) 2005 г. на 7 станциях, расположенных в местах активного летнего отдыха населения (бухты Лазурная, Тихая (Сухопутная), Патрокл, Федорова, Спортивная Гавань, станции Седанка и Санаторная) (рис.4).



Рис. 4. Схема отбора проб в районах пляжных зон (1 – б. Лазурная, 2 – б. Тихая, 3 – б. Патрокл, 4 – б. Федорова, 5 – Спортивная Гавань, 6 – Седанка, 7 – Санаторная)

Fig. 4. Scheme of sampling in beach zone (1 – b. Lazurnaya, 2 – b. Tihaya, 3 – b. Patrokl, 4 – b. Fedorova, 5 – Sports Harbour, 6 – Sedanka, 7 – Sanatornaya)

Для анализа микрофлоры балластной воды (БВ) танкера «Minotaur», выполняющего рейсы из китайских портов: Лункоу, Лайчжоу, (залив Лайжоувань Жёлтого моря), Наньтун, Янчжоу (р. Янцзы) отбор проб производили в соответствии с методикой, используемой специалистами Института биологии моря ДВО РАН (Звягинцев и др., 2009а). Кроме того, анализировали балластные воды танкера «Sunrise Wisteria», которые поступают из японских портов: Кавасаки, Мизушима и Ивакуни (рис. 5). Забор проб воды осуществляли, соблюдая стерильность, одноразовыми шприцами (V 20 мл), транспортировали в пластиковых пакетах и производили посевы в день отбора материала.

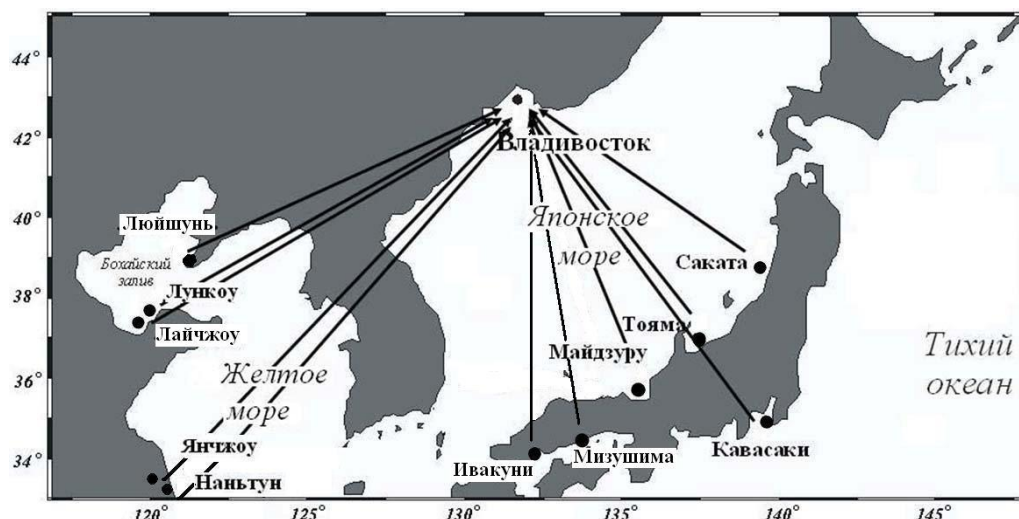


Рис. 5. Основные маршруты судов, прибывающих в порт Владивостока из портов Китая и Японии

Fig. 5. The major routes of ships arriving in the port of Vladivostok from Chinese and Japanese ports

## Результаты

### 1. Коммунально-бытовые стоки как источник фекального загрязнения морских вод

На примере б. Золотой Рог, отличающейся высокой степенью коммунально-бытового воздействия, показано, что органическое загрязнение оказывает существенное влияние на структуру микробного сообщества поверхностных вод, которое выражается в изменении как количественных, так и качественных показателей. Как следует из данных, представленных на рис. 6, общая численность микроорганизмов в поверхностных водах бухты была высокой летом и значительно снижалась в зимние месяцы, что не совпадало с уровнем физиологической активности микрофлоры. В летний сезон суточная интенсивность темновой ассимиляции  $\text{CO}_2$  бактериями в среднем не превышала 66,506 мг С/л в сутки. Для зимнего периода времени, а также для осени и весны были характерны более высокие значения темновой ассимиляции бактериопланктона при минимальной его плотности. Совершенно противоположные результаты были получены для контрольного района, где наблюдаемая летом высокая численность микрофлоры в поверхностных водах бухты Пограничная положительно коррелировала с физиологической активностью микроорганизмов (рис. 6). Наиболее высокую суточную интенсивность темновой ассимиляции  $\text{CO}_2$  бактериями в поверхностных водах б. Золотой Рог отмечали в районах поступления органических стоков (р. Объяснения, Торговый порт) постоянно, вне зависимости от времени года. В связи с этим представляло интерес изучить в этих районах численность гетеротрофной микрофлоры, требовательной к присутствию органических

веществ в среде. В течение сезонного мониторинга в бухте обнаружены значительные колебания количества гетеротрофных микроорганизмов от  $6 \times 10^2$  (м. Чуркин) –  $5.9 \times 10^4$  кл/мл (р. Объяснения) зимой до  $6 \times 10^5$  (м. Чуркин) –  $4.5 \times 10^8$  кл/мл (р. Объяснение) – летом, по убыванию численности которых исследуемые станции можно расположить в следующий ряд: р. Объяснение > Торговый порт > 36 причал > м. Чуркин. При этом сравнительный анализ результатов, полученных в течение четырех лет наблюдения, показал, что численность гетеротрофных микроорганизмов в этих точках практически не изменялась.

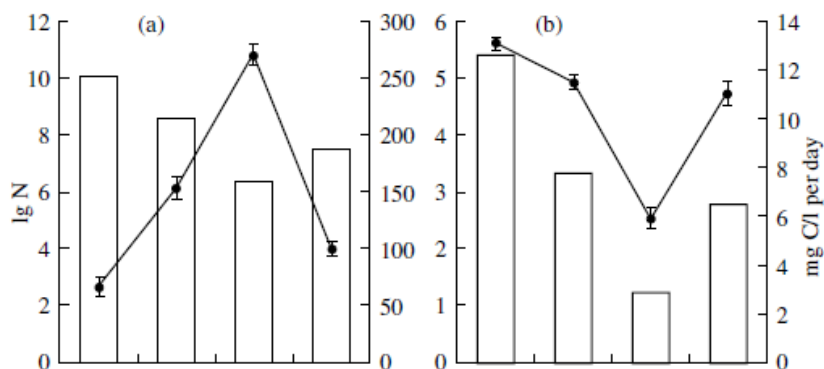


Рис. 6. Сравнительная характеристика общей численности и физиологической активности бактериопланктона, выделенного из поверхностных вод бухты Золотой Рог (а) и контрольного района (b)

Fig. 6. Comparative characteristics of the total abundance and physiological activity of bacterioplankton in the surface waters of Golden Horn Bay (a) and reference region (b)

Помимо количественного, изучали качественный состав гетеротрофных микроорганизмов исследуемого и контрольного районов. Результаты показали, что в поверхностных водах двух сравниваемых акваторий присутствуют, в основном, палочковидные бактерии (65–70 %), но в б. Золотой Рог, по сравнению с контрольным районом, определенная доля микроорганизмов была представлена дрожжами (23 % от выделенных штаммов).

Для дальнейшего выяснения различий между случайными выборками гетеротрофных бактерий из б. Золотой Рог и контрольной станции важно было сравнить типы метаболизма, характеризующие выделенные штаммы. Сравнительный анализ типов метаболизма у штаммов бактерий, выделенных из районов с разной антропогенной нагрузкой, показал, что среди штаммов контрольной станции преобладали бактерии с окислительным типом метаболизма (64 %), что указывает на экологическое благополучие этого района (рис. 7). Штаммы из б. Золотой Рог, окисляющие глюкозу до кислоты в аэробных условиях, составили 29 %, штаммы, способные к ферментации в анаэробных условиях, – 64 % (рис. 7). Важно отметить, что наблюдаемый высокий процент микроорганизмов, способных к анаэробному сбраживанию глюкозы в водах б. Золотой Рог, может быть связан с дефицитом кислорода, отмеченным в поверхностных водах этой бухты, особенно в летний период, когда его концентрация изменялась в пределах от 1,78 мг  $O_2$ /л (р. Объяснения) до 4.19 мг  $O_2$ /л (м. Чуркин), по сравнению с контрольным районом (8,46 мг  $O_2$ /л). Очевидно, что

в таких условиях в микробных сообществах доминирующее положение могут занимать факультативно-анаэробные бактерии, к которым можно отнести энтеробактерии, попадающие в бухту в больших количествах вместе с канализационными стоками.

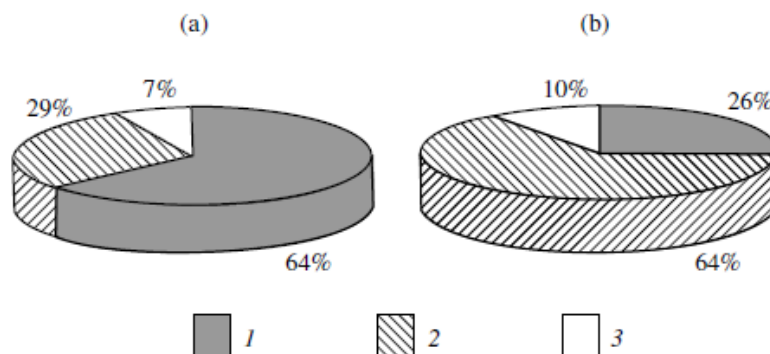


Рис. 7. Характеристика типов метаболизма микроорганизмов, выделенных из поверхностных вод бухты Золотой Рог (а) и контрольного района (б): 1 – ферментативный тип метаболизма, 2 – окислительный тип метаболизма, 3 – не использующие глюкозу

Fig. 7. Characteristic of metabolisms types microorganisms from the surface waters in Golden Horn Bay (a) and the reference region (b): 1 – fermentative type of metabolism; 2 – oxidation type of metabolism; 3 – using no glucose

По данным проведенных исследований, количественное распределение энтеробактерий в б. Золотой Рог, так же как и гетеротрофов, носило мозаичный характер. Высокие их значения отмечены в месте выхода канализационных стоков, частью которых являются сточные воды городской инфекционной больницы, (Торговый порт) и в устье р. Объяснения, особенно в летний период, зимой они резко снижались, практически до нулевых показателей. При этом большую долю энтеробактерий составляли бактерии рода *Escherichia* (49 %) и *Enterobacter* (23 %).

Данные микробиологического мониторинга поверхностных вод б. Золотой Рог свидетельствуют о хроническом загрязнении этой акватории органическими веществами. Высокие количественные значения гетеротрофных микроорганизмов объясняются привнесением в акваторию вместе с канализационными сточными водами аллохтонной микрофлоры, численность которой снижалась от летнего сезона к зимнему вследствие изменения температуры поверхностной воды в пределах от +22,57 °C в августе до +2,25 °C в декабре. Низкий водообмен б. Золотой Рог и относительно высокий температурный режим, по сравнению с близлежащими акваториями, который обеспечивается теплыми водами р. Объяснения, куда сбрасываются нагретые воды от ТЭЦ, и канализационными стоками в районе Торгового порта, создают благоприятные условия для существования аллохтонной микрофлоры.

Канализационный сток в районе Торгового порта является основным поставщиком патогенных и условно-патогенных бактерий, значительная доля которых в сообществах может указывать на происходящую в акватории направленную селекцию бактерий опасных для здоровья людей в силу ряда приобретенных ими свойств. При таком уровне антропогенного пресса и действии разнообразных селективных факторов отбора, в

частности различных поллютантов, аллохтонная микрофлора является преобладающей в микробоценозах акватории б. Золотой Рог.

Физиологическая активность бактериопланктона в бухте в летнее время, по сравнению с контрольным районом, значительно угнетена. Поскольку температурный режим в бухте достаточно оптимальный для развития бактериопланктона, и недостатка в питательных веществах микроорганизмы также не испытывают, фактором, лимитирующим размножение бактериопланктона, является кислород. Летом микроорганизмы поверхностных вод испытывают хроническую нехватку кислорода, который расходуется на процессы дыхания и фотосинтеза. Известно, что недонасыщение вод кислородом в летний период времени связано также с их нагревом и с присутствием загрязняющих веществ (Исследование экосистем..., 1992), в частности углеводородов, на окисление которых он расходуется.

Высокая численность гетеротрофной микрофлоры в б. Золотой Рог поддерживается за счет аллохтонных микроорганизмов, в основном энтеробактерий, поступающих вместе с канализационными стоками. Являясь факультативными анаэробами, для которых характерен ферментативный тип метаболизма, энтеробактерии не лимитированы кислородом в отношении роста и размножения летом. В зимний сезон плотность аллохтонной микрофлоры снижается за счет понижения температуры.

Сравнительный анализ данных микробной индикации качества поверхностных морских вод б. Золотой Рог и контрольного района, расположенного в морском заповеднике (б. Пограничная), в большей степени отражает влияние антропогенного пресса на прибрежные морские воды. Мониторинговые исследования в районе б. Пограничная показали, что за период с 2002 по 2006 гг. численность микроорганизмов всех изучаемых эколого-трофических групп в этом районе, практически не изменялась. При этом, в сравнении с данными, полученными для б. Золотой Рог, эти результаты выглядят контрастными, так как здесь практически не было обнаружено индикаторных микроорганизмов, указывающих на высокое загрязнение поверхностных вод органическими веществами фекального происхождения.

Полученные результаты показывают, что микробоценозы в экстремально загрязненной акватории, выбранной в качестве модельной системы, характеризуются высоким уровнем адаптации к органическому загрязнению. В течение четырех лет наблюдения динамика численности микроорганизмов, характеризующая фекальное загрязнение в б. Золотой Рог, остается практически неизменной, что характеризует состояние этой акватории как стабильно экологически неблагополучное. Причиной столь высокого количества энтеробактерий в бухте являются канализационные стоки.

Таким образом, сопоставление результатов микробиологического анализа качества прибрежных поверхностных морских вод двух акваторий со сходным гидрологическим и климатическим режимом, но отличающихся степенью и характером антропогенного воздействия, указывает не только на количественные изменения, происходящие в сообществах гетеротрофных микроорганизмов под влиянием коммунально-бытового загрязнения среды, но и на существенные изменения структуры сообществ. В б. Золотой Рог доминирующее место в гетеротрофных микробоценозах начинают занимать энтеробактерии, поступающие в прибрежные воды в результате антропогенного воздействия.

## 2. Влияние рекреационного пресса на санитарно-микробиологические показатели чистоты поверхностных вод

Для оценки санитарного состояния пляжей г. Владивостока использовали основные показатели микробного загрязнения. Поступление органических веществ в воды прибрежных акваторий существенно изменяет сапробность морской среды, оказывая влияние на ее химические и микробиологические показатели. Для определения сапробности как степени загрязнения морской воды используется такой показатель, как общее микробное число (ОМЧ). Высокий индекс ОМЧ свидетельствует об общей бактериологической загрязненности воды, а также о большой вероятности нахождения в ней патогенной или условно-патогенной микрофлоры (Григорьева, 1975).

Согласно данным микробиологического анализа, средние значения индекса ОМЧ были наиболее низкими в июне и сентябре ( $10^5$ – $10^6$  КОЕ/мл), характеризуя исследуемые воды, как мезосапробные; в июле и августе они достигали  $10^6$ – $10^8$  КОЕ/мл, что соответствовало полисапробным водам. Максимальные значения ОМЧ в летний период времени обусловлены высокими температурами и рекреационным прессом, особенно на станциях Седанка ( $(25 \pm 3) \cdot 10^7$  КОЕ/мл) и Санаторная ( $(1 \pm 0,02) \cdot 10^8$  КОЕ/мл) (рис. 8).

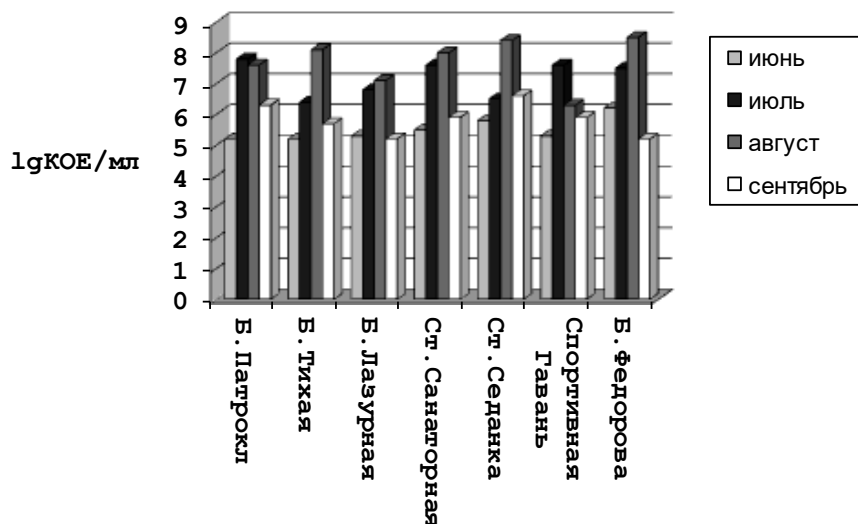


Рис. 8. Общая численность микроорганизмов в 1 мл морской воды пляжных зон г. Владивостока

Fig. 8. The total number of microorganisms in 1 ml of seawater bathing areas in Vladivostok city

Помимо основных показателей, предусматриваемых СанПиН, в воде станций наблюдения определяли общее число бактерий из сем. Enterobacteriaceae. Согласно СанПиН № 4631–88, этот показатель является основным нормируемым критерием, обеспечивающим наиболее надежный контроль присутствия в воде всех представителей кишечных бактерий, в том числе и патогенных. По нашим данным, вода на

всех обследованных станциях была загрязнена энтеробактериями, особенно в июле и августе ( $10^7$ – $10^8$  КОЕ/мл), что согласуется с данными по индексу ОМЧ. В июне и сентябре показатели санитарных норм по энтеробактериям были превышены незначительно (100–200 КОЕ/мл) (рис. 9).

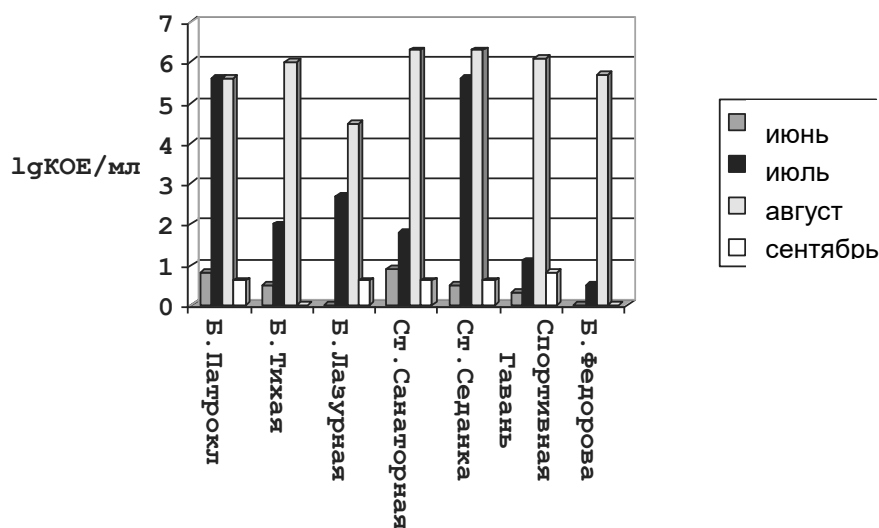


Рис. 9. Общая численность бактерий сем. Enterobacteriaceae в пробах морской воды пляжных зон г. Владивостока

Fig. 9. The total number of bacteria Fam. Enterobacteriaceae in samples of seawater bathing areas in Vladivostok city

Для характеристики хронического фекального загрязнения вод исследуемых станций был определен индекс лактозоположительной кишечной палочки (ЛКП). Допустимый уровень содержания *E.coli* в морской воде составляет не более 5 КОЕ/мл (СанПиН № 4631–88). Согласно полученным данным, индекс ЛКП морской воды в июле и августе не соответствовал санитарным нормам в водах всех исследуемых станций. В августе этот показатель был наиболее высоким и превышал допустимый уровень в сотни раз. В июне и сентябре показатель ЛКП не превышал допустимой нормы (рис. 10). Следовательно, рост численности лактозоположительной микрофлоры в большей степени обусловлен рекреационной нагрузкой, так как практически все исследуемые станции используются как пляжные зоны в летний период времени, особенно в августе.

На станциях Седанка и Санаторная в летний период была отмечена самая высокая численность ЛКП ( $2500 \pm 5$  и  $2000 \pm 11$  КОЕ/мл, соответственно). По-видимому, это связано, прежде всего, с влиянием канализационных вод, сбрасываемых в прибрежную зону этой акватории, а также с ее мелководными участками, которые в летний период значительно лучше прогревается, чем глубоководные, способствуя созданию благоприятных условий для развития условно-патогенной и патогенной микрофлоры. Район Седанки более мелководный, чем район станции Санаторная, поэтому здесь отмечены самые высокие показатели индекса ЛКП и в июле, и в августе.

сте. И, наконец, это наиболее посещаемые отдыхающими загородные пляжи на побережье Амурского залива.

Высокое микробиологическое загрязнение вод б. Лазурной происходит в основном за счет того, что побережье этой акватории является рекреационной зоной, в черте которой расположен самый крупный городской пляж. Индекс ЛКП здесь достигал  $1890 \pm 14$  КОЕ/мл (рис. 10). Минимальный индекс ЛКП был отмечен на станции № 4 (б. Федорова), значение его не превышало  $60 \pm 3$  КОЕ/мл. Это глубоководная (глубины в 20 м подходят к самому берегу) бухта расположена в открытой части Амурского залива, на выходе из него.

Согласно данным Государственного мониторинга управления Роспотребнадзора по Приморскому краю, санитарно-микробиологический контроль городских пляжных зон с 2007 по 2008 гг. выявил, что значения индекса ЛКП находились в пределах показателей, полученных нами в 2005 г. (Отчет...2006, 2007, 2008).

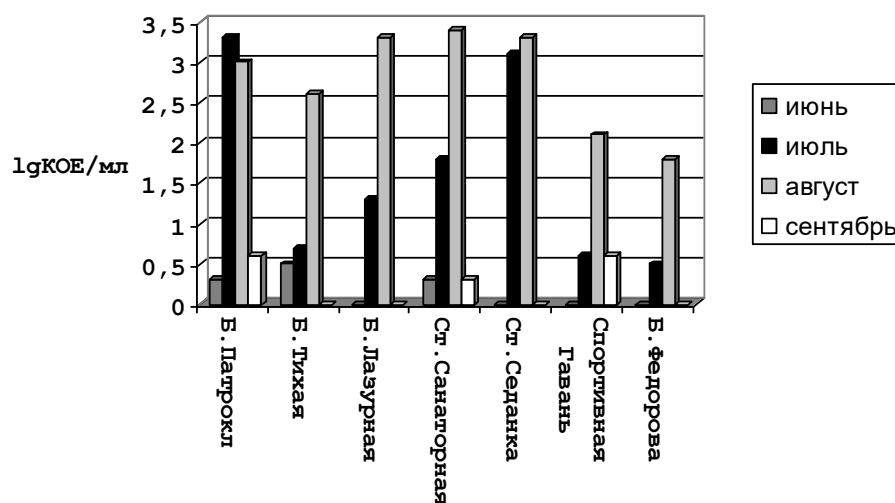


Рис. 10. Численность ЛКП (*E. coli*) в пробах воды пляжных зон г. Владивостока

Fig. 10. The number of *E. coli* in the water samples of beach areas in Vladivostok city

Помимо индекса ЛКП, как показателя хронического фекального загрязнения, в водах исследованных акваторий были обнаружены бактерии рода *Enterococcus*, по количеству которых судят о наличии свежего фекального загрязнения. Согласно нашим данным, этот показатель превышал допустимый уровень в воде практически всех обследованных мест, особенно в прибрежной зоны б. Патрокл ( $367 \pm 25$  КОЕ/мл). Высокие показатели индекса энтерококка были также отмечены в б. Тихой ( $70 \pm 18$  КОЕ/мл) и Спортивной Гавани ( $70 \pm 5$  КОЕ/мл) (рис. 11).

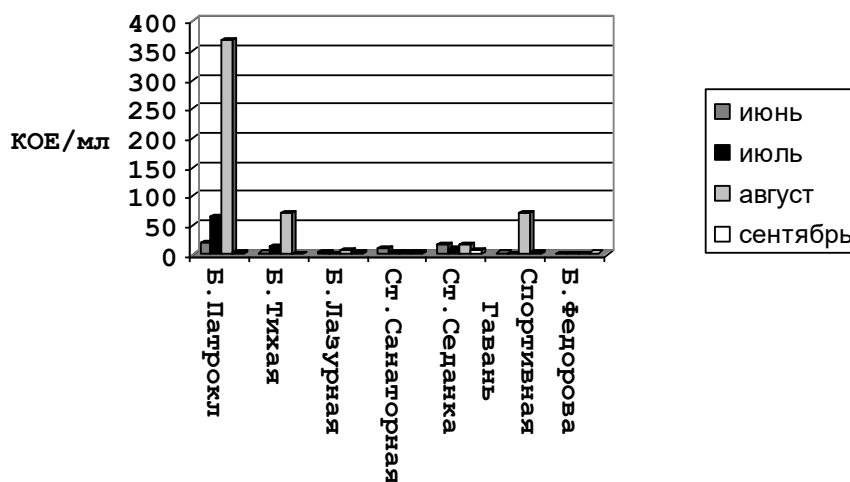


Рис. 11. Численность бактерий рода Enterococcus в морской воде пляжных зон г. Владивостока

Fig. 11. The number of bacteria of the genus Enterococcus in the sea water bathing areas around Vladivostok city

Согласно СанПиН № 4631–88, индекс энтерококка в воде поверхностных источников не должен превышать 1 КОЕ/мл.

Микробиологическое загрязнение вод б. Патрокл (ст. №3) обусловлено несколькими причинами: мелководностью и хорошей прогреваемостью вод, поступлением городских канализационных стоков в воды этой акватории, а также использованием горожанами этой прибрежной полосы в качестве зоны отдыха в летний период.

Энтерококки неустойчивы в окружающей среде (выживают от нескольких часов до нескольких суток), быстро теряют жизнеспособность, поэтому их присутствие в воде обусловлено постоянным источником свежего фекального загрязнения (Виноградова, Пархомчук, 1991).

Таким образом, морские воды пляжных зон прибрежной полосы г. Владивостока, не соответствует санитарно-эпидемиологическим показателям по требованиям СанПиН № 4631–88. Согласно величине индекса ЛКП, в летние месяцы отмечено хроническое фекальное загрязнение вод на всех обследованных станциях. Свежее фекальное загрязнение регистрируется в местах прямых выходов канализационных вод. Наиболее загрязненными по микробиологическим показателям оказались пляжные зоны, расположенные в б. Патрокл, а также в районе станций Седанка и Санаторная. Наиболее чистым является пляж в б. Федорова.

### 3. Микробиологическая характеристика балластных вод, поступающих из стран АТР в порт Владивосток

В результате проведенных исследований отмечена достаточно стабильная общая численность гетеротрофных бактерий (ОЧГБ) в балластных водах из китайских

портов Лункоу и Лайчжоу (залив Лайжоувань, Жёлтое море) – в пределах  $10^3$ – $10^4$  КОЕ/мл, что соответствует умеренному уровню бактериального загрязнения вод (Гидрохимические показатели....., 2007).

Бактериологический анализ балластных вод танкера «Minotaur», прибывшего из порта Лункоу, показал, что средняя численность гетеротрофных бактерий изменялась в зависимости от сезона года (табл. 1). Так, воды, используемые в качестве балласта в теплые месяцы, по показателям органического загрязнения характеризовались как грязные (июль, август 2008 г. –  $10^4$ – $10^5$  КОЕ/мл) или очень грязные (сентябрь 2009 г. –  $10^6$  КОЕ/мл). В более холодные месяцы (январь, февраль, октябрь) значения общей численности гетеротрофных бактерий были низки. Следует отметить, что в теплые сезоны года в балластных водах регистрировали бактерии группы кишечной палочки (БГКП), которые являются индикаторами санитарного состояния вод и могут указывать на загрязнение коммунально-бытовыми стоками. Особенно высокая их численность наблюдалась в сентябре 2009 г.; она значительно превышала установленные нормативы для сточных вод, сбрасываемых в водные объекты (СанПиН 2.1.5.980–00), и в 40 раз – установленные нормативы для судовых балластных вод (Международная конвенция..., 2005). При этом бактерии *Enterococcus faecalis*, показательные для свежего фекального загрязнения, не были обнаружены ни в одной из исследуемых проб.

В балластных водах из порта Лайчжоу общая численность гетеротрофных бактерий в среднем была ниже на один-два порядка по сравнению с водами из порта Лункоу (табл. 2), поэтому их можно характеризовать как «умеренно загрязненные» в теплый сезон и «чистые» в остальные периоды года. На фоне невысокой численности БГКП в балластных водах большую долю из всех изолятов составили энтерококки, а не *E.coli*, что свидетельствует о свежем фекальном загрязнении исследуемых вод (Экология..., 2004).

В пробах балластной воды из китайских портов на р. Янцзы в июле–августе 2008 г. выявлена более высокая численность гетеротрофных бактерий –  $10^5$ – $10^6$  КОЕ/мл (табл.3).

По показателям ОЧГБ такие балластные воды можно характеризовать как «грязные» (июль–август 2008 г.) или «умеренно загрязненные» (сентябрь 2008, май 2009 гг.). Кроме того, они были высоко инфицированы БГКП ( $10^2$ – $10^3$  КОЕ/мл), с численностью значительно превышающей санитарные нормы. При этом такие санитарно-показательные микроорганизмы, как: кишечная палочка и энтерококки не доминировали в пробах. В балластных водах, отобранных в сентябре, количество энтеробактерий было также стабильно высоким –  $10^2$ – $10^3$  кл/мл при общем снижении численности КОЕ гетеротрофных бактерий до уровня, соответствующего умеренному загрязнению вод.

В балластных водах танкера «Sunrise Wisteria», привносимых из японских портов, численность гетеротрофных бактерий была на 1–2 порядка ниже, чем в аналогичных пробах танкера «Minotaur» (из китайских портов) и изменялась в диапазоне  $10^2$ – $10^3$  кл/мл (табл.4.). ОЧГБ в балластных водах из порта Кавасаки (Япония) в период с августа по ноябрь была достаточно устойчивой и находилась в пределах  $10^2$  кл/мл. В балластных водах, взятых в других японских портах, этот показатель был на один порядок выше: порт Мизушима –  $(2.9 \pm 0.4) \times 10^3$  кл/мл (поверхностный слой),  $(4.8 \pm 0.3) \times 10^2$  кл/мл (придонный); порт Ивакуни –  $(1.8 \pm 0.1) \times 10^3$  кл/мл (поверхностный

слой),  $(7.4 \pm 0.2) \times 10^2$  кл/мл (придонный). Следует отметить, что бактерии группы кишечной палочки и фекальные стрептококки не обнаружены ни в одной из проб балластных вод из портов Японии. Практически во всех пробах, за исключением зимних, обнаружены БГКП, но численность энтерококков и кишечной палочки была в пределах единичных значений. Следует отметить, что численность бактерий, в том числе и условно-патогенных, в поверхностных слоях балластных вод по сравнению с донными, как правило, была на порядок ниже либо сравнима. Поэтому при дальнейшем мониторинге, очевидно, для анализа можно использовать только поверхностные воды.

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

**Table 1.** The number of heterotrophic and sanitary-indicative microorganisms (Coliforms, *E. coli*, *Enterococcus faecalis*), CFU/ml, in ballast water tanker «Minotaur», which arrived from the Chinese port Lunkou (2008–2009)

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

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

**Table 2.** The number of heterotrophic and sanitary-indicative microorganisms (coliforms, *E. coli*, *Enterococcus faecalis*), CFU/ml, in ballast water tanker «Minotaur», which arrived from the Chinese port of Laizhou city (2008–2009)

| Дата отбора проб                       | 19.07.2008                                                   | 08.03.2009              | 06.05.2009                                                   | 29.08.2009                                                   | 11.09.2009                                                   |
|----------------------------------------|--------------------------------------------------------------|-------------------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|
| ОЧГБ<br>(поверхн. / дно)               | $(8.9 \pm 0.2) \times 10^3 /$<br>$(9.2 \pm 0.3) \times 10^4$ | 0 / 32 ± 4 в 100<br>мл* | $(6.0 \pm 0.4) \times 10^1 /$<br>$(1.0 \pm 0.2) \times 10^2$ | $(6.8 \pm 0.2) \times 10^2$<br>/ $(2.3 \pm 0.1) \times 10^3$ | $(3.2 \pm 0.2) \times 10^3$<br>/ $(0.8 \pm 0.1) \times 10^2$ |
| БГКП<br>(поверхн. / дно)               | $(5.0 \pm 0.1) \times 10 /$<br>$(7.1 \pm 0.2) \times 10$     | 0                       | 0 / 20 ± 3                                                   | 4.0 ± 0.1 /<br>7.0 ± 0.1                                     | 0                                                            |
| <i>Escherichia coli</i>                | 5                                                            | 0                       | 0                                                            | 0                                                            | 0                                                            |
| <i>E. faecalis</i><br>(поверхн. / дно) | 0                                                            | 0                       | 0 / 10 ± 0                                                   | 0                                                            | 6 ± 0.1 / 0                                                  |

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

**Table 3.** The number of heterotrophic and sanitary-indicative microorganisms (coliforms, *E. coli*, *Enterococcus faecalis*), CFU / ml, in ballast water tanker «Minotaur», which arrived from the Chinese ports of Nantong, Yangzhou (b. Yangtze River), 2008–2009.

| Дата отбора проб         | 04.07.2008                                                   | 11.08.2008                                                   | 05.09.2008                                                   | 02.12.2008                                                   | 19.12.2008                                                    | 12.04.2009                                                      | 20.05.2009                                                   |
|--------------------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|
| ОЧГБ<br>(поверхн. / дно) | $(8.8 \pm 0.5) \times 10^4 /$<br>$(1.2 \pm 0.2) \times 10^5$ | $(4.2 \pm 0.3) \times 10^6 /$<br>$(4.5 \pm 0.5) \times 10^5$ | $(3.7 \pm 0.5) \times 10^3 /$<br>$(5.2 \pm 0.4) \times 10^3$ | $(1.0 \pm 0.1) \times 10^1 /$<br>$(8.1 \pm 0.2) \times 10^2$ | $(2.0 \pm 0.2) \times 10^1 /$<br>$(3.0 \pm 0.12) \times 10^1$ | $(2.1 \pm 0.2) \times 10^3 /$<br>$(1.5 \pm 0.3) \times 10^3$    | $(4.5 \pm 0.3) \times 10^2 /$<br>$(3.3 \pm 0.2) \times 10^3$ |
| БГКП<br>(поверхн. / дно) | $(4.2 \pm 0.3) \times 10^3 /$<br>$(9.1 \pm 0.3) \times 10^2$ | $(1.5 \pm 0.1) \times 10 /$<br>$(8.0 \pm 0.3) \times 10^2$   | $(2.2 \pm 0.1) \times 10^3 /$<br>$(3.1 \pm 0.3) \times 10^3$ | 0                                                            | 0                                                             | $(1.04 \pm 0.12) \times 10^3 /$<br>$(1.47 \pm 0.2) \times 10^3$ | $(1.5 \pm 0.1) \times 10^2 /$<br>$(2.3 \pm 0.4) \times 10^2$ |
| <i>E. coli</i>           | 20                                                           | 0                                                            | 0                                                            | 0                                                            | 0                                                             | 0                                                               | 0                                                            |
| <i>E. faecalis</i>       | 0                                                            | 0                                                            | 0                                                            | 0                                                            | 0                                                             | 0                                                               | 0                                                            |

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

**Table 4.** The number of heterotrophic and sanitary-indicative microorganisms (coliforms, *E. coli*, *Enterococcus faecalis*), CFU / ml, in a ballast water tanker «Sunrise Wisteria», arrived from the ports of Japan

| Дата отбора проб         | 17.08.2008<br>Кавасаки                                               | 05.09.2008<br>Мизушима                                               | 12.09.2008<br>Ивакуни                                                | 17.11.2008<br>Кавасаки                                               | 02.12.2008<br>Кавасаки                                               |
|--------------------------|----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| ОЧГБ<br>(поверхн. / дно) | (3.7 ± 0.3)<br>×10 <sup>2</sup> /<br>(2.5 ± 0.4)<br>×10 <sup>2</sup> | (2.9 ± 0.4)<br>×10 <sup>3</sup> /<br>(4.8 ± 0.3)<br>×10 <sup>2</sup> | (1.8 ± 0.1)<br>×10 <sup>3</sup> /<br>(7.4 ± 0.2)<br>×10 <sup>2</sup> | (2.7 ± 0.1)<br>×10 <sup>2</sup> /<br>(3.6 ± 0.3)<br>×10 <sup>2</sup> | (3.0 ± 0.3)<br>×10 <sup>1</sup> /<br>(8.1 ± 0.2)<br>×10 <sup>1</sup> |
| БГКП<br>(поверхн. / дно) | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    |
| <i>E. coli</i>           | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    |
| <i>E. faecalis</i>       | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    | 0                                                                    |

Мониторинг гетеротрофных бактерий в акватории Первой речки Амурского залива (район сброса балластных вод) показал, что в 2008–2009 гг. их численность варьировала от 10<sup>2</sup> до 10<sup>6</sup> КОЕ/мл в зависимости от сезона года (табл. 5). При этом в зимние месяцы при обычном посеве микрофлоры в пробах воды не обнаружена. Однако фильтрацией определенного объема воды (100 мл) с последующим высевом бактерий, осевших на поверхности фильтра, выделены колониеобразующие клетки. Балластные воды, несомненно, вносят «вклад» в сообщества аборигенной микрофлоры прибрежных вод г. Владивостока. При этом японские порты нельзя считать источниками распространения инфекционных заболеваний, так как от них поступает такое количество гетеротрофных микроорганизмов, которое не превышает численность собственной микрофлоры Амурского залива. Гораздо большую проблему создают балластные воды, поступающие из китайских портов. В этих водах (главным образом из портов р. Янцзы и Лункоу) БГКП превалируют над кишечной палочкой и энтерококками, что характеризует их как хронически загрязненные. В балластных водах порта Лайчжоу главным образом присутствует свежее фекальное загрязнение, о котором можно судить по наличию в изолятах энтерококков.

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

Гидролитическая активность бактерий характеризует их способность расщеплять простые органические соединения, используемые в качестве субстрата. Установлено, что штаммы коллекции обладали слабой гидролитической активностью: 28 % составили бактерии амилолитики – они синтезируют и выделяют в среду амилазу, фермент,

который гидролизует крахмал; 26% – липолитики, синтезирующие и выделяющие в среду фермент липазу; 14% – протеолитики, способные расщеплять белковые субстраты. Присутствие санитарно-показательных микроорганизмов в морской воде представляет реальную опасность для здоровья населения, так как многие из них могут проявлять патогенные свойства. Энтеробактерии, поступающие с судовым балластом в прибрежные воды г. Владивостока, фактически составляют 50%, поэтому важно было провести их идентификацию и изучить патогенные свойства. Выявлено, что среди изолятов наиболее часто встречались представители рода *Hafnia* (37%). Остальные энтеробактерии по встречаемости в балластных водах можно представить в следующем порядке: 22% – *Enterobacter liqueface*; 15% – *Citrobacter*; 7% – *Shigella*; 7% – *Enterobacter aerogenece*; 4% – *Salmonella*; 4% – *Escherihia*; 4% – *Serracia*. Изучение патогенных свойств бактерий на культуре клеток Hella показало, что положительный результат цитолиза наблюдался у всех штаммов коллекции, за исключением двух. При этом полному (100%) разрушению чувствительных клеток способствовали все штаммы представителей родов *Shigella* и *Hafnia*. Штаммы бактерий рода *Citrobacter* и *Salmonella* разрушали 75% культуры клеток.

Наибольшую эпидемическую опасность представляют летние перевозки. В зимнее время высокая численность гетеротрофных микроорганизмов и, в частности, условно-патогенных бактерий, практически не обнаруживается, что вполне закономерно. В целом, в балластных водах из китайских портов доминировали грамотрицательные подвижные палочковидные бактерии с ферментативным типом метаболизма, что характеризует места их обитания как недостаточно насыщенные кислородом (что возможно при загрязнении вод канализационными стоками) (Бузолева и др., 2006). Слабая гидролитическая активность и высокая устойчивость к антибиотикам и металлам свидетельствует о толерантности этих штаммов к высоким концентрациям поллютантов и дает им возможность длительно существовать в загрязненных прибрежных водах г. Владивостока (Ващенко, 2000). Вполне очевидна опасность аллохтонных бактерий для нативных морских сообществ (Thomson et.al., 2003), благодаря чему риск загрязнения акваторий портов возрастает.

По показателям численности, а также по биологическим свойствам гетеротрофных микроорганизмов балластные воды из китайских портов можно отнести к категории «грязные» и «очень грязные». При этом риск наибольшего инфицирования для вод Амурского залива представляют балластные воды из порта Лункоу и портов р. Янцзы, несмотря на то, что воды порта Лайчжоу были сильно заражены санитарно-показательными микроорганизмами, характерными для высокого уровня фекального загрязнения. Особый научный интерес представляют балластные воды, отобранные из портов на реке Янцзы, с достаточно высокой численностью гетеротрофных бактерий –  $10^5$ – $10^6$  КОЕ/мл. В отличие от вод портов Лункоу и Лайчжоу, эти воды были высоко инфицированы БГКП, с численностью, значительно превышающей санитарные нормы. Данный факт может указывать на выживаемость и сохранение штаммов в балластном танке или на поступление этих бактерий при заборе балласта в новых портах по ходу следования танкера.

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

**Table 5.** Number of CFU of heterotrophic and sanitary-indicative microorganisms (*coliforms*, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*), cells / ml in the Amur Bay

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

Примечание: «–» – отсутствие данных

Следует отметить, что среди условно патогенных бактерий нами обнаружены ранее не упоминавшиеся в литературе бактерии рода *Hafnia* и *Shigella*, которые считаются достаточно эпидемически опасными, так как являются возбудителями кишечных инфекций и пневмоний ([http://otherreferats.allbest.ru/biology/00026032\\_0.html](http://otherreferats.allbest.ru/biology/00026032_0.html), <http://fractal-b.ru/mikrobiologiya/.../rod-shigella.html>). Цитолитические тесты доказали их высокую патогенную способность: 100% разрушение живых клеток, даже в больших разведениях культуры. Такие высоковирулентные штаммы представляют опасность не только для человека, но и для морских организмов, входящих в состав сообществ.

Таким образом, установлено, что балластные воды, поступающие в портовые воды Владивостока из японских портов, менее загрязнены, чем воды из китайских портов, которые в летний сезон относятся к категории «грязные» и «очень грязные». Они высокоинфицированы БГКП, численность которых значительно превышает санитар-

ные нормы. В балластных водах из танкера «Minotaur» выделены энтеробактерии, численность, которых превышала санитарные нормы в 40 и более раз, и граммотрицательные подвижные палочковидные бактерии с ферментативным типом метаболизма, устойчивые к тяжелым металлам и антибиотикам, что характеризует места их обитания как недостаточно насыщенные кислородом, загрязненные промышленными и канализационно-бытовыми стоками. Наибольшее количество микроорганизмов поступает в прибрежные воды Амурского залива вместе с балластными водами в летние месяцы, включая сентябрь – от  $10^4$  до  $10^6$  КОЕ/мл. По степени инфицированности балластных вод микрофлорой порты-доноры могут быть выстроены в следующий ряд: Наньтун > Лункоу > Янчжоу > Лайчжоу > Мизушима > Ивакуни > Кавасаки. Санитарно-показательные микроорганизмы были представлены преимущественно энтеробактериями р. *Hafnia* (37%), *Enterobacter liqueface* (22%), *Citrobacter* (15%), *Shigella* (7%). В соответствии с показателями цитолитического теста наибольшая степень патогенности бактерий выражена у представителей родов *Shigella*, *Hafnia*, *Citrobacter* и *Salmonella*.

Автор благодарит за предоставление проб балластных вод сотрудников Института биологии моря ДВО РАН А.Ю. Звягинцева и И.А. Кашина, за обработку материала – студентов 5-го курса АЭМББТ ДВФУ А.В. Лелягина и Н.А. Дригу

## Литература

Бузолева Л.С., Терехова В.Е. Выживаемость штаммов бактерий *Listeria monocytogenes* и *Yersinia pseudotuberculosis* в морской и речной воде // Биология моря. 2002. Т. 28. № 4. С. 286–290.

Бузолева Л.С., Безвербная И.П., Журавель Е.В., Калитина Е.Г. Микробиологический анализ загрязнения окраинных морей северо-западной части Тихого океана // Океанология. 2006. Т. 46. № 1. С. 55–62.

Ващенко М. А. Загрязнение залива Петра Великого Японского моря и его биологические последствия // Биология моря. 2000. Т. 26. № 3. С. 149–159.

Виноградова А.А., Пархомчук Т.К. Комплексные санитарно-микробиологические критерии оценки качества водных объектов в условиях возрастающей антропогенной нагрузки // Гигиена и санитария 1991. №1. с24–26

Гаврилевский А.В., Гаврилова Т.А., Кочергин И.Е. Комплексная количественная оценка параметров источников загрязнения морской акватории, прилегающей к Владивостоку // Гидрометеорологические процессы на шельфе: оценка воздействия на морскую среду. Владивосток : Дальнаука. 1998. С. 102–113.

Государственный доклад о состоянии водных ресурсов в Приморском крае в 2002 году. Владивосток : Главное управление природных ресурсов и охраны окружающей среды по Приморскому краю, 2003.

Григорьева Л.В. Санитарная бактериология и вирусология водоемов. М. : Медицина, 1975. 192 с.

Гидрохимические показатели состояния окружающей среды / под ред. Т.В. Гусевой М. : Форум ИНФРА-М, 2007. 192 с.

Давыдова И.Л., Фадеева Н.П., Ковековдова Л.Т., Фадеев В.И. Содержание тяжелых металлов в тканях доминирующих видов бентоса и в донных осадках бухты Золотой Рог Японского моря // Биология моря. 2005. Т.31. №3. С. 1–13.

*Звягинцев А. Ю., Корн О. М., Куликова В. А.* Сезонная динамика пелагических личинок и оседание организмов – обрастателей в условиях термального загрязнения // Биология моря. 2004. Т. 30, № 4. С. 296 – 307.

*Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А.* Методические рекомендации по исследованию судовых балластных вод при мониторинге морских биоинвазий. Владивосток : Дальнаука. 2009а. 120 с.

*Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А и др.* Население балластных вод в порту Владивосток // Биология моря. 2009б. Т. 35. № 1. С. 29–40.

*Егоров Н.В.* Руководство к практическим занятиям по микробиологии. М. : МГУ, 1983. 220 с.

Исследование экосистем Берингова и Чукотского морей / под ред. Ю.А. Израэля, А.В. Цыбань. СПб. : Гидрометеиздат, 1992.

Краткий определитель бактерий Берги // под ред. Дж. Хоулта и др. М. : Мир, 1980. 444 с.

*Малышев А.А., Иванова К.А., Фролова А.А.* Экологическое состояние бухты Золотой Рог залива Петра Великого // Морская экология. 2002 : материалы международной научно-практической конференции. Владивосток : МГУ, 2002. 175 с.

Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. М. : ВНИРО, 1988. 119 с.

Медицинская микробиология / под ред. В.И. Покровского, О.К. Поздеева. М. : ГЭОТАР МЕДИЦИНА, 1999. 1200 с.

Международная Конвенция о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими 2004 года. СПб. : ЦНИИМФ, 2005. 120 с.

Методы общей бактериологии / под ред. Ф. Герхардта и др. М. : Мир, 1983. Т. 1. 536 с.

Методы общей бактериологии / под ред. Ф. Герхардта и др. М. : Мир, 1984. Т. 3. 264 с.

Отчет Государственного управления Роспотребнадзора по Приморскому краю. Владивосток, 2005, 2006, 2007 гг.

*Огородникова А. А.* Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого. Владивосток : ТИНРО, 2001. 193 с.

*Олейник Г. Н., Якушин В. М., Кабакова Т. Н.* Реакция бактериопланктона как индикатор изменений в экосистеме водоемов в результате антропогенного загрязнения // Гидробиологический журнал. 1996. Т. 32. № 2. С. 29 – 41.

Общая и санитарная микробиология с техникой микробиологических исследований / под ред. А.С. Лабинской. Татарстан : Медицина, 2004. 575 с.

*Поляк М.С.* Определение чувствительности микроорганизмов к противомикробным препаратам «методом дисков. СПб. : НИЦФ, 1997. 20 с.

*Романенко В.И.* Гетеротрофная ассимиляция CO<sub>2</sub> бактериальной флорой воды // Микробиология. 1964. Т.33. С.679–683.

Руководство к практическим занятиям по микробиологии. М. : Изд-во МГУ, 1983. 215 с.

Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. Л. : Гидрометеиздат, 1980. 184 с.

Разрешение на предельно-допустимый сброс (ПДС) на рельеф и водные объекты, МУПП «Водопроводно-канализационное хозяйство», 11.06.99, Продлено 1.06.2003.

Руководство к практическим занятиям по микробиологии / под ред. Н.С. Егорова. М. : Издательство МГУ, 1983. 221 с.

СанПиН N 4631–88: Санитарные правила и нормы охраны прибрежных вод морей от загрязнения в местах водопользования населения. Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.5.980–00. Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. Гигиенические требования к охране поверхностных вод: (утв. Гл. гос. сан. врачом РФ 22.07.2000). М. : Минздрав РФ, 2000.

*Селифонова Ж.П.* Морские биоинвазии в водах Новороссийского порта Черного моря // Биология моря. 2009. Т. 35. № 3. С. 212–219.

*Сомов Г.П., Бузолева Л.С.* Адаптация патогенных бактерий к абиотическим факторам окружающей среды. Владивосток : ОАО «Примполиграфкомбинат», 2004. 167 с.

*Фадеева Н. П., Фадеев В. И.* Структура морских бентосных сообществ в условиях загрязнения // Человек в прибрежной зоне: опыт веков : матер. Международной научной конференции. Петропавловск-Камчатский : Изд-во КГПУ, 2001. С. 175–176.

*Цыбань А.В., Иваница В. А., Худченко Г.И.* Биологические характеристики морских микроорганизмов // Исследование экосистем Берингова и Чукотского морей. СПб. : гидрометеоиздат, 1992. Вып.3. С. 193–212.

Экология микроорганизмов / под ред. А.И. Нетрусова. М. : Издательский центр «Академия», 2004. 272 с.

*Burkholder, J.M., Hallegraeff, G.M., Melia, G., Cohen, A.* Phytoplankton and bacterial assemblages in ballast water of U.S. military ships as a function of port of origin, voyage time, and ocean exchange practices // Harmful Algae. 2007. Vol. 6. Is. 4. P. 486–518.

*Carlton J. T.* Man's role in changing the face of ocean: Biological invasions and implications for conservation of near – shore environments // Conserv. Biol. 1990. № 3. P. 265 –273.

*Drake L.A., Baier R.E., Dobbs F.C., Doblin M.A. et al.* Potential Invasion of Microorganisms and Pathogens Via 'Interior Hull Fouling': Biofilms Inside Ballast-Water Tanks // Proceedings of the Third Intern. Conf. on Marine Bioinvasions. La Jolla. California. March 16–19. 2003. P. 35.

*Drake, L.A., Doblin, M.A., Dobbs, F.C.* Potential microbial bioinvasions via ships' ballast water, sediment, and biofilm // Marine Pollution Bulletin. 2007. Vol. 55. Is. 7–9. P. 333–341.

*Dobbs F.C., Diallo A.A., Doblin M.A., Drake L.A. et. al.* Pathogens in Ships' Ballast Water and Sediment Residuals // Proceedings of the Third International Conference on Marine Bioinvasions. La Jolla. California. March 16–19. 2003. P. 29.

*Galil B., Hulsmann N.* Protist transport via ballast water – biological classification of ballast tanks by food web interactions // Eur. J Potistol. 1997. № 33. P.244–253.

*Hallegraeff G.M.* A revive of harmful algal blooms and their apparent global increase // Phycologia. 1993. Vol. 32. № 2. P. 77–99.

*Ivanov, V.* Bacteriological monitoring of ships' ballast water in Singapore and its potential importance for the management of coastal ecosystems // WIT Transactions on Biomedicine and Health. 2006. Vol. 10. P. 59–63.

*Knight I. T., Wells C. S., Wiggins B., Russell H. et al.* Detection and enumeration of fecal indicators and pathogens in the ballast water of transoceanic cargo vessels entering the Great Lakes // Proceedings of the General Meeting of the ASM. Chicago. IL. 1999. P. 546.

*Lambert R.J.W., Pearson J.* Susceptibility testing: accurate and reproducible minimum inhibitory concentration (MIC) and non-inhibitory concentration (NIC), values // J. Appl. Microbiol. 2000. Vol. 88. P. 784–790.

*McCarthy, S.A., Khambaty, F.M.* International dissemination of epidemic *Vibrio cholerae* by cargo ship ballast and other nonpotable waters // Applied and Environmental Microbiology. 1994. Vol. 60. Is. 7. P. 2597–2601.

*Mills E.L., Leach J.H., Carlton J.T., Secor C.L.* Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions // J. Great Lakes Res. 1993. № 19. P. 1–57.

Thomson, F.K., Heinemann S.A., Dobbs F.C. Patterns of Antibiotic Resistance in Cholera Bacteria Isolated From Ships' Ballast Water // Proceedings of the Third Intern. Conf. on Marine Bioinvasions. La Jolla. California. March 16–19. 2003. P. 118.

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

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

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

Энтеробактерии как возбудители кишечных заболеваний // URL: [http://otherreferats.allbest.ru/biology/00026032\\_0.html](http://otherreferats.allbest.ru/biology/00026032_0.html). Проверено 23.08.2010

Род *Shigella*. Семейство *Enterobacteriaceae*. // URL: <http://fractal-sb.ru/mikrobiologiya/.../rod-shigella.html>. Проверено 17.05.2010

## МЕТАЛЛЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО

Л.Т. Ковековдова<sup>1</sup>, Д.П. Кики<sup>1</sup>, М.Г. Блохин<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр  
(ТИНРО-центр),*

<sup>2</sup>*Дальневосточный геологический институт ДВО РАН*

В соответствии с программой по оценке состояния и прогнозу последствий загрязнения дальневосточных морей определены современные уровни содержания элементов (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Zn, Li, Rb) в донных отложениях (ДО) зал. Петра Великого. Измерение концентраций металлов проводилось на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Shimadzu» 6800 с использованием пламенного и беспламенного методов анализа.

Ранжирование современных средних концентраций металлов и мышьяка показало определяющую роль речного стока в распределении терригенных элементов в ДО залива. Максимальное их накопление происходит в приустьевых, эстуарных, как правило, сильно заиленных зонах. К открытой части залива наблюдается снижение их концентраций.

Сравнение средних концентраций Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, выявленных в течение 1982–2002 гг., со средними концентрациями в ДО залива в 2011 г. показало, что различия между ними не значимы.

Установлено, что в диапазон концентраций, способных оказывать негативное воздействие на существование водных организмов, входят уровни содержания Cr и As в Амурском заливе, Cu – в Уссурийском заливе, Hg – в открытой части залива. Повышенные содержания токсичных металлов в ДО залива характерны для небольшого количества мест.

**Ключевые слова:** зал. Петра Великого, донные отложения, тяжелые металлы

## METALS IN BOTTOM SEDIMENTS OF PETER THE GREAT BAY

L.T. Kovekovdova<sup>1</sup>, D.P. Kiku<sup>1</sup>, M.G. Blokhin<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Pacific research fisheries center (TINRO-center),*

<sup>2</sup>*Far East Geological Institute FEBRAS*

In accordance with the Program of assessment and forecast of the pollution effects of the Far East seas, current levels of elements content (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Zn, Li, Rb) in bottom sediments of Peter the Great Bay were determined. Measurement of metal concentrations was determined by atomic absorption spectrophotometer «Shimadzu» 6800, with the flame and graphite furnace atomizer methods of analysis.

Ranging of distribution of terrigenous elements in bottom sediments showed a major role of river flow input. The maximum content of metals and arsenic was determined in the estuarine, heavily silted areas. Gradual decreasing of concentrations occur in the direction of the open part of the Bay.

Average concentrations of Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn in the bottom sediments determined in 2011 don't differ from ones over the period of 1982–2002.

It is found that the Cr and As concentrations in the Amur Bay, Cu in the Ussury Bay and Hg in the open part of the sea enter into the range of concentrations that can have negative influence on aquatic organisms.

There are only a small number of areas with the elevated contents of toxic metals in the bottom sediments.

**Keywords:** Peter the Great Bay, bottom sediments, heavy metals.

Научно-технический прогресс и рост экономики в большинстве стран привели к изменению экологической ситуации не только в локальном, но и в глобальном масштабе. В сложившихся условиях необходима достоверная, максимально полная и своевременная информация о качестве морской среды, от которого зависит состояние биоресурсов. Прибрежные морские акватории Дальнего Востока России (особенно Японского моря) подвержены значительными антропогенным и техногенным воздействиями, что приводит к нарушению природного фона многих элементов в среде и организмах.

К приоритетным загрязняющим веществам относятся тяжёлые металлы и мышьяк. Длительное воздействие токсичных элементов в малых дозах приводит к постепенному накоплению загрязняющих веществ в среде и в конечном итоге к деградации экосистем (Израэль, Цыбань, 1981, 1989; Riget et al., 2000; Gibert et al., 2009).

Большинство загрязняющих веществ опускаются на дно и сорбируются донными отложениями (ДО), поэтому химический состав ДО является интегральным показателем загрязнения акватории. Морские донные отложения участвуют в биогеохимическом цикле элементов в морской среде (Перельман, 1979; Paucot, Wollast, 1997). В них также происходит накопление различных веществ, образовавшихся в процессе жизнедеятельности организмов. Морские осадки представляют собой полигенные образования, в формировании которых принимают участие терригенные, биогенные и аутогенные компоненты, причем вклад каждого из них в отдельные осадки различен (Muzuzumi et al., 1969; Frontalini Fabrizio et al., 2010).

Уровень содержания элементов в донных отложениях зависит от множества факторов. Концентрации элементов в ДО зависят от того, какие вещества и в каком количестве поступают в акваторию, от физико-химических свойств ДО и элементов, течений и способности элементов перемещаться на разные расстояния.

Химический состав донных отложений является достаточно консервативным показателем и более полно, в сравнении с водой, отражает реальное загрязнение водного объекта. Донные осадки способны накапливать и хранить информацию о состоянии и изменениях химических параметров водной среды в пространственно-временном измерении.

Комплексные экологические исследования в зал. Петра Великого были развёрнуты в конце 80-х гг. прошлого века. В них принимали участие специалисты Дальневосточного научно-исследовательского гидрометеорологического института, институтов океанологии (ТОИ), географии (ТИГ) ДВО РАН и Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра (ТИНРО-Центр).

В 2011 г. на 85 станциях залива специалистами ФГУП «ТИНРО-Центра» были отобраны донные отложения.

Целью работы была химико-экологическая оценка современных уровней содержания и пространственное распределение кислоторастворимых форм металлов в донных отложениях зал. Петра Великого.

Станции отбора проб донных отложений представлены на рис. 1.

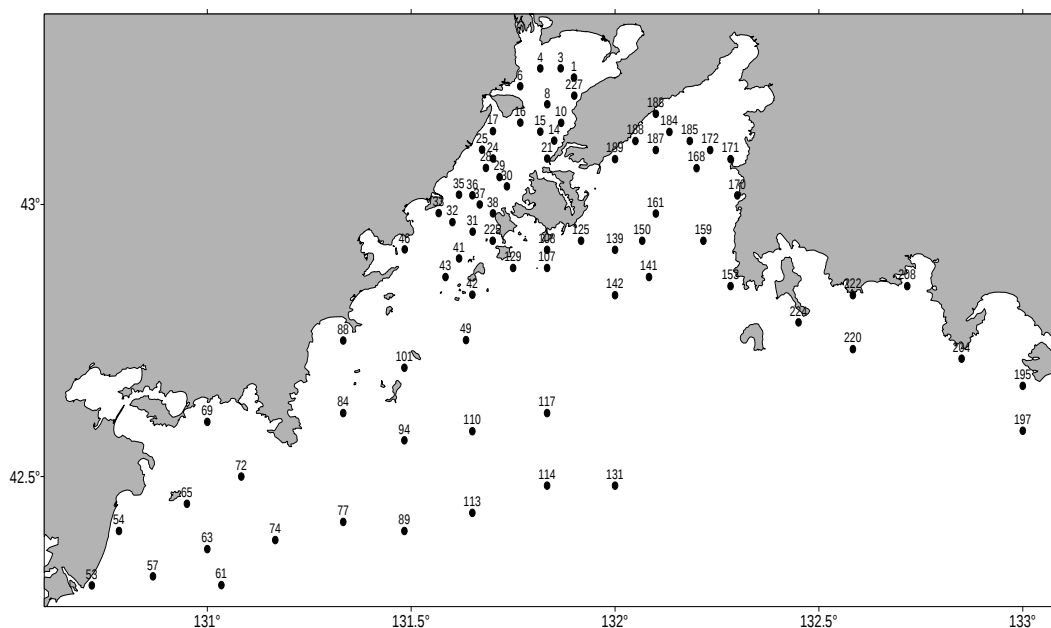


Рис. 1. Карта-схема станций отбора донных отложений в зал. Петра Великого

Fig. 1. Map-scheme of study area

Донные отложения отбирали дночерпателем с поверхности грунта, глубина отбора 5–10 см.

Подготовку проб к атомно-абсорбционному определению элементов проводили в соответствии с методикой количественного химического анализа «Определение As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (кислоторастворимые формы) в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом» (М 02–902–125–2005).

Пробы донных отложений высушивали при 105 °С, растирали, пропускали через капроновое сито 0,75 мм. Навески в 1 г обрабатывали 5–10 мл концентрированной HNO<sub>3</sub> и выдерживали 24 ч при комнатной температуре, затем нагревали при 120 °С в течение 3 ч (накрывая стаканчики часовым стеклом). В охлажденные растворы приливали по 3 мл концентрированной HClO<sub>4</sub> и смесь подогревали при температуре 210 °С до появления паров HCl. Растворы фильтровывали и доводили до 25 мл в мерной колбе. В полученном минерализате определяли кислоторастворимые формы тяжелых металлов (за исключением ртути).

Подготовка проб донных отложений к определению ртути заключалась в обработке навесок проб (1 г) 50 %-ной серной кислотой и 6 %-ным перманганатом калия с последующим восстановлением ртути двухлористым оловом в соответствии с методикой, разработанной Азовским научно-исследовательским институтом рыбного

хозяйства «Определение общей ртути в донных отложениях методом беспламенной атомной абсорбции» (РД 52.10.556–95; М 02–902–125–2005).

**Таблица 1.** Диапазоны концентраций элементов в донных отложениях зал. Петра Великого, мг/кг сухой массы

**Table 1.** Range of elements concentrations in the bottom sediments of Peter the Great Bay, mg/kg dry weight

| Элемент | Амурский залив<br>n=29              | Уссурийский залив<br>n=21           | залив Посьета<br>n=8                | Открытая часть зал. Петра Великого<br>n=10 | Залив Петра Великого<br>n=78        |
|---------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------|
| Al      | $\frac{3750 - 70000}{41921/20917}$  | $\frac{3250 - 50000}{13714/10288}$  | $\frac{3500 - 23250}{8750/2233}$    | $\frac{2250 - 12500}{6975/1054}$           | $\frac{2250 - 70000}{22390/20716}$  |
| As      | $\frac{12,5 - 100,0}{57,1/28,3}$    | $\frac{11,5 - 60,7}{21,7/12,6}$     | $\frac{8,7 - 20,7}{12,8/4,0}$       | $\frac{9,0 - 16,9}{12,1/2,9}$              | $\frac{8,75 - 100}{32,43/27,07}$    |
| Cd      | $\frac{0,010 - 0,160}{0,075/0,046}$ | $\frac{0,020 - 0,220}{0,067/0,054}$ | $\frac{0,005 - 0,150}{0,033/0,048}$ | $\frac{0,012 - 0,037}{0,021/0,008}$        | $\frac{0,005 - 0,225}{0,057/0,049}$ |
| Co      | $\frac{0,62 - 11,25}{5,45/3,04}$    | $\frac{1,25 - 6,25}{2,82/1,74}$     | $\frac{0,62 - 8,75}{2,49/2,73}$     | $\frac{0,62 - 2,50}{1,19/0,54}$            | $\frac{0,62 - 11,25}{3,51/2,75}$    |
| Cr      | $\frac{2,5 - 65,0}{38,9/17,46}$     | $\frac{10,0 - 35,0}{16,7/6,2}$      | $\frac{2,5 - 12,5}{7,5/3,2}$        | $\frac{5,0 - 17,5}{11,8/4,05}$             | $\frac{2,5 - 65,0}{23,07/17,04}$    |
| Cu      | $\frac{2,5 - 32,5}{15,72/8,31}$     | $\frac{2,5 - 60,0}{13,3/15,7}$      | $\frac{1,2 - 12,5}{4,2/3,8}$        | $\frac{2,5 - 7,5}{4,6/1,8}$                | $\frac{1,25 - 60}{11,33/10,82}$     |
| Fe      | $\frac{5375 - 22500}{15987/4711}$   | $\frac{4750 - 10750}{7434/1642}$    | $\frac{4875 - 10500}{7046/1902}$    | $\frac{4750 - 9000}{5987/1376}$            | $\frac{4750 - 22500}{10467/5361}$   |
| Hg      | $\frac{0,03 - 0,05}{0,04/0,01}$     | $\frac{0,03 - 0,07}{0,047/0,01}$    | $\frac{0,03 - 0,04}{0,03/0,005}$    | $\frac{0,02 - 0,30}{0,07/0,1}$             | $\frac{0,025 - 0,300}{0,048/0,043}$ |
| Mn      | $\frac{30,0 - 140,0}{99,2/31,7}$    | $\frac{32,0 - 197,0}{58,4/35,6}$    | $\frac{35,0 - 132,0}{63,1/41,3}$    | $\frac{27,0 - 60,0}{46,0/11,3}$            | $\frac{27,5 - 197,5}{72,5/37,08}$   |
| Ni      | $\frac{2,5 - 43,7}{21,8/11,7}$      | $\frac{5,0 - 16,2}{9,01/3,4}$       | $\frac{2,5 - 12,5}{5,9/3,7}$        | $\frac{2,5 - 7,5}{5,1/1,3}$                | $\frac{2,5 - 43,7}{12,8/10,3}$      |
| Pb      | $\frac{3,5 - 20,0}{8,7/4,2}$        | $\frac{3,5 - 50,0}{11,8/10,3}$      | $\frac{2,5 - 8,7}{4,3/2,2}$         | $\frac{2,5 - 12,5}{6,6/3,1}$               | $\frac{2,5 - 50}{8,46/6,52}$        |
| Se      | $\frac{0,25 - 1,00}{0,62/0,53}$     | $\frac{0,002 - 3,870}{0,50/0,79}$   | $\frac{0,350 - 0,400}{0,385/0,02}$  | $\frac{0,002 - 0,650}{0,348/0,220}$        | $\frac{0,003 - 3,870}{0,46/0,59}$   |
| Zn      | $\frac{20 - 125}{75/32}$            | $\frac{18,0 - 65,0}{33,3/13,6}$     | $\frac{12,0 - 31,0}{19,8/6,8}$      | $\frac{12,0 - 28,0}{22,1/5,0}$             | $\frac{12,5 - 125,0}{45,6/31,7}$    |

Примечание: в числителе – диапазоны концентраций; в знаменателе – среднее / стандартное отклонение.

Как видно, концентрации всех рассмотренных элементов в донных отложениях залива изменялись в широких диапазонах.

Ранжирование современных средних концентраций в донных отложениях заливов второго порядка, входящих в состав зал. Петра Великого, позволили оценить и

выделить особенности распределения тяжёлых металлов и мышьяка в этих акваториях. Так, наибольшие средние концентрации элементов (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Se, Zn) определены в донных отложениях Амурского залива. Наибольшие средние концентрации ртути выявлены в ДО открытой части зал. Петра Великого; свинца – в ДО Уссурийского залива.

Основными источниками поступления загрязняющих веществ в Амурский залив являются стоки рек, терригенный сток, стоки городов Владивосток и Уссурийск. При этом значительная часть сточных вод Владивостока сбрасывается без очистки непосредственно в залив, а сточные воды Уссурийска выносятся р. Раздольной. На большей части Амурского залива грунт состоит из ила и песка. В северном районе грунт преимущественно ил, на банках камень, местами – песок, покрытый слоем ила. В северо-восточной части залива, по мере приближения к мысу Фирсова, грунт – ил, песок, камень, ракушка. Известно, что концентрации тяжёлых металлов в илах повышены из-за их высокой дисперсности и содержания в них органических веществ, способных связывать металлы в комплексы. Водообмен с Японским морем в Амурском заливе по сравнению с Уссурийским заливом гораздо слабее. Все перечисленные факторы обуславливают более высокий средний уровень концентраций элементов в донных отложениях Амурского залива по сравнению с Уссурийским и зал. Посыета. Тем не менее, наиболее высокие средние концентрации ртути отмечены в открытой части зал. Петра Великого, свинца – в Уссурийском заливе.

Среди тяжелых металлов ртуть и ее соединения относятся к наиболее опасным токсичным веществам. Несмотря на то, что ртуть издавна используется в различных отраслях деятельности человека и ее токсичность известна с древних веков, только в последние десятилетия появились новые сведения о поистине глобальном ртутном загрязнении окружающей среды. Ртуть попадает в океан главным образом через атмосферу и с речными стоками (Братков, Овдиенко, 2006). Поступление тяжелых металлов в водные экосистемы происходит как в результате естественных, так и антропогенных выбросов (Немова, 2005). Для ртути выброс в атмосферу и последующее выпадение на поверхность океана – основной путь поступления в морские экосистемы. В распределении различных форм ртути в морской экосистеме имеются некоторые закономерности. Например, концентрации растворенной ртути в прибрежных зонах океана значительно выше, чем в открытых частях. Также высоки они и в глубоководных зонах с недостатком кислорода, где процессы аккумуляции ртути идут более интенсивно за счет растворения частиц взвеси. Метилированные формы ртути были обнаружены в глубинных слоях открытых частей океана, а также в продуктивных зонах – там наблюдались самые высокие концентрации монометилртути и диметилртути (Немова, 2005). Возможно, повышенное содержание ртути в более открытой части зал. Петра Великого обусловлено большими глубинами этого района, где ртуть аккумулируется более интенсивно. Метилирование на дне происходит за счет микроорганизмов, благодаря чему ртуть переходит в растворенную форму.

**Таблица 2.** Матрица ранговой корреляции Спирмена

**Table 2.** Matrix of Spearman rank correlation

|    | Cu          | Zn          | Fe          | Mn          | Ni          | Cr          | Co          | Pb    | Al          | Hg   | Cd          | As   | Se   |
|----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|-------------|------|-------------|------|------|
| Cu | 1,00        |             |             |             |             |             |             |       |             |      |             |      |      |
| Zn | <b>0,68</b> | 1,00        |             |             |             |             |             |       |             |      |             |      |      |
| Fe | <b>0,53</b> | <b>0,93</b> | 1,00        |             |             |             |             |       |             |      |             |      |      |
| Mn | <b>0,68</b> | <b>0,83</b> | <b>0,80</b> | 1,00        |             |             |             |       |             |      |             |      |      |
| Ni | <b>0,59</b> | <b>0,92</b> | <b>0,91</b> | <b>0,81</b> | 1,00        |             |             |       |             |      |             |      |      |
| Cr | <b>0,55</b> | <b>0,91</b> | <b>0,91</b> | <b>0,76</b> | <b>0,94</b> | 1,00        |             |       |             |      |             |      |      |
| Co | 0,50        | <b>0,74</b> | <b>0,73</b> | <b>0,75</b> | <b>0,83</b> | <b>0,75</b> | 1,00        |       |             |      |             |      |      |
| Pb | <b>0,51</b> | 0,33        | 0,18        | 0,15        | 0,22        | 0,19        | 0,26        | 1,00  |             |      |             |      |      |
| Al | <b>0,59</b> | <b>0,91</b> | <b>0,92</b> | <b>0,85</b> | <b>0,93</b> | <b>0,93</b> | <b>0,76</b> | 0,17  | 1,00        |      |             |      |      |
| Hg | 0,01        | 0,10        | –0,05       | 0,02        | 0,11        | 0,20        | –0,09       | 0,09  | 0,05        | 1,00 |             |      |      |
| Cd | <b>0,47</b> | <b>0,49</b> | 0,39        | 0,36        | 0,36        | 0,40        | 0,13        | 0,21  | 0,37        | 0,01 | 1,00        |      |      |
| As | <b>0,58</b> | <b>0,88</b> | <b>0,89</b> | <b>0,76</b> | <b>0,88</b> | <b>0,87</b> | <b>0,71</b> | 0,24  | <b>0,87</b> | 0,03 | <b>0,49</b> | 1,00 |      |
| Se | 0,09        | 0,09        | –0,02       | 0,05        | 0,23        | <b>0,53</b> | –0,06       | –0,03 | 0,23        | 0,01 | 0,07        | 0,13 | 1,00 |

Примечание: жирным шрифтом выделены коэффициенты, значимые при  $p < 0,05$ .

В табл. 2 приведена матрица элементов ранговой корреляции Спирмена. Как показывает анализ, Fe и Al, тесно связанные с гранулометрическим составом осадков и являющиеся фазовыми носителями других элементов, имеют сильную корреляционную связь друг с другом. Сильная связь между Al, Fe и Cr, Mn, Ni, Zn и несколько более чем средняя связь с Co подтверждают терригенное происхождение этих элементов. Основным поставщиком соединений металлов в залив является речной сток. Он и определяет картину распределения терригенных элементов в донных отложениях, для которых характерно максимальное накопление в ДО приустьевых, эстуарных, как правило, сильно заиленных осадков и постепенное снижение концентраций к открытой части залива. Карты-схемы пространственного распределения концентраций Al, As, Fe, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn в донных отложениях зал. Петра Великого, выполненные с помощью ГИС, пакет Surfer 8, приведены на рис. 2–12.

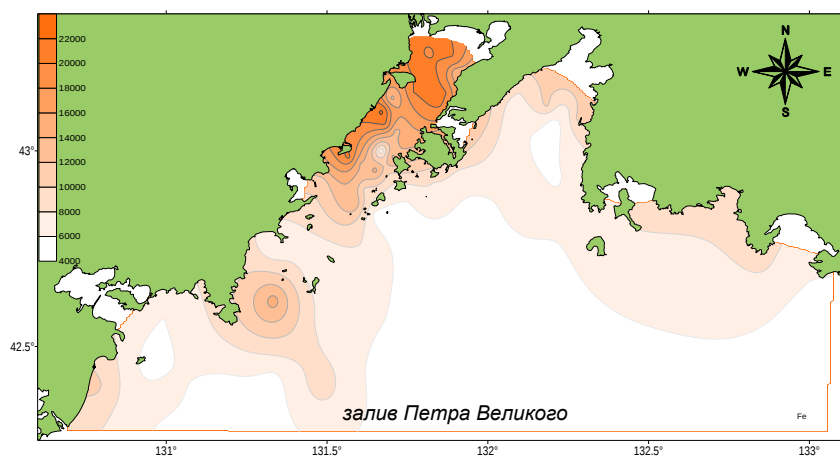


Рис. 2. Распределение алюминия в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 2. Distribution of the aluminum in the bottom sediments of Peter the Great Bay

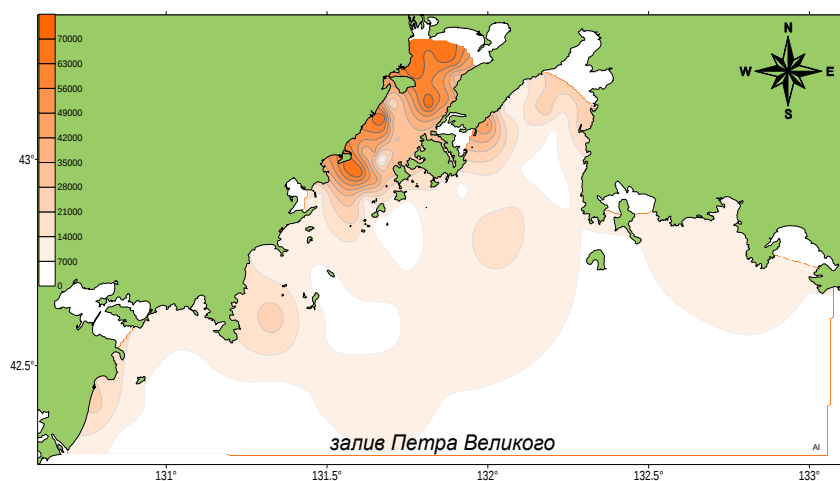
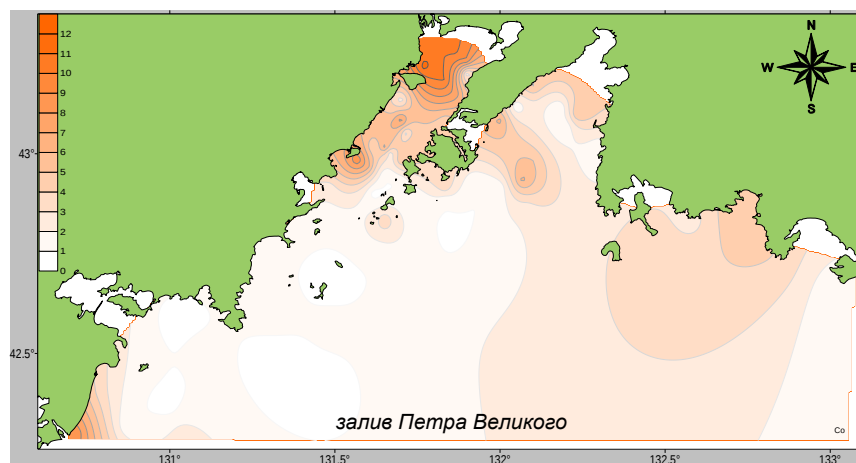


Рис. 3. Распределение железа в донных отложениях залива Петра Великого

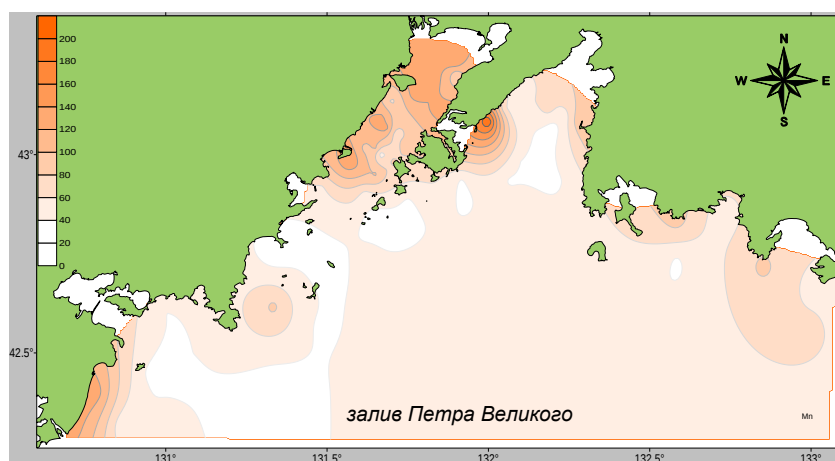
Fig. 3. Distribution of the iron in the bottom sediments of Peter the Great Bay

В Амурском заливе на распределение Al и Fe оказывает влияние не только сток р. Раздольной, но и стоки рек Амба и Нарва. В Уссурийском заливе это влияние ограничивается акваториями бухт Муравьиная и Суходол, куда впадают реки Артемовка, Суходол, Каменка.



*Рис. 4. Распределение кобальта в донных отложениях залива Петра Великого*

*Fig. 4. Distribution of the cobalt in the bottom sediments of Peter the Great Bay*



*Рис. 5. Распределение марганца в донных отложениях залива Петра Великого*

*Fig. 5. Distribution of the manganese in the bottom sediments of Peter the Great Bay*

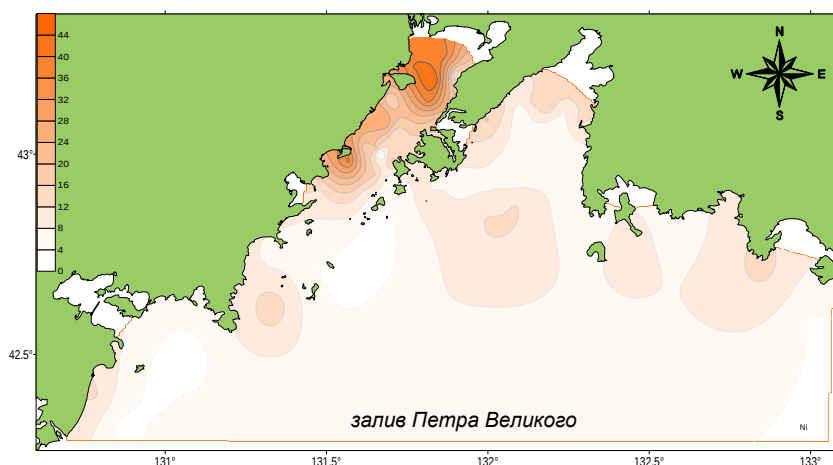


Рис. 6. Распределение никеля в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 6. Distribution of the nickel in the bottom sediments of Peter the Great Bay

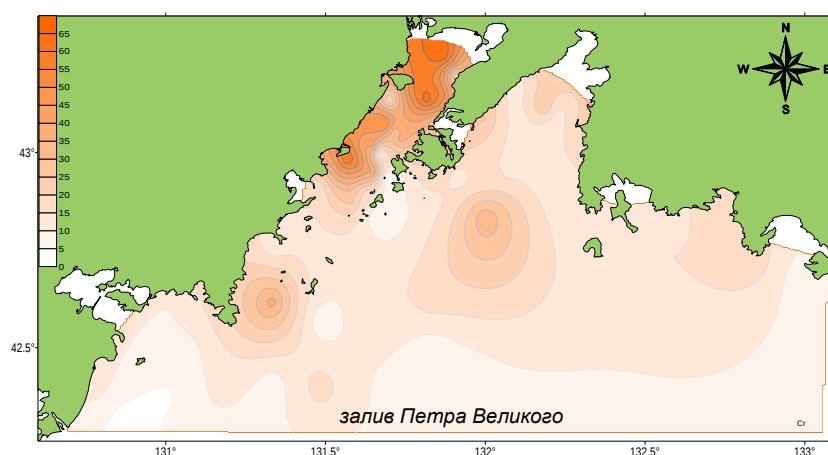


Рис. 7. Распределение хрома в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 7. Distribution of the chrome in the bottom sediments of Peter the Great Bay

Распределение концентраций Co, Mn, Ni, Cr в донных отложениях залива практически соответствуют таковому для Al и Fe (рис. 4–9).

Соединения металлов аккумулируются в осадках эстуариев, где в зоне смешения речных и морских вод образуются «седиментационные ловушки» и происходит выпадение основной доли взвешенного вещества и связанных с ним металлов. Концентрации Co, Mn, Ni, Cr в этих зонах достигают максимальных значений и плавно снижаются к открытой части залива до фоновых уровней.

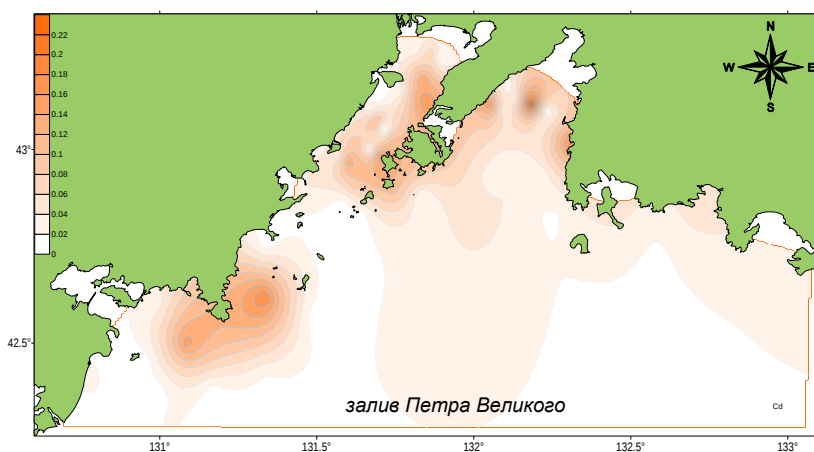


Рис. 8. Распределение кадмия в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 8. Distribution of the cadmium in the bottom sediments of Peter the Great Bay

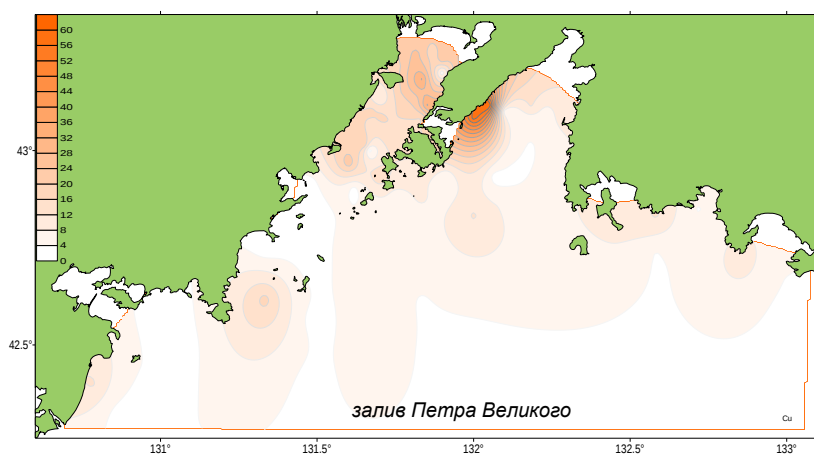


Рис. 9. Распределение меди в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 9. Distribution of the copper in the bottom sediments of Peter the Great Bay

Донные отложения с повышенными концентрациями Cd, Cu, Pb формируются у восточного побережья Амурского залива под влиянием муниципальных и промышленных стоков г. Владивостока и у западного побережья Уссурийского залива, где на берегу расположены золоотвал ТЭЦ-2 и ранее располагалась городская свалка.

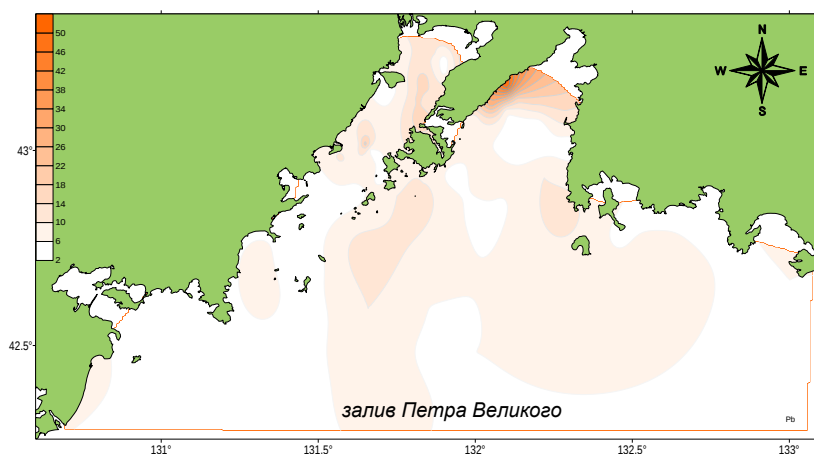


Рис. 10. Распределение свинца в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 10. Distribution of the lead in the bottom sediments of Peter the Great Bay

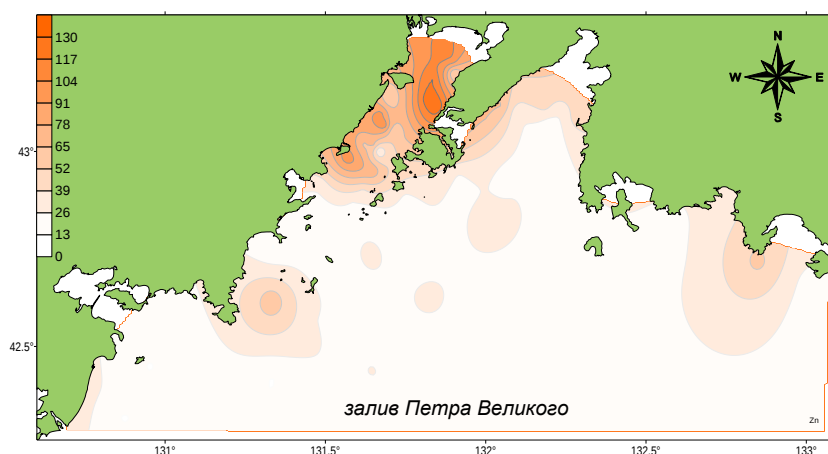


Рис. 11. Распределение цинка в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 11. Distribution of the zinc in the bottom sediments of Peter the Great Bay

Повышенные концентрации As и Zn в ДО приурочены к районам, на которые оказывают влияние источники загрязнения, расположенные на побережье (рис. 11, 12). Уровень концентраций этих элементов в эстуарных зонах свидетельствует о заметной доле поступления мышьяка и цинка и с терригенным стоком. Об этом также свидетельствует высокая корреляционная связь цинка и мышьяка с Fe и Al (табл. 2).

Таким образом, распределение концентраций элементов в ДО является следствием совокупного действия физико-химических факторов морской среды, которые формируют экологические условия в различных частях зал. Петра Великого и обусловлены как влиянием стока рек, гранулометрическим составом, так и наличием постоянно действующих антропогенных и техногенных источников.

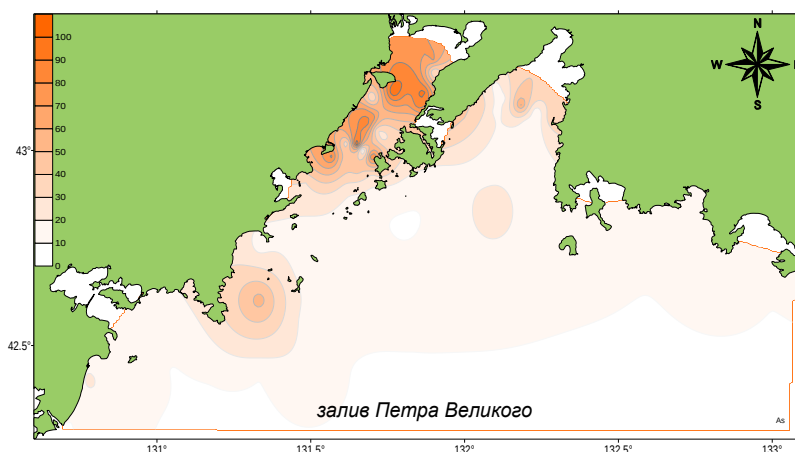


Рис. 12. Распределение мышьяка в донных отложениях залива Петра Великого

Fig. 12. Distribution of the arsenic in the bottom sediments of Peter the Great Bay

Поскольку при формировании геохимического фона водного объекта важная роль принадлежит донным осадкам и химический состав донных отложений более полно, в сравнении с водой, отражает реальное загрязнение водного объекта, важно проследить изменение уровней содержания металлов в ДО залива во времени. Поэтому мы провели сравнение средних концентраций тяжелых металлов в ДО фоновой станции (о. Рейнеке) за период 1982 – 2002 гг. (Ковековдова, Симоконь, 2004) с современными средними концентрациями элементов в ДО залива (рис.13).

Следует отметить, что, не смотря на просматривающуюся тенденцию увеличения средних концентраций Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, в ДО залива в 2011 г. по сравнению со средними концентрациями тяжелых металлов в ДО на фоновой станции за 20-летний период различия между величинами оказались не значимыми.

Предельно допустимые концентрации элементов в донных отложениях не разработаны, что связано с санитарно-токсикологической сущностью этого показателя. Тем не менее, концентрации токсичных элементов в ДО представляют интерес не только с точки зрения интегральной оценки качества среды в зал. Петра Великого – зоне активного рыболовства, но и для выяснения их возможного негативного влияния на существование морской биоты.

Критерием оценки качества ДО с точки зрения возможного токсичного эффекта для водных организмов служили уровни концентраций в донных отложениях, разработанные Канадским Советом Министров по окружающей среде для защиты водной жизни (ССМЕ, 1995). В табл. 3 приведены уровни, ниже которых негативные биологические эффекты на водные организмы не наблюдается – временные показатели качества донных осадков (Interim sediment quality guidelines – ISQGs) и уровни, выше которых биологические эффекты достоверно наблюдаются – уровни вероятного эффекта (Probable effects level – PEL).

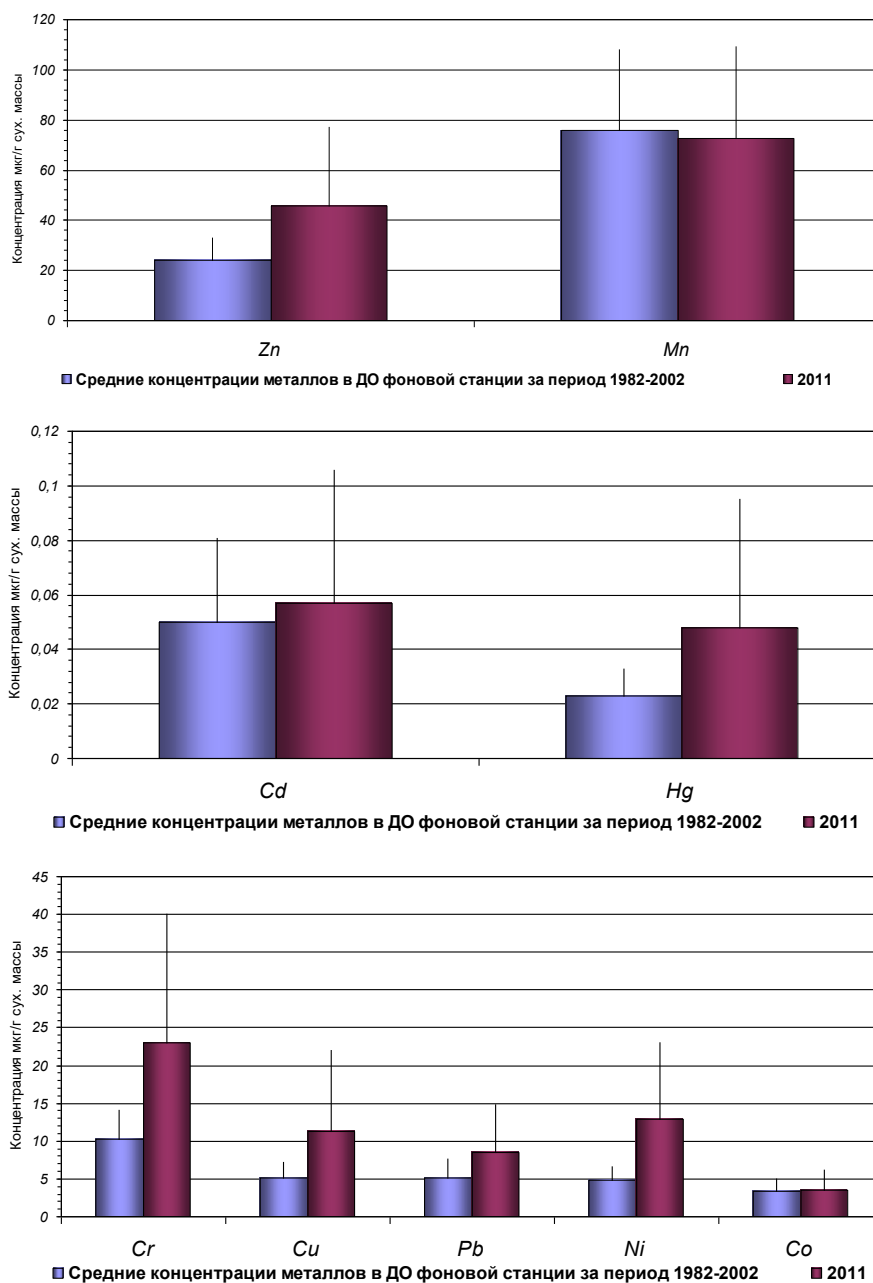


Рис. 13. Изменение средних концентраций элементов в донных отложениях залива Петра Великого во времени

Fig. 13. Average concentrations of elements in sediments of Peter the Great Bay in time

**Таблица 3.** Максимальные концентрации элементов в донных отложениях зал. Петра Великого, мкг/г сух. массы в сравнении с канадскими критериями

**Table 3.** Maximum concentrations of elements in bottom sediments of Peter the Great Bay, ug/g dry weight with retery on Canadian criteria's

| Эле-мент | Район                 | № станции | Максималь-ные концен-трации | ISQG, на сухую массу | PEL, на сухую массу |
|----------|-----------------------|-----------|-----------------------------|----------------------|---------------------|
| Cd       | Уссурийский залив     | 185       | 0,225                       | 0,7                  | 4,2                 |
| Cr       | Амурский залив        | 15        | 62,0                        | 52,3                 | 160                 |
| Cu       | Уссурийский залив     | 189       | 57,5                        | 18,7                 | 108                 |
| Fe       | Амурский залив        | 15        | 22500                       | Отсутствуют          |                     |
| Zn       | Амурский залив.       | 14        | 125                         | 124                  | 271                 |
| Pb       | Уссурийский залив     | 188       | 27,5                        | 30,2                 | 112                 |
| Co       | Амурский залив        | 6         | 11,2                        | Отсутствуют          |                     |
| Hg       | Открытая часть залива | 117       | 0,30                        | 0,13                 | 0,70                |
| Mn       | Уссурийский залив     | 189       | 197,5                       | Отсутствуют          |                     |
| Ni       | Амурский залив        | 8         | 43,7                        | Отсутствуют          |                     |
| As       | Амурский залив        | 10        | 92,5                        | 7,24                 | 41,6                |
| Al       | Амурский залив        | 25        | 70 000                      | Отсутствуют          |                     |
| Se       | Открытая часть        | 142       | 3,7                         | Отсутствуют          |                     |

Следует отметить, что в диапазон концентраций, способных оказывать негативное воздействие на существование водных организмов, входят концентрации хрома и мышьяка в Амурском заливе, меди в Уссурийском заливе, ртути в открытой части зал. Петра Великого. Повышенные содержания токсичных металлов в ДО залива характерны для очень небольшого количества мест.

#### **Литий и рубидий в донных отложениях зал. Петра Великого**

#### **Lithium and rubidium in bottom sediments of Peter the Great Bay**

Содержание щелочных элементов лития и рубидия в донных отложениях российской зоны Японского моря изучено слабо. Природным источником поступления этих элементов в морские прибрежные акватории является континентальный речной сток, выносящий в результате абразии берегов и эрозии суши как ионы этих металлов, так и частично коллоиды глин, содержащие данные элементы. Так, рубидий в своих геохимических процессах повторяет путь калия, что определяется их тесной связью, основанной на близости кристаллохимических характеристик этих элемен-

тов. В последнее время, в связи с промышленным использованием лития и рубидия, не исключена возможность их антропогенного поступления в морские экосистемы (Блохин, Ковековдова, 2006).

Литий и его соединения находят широкое применение в промышленности. Органические соединения лития (стеарат, пальмиат и др.) используются как основа для смазочных материалов, применяемых в военной технике. Растворы хлорида и бромида лития применяются в установках для кондиционирования воздуха, в частности, на подводных лодках. В настоящее время распространено использование полимерных и ионных литиевых аккумуляторов для различных портативных мобильных устройств (Хрусталёв, 2003)

Применение соединений рубидия в различных областях науки и техники также возрастает с каждым годом. Освоено использование рубидия в производстве фотоэлектрических и электронно-лучевых приборов, в стекольном и керамическом производствах, в волоконной оптике, в качестве катализаторов различных процессов органического и неорганического синтезов (Плющев, Степин, 1970).

В Приморье потенциальными источниками антропогенного поступления лития и рубидия в морскую среду могли выступать предприятия военно-промышленного комплекса, которые до последнего времени активно функционировали, подвергая окружающую среду негативному воздействию.

Диапазоны концентраций лития и рубидия в донных отложениях залив Петра Великого были изучены для основных заливов второго порядка этой акватории: Амурского и Уссурийского.

Для сравнения уровней концентрации металлов в донных отложениях локальных участков зал. Петра Великого, имеющих различную антропогенную нагрузку, обследованную акваторию разделили на 12 районов: 1 – устье р. Раздольной, 2 – западное побережье г. Владивостока (район промышленных стоков), 3 – глубоководная часть Амурского залива, прилегающая к г. Владивостоку, 4 – срединная часть Амурского залива, 5 – западная часть Амурского залива, 6 – островная часть Амурского залива, 7 – пролив Босфор Восточный, 8 – кутовая часть Уссурийского залива, 9 – восточное побережье г. Владивостока, 10 – срединная часть Уссурийского залива, 11 – западная часть Уссурийского залива и 12 – открытая часть Уссурийского залива (табл. 4).

В кутовую часть Амурского залива впадает р. Раздольная – главный водоток Южного Приморья. Эта река выступает не только как природный источник обогащения морской среды химическими элементами, но и как поставщик хозяйственно-бытовых, в том числе сельскохозяйственных стоков. Та часть Амурского залива, которая относится к западному побережью г. Владивостока, принимает многочисленные промышленные и бытовые стоки города.

Через срединную часть Амурского залива проходит тальвег древней долины р. Раздольной, который отчетливо прослеживается по дну залива от современного устья в юго-восточном направлении и уходит в пролив Босфор Восточный (Васильев, Марков, 1974). Этот факт может свидетельствовать не только о современном влиянии этой реки на формирование элементного состава ДО Амурского залива, но и о ее ретроспективном воздействии на его отдельные участки.

Глубинная часть залива, прилегающая к г. Владивостоку, может испытывать антропогенное влияние. Западная часть Амурского залива считается относительно

чистой. Островная часть залива считается условно чистой, не испытывающей антропогенного воздействия. Остров Рейнеке относят к фоновой станции (Ковековдова, Симоконь, 2004).

Через пролив Босфор Восточный происходит обмен водами между Амурским и Уссурийским заливами, в зависимости от направления ветра. Акватория этого пролива подвержена антропогенному влиянию.

Уссурийский залив имеет более обширную открытую часть, по сравнению с Амурским заливом. В кутовую часть Уссурийского залива впадают реки Артемовка и Шкотовка. На западном побережье Уссурийского залива, в районе п. Горностай, до недавнего времени находился полигон бытовых отходов г. Владивостока.

Максимальное содержание лития в донных отложениях Амурского залива было найдено на станции, которая относится к западному побережью г. Владивостока (район промышленных стоков), минимальное – в акватории близ о. Рейнеке. Средняя концентрация лития в донных отложениях Амурского залива составила 20,2 мкг/г сух. массы. Пространственное распределение лития в донных отложениях может быть обусловлено влиянием отдельных факторов, один из которых – природное терригенное поступление лития. Наибольшие концентрации кислоторастворимых форм лития в донных отложениях были отмечены в районах сброса сточных вод г. Владивостока, что может свидетельствовать об антропогенном поступлении элемента.

**Таблица 4.** Средние концентрации (мкг/г сух. массы) кислоторастворимых форм лития и рубидия в донных отложениях зал. Петра Великого

**Table 4.** Average concentrations (ug/g dry weight) of lithium and rubidium in sediments of Peter the Great Bay

| №  | Район                                                           | Литий       | Рубидий      |
|----|-----------------------------------------------------------------|-------------|--------------|
| 1  | Устье р. Раздольной                                             | 25,89±3,58  | 103,64±23,29 |
| 2  | Западное побережье г. Владивостока (район промышленных стоков)  | 28,43±6,06  | 102,15±21,15 |
| 3  | Глубинная часть Амурского залива, прилегающая к г. Владивостоку | 25,67±3,47  | 94,34±19,79  |
| 4  | Срединная часть Амурского залива                                | 21,41±2,40  | 83,44±11,38  |
| 5  | Западная часть Амурского залива                                 | 14,45±6,61  | 58,08±20,81  |
| 6  | Островная часть Амурского залива                                | 9,14±3,81   | 38,02±18,01  |
| 7  | Пролив Босфор Восточный                                         | 16,65±11,82 | 80,00±50,07  |
| 8  | Кутовая часть Уссурийского залива                               | 19,96±5,43  | 30,78±3,39   |
| 9  | Восточное побережье г. Владивостока                             | 9,55±5,56   | 18,87±9,45   |
| 10 | Срединная часть Уссурийского залива                             | 8,67±4,32   | 16,61±7,28   |
| 11 | Западная часть Уссурийского залива                              | 8,50±5,34   | 15,16±7,34   |
| 12 | Открытая часть Уссурийского залива                              | 3,72±1,79   | 8,71±4,63    |

Как уже отмечалось, содержание металлов в донных осадках зависит от многих факторов: гранулометрического состава и физико-химических свойств грунтов, наличия в них органических веществ, гидрологического режима акватории и других. При анализе элементного состава донных отложений зал. Петра Великого необхо-

димо учитывать, что входящие в его состав крупные заливы второго порядка находятся под влиянием речного стока.

Чтобы выяснить характер источников поступления лития в морскую среду Амурского и Уссурийского заливов, был использован геохимический подход, который заключался в установке математического соотношения между концентрацией определяемого металла и так называемого «консервативного» элемента, который представляет определенную фракцию донного отложения. Как отмечают А.В. Ронов с соавторами (Ронов и др., 1970), в пробах со сложной, многокомпонентной основой, наблюдается довольно хорошая корреляция между содержанием лития и алюминия. Так как металлы аккумулируются в донных отложениях в соответствии с их фракционным составом, исследование в первую очередь требует гранулометрического нормирования. Нормирование по размерам гранул заключалось в гомогенизации исследуемых образцов донных отложений с последующим просеиванием каждой пробы через одно сито. В результате на анализ бралась одна и та же фракция, что позволяло учесть зависимость концентрации металлов от фракционного состава донных отложений.

В морских грунтах со станций, где определялись содержания лития и рубидия, было также изучено содержание алюминия. Концентрации алюминия в донных отложениях исследованных станций не превышают значений геохимического фона этого элемента (Симоконь, Ковековдова, 2006). При анализе полученных результатов по содержанию лития в донных отложениях Амурского залива первоначально была выдвинута гипотеза о его возможном антропогенном поступлении в акваторию, так как наибольшие концентрации этого элемента приурочены к местам промышленных и хозяйственно-бытовых стоков. Для проверки этой гипотезы было изучено соотношение содержаний  $\text{Li}/\text{Al}$  в донных отложениях. Полученное соотношение оказалось практически одинаковым для всех станций и в среднем по заливу составило  $7 \cdot 10^{-4}$ . Коэффициент линейной корреляции содержания лития и алюминия  $r = 0,91$  позволяет сделать вывод о наличии прямой геохимической связи между содержанием этих элементов в донных отложениях Амурского залива.

Основным источником поступления лития в морскую среду выступают терригенные стоки (Добровольский, 1983). Коэффициенты обогащения океанической и речной воды литием (Сугавара, 1961) указывают на то, что в окружающей среде происходит перераспределение содержания лития и его поступление в гидросферу с последующим накоплением в Мировом океане.

На рис. 14 представлено пространственное распределение концентраций лития в донных отложениях Амурского залива. Положение станций, на которых были определены максимальные концентрации лития в донных отложениях, в основном совпадает (или находятся очень близко) с расположением тальвеговой части древней долины р. Раздольной. Возможно, эта зависимость указывает на влияние этой реки на процесс обогащения донных отложений этих станций литием.

Часть «литийсодержащих» станций также характеризуются влиянием не только р. Раздольной, но и других терригенных стоков (в частности Первой и Второй рек). Осадки этих районов представлены алевритовыми и пелитовыми отложениями. Средние величины отношений  $\text{Li}/\text{Al}$  в глинах и сланцах, песках и алевритах, а также в карбонатных породах очень близки и составляют  $9 \cdot 10^{-4}$  (Холленд, 1989). Полученное соотношение  $\text{Li}/\text{Al}$  в донных отложениях Амурского залива сопоставимо с этой

величиной. На рис. 14 отчетливо прослеживается процесс «высаливания» лития на уровне барьера «река–море», т. е. десорбция химически связанных взвешенных форм лития по мере роста солевого фона с последующей сорбцией и накоплением в донных отложениях.

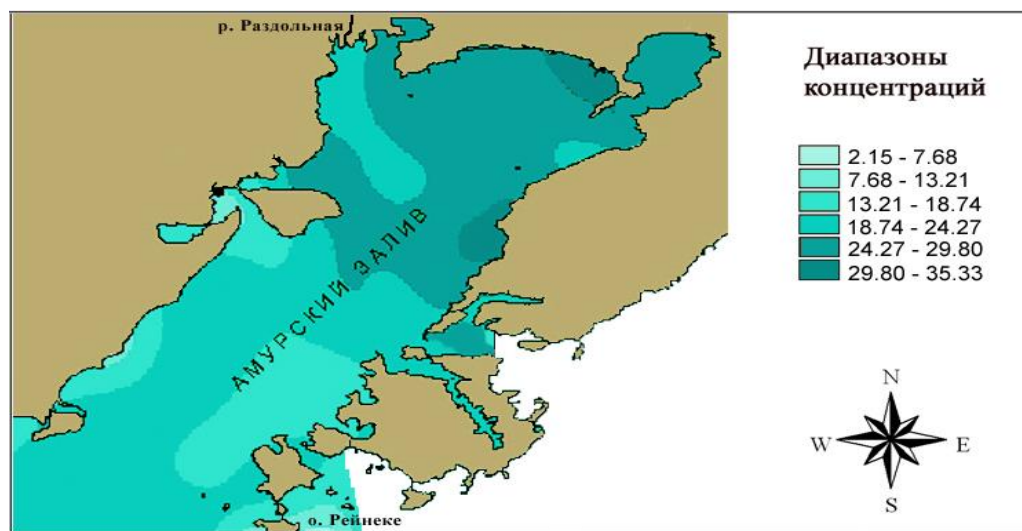


Рис. 14. Распределение содержания (мкг/г сух. массы) лития в донных отложениях Амурского залива

Fig. 14. Distribution of the lithium in the bottom sediments of the Amur Bay

Таким образом, для Амурского залива установлено, что на пространственное распределение лития в донных отложениях определяющее влияние оказывают речные стоки, главным образом р. Раздольная.

В Уссурийском заливе диапазон концентраций лития в донных отложениях составил 0,57–24,43 мкг/г сух. массы. Среднее значение 10,43 мкг/г в 2 раза ниже, чем в Амурском заливе, что, несомненно, связано с гидрохимическим и гидрологическим режимом этой акватории.

Отношение содержания  $\text{Li}/\text{Al}$  в донных отложениях Уссурийского залива в среднем составило ту же величину, что и для Амурского залива. Для лития отмечено обогащение донных отложений, находящихся под влиянием речных стоков, градиент уменьшения концентраций в донных отложениях направлен в сторону донных отложений мористой части Уссурийского залива (рис. 15). Средняя концентрация лития в донных отложениях залива сопоставима со средней концентрацией лития в донных осадках Мирового океана (Turekian, Wedepohl, 1961).

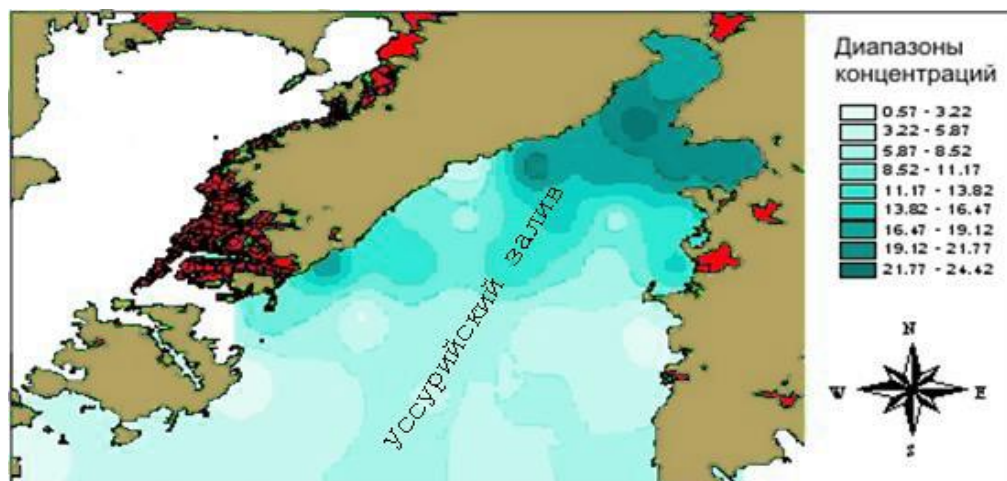


Рис. 15. Распределение содержания (мкг/г сух. массы) лития в донных отложениях Уссурийского залива

Fig. 15. Distribution of the lithium in the bottom sediments of the Ussury Bay

Таким образом, средние концентрации лития в донных отложениях заливов составляют: для Амурского – 20,2 мкг/г, для Уссурийского – 10,4 мкг/г. В среднем уровень содержания лития в донных отложениях Амурского залива в два раза превышает таковой в донных отложениях в Уссурийском заливе. В зал. Петра Великого выделены акватории с повышенным относительно средних величин содержанием элемента в донных отложениях. К ним относятся кутовые части Амурского и Уссурийского заливов. На основании нормирования содержания лития по алюминию можно судить о том, что такое распределение, прежде всего, обусловлено влиянием терригенного стока.

Максимальные концентрации рубидия найдены в донных отложениях той части Амурского залива, которая находится под влиянием р. Раздольной и относится к западному побережью г. Владивостока. Наименьшее содержание рубидия выявлено в акватории у о. Рейнеке. Средняя концентрация рубидия в донных отложениях Амурского залива составила 80,0 мкг/г сух. массы. Это значение сопоставимо со средней концентрацией элемента в донных осадках Мирового океана (Turekian, Wedepohl, 1961).

Здесь мы также попытались установить нормировочный коэффициент между содержанием рубидия и алюминия. Среднее соотношение содержания рубидия и алюминия в донных отложениях исследованных станций Амурского залива составило величину  $3 \cdot 10^{-3}$ . Высокий коэффициент корреляции концентраций этих элементов говорит о возможности проводить нормирование содержания рубидия по алюминию.

Для рубидия, как и для лития, отмечено обогащение донных отложений, находящихся под влиянием речного стока, донные отложения мористой части Амурского залива обеднены рубидием по сравнению с кутовой частью (рис. 16).

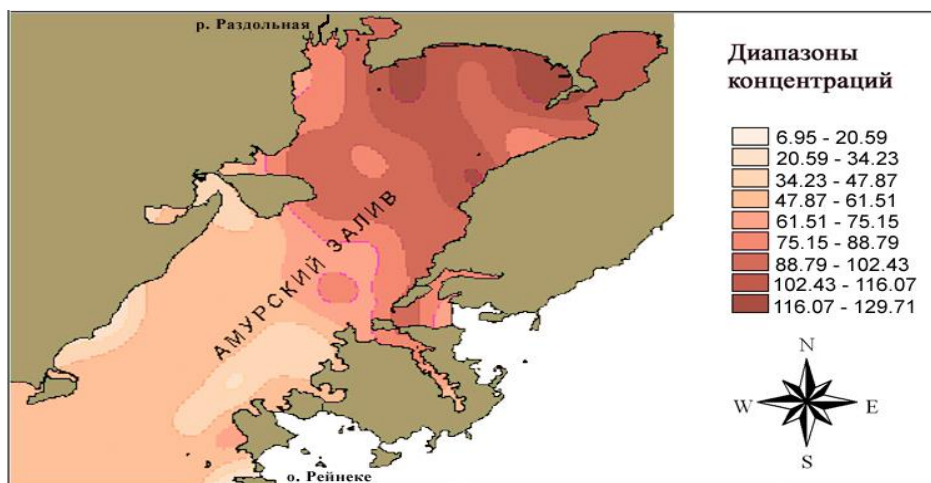


Рис. 16. Распределение содержания (мкг/г сух. массы) рубидия в донных отложениях Амурского залива

Fig. 16. Distribution of the rubidium in the bottom sediments of the Amur Bay

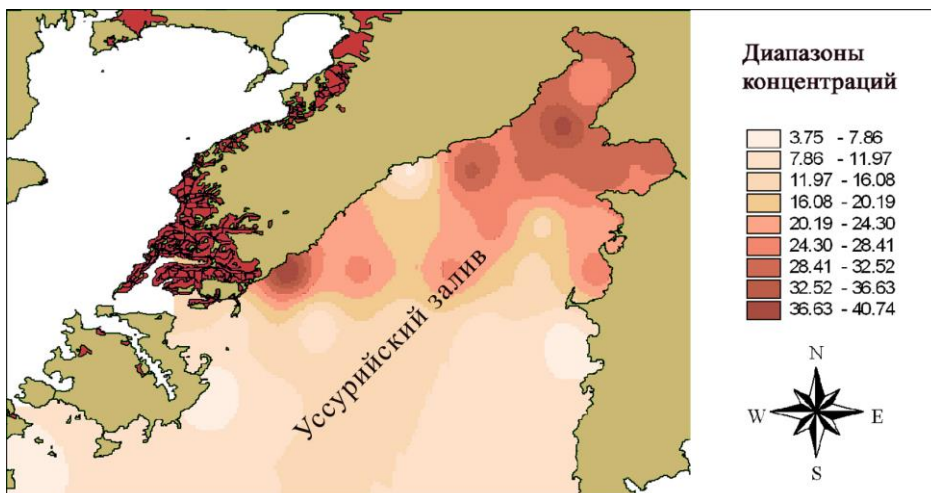


Рис. 17. Распределение содержания (мкг/г сух. массы) рубидия в донных отложениях Уссурийского залива

Fig. 17. Distribution of the rubidium in the bottom sediments of the Ussury Bay

Среднее соотношение содержания рубидия и алюминия в донных отложениях исследованных станций Уссурийского залива составило величину  $2 \cdot 10^{-3}$ . Для соотношения установлен коэффициент линейной корреляции 0,92.

В донных отложениях Уссурийского залива средняя концентрация рубидия составила 18,2 мкг/г сух. массы. Эта величина соответствует концентрации рубидия в донных отложениях островной части Амурского залива, но в 4–5 раз ниже содержания рубидия в кутовой части Амурского залива. Такой градиент концентраций указывает на р. Раздольную, как на основной источник обогащения донных осадков зал. Петра Великого этим элементом. Пространственное распределение рубидия в осадках Уссурийского залива показано на рис. 17.

Таким образом, изучение уровней содержания и распределения лития и рубидия в донных отложениях зал. Петра Великого позволяет утверждать, что поступление элементов имеет геогенную природу. Пространственное распределение лития и рубидия по акватории соответствует влиянию речного стока, который является основным источником их поступления в залив.

*Авторы выражают благодарность канд. биол. наук В.А. Надточему за планирование, организацию и проведение экспедиционных работ.*

### Литература

- Блохин М.Г., Ковековдова Л.Т. Литий и рубидий в гидробионтах и донных отложениях залива Петра Великого // Известия ТИНРО–Центра. 2006. Т. 147. С. 321–330.
- Братков В.В., Овдиенко Н.И. Геоэкология. М. : Высшая школа. 2006. 272 с.
- Васильев Б.И., Марков Ю.Д. Рельеф и донные отложения Амурского залива // Вопросы геологии и геофизики окраинных морей северо-западной части Тихого океана. Владивосток : Изд-во ДВНЦ АН СССР. 1974. С. 98–112.
- Виноградов А.П. Введение в геохимию океана : монография. М. : Наука. 1967. 211 с.
- Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. М.: Мысль. 1983. С. 75–92.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана : монография. Л. : Гидрометеиздат. 1989. 528 с.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Проблемы мониторинга экологических последствий загрязнения океана: монография. Л. : Гидрометеиздат. 1981. 176 с.
- Ковековдова Л.Т., Симоконь М.В. Тенденции изменения химико-экологической ситуации в прибрежных акваториях Приморья. Токсичные элементы в донных отложениях и гидробионтах // Изв. ТИНРО. 2004. Т. 137. С.310–320.
- Немова Н.Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М. : Наука, 2005. 154 с.
- Перельман А.И. Геохимия. М. : Высшая школа, 1979. 423 с.
- Плющев В.Е., Степин Б.Д. Химия и технология соединений лития, рубидия и цезия. М.–Л. : Химия, 1970. 407 с.
- Ронов А.В., Мигдизов А.А., Воскресенская Н.Т., Корзина Г.А. Геохимия лития в цикле осаднения // Международная геохимия. 1970. Т. 7. С. 75–102.
- Симоконь М.В., Ковековдова Л.Т. Металлы и металлоиды в донных отложениях Амурского залива (залив Петра Великого) // Материалы Межд. научно-практ. конференции «Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий». Владивосток : Изд-во ДВГУ. 2006. С. 172–176.
- Сугавара К. Миграция элементов в атмосфере и гидросфере. М. : Наука. 1964. Т. 2. 190 с.

- Холленд Х. Химическая эволюция океанов и атмосферы / пер. с англ. – М. : Мир, 1989. 552 с.
- Хрусталеv Д.А. Аккумуляторы. М. : Изумруд, 2003. 224 с.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for protection of aquatic life: summary tables. 2001. 5 p.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME–98E. 1995. 32 p.
- Frontalini Fabrizio, Coccioni Rodolfo, Bucci Carla. Benthic foraminifera assemblages and trace element contents from the lagoons of Orbetello and Lesina // Environ. Monit. and Assess. 2010. Vol. 170. № 1–4. P. 245–260.
- Gibert Oriol, Martinez–Llado Xavier, Marti Vicens et al. Heavy metal in polluted mollusks // Water, Air, and Soil Pollut. : An International Journal of Environmental Pollution. 2009. Vol. 204. № 1–4. P. 271–284.
- Muzuzumi M., Chow T.J., Patterson S.S. Chemical concentrations of pollutant aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata // Geochim. Cosmochem. Acta. 1969. Vol. 33. P. 135–142.
- Paucot H., Wollast R. Transport and transformation of trace metals in the Scheldt estuary // Mar. Chem. 1997. Vol. 58. P. 229–244.
- Riget F., Dietz R., Johansen P., Asmund G. Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine biota and sediments during AMAP phase 1 // Sci. Total Environm. 2000. Vol. 245. P. 3–14.
- Turekian K.K., Wedepohl K.H. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust// Bull. Geol. of Amer. 1961. № 2. P. 72–84.

## ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ В ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКАХ И РЫБАХ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО

М.Д. Боярова<sup>1</sup>, О.Н. Лукьянова<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Дальневосточный федеральный университет,

<sup>2</sup>Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр  
(ТИНРО-Центр)

Приведены результаты газохроматографического анализа хлорорганических пестицидов (ХОП) в мягких тканях мидий (сем. *Mytilidae*) и органах дальневосточной наваги (*Eleginus gracilis*), золотистого бычка (*Myoxocephalus flavimanus*), лобана (*Mugil cephalus*), камбалы (*Platichthys sp.*), сельди тихоокеанской (*Clupea pallasii*), сбор которых проводили в различных районах зал. Петра Великого Японского моря (бухта Сивучия, о. Фуругельма, зал. Посыета, Амурский залив, Уссурийский залив, устье р. Туманной) в течение 2002–2006 гг. ХОП были обнаружены во всех исследуемых образцах. Суммарное содержание ХОП в мидиях из различных районов зал. Петра Великого, особенно вблизи г. Владивостока, увеличилось почти в 10 раз с 1996 по 2006 гг. При изучении ХОП в органах рыб из прибрежных морских вод Приморья максимальное суммарное содержание (638 нг/г сырой массы) было обнаружено в мышцах дальневосточной наваги (зал. Посыета). В целом суммарная концентрация ДДТ и его метаболитов преобладала над концентрацией изомеров ГХЦГ. Суммарное содержание ХОП в органах и тканях исследуемых гидробионтов зал. Петра Великого в целом соответствуют интервалу содержания данных поллютантов у морских организмов из других районов Мирового океана.

**Ключевые слова:** хлорорганические пестициды, ДДТ, ГХЦГ, моллюски, рыбы

## PERSISTENT ORGANOCHLORINE PESTICIDES IN BIVALVE MOLLUSCS AND FISH FROM PETER THE GREAT BAY

M.D. Boyarova<sup>1</sup>, O.N. Lukyanova<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Far Eastern Federal University,

<sup>2</sup>Pacific Research Fisheries Center (TINRO–Center)

Results of the gas chromatography analysis on persistent organochlorine pesticides (POPs) in mussels soft tissues (*Mytilidae*) and organs of the far eastern navaga (*Eleginus gracilis*), light golden goby (*Myoxocephalus flavimanus*), common mullet (*Mugil cephalus*), flounder (*Platichthys sp.*), Pacific herring (*Clupea pallasii*) from the different areas of Peter the Great Bay (Sivuchya Bay, Furugelma Island, Posyet Bay, Amur Bay, Ussury Bay, and from Tumen river mouth in 1999–2006 are reported. Persistent organochlorine pesticides (POPs) were determined in all studied samples. The total concentration POPs in tissue of mussels from the different areas of Peter the Great Bay, especially in coastal waters around Vladivostok, increased approximately in 10-folds during last ten years. Among fish, maximal total concentration (638 ng/g wet weight) were determined in muscles of the far eastern navaga (Possyet Bay). Total concentration DDTs and its metabolites was higher than total concentration of HCHs isomers, as a whole. Total concentration POPs in organs and tissue of the marine organisms from the Peter the Great Bay corresponds to average pollutants concentrations in marine organisms from the different areas of the World Ocean.

**Keywords:** persistent organochlorine pesticides, DDTs, HCHs, fish, mollusks.

Высокая эффективность хлорорганических пестицидов, применяемых для борьбы с вредителями сельского хозяйства и переносчиками различных заболеваний, обусловила их повсеместное распространение в наземных и водных экосистемах. Обнаруженные позже способность к биоаккумуляции и биомagnификации и различные токсические эффекты у животных и человека привели к запрету на производство и использование подобных соединений в производственных и бытовых целях. Однако применение хлорорганических соединений во многих странах мира, особенно в Азиатско-Тихоокеанском регионе, продолжается и в настоящее время, а ДДТ и ГХЦГ относятся к числу весьма распространенных устойчивых загрязняющих веществ в регионе (Oh et al., 2005).

Различными путями ХОП попадают в водную среду и накапливаются в гидробионтах. В статье приводятся данные об уровнях содержания ДДТ и его метаболитов и изомеров ГХЦГ в гидробионтах, собранных в различных районах зал. Петра Великого в первом десятилетии XXI века.

Анализ ХОП в органах и тканях гидробионтов проводили методом газовой хроматографии с предварительным разрушением липидов концентрированной серной кислотой и отделением ХОП на колонке с силикагелем. Измерения проводили на хроматографе «Shimadzu GC-16A» (Япония) с детектором электронного захвата ECD-15, колонка ККК 25 м × 0,22 мм. Температура инжектора 250 °С, колонки – 210 °С, детектора – 280 °С. Газ-носитель – аргон, давление на входе – 2 кг·см<sup>-2</sup>. Скорость потока – 0,5 см<sup>3</sup>·мин<sup>-1</sup> (Клисенко и др., 1983).

Двустворчатые моллюски сем. Mytilidae широко распространены в прибрежных водах морей и обычно образуют большие популяции, в связи с чем их применяют для оценки степени загрязнения морской среды поллютантами, в том числе и хлорорганическими соединениями (Monirith et al., 2003). Для проведения оценки загрязнения прибрежных акваторий используют экологически сходные виды мидий.

Суммарное содержание ХОП у мидий из разных районов зал. Петра Великого, особенно вблизи г. Владивосток, за последние годы увеличилось почти в 10 раз (рис. 1). По данным А.В. Ткалина с соавторами (Tkalin et al., 1997), в 1996 г. общее содержание ХОП в мягких тканях мидий из Амурского и Уссурийского заливов составляло около 4,5 нг/г. По нашим данным, в 2004 г. суммарное содержание ХОП у мидий из Амурского залива было около 50,0 нг/г, из Уссурийского залива – около 20,0 нг/г.

В 1998 г. в мягких тканях *C. grayanus*, собранных в прибрежных водах о. Рейнеке, концентрация ХОП не превышала 0,8 нг/г (Tkalin et al., 2000), в 2004 г. содержание достигло 25,8 нг/г (рис. 2).

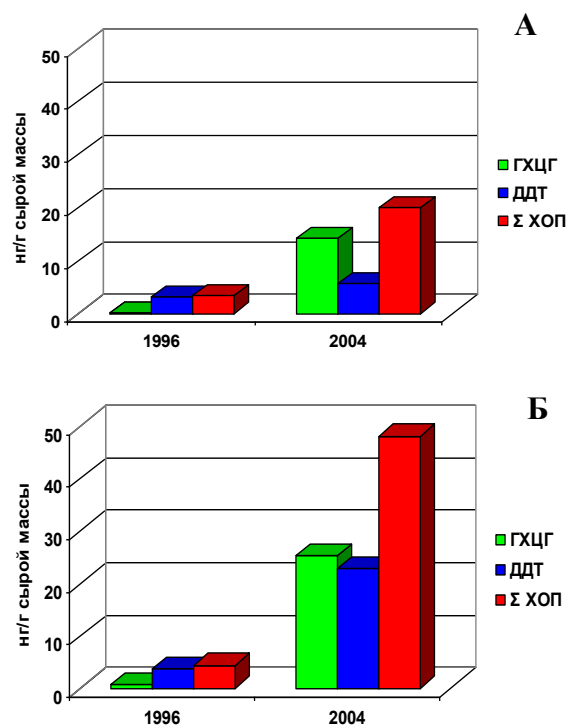


Рис. 1. Содержание ХОП в мидиях *C. grayanus* из Уссурийского (А) и Амурского (Б) заливов. Данные 1996 г. – по А.В. Ткалину с соавторами (Tkalin et al., 1997)

Fig. 1. Organochlorine pesticides in mussels *C. grayanus* from the Ussury Bay (А) and the Amur Bay (Б). 1996 – according Tkalin et al., 1997

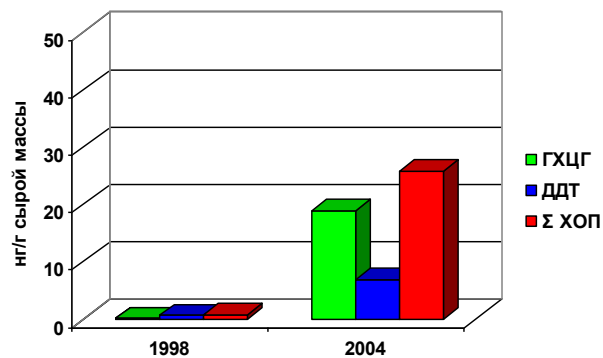


Рис. 2. Содержание ХОП в мидиях *C. grayanus* из прибрежных вод о. Рейнеке. Данные 1998 – по А.В. Ткалину с соавторами (Tkalin et al., 2000)

Fig. 2. Organochlorine pesticides in mussels *C. grayanus* from coastal waters of Rieneke Island. 1998 – according Tkalin et al., 2000

Амурский залив более загрязнен по сравнению с Уссурийским, что связано с хозяйственной деятельностью. Залив омывает наиболее развитую промышленную зону Приморья, включая крупный город-порт Владивосток, что обуславливает значительное поступление загрязняющих веществ в прибрежные морские воды. Сюда же впадает и полноводная р. Раздольная, собирающая поверхностный сток с обширных сельскохозяйственных площадей края. В Уссурийский залив поллютанты поступают в основном с терригенными стоками и реками, впадающими в залив. Повышение суммарного содержания ХОП в мидиях как из внутренних районов Амурского и Уссурийского заливов, так и в условно-фоновом районе о. Рейнеке можно считать отражением продолжающейся хозяйственной деятельности на юге Приморского края.

Отношение концентрации  $\alpha/\gamma$ -ГХЦГ в мидиях, собранных из этих заливов, было выше единицы, что означает преобладание устойчивого изомера  $\alpha$ -ГХЦГ. Общая сумма изомеров ГХЦГ была выше, чем сумма ДДТ и его метаболитов. Коэффициент ДДТ/ДДЕ практически во всех пробах был ниже 1, демонстрируя распад поступающего ДДТ и накопление стабильного ДДЕ. Результаты исследования подтверждают постоянное загрязнение прибрежной зоны зал. Петра Великого в районе г. Владивосток.

Высокое суммарное содержание ХОП (616 нг/г) с абсолютным преобладанием ДДТ и его метаболитов (450 нг/г) обнаружено в мидиях из зал. Посъета. В теплое время года под действием южных ветров в юго-западной части зал. Петра Великого проявляется влияние р. Туманной, выносящей в море большое количество различных загрязняющих веществ. Поллютанты с течением могут переноситься в зал. Посъета. Преобладание ДДТ в донных отложениях в устье р. Туманной показано ранее (Ткалин, 2001). Сравнение уровня ХОП в мидиях из зал. Посъета и из Амурского и Уссурийского заливов позволяет заключить, что в юго-западной части зал. Петра Великого содержание пестицидов значительно выше, чем даже в индустриальной зоне г. Владивосток (рис. 3). Таким образом, трансграничный перенос загрязняющих веществ имеет большое значение в прибрежных водах Приморья (Боярова, Лукьянова, 2006).

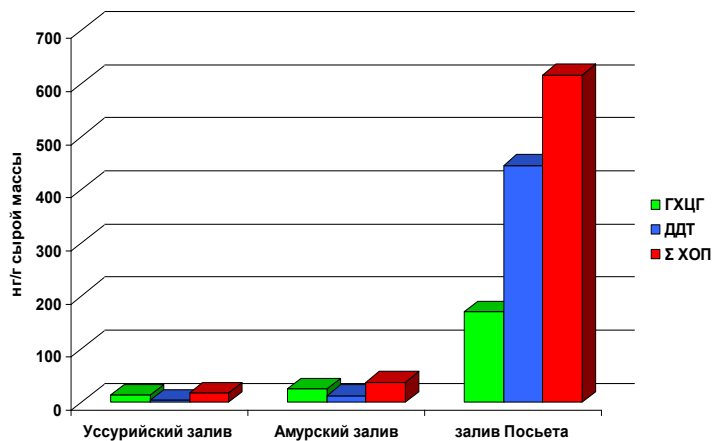


Рис. 3. Содержание ХОП в мидиях *C. grayanus* из заливов Уссурийского (2005 г.), Амурского (2004 г.) и Посъета (2002 г.)

Fig. 3. Organochlorine pesticides in mussels *C. grayanus* from the Ussury Bay (2005), the Amur Bay (2004) and the Possyet Bay (2002)

В настоящее время ГХЦГ и ДДТ продолжают определять в моллюсках из разных районов Мирового океана. В мидиях *Mytilus galloprovincialis*, собранных в 1999–2000 гг. в Черном море вдоль побережья Турции, общая сумма ХОП составляла 22 нг/г (Kurt, Ozcos, 2004).

В Азиатско-Тихоокеанском регионе ХОП, как правило, присутствуют во всех пробах, собранных в различных странах. Высокие концентрации обнаружены в мидиях из прибрежных вод Вьетнама, Китая, Гонконга. Суммарное содержание пестицидов составляло соответственно 310, 642 и 1000 нг/г. Основное количество ХОП приходилось на долю ДДТ и его метаболитов (Monirith et al., 2003). Максимальное суммарное содержание ХОП в мидиях, собранных в прибрежных водах Желтого моря, составляло 130 нг/г, преобладали ДДТ и его метаболиты (Yang et al., 2004). В мидиях, собранных в прибрежных водах Индии, общее содержание ХОП достигало 23 нг/г с преобладанием ДДТ (15 нг/г) (Monirith et al., 2003).

Результаты наших исследований свидетельствуют о меньшем загрязнении ХОП зал. Петра Великого по сравнению с прибрежной зоной стран АТР.

Анализ соотношений количества ДДТ и его метаболитов и изомеров ГХЦГ в органах моллюсков показывает, что в мидиях из зал. Посьета, находящихся под влиянием трансграничного переноса загрязнения, преобладает группа ДДТ, как и у животных из других прибрежных зон азиатских стран. Например, у *Perna viridis* из прибрежных вод Гонконга ДДТ и его метаболиты составляли 1000,0 нг/г, в то время как ГХЦГ только 0,6 нг/г (Monirith et al., 2003).

Однако следует отметить, что сумма изомеров ГХЦГ в мидиях из зал. Петра Великого была значительно выше, чем у моллюсков из районов других стран. Если в мидиях из стран АТР сумма ГХЦГ составляла от 0,06 до 5,0 нг/г, то у моллюсков из Амурского залива она достигала 25 нг/г. Данное обстоятельство, возможно, отражает меньшее использование линдана в сельском хозяйстве азиатских стран (рис. 4, 5). Наряду с этим следует учитывать и видовые особенности аккумуляции пестицидов моллюсками. Мидия Грея – долгоживущий вид, и способность к накоплению поллютантов сохраняется в течение всей жизни, вследствие чего и концентрации токсиантов могут быть выше, чем у имеющих короткий жизненный цикл мидий из вод Юго-Восточной Азии.

В настоящее время содержание пестицидов в нерыбных объектах промысла (ракообразные, двухстворчатые моллюски, головоногие моллюски, иглокожие), не нормируется действующей нормативной документацией (СанПиН 2.3.2.1078–01). Полученные значения максимальных концентраций ХОП у мидий из зал. Петра Великого относительно малы по отношению к величинам токсичности и LD<sub>50</sub> для человека, которые по ДДТ и его метаболитам составляют 250–400 мг/кг, по ГХЦГ – 300–500 мг/кг (Справочник химика, 1967). Таким образом, уровень загрязнения моллюсков пестицидами в настоящее время не представляет опасности для здоровья человека.

В районах с развитым промышленным рыболовством в качестве индикаторов загрязнения среды обитания часто используют рыб. Многие мониторинговые программы международных организаций (PAN – Международная сеть действий в отношении пестицидов, IPEN – Международная сеть по исключению стойких органических загрязнителей, UNCED – Организация Объединенных Наций по окружающей среде и развитию, UNEP – Организация Объединенных Наций по окружающей среде, FAO – Продовольственная и сельскохозяйственная организа-

ция Объединенных Наций и др.) включают анализ содержания токсических веществ в органах разных видов рыб. Наиболее популярны и часто используются различные виды камбаловых, тресковых, сельдевых, акулковых (Borisov, 1986; Ровинский и др., 1990; Norstrom, Muir, 1994; Hanson, 1997).

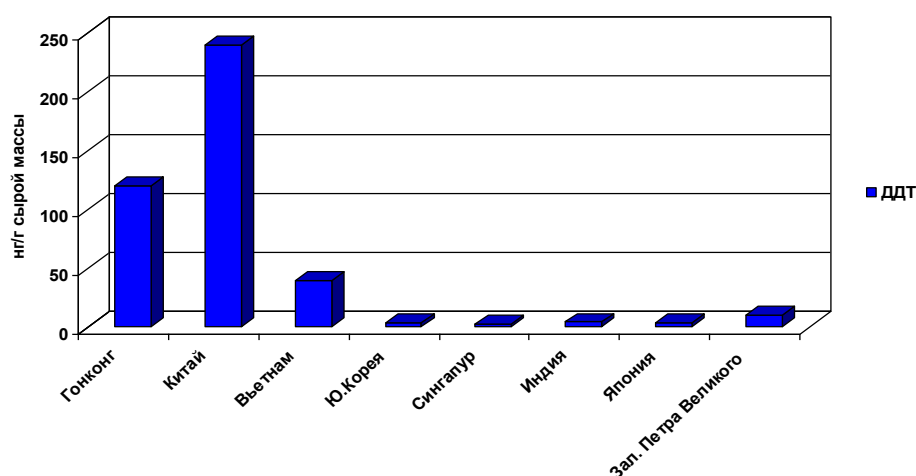


Рис. 4. Среднее суммарное содержание ДДТ и его метаболитов в мидиях прибрежных вод некоторых стран АТР (1994–2001 гг.) (Monirith et al., 2003) и зал. Петра Великого (Боярова и др., 2004)

Fig. 4. Total DDT and its metabolites concentration in mussels from Asia-Pacific region (1994–2001) (Monirith et al., 2003) and Peter the Great Bay (Boyarova et al., 2004)

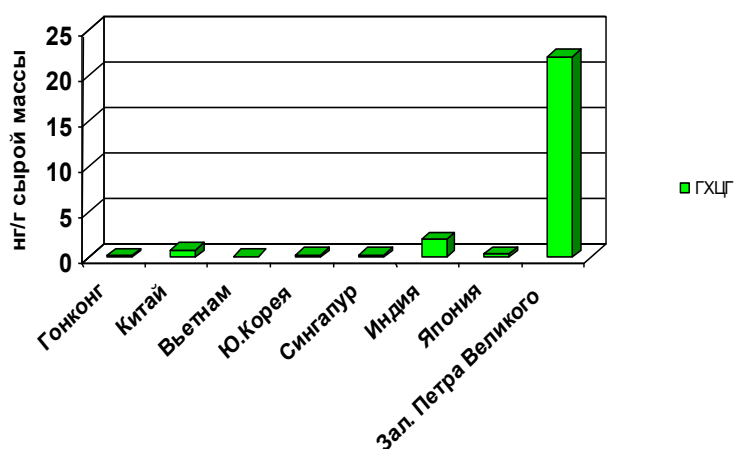


Рис. 5. Среднее суммарное содержание изомеров ГХЦГ в мидиях прибрежных вод некоторых стран АТР (1994–2001 гг.) (Monirith et al., 2003) и зал. Петра Великого (Боярова и др., 2004)

Fig. 5. Total HCH and its isomers concentration in mussels from Asia-Pacific region (1994–2001) (Monirith et al., 2003) and Peter the Great Bay (Boyarova et al., 2004)

При изучении ХОП в мышцах рыб прибрежных морских вод Приморья максимальные суммарные концентрации (638 нг/г) были определены в дальневосточной наваге, выловленной в зал. Посьета. В золотистом бычке из того же залива количество ХОП также было высоким и составляло 264 нг/г. В мышцах лобана из б. Сивучьей концентрация пестицидов была 88 нг/г. Во всех трех видах рыб, выловленных в прибрежных водах юго-западного Приморья, в сумме ХОП преобладали ДДТ и его метаболиты, как и у мидий из зал. Посьета, что подтверждает трансграничный перенос этого соединения из морских акваторий Юго-Восточной Азии (рис. 6).

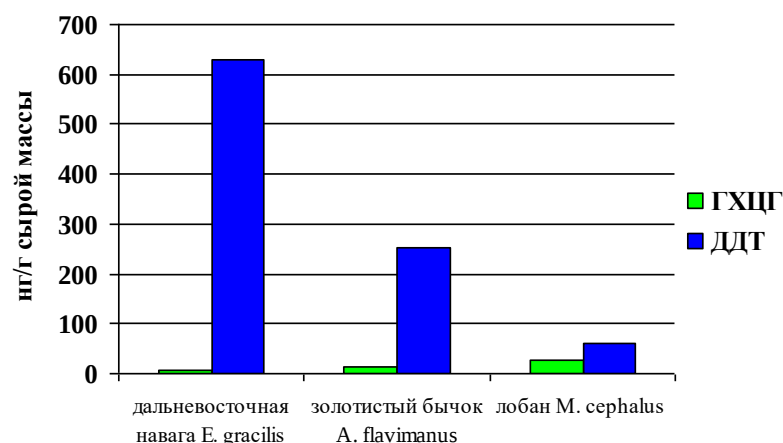


Рис. 6. Содержание ХОП в мышцах рыб, выловленных в прибрежных водах юго-западной части зал. Петра Великого

Fig. 6. Concentration POPs in muscles of fishes from the coastal waters in south-western part of Peter the Great Bay

В большинстве исследованных районов (б. Сивучья, заливы Посьета, Амурский и Уссурийский) были собраны несколько видов камбал. В литературе нет сведений о том, что разные виды камбал избирательно аккумулируют пестициды в мышцах; как правило, количество пестицидов определяется содержанием жира в органах. Максимальные концентрации ХОП (150 нг/г) были определены в мышцах камбал, выловленных в Амурском заливе (рис. 7). В отличие от рыб южного Приморья, в камбалах Амурского залива преобладала сумма изомеров ГХЦГ – 106,9 нг/г, причем на долю основного  $\gamma$ -изомера приходилось 74 %.

В мышцах камбал из заливов северо-восточного побережья о. Сахалин суммарное содержание ХОП составляло от 0,39 до 1,37 нг/г, преобладала сумма ДДТ и его метаболитов (Латковская, 2000).

Содержание ХОП в мышцах камбалы Глосса из Аральского моря варьировало от 4 до 29 нг/г, в основном присутствовали изомеры ГХЦГ (от 3 до 28 нг/г) (Амиргалиев и др., 1993). В мышцах камбалы *Pleuronectes platessa* из Северного моря сумма ХОП составляла 11 нг/г и преобладали пестициды группы ДДТ (9 нг/г) (Franklin, 1987).

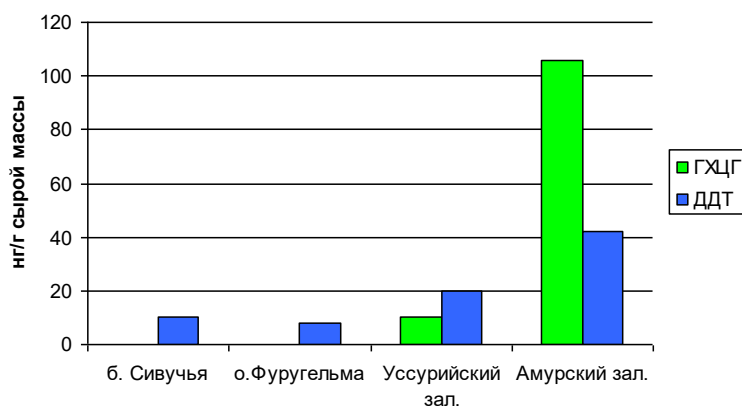


Рис. 7. Содержание ХОП в мышцах камбал из зал. Петра Великого Японского моря

Fig. 7. Concentration POPs in muscles of flounders from Peter the Great Bay

Таким образом, суммарное содержание хлорорганических пестицидов в рыбах зал. Петра Великого в целом соответствует интервалу содержания этих веществ, определяемых в рыбах из других районов Мирового океана в настоящее время. В органах рыб из зал. Петра Великого общее содержание пестицидов значительно больше, чем в образцах рыб из прибрежных вод о. Сахалин (Латковская, 2000). Содержание пестицидов в печени рыб юго-западной части зал. Петра Великого в 200 раз меньше, чем в печени рыб из прибрежной зоны Балтийского моря (Roots, 2004).

Следует отметить, что в мышцах рыб как из различных районов зал. Петра Великого, так и Мирового океана в основном преобладали метаболиты ДДТ – вещества, обладающие высокой биологической активностью.

Одним из важных промысловых объектов является сельдь. Определение токсикантов в этом виде представляет интерес с точки зрения безопасности для здоровья человека. Суммарное содержание ХОП в мышцах тихоокеанской сельди, выловленной в зал. Петра Великого, составляло 2,5 нг/г сырой массы. Для сравнения отметим, что в балтийской сельди из Рижского залива максимальное суммарное содержание ХОП достигало в 1997 г. 527 нг/г сырой массы. В сельди из более открытой части Балтийского моря, выловленной в 1998 г., суммарное содержание ХОП было в пределах 189 нг/г (Roots, 2004). Данные результаты свидетельствуют о том, что сельдь Балтийского моря загрязнена пестицидами на два порядка выше, чем сельдь из прибрежной зоны Японского моря (рис. 8).

Сумма изомеров ГХЦГ в мышцах наваги и бычка в 20–25 раз ниже норм, установленных СанПиН для морских рыб (200 нг/г). В то же время сумма ДДТ и его метаболитов у наваги достигала 630 нг/г, что превышает ПДК более чем в три раза (200 нг/г). У золотистого бычка этот показатель равен 232 нг/г, что также несколько превышает ПДК. Данные факты свидетельствуют о существовании экологического риска для человека при использовании в пищу рыб из прибрежных акваторий.

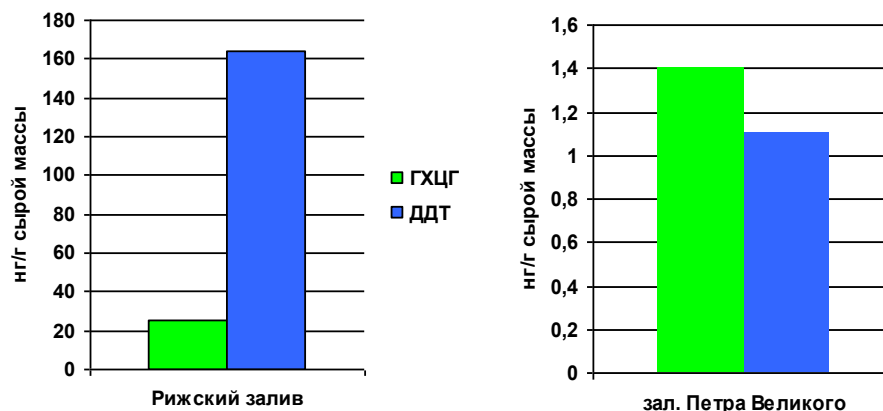


Рис. 8. Среднее содержание ХОП в мышцах сельди из Рижского залива Балтийского моря (1998 г.) (Roots, 2004) и зал. Петра Великого Японского моря (2001 г.) (Боярова и др., 2004)

Fig. 8. The average POPs concentration in muscles of the herring from the Gulf of Riga of Baltic Sea (1998) (Roots, 2004) and from Peter the Great Bay of the Sea of Japan (2001) (Boyarova et al., 2004)

Согласно общей схеме метаболизма ксенобиотиков в организме животных основное количество поступающих токсикантов аккумулируется в печени. Печень у рыб, как и у многих других живых организмов, выполняет основную роль в детоксикации и хранении поллютантов.

Во всех образцах печени рыб из зал. Петра Великого были определены практически все изомеры ГХЦГ и ДДТ и его метаболиты. Максимальные концентрации ХОП обнаружены в печени камбалы полосатой из Амурского залива (379–736 нг/г).

Суммарное содержание ХОП в печени звездчатой камбалы, выловленной в Амурском заливе и б. Сивучьей, составляло 55 и 135 нг/г соответственно. В печени этого же вида камбал из заливов северо-востока Сахалина в 1996 г. максимальная сумма ХОП составляла 17,5 нг/г, минимальная – 2,1 нг/г сырой массы (Латковская, 2000).

Содержание ХОП в печени камбалы Глосса из Аральского моря варьировало от 13 до 28 нг/г (Амиргалиев и др., 1993). В печени камбал *Pleuronectes platessa* из Северного моря сумма ХОП составляла 54 нг/г и преобладали пестициды группы ДДТ (42 нг/г) (Franclin, 1987). Сумма ДДТ и метаболитов в печени камбал из прибрежья и эстуариев Атлантического побережья США изменялась от 11 до 390 нг/г сырой массы (Hanson, 1997). В печени трески (*Gadus morhua*), выловленной в прибрежных водах зал. Мэн Атлантического океана, у восточных берегов Северной Америки, максимальное суммарное содержание ДДТ и его метаболитов достигало 820 нг/г, сумма изомеров ГХЦГ составляла 24 нг/г (Monosson, Lincoln, 2006).

Таким образом, концентрации ХОП в рыбах зал. Петра Великого соответствуют диапазону содержания пестицидов в рыбах различных районов Мирового океана в современный период.

При изучении видовых особенностей аккумуляции хлорорганических соединений разными видами рыб установлено, что среди трех видов камбал – звездчатой, полосатой и темной, – выловленных в Амурском заливе, максимальная концентра-

ция ХОП в печени выявлена у полосатой камбалы – 736 нг/г (рис. 9). В печени звездчатой камбалы сумма пестицидов равнялась 55 нг/г, и преобладала сумма изомеров ГХЦГ (49 нг/г). Содержание ХОП в печени полосатой камбалы было в тринадцать раз выше, чем в печени звездчатой, и также преобладала сумма изомеров ГХЦГ (395 нг/г). Высокие концентрации пестицидов были определены в печени темной камбалы (414 нг/г), но у данного вида доминировала сумма ДДТ и его метаболитов (352 нг/г) (рис. 9).

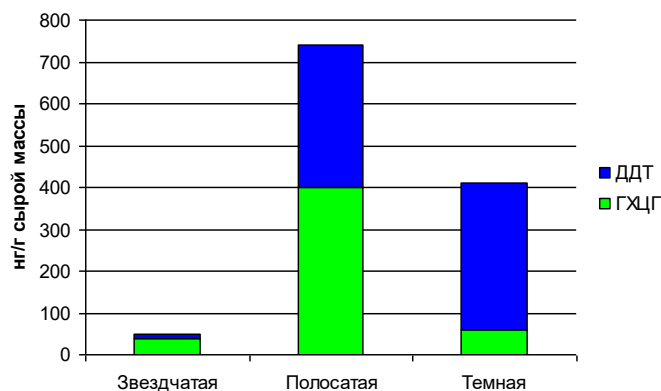


Рис. 9. Содержание ГХЦГ и ДДТ в печени различных видов камбал из Амурского залива

Fig. 9. Concentration HCHs and DDTs and its metabolites in liver of different flounder species from the Amur Bay

Результаты исследования пестицидов в печени разных видов камбал неоднозначны и связаны как с особенностями метаболизма, так и с разным уровнем содержания липидов в органах. Это вызывает различную активность процессов биотрансформации, что приводит к неодинаковой аккумуляции ксенобиотиков (Garcia et al., 2000).

Хлорорганические соединения в печени рыб из исследованных районов зал. Петра Великого присутствовали как в виде исходного вещества, так и как продукты его деградации. Степень деградации позволяет определить давность нахождения пестицида в среде. Отражением этого процесса являются коэффициенты  $\alpha/\gamma$ -ГХЦГ и ДДТ/ДДЕ.

Величина коэффициентов  $\alpha/\gamma$ -ГХЦГ и ДДТ/ДДЕ в печени рыб, выловленных в устье р. Туманной, свидетельствуют о «свежем» поступлении пестицидов. В печени рыб из других районов коэффициент  $\alpha/\gamma$ -ГХЦГ выше единицы, что свидетельствует о давности поступления поллютанта в окружающую среду зал. Посыета, бухты Сивучьей, Амурского и Уссурийского заливов. Значения коэффициента ДДТ/ДДЕ были высокими в отдельные годы в печени рыб и из Амурского залива, свидетельствуя о «свежем» поступлении ДДТ. В рыбах из других районов зал. Петра Великого величина коэффициента была близка к единице, что позволяет сделать заключение о постепенной трансформации исходного вещества и накоплении в органах рыб метаболитов ДДТ.

В печени камбал из заливов северо-востока Сахалина отношения концентраций  $\alpha/\gamma$ -ГХЦГ изменялись от 2,75 до 5,1, ДДТ/ДДЕ – от 0 до 0,21, что свидетельствует об отсутствии поступления пестицидов в прибрежные воды (Латковская, 2000).

Особую роль в распределении и аккумуляции пестицидов в водной среде играют эстуарные экосистемы. В этих зонах, на границе река–море, где соленость резко возрастает, растворимость ХОП в воде уменьшается, и они переходят во взвесь. Поэтому содержание ХОП в органах речных и эстуарных видов, как правило, выше по сравнению с морскими видами.

В 2008 г. исследовано содержание ХОП в органах мелкочешуйной краснопёрки (*Tribolodon brandtii*) из эстуариев рек Раздольная и Артёмовка. Суммарные максимальные концентрации ХОП были обнаружены в печени краснопёрок из эстуария р. Раздольной, в среднем 1700 нг/г сырого веса, у рыб из эстуария р. Артёмовки сумма ХОП составляла в среднем около 1000 нг/г. В мышцах рыб сумма ХОП значительно ниже, чем в печени, и не превышает норматива СанПиН – 200 мг/кг сырой массы. В мышцах рыб из р. Раздольной она составляет в среднем 70 нг/г, из р. Артёмовки – 57 нг/г. Основными загрязняющими веществами являются ДДТ и ДДЕ.

При сравнении содержания ХОП в органах эстуарных видов рыб — краснопёрок — с морскими рыбами — полосатой камбалой из Уссурийского и Амурского заливов, можно отметить, что эстуарные виды рыб аккумулируют ХОП в значительно большей степени, чем морские рыбы.

Таким образом, в настоящее время гидробионты зал. Петра Великого более загрязнены хлорорганическими пестицидами, чем рыбы из прибрежных вод о. Сахалин, но значительно меньше, чем рыбы Балтийского моря. Поступление пестицидов продолжается в отдельные районы прибрежных вод Приморья, находящиеся под влиянием трансграничного переноса поллютантов (устье р. Туманной) и активной хозяйственной деятельности населения (Амурский залив).

## Литература

Амиргалиев Н.А., Ермаханов З., Тагаева Ф.Е., Накупбеков С.Т. Уровень накопления пестицидов в органах и тканях камбалы, акклиматизированной в Аральском море // Особенности регулирования и нормирования поступления в рыбохозяйственные водоемы из диффузных источников. СПб. : ГосНИОРХ, 1993. Вып. 335. С. 112–119.

Боярова М.Д., Сяпина И.Г., Приходько Ю.В., Лукьянова О.Н. Хлорированные углеводороды в гидробионтах залива Петра Великого Японского моря // Экологическая химия. 2004. Т. 13 (2). С. 117–124.

Боярова М.Д., Лукьянова О.Н. Хлорированные углеводороды в гидробионтах зал. Посёта Японского моря // Изв. ТИНРО. 2006. Т.145. С.271–278.

Клисенко М.А., Мельцер Ф.Р., Новикова К.Ф., Демченко В.Ф., Кофанов В.И. Справочник. Методы определения микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде. М. : «Колос», 1983. 416 с.

Латковская Е.М. Химико-экологическая оценка заливов северо-востока Сахалина: хлорорганические пестициды и тяжелые металлы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2000. 26 с.

Лукиянова О.Н., Боярова М.Д., Черняев А.П. и др. Хлорорганические пестициды в водных экосистемах Дальнего Востока России // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2007. № 2. С. 31–35.

Ровинский Ф.Я., Воронова Л.Д., Афанасьев М.И. и др. Фоновый мониторинг загрязнения экосистем суши хлорорганическими соединениями. Л. : Гидрометеоздат, 1990. 270 с.

СанПиН 2.3.2.1078–01. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М. : Минздрав России, 2002. – 154 с.

Справочник химика. Т. 6. Сырье и продукты промышленности органических веществ. М., Л. : Химия, 1967. 1010 с.

Ткалин А.В. Загрязнение морской среды в приустьевой зоне реки Туманной // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. Т.2. Владивосток : Дальнаука, 2001. С.20–26.

Borisov E. The Baltic Monitoring Programme. General outlines and first experience // Symposium on Ecological Investigations of the Baltic Sea Environment. L.: Gidrometeoizdat, 1986. P. 28–38.

Franklin A. Aquatic Environmental Monitoring Report. MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft. 1987. 38 p.

Garcia L., Porte V., Albaiges J. Organochlorinated pollutants and xenobiotic metabolizing enzymes in Mediterranean mesopelagic fish // Mar. Pollut. Bull. 2000. № 40. P. 764–768.

Hanson P.J. Response of hepatic trace elements concentration in fish exposed to elemental and organic contaminants // Estuaries. 1997. Vol. 20, № 4. P. 659–676.

Kurt P.B., Ozkoc H.B. A survey to determine levels of chlorinated pesticides and PCBs in mussels and seawater from the Mid-Black Sea Coast of Turkey // Mar. Pollut. Bull. 2004. Vol. 48. P. 1076–1083.

Monirith I., Ueno D., Takahashi S. et al. Asia-Pacific mussel watch monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asian countries // Mar. Pollut. Bull. 2003. Vol. 46. P. 281–300.

Monosson E., Lincoln D. Comparison of PCBs, organochlorine pesticides, and trace metals in cod liver from Georges Bank and Stellwagen Bank, USA and Canada // Mar. Pollut. Bull. 2006. № 52. P. 572–597.

Norstrom R.J., Muir D.C.G. Chlorinated hydrocarbon contaminants in Arctic marine mammals // Sci. Tot. Environ. 1994. Vol. 154, № 2–3. P. 107–128.

Oh J.R., Choi H.K., Hong S.H. et al. A preliminary report of persistent organochlorine pollutants in the Yellow Sea // Mar. Pol. Bull. 2005. Vol.50. P.217–222.

Roots O. Persistent organic pollutants in the Baltic Sea (1969–2002) // Экологическая химия. 2004. Т. 13 (1). С. 54–66.

Tkalin A.V., Lishavskaya T.S., Hills J.W. Organochlorine pesticides in mussels and bottom sediments from Peter the Great Bay near Vladivostok // Ocean Res. 1997. Vol. 19, № 2. P. 115–119.

Tkalin A.V., Samsonov D.P., Lishavskaya T.S., Ghenrik G.V. New data on organochlorine pesticides distributions in the marine environment near Vladivostok // Mar. Pollut. Bull. 2000. № 40. P. 879–881.

Yang R.Q., Yao Z.W., Jiang G.B. et al. HCH and DDT residues in molluscs from Chinese Bohai coastal sites // Mar. Pollut. Bull. 2004. № 48. P. 795–805.

# ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ЭМБРИОТЕСТА С ПЛОСКИМИ МОРСКИМИ ЕЖАМИ *SCAPHECHINUS MIRABILIS*

Е.В. Журавель

*Дальневосточный федеральный университет,  
Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН*

По результатам экотоксикологического мониторинга, проведенного в 2007–2009 гг., различные акватории зал. Петра Великого (Японское море) в порядке усиления воздействия их вод на тест-объекты ранжированы следующим образом: юго-западная часть < Амурский залив < зал. Находка. Наиболее неблагоприятные условия для выживания эмбрионов и личинок *S. mirabilis* выявлены в приустье р. Туманной, окрестностях п-ова Де-Фриза, Спортивной Гавани и приустья Второй Речки (Амурский залив), кутовой части б. Находка, районе м. Шефнера и приустье р. Партизанской (зал. Находка). В течение трех лет отмечено снижение негативного воздействия на тест-объекты качества вод в Амурском заливе и усиление в зал. Находка, что, вероятно, связано с различным уровнем антропогенной активности на их побережьях.

**Ключевые слова:** эмбриотест, плоские морские ежи, зал. Петра Великого.

## ESTIMATION OF THE PETER THE GREAT BAY ECOLOGICAL STATE ACCORDING TO THE RESULTS OF EMBRYOTEST BY SAND DOLLAR *SCAPHECHINUS MIRABILIS*

E.V. Zhuravel

*Far Eastern Federal University,  
A.V. Zhirmunsky Institute of Marine Biology FEBRAS*

As a result of ecotoxicological monitoring conducted in 2007–2009, various aquathoriums of Peter the Great Bay (Sea of Japan) on degree of ecological situation deterioration were ranged in next order: south-western part of Peter the Great Bay < Amursky Bay < Nakhodka Bay. The most unfavorable conditions for the survival of embryos and larvae of *S. mirabilis* were detected near the Tumannaya river mouth; near the De-Friz peninsula, Sportivnaya Gavan, Vtoraya Rechka river mouth in the Amursky Bay; in the Nakhodka Bight, near the Shefnera cape and Partizanskaya river mouth in the Nakhodka Bay. A reduction of negative effects on test objects of tested water in the Amursky Bay and increased – in the Nakhodka Bay during three years was revealed. This fact is probably connected with different levels of human activity on their coasts.

**Keywords:** embryotest, sand dollar, Peter the Great Bay

Для успешного решения задач оценки состояния среды необходимо проводить комплексные исследования с применением различных показателей. Традиционно для оценки качества вод применяются методы химического анализа, однако далеко не все загрязняющие вещества и соединения могут быть выявлены в пробах воды. Кроме того, в воде могут содержаться продукты распада и взаимодействия токси-кантов. В связи с этим при исследовании качества вод параллельно с гидро-

химическим анализом все чаще используется оценка действия вод на гидробионтов, которая позволяет дать интегральную характеристику состояния среды. Такую интегральную оценку можно получить с помощью биотестирования, так как именно этот метод учитывает влияние на организм не только загрязняющих веществ, но и продуктов их распада и взаимодействия. Таким образом, биотестирование обеспечивает информацию о неблагоприятном состоянии среды независимо от того, какие вещества и в каком сочетании вызывают изменение жизненно важных функций у тест-объектов (Bellas et al, 2011).

В биотестировании широко используются эмбрионы и личинки донных беспозвоночных, так как их развитие проходит в поверхностном слое воды, где сконцентрирована большая часть загрязняющих веществ. Кроме того, эмбрионы и личинки беспозвоночных значительно более чувствительны к действию токсикантов, чем взрослые животные. Одними из наиболее часто применяемых тест-объектов для оценки репродуктивного, цитогенетического и тератогенного воздействия неблагоприятных факторов среды являются личинки и эмбрионы морских ежей, так как они крайне чувствительны к загрязнению и изменению физико-химических параметров, что неоднократно подтверждено экотоксикологическими экспериментами (Kobayashi, 1981; Христофорова, Власова, 1982; Pagano, Romana, 1991; Riveros et al., 1996; Quiniou et al., 1999; Beiras et al., 2003, и др.). Плоский морской еж *Scaphechinus mirabilis*, обитающий на песчаных грунтах зал. Петра Великого, удовлетворяет всем требованиям, предъявляемым к тест-объектам: он широко распространен, хорошо изучен, достаточно чувствителен и легко содержится в лабораторных условиях.

Исходя из вышесказанного, целью настоящей работы было изучение динамики загрязнения прибрежных вод залива Петра Великого с помощью эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis*.

## Материал и методика

**Отбор и обработка проб.** Съемки проводились в 2007–2009 гг в заливах Амурский и Находка, а также в юго-западной части зал. Петра Великого. Схема станций отбора проб воды приведена на рис. 1 (расположение станций устанавливали с помощью JPS Garmin). Данные о содержании загрязняющих веществ были получены в ходе комплексных экспедиций кафедры общей экологии ДВГУ. Воду для биотестирования отбирали из поверхностного слоя и фильтровали через бумажный фильтр. Соленость отобранных для тестирования вод определяли с помощью электросолемера ГМ–65М. В случае пониженной солености воды в пробе, отобранной для тестирования, добавляли хлорид натрия (о.с.ч.), доводя значение солености до 32 ‰.



Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб

Fig. 1. Map showing the samples collection sites

**Описание тест-объекта. Скафехинус необыкновенный *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1863)** – приазиатский нижебореальный вид, встречающийся наиболее часто у берегов Японии, в Японском море (зал. Петра Великого). Известен также из района Командорских островов и восточного побережья Камчатки. Живет на песчаном грунте, иногда зарываясь в него на глубину нескольких сантиметров (Касьянов и др., 1980).

По данным З.И. Барановой (1971), плоские морские ежи *S. mirabilis* встречались в б. Сивучьей на глубине 1,5 м на песчаном грунте в эпифауне биоценоза *Spisula sachalinensis* + *S. griseus*. В целом же в зал. Петра Великого он приурочен к биоценозам мелкозернистого песка горизонта зарослей *Zostera* (Дерюгин, 1939 цит. по: Баранова, 1971). Обычен этот вид и для зал. Восток (Брыков, Кашенко, 1976), причем он, По-видимому, является наиболее эврибионтным видом из всех плоских морских ежей, в частности, хорошо переносит понижение солености, характерное для приустьевой зоны. В лабораторных экспериментах взрослые животные выживали при понижении солености воды до 18 ‰ и погибали в течение двух суток при 14‰ (Кашенко, 2008).

Нерест морских ежей данного вида в зал. Петра Великого обычно происходит с середины июля до начала сентября, в зал. Восток – в зависимости от климатических условий – в июле–августе и первой половине сентября при температуре 17–23°C (Касьянов, Колотухина, 1976) или в первой половине августа при температуре 16–22°C (Касьянов и др., 1980).

Развитие эмбрионов и личинок *S. mirabilis* после оплодотворения хорошо изучено, хотя разные авторы несколько расходятся во мнении о сроках достижения ими контрольных стадий (табл. 1).

**Таблица 1.** Время наступления основных стадий развития морского ежа *S. mirabilis*

**Table 1.** The chronology of the sand dollar *S. mirabilis* early development

| Стадия                                      | Время достижения (ч)    |                   |                              |                                                 |
|---------------------------------------------|-------------------------|-------------------|------------------------------|-------------------------------------------------|
|                                             | Касьянов<br>и др., 1983 | Крючкова,<br>1987 | Dautov,<br>Kashenko,<br>2008 | Собственные<br>данные (Журавель<br>и др., 2006) |
| Оплодотворение                              | –                       | –                 | 0                            | 0                                               |
| 2 бластомера                                | –                       | –                 | 1 ч 20 мин                   | 1 ч 30 мин                                      |
| 4 бластомера                                | –                       | –                 | 1 ч 50 мин                   | –                                               |
| Средняя бластула                            | –                       | –                 | 9                            | 8                                               |
| Бластула (выход из оболочки оплодотворения) | 4,5                     | –                 | 10 ч 15 мин                  | 11                                              |
| Свободно плавающая бластула                 | –                       | 13                | 11 ч 30 мин–12 ч             | 12 ч                                            |
| Ранняя гастрюла                             | 12,5                    | –                 | 20                           | 16                                              |
| Поздняя гастрюла                            | 16,5                    | 17                | 23                           | 18                                              |
| Призма                                      | –                       | –                 | 28                           | 21–22                                           |
| Ранний плутеус 1 стадии с одной парой рук   | 34–36                   | 34                | 40                           | 24–26                                           |
| Ранний плутеус 1 стадии с двумя парами рук  | –                       | –                 | 2,5 дня                      | 48                                              |

Такие разногласия объясняются различными условиями, в которых развиваются эмбрионы и личинки. Так, в эксперименте С.Ш. Даутова и С.Д. Кашенко развитие проходило при температуре 20<sup>0</sup>С, в воде с соленостью 32,2–32,6 ‰ и в сосуде емкостью 10 л; в наших же экспериментах был взят малый сосуд объемом 50 мл и развитие проходило при температуре 18<sup>0</sup>С. Небольшого изменения условий оказалось достаточно для ускорения сроков эксперимента.

**Процедура биотестирования.** Морских ежей *S. mirabilis* собирали в б. Средней зал. Восток на глубине 4–4.5 м. Для контрольного опыта при выращивании личинок морского ежа использовали морскую воду из зал. Восток (район биостанции «Восток» Института биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН), которая отбиралась с глубины 6 м и проходила через систему аквариальной. Воду фильтровали

через трехфракционный гравийный фильтр и стерилизовали ультрафиолетом. Температуру во время опытов поддерживали на уровне 18–19°C.

Нерест взятых в опыт животных стимулировали введением в перивисцеральную полость 0.2 мл 0.5 М раствора хлорида калия. Яйцеклетки получали и подготавливали к эксперименту по стандартной методике (Бузников, Подмарев, 1975). Сперму собирали «сухим» методом непосредственно перед экспериментом, разбавляя чистой морской водой, и инкубировали ее в тестируемой воде в течение 60 мин (Диннел, 1995). В стеклянный сосуд с тестируемой водой помещали яйцеклетки так, чтобы они располагались на дне монослоем. Затем сюда же добавляли 1 мл разбавленной в 20 000 раз спермы (конечное разведение составляло 40 000–60 000 раз), осуществляя оплодотворение.

Качество половых клеток предварительно проверяли с помощью оплодотворения и последующего определения процента нормальных зигот. Яйцеклетки с уровнем оплодотворения ниже 95% не использовали. Подсчет нормальных и аномальных эмбрионов и личинок проводили на основных индикаторных стадиях: образование оболочки оплодотворения (30 с), первое деление дробления (90 мин), средняя бластула (8 ч), гастрюла (16 ч), ранний плутеус I стадии (24 ч), средний плутеус I стадии (48 ч). Опыты проводили в четырех повторностях, используя гаметы от двух родительских пар. Качество тестируемых природных вод оценивали визуально по количеству аномалий на всех стадиях развития, по степени отставания развития и выживанию личинок. Подсчет числа аномальных и нормальных эмбрионов и личинок в каждом опыте проводили в четырех полях зрения. Для подсчетов часть зигот, эмбрионов и личинок фиксировали 0.02 % раствором глутаральдегида.

Результаты экспериментов обрабатывали с помощью пакетов программ Excel и Statistica: определяли среднее арифметическое, стандартное отклонение и достоверность различий между выборками по критерию Стьюдента. Для нормализации результатов биотестирования применяли формулу Эббота, пересчитывая число нормальных эмбрионов и личинок в проценты по отношению к контролю (Beiras et al., 2003).

## Результаты и обсуждение

**Приустье р. Туманной.** В 2007 и 2009 гг. наиболее неблагоприятная ситуация для выживания тест-организмов сложилась в приустьевой зоне этой реки (рис. 2). В воде, отобранной из приустьевого участка (ст. 1), не происходило даже нормального оплодотворения яйцеклеток. В 2008 г., напротив, большая часть эмбрионов и личинок в воде со ст. 1 развивалась нормально, однако практически на всех стадиях были выявлены достоверные отличия от контроля.

В экспериментах 2007 г. в воде, отобранной из б. Сивучьей (ст. 2) и возле о-ва Фуругельма (ст. 3), процент нормальных эмбрионов и личинок был достоверно ниже, чем в контроле. При этом в наибольшей степени реакция тест-организмов выявлялась на ранних стадиях развития, начиная с процесса оплодотворения, далее же количество аномальных эмбрионов и личинок снижалось. В 2008 г. вода со ст. 2 (б. Сивучья) негативного влияния практически не оказывала, небольшое число явных уродств наблюдалось при помещении гамет в воду, отобранную у о-ва Фуру-

гельма (ст. 3). В 2009 г. в воде со станций 2 и 3 развитие личинок достоверно не отличалось от контроля (рис. 2).

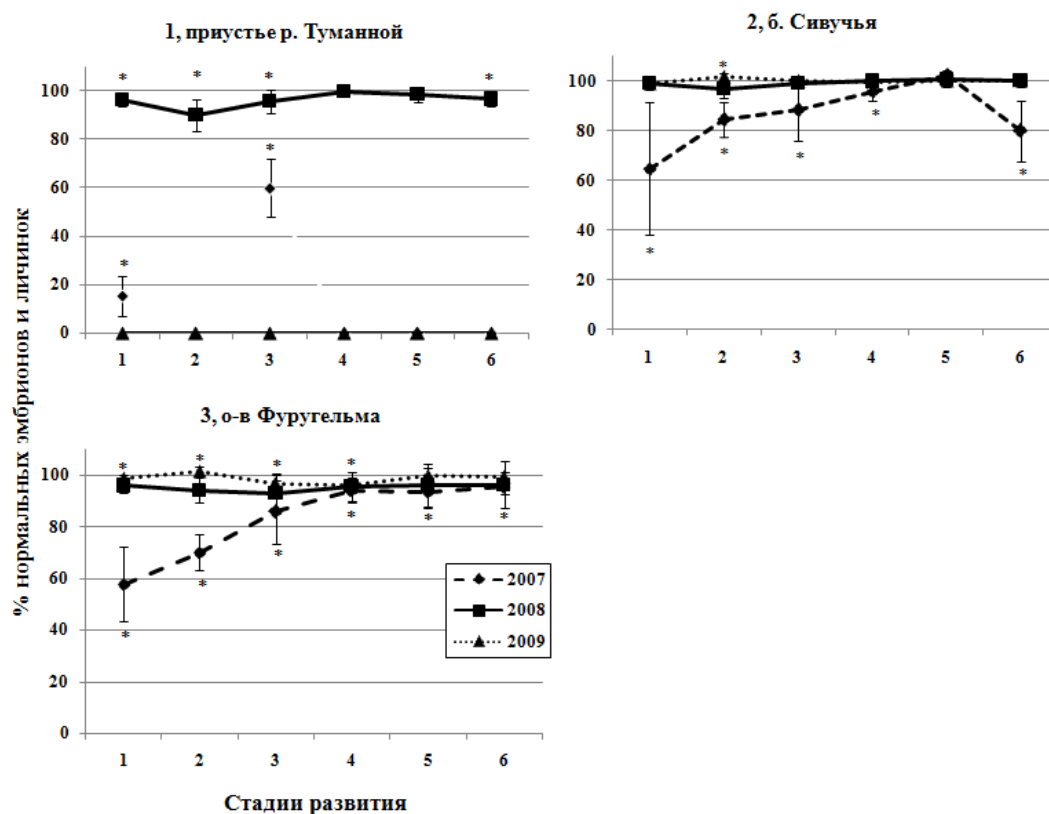


Рис. 2. Результаты биотестирования качества вод из юго-западной части зал. Петра Великого (среднее±станд. откл., n=16). \* – отличие от контроля достоверно при  $p \leq 0.05$ .

Стадии развития: 1 – образование оболочки оплодотворения, 2 – первое деление дробления, 3 – бластула, 4 – гастрюла, 5 – ранний плутеус 1 стадии, 6 – средний плутеус 1 стадии.

Fig. 2. Results of bioassay in the south-east of Peter the Great Bay (mean±st. dev., n=16).

\* – differences with control are significant at  $p \leq 0.05$ . Developmental stages:

1 – fertilization membrane formation; 2 – first cleavage; 3 – blastula; 4 – gastrula; 5 – 2-armed pluteus; 6 – 4-armed pluteus.

Известно, что в наибольшей степени раннее развитие морских ежей подавляется пониженной соленостью воды (Riveros et al, 1996; Бекова и др., 2004; Журавель и др., 2006; Кашенко, 2009), поэтому для оценки воздействия именно загрязняющих веществ в случае опреснения вода доводилась до солености 32‰ добавкой солей. Однако величина солености может использоваться как показатель интенсивности берегового стока. Вероятнее всего, источником токсичных веществ, нарушающих развитие тест-организмов, являются опресненные воды, поступающие с речным или береговым стоком. Особенно ясно это проявилось в приустьевой зоне р. Туманной –

крупнейшей реки южного Приморья. В 2007 и 2009 гг. здесь наблюдалось значительное опреснение (табл. 2) и крайне низкий процент нормально развивающихся эмбрионов и личинок, тогда как в 2008 г. в приустьевой зоне речные воды направлялись южнее, и контрольная станция отбора проб оказалась за гидрофронтом. В ней тест-организмы развивались гораздо благополучнее.

Река Туманная протекает по густонаселенным территориям Китая. В связи с началом реализации проекта TREDА (Tumen River Economic Development Area) эти территории интенсивно осваиваются и развиваются. В результате в течение последних лет в предустьевой зоне реки регулярно отмечаются повышенные содержания нефтяных и хлорированных углеводородов, фенолов, АПАВ, а также пестицидов в воде и донных осадках (Tkalin, 1999; Христофорова и др., 2001). Кроме того, на развитие *S. mirabilis* могли оказать воздействие не определявшиеся нами соединения, например, хлорорганические. Так, на результаты тестирования воды из юго-западной части зал. Петра Великого могло повлиять поступление пестицидов – ДДТ и ГХЦГ, зафиксированное именно в котловине между б. Сивучей и о-вом Фуругельма еще в 1997–1998 гг. (Шулькин, Мощенко, 2000).

**Амурский залив.** В Амурском заливе в 2007 г. были выявлены две станции, в которых наблюдалось снижение подвижности сперматозоидов, экспонированных в тестируемой воде, – Вторая речка (ст. 7) и Спортивная Гавань (ст. 9). В результате процент оплодотворения яйцеклеток в пробах с этих станций составил 13 и 14 соответственно, однако если в воде со ст. 7 развитие эмбрионов прекратилось уже на первой стадии, то в воде из Спортивной Гавани незначительное количество эмбрионов достигло личиночной стадии (рис. 3).

В воде, отобранной у п-ова Песчаного и м. Токаревского (станции 4 и 10), по сравнению с контролем, достоверно снизился процент оплодотворенных яйцеклеток, а в воде, взятой у п-ова Де-Фриза (ст. 6) нормально оплодотворение состоялось лишь у 40 % яйцеклеток, отклонения в развитии эмбрионов и личинок наблюдались на всех стадиях развития.

Сходно реагировали тест-организмы на воду из Амурского залива и в 2008 г. В воде со ст. 9 (Спортивная Гавань) нормальные гастролы, а в воде со ст. 5 (о-в Речной) – плутеусы так и не сформировались. В воде, отобранной у п-ова Де-Фриза (ст. 6), ингибирование хотя и не было столь значительным, проявлялось на всех стадиях развития (рис. 3). Наблюдаемая реакция тест-организмов хорошо отражает антропогенное влияние на воды из этих акваторий. Так, в районе п-ова Де-Фриза происходит выпуск сточных вод, о-в Речной лежит вблизи устья крупной р. Раздольной, Спортивная Гавань – центр г. Владивостока, окруженная жилыми массивами и стоянками яхт.

В 2009 г уровень загрязнения вод Амурского залива значительно понизился (табл. 2). И хотя по-прежнему наблюдалось нарушение раннего развития тест-объекта в воде со станций 6 и 7 (рис. 3), доля нормальных эмбрионов и личинок оказалась значительно выше, чем в 2007 г.

Таким образом, по результатам биотестирования в Амурском заливе наиболее неблагоприятная ситуация наблюдалась в 2007–2008 гг. На берегах Амурского залива расположен крупнейший город Приморского края – Владивосток, а в его северную часть впадает р. Раздольная, вторая по величине (после р. Туманной) река южного Приморья, протекающая вначале по территории Китая, затем по промышленным и сельскохозяйственным районам Приморского края. Ее сток оказывает суще-

ственное влияние на гидрологический и гидрохимический режим залива (Шулькин, 2004; Нигматулина, 2005; Наумов, 2006).

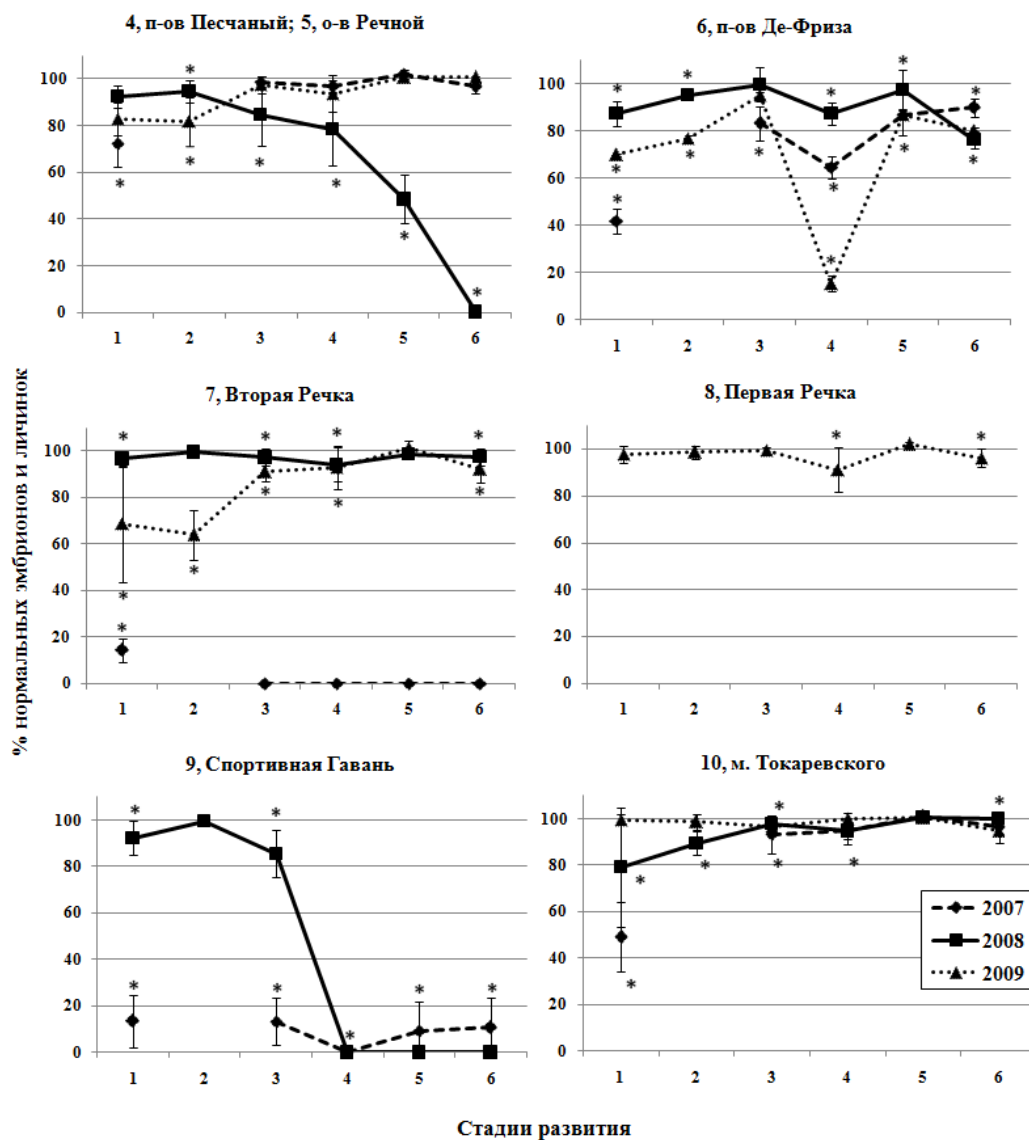


Рис. 3. Результаты биотестирования вод из Амурского залива (среднее±станд. откл., n=16): \* – отличие от контроля достоверно при  $p \leq 0.05$ . Стадии развития: 1 – образование оболочки оплодотворения, 2 – первое деление дробления, 3 – бластула, 4 – гастрюла, 5 – ранний плутеус 1 стадии, 6 – средний плутеус 1 стадии

Fig. 3. Results of bioassay in the Amur Bay (mean±st. dev., n=16): \* – differences with control are significant at  $p \leq 0.05$ . Developmental stages: 1 – fertilization membrane formation; 2 – first cleavage; 3 – blastula; 4 – gastrula; 5 – 2-armed pluteus; 6 – 4-armed pluteus

**Таблица 2.** Соленость и содержание загрязняющих веществ в тестируемых водах

**Table 2.** Salinity and pollutants concentrations in the tested water

| №<br>п/п | Станции                          | 2007 г.      |             |            | 2008 г.      |             |             |               | 2009 г.      |             |            |               |
|----------|----------------------------------|--------------|-------------|------------|--------------|-------------|-------------|---------------|--------------|-------------|------------|---------------|
|          |                                  | Соленость, ‰ | АПАВ, мкг/л | НУ, мкг/л  | Соленость, ‰ | АПАВ, мкг/л | НУ, мкг/л   | Фенолы, мкг/л | Соленость, ‰ | АПАВ, мкг/л | НУ, мкг/л  | Фенолы, мкг/л |
|          | <b>ПДК для рыбохоз. водоемов</b> | –            | <b>100</b>  | <b>50</b>  | –            | <b>100</b>  | <b>50</b>   | <b>1</b>      | –            | <b>100</b>  | <b>50</b>  | <b>1</b>      |
| 1        | Приустье р. Туманной             | 6,15         | 27          | <b>320</b> | 32,97        | 20          | <b>800</b>  | <b>8.4</b>    | <1           | 93          | –          | <b>15</b>     |
| 2        | Б. Сивучья                       | 32,23        | 30          | <b>630</b> | 32,77        | 5           | <b>810</b>  | <b>6.0</b>    | 32,70        | 23          | –          | 0,1           |
| 3        | О-в Фуругельма                   | 33           | 15          | <b>210</b> | 32,94        | 28          | <b>400</b>  | <b>8.0</b>    | 32,57        | 16          | –          | 1             |
| 4        | П-ов Песчаный                    | 29,9         | <b>133</b>  | <b>70</b>  | 30,24        | 59          | <b>370</b>  | <b>6.8</b>    | 27,80        | 6           | <b>120</b> | 0             |
| 5        | О-в Речной                       | 28,06        | 73          | –          | 15,92        | <b>126</b>  | <b>370</b>  | <b>2</b>      | 25,43        | 46          | <b>290</b> | <b>4,1</b>    |
| 6        | П-ов Де-Фриза                    | 23,7         | <b>165</b>  | <b>90</b>  | 32,71        | 92          | <b>350</b>  | <b>6</b>      | 25,56        | 12          | <b>630</b> | 0             |
| 7        | Вторая Речка                     | 27,9         | <b>197</b>  | <b>580</b> | 32,61        | <b>145</b>  | <b>380</b>  | <b>64</b>     | 30,33        | 78          | <b>290</b> | <b>1,7</b>    |
| 8        | Первая Речка                     | –            | –           | –          | –            | –           | –           | –             | 32,84        | 22          | <b>170</b> | 0             |
| 9        | Спортивная Гавань                | 27,8         | 94          | <b>430</b> | 25,83        | 78          | <b>500</b>  | <b>34</b>     | –            | –           | –          | –             |
| 10       | М. Токаревского                  | 29,6         | 85          | <b>310</b> | 31,56        | 36          | <b>800</b>  | 0.4           | 34,88        | 9           | <b>610</b> | <b>10</b>     |
| 11       | Б. Находка, ПСРЗ                 | 32,5         | 45          | <b>180</b> | 31,81        | 95          | <b>180</b>  | <b>11</b>     | 15,66        | 60          | <b>390</b> | <b>4</b>      |
| 12       | М. Шефнера                       | 30,3         | 19          | <b>71</b>  | 30,92        | 59          | <b>170</b>  | <b>18</b>     | 29,78        | 29          | <b>160</b> | <b>6,5</b>    |
| 13       | Устье р. Партизанской            | 25,5         | 52          | <b>130</b> | 30,09        | 41          | <b>160</b>  | <b>11</b>     | 31,38        | 14          | <b>530</b> | <b>6,4</b>    |
| 14       | М. Красный, пляж                 | 32,1         | 16          | <b>71</b>  | 33,09        | 39          | <b>1040</b> | <b>2</b>      | 32,3         | 32          | <b>350</b> | <b>4,1</b>    |
| 15       | Б. Врангеля                      | 33           | 19          | <b>100</b> | 32,32        | 54          | <b>770</b>  | <b>3.6</b>    | 32,42        | 27          | <b>110</b> | <b>8,6</b>    |
| 16       | Б. Козьмина                      | –            | –           | –          | 32,99        | 38          | <b>160</b>  | <b>4.8</b>    | 32,51        | 29          | <b>600</b> | <b>4,9</b>    |

« – » – нет данных

Ранее в Амурском заливе было выявлено смещение сроков нереста морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* (у м. Токаревского и в Спортивной Гавани) (Ващенко и др., 2005; Жадан и др., 2007), появление интерсексуальных особей *S. intermedius*, гермафродитов и нарушение репродуктивной функции донных беспозвоночных в «пригородной» части (Ващенко и др., 2006). По результатам нашего исследования, установлено, что загрязняющие вещества, находящиеся в воде, отобранной на некоторых станциях в Амурском заливе, препятствовали даже оплодотворению *S. mirabilis*, подавляя или подвижность сперматозоидов в одних случаях или нарушая оболочку оплодотворения зигот в других.

**В зал. Находка** в 2007 г. развитие *S. mirabilis* не отличалось от контроля только в воде из района пляжа у м. Красного (ст. 14) (рис. 4), вероятно, потому, что ко времени отбора проб он еще не был «заселен» туристами, и антропогенный пресс на

него был минимальным. Влияние воды из приустья р. Партизанской (ст. 13) в наибольшей степени сказалось на тест-объекте на стадии формирования оболочки оплодотворения и особенно раннего плутеуса 2 стадии. Хуже всего шло развитие *S. Mirabilis* в воде, отобранной у м. Шефнера (ст. 10) и в куту б. Находка, у причала Приморского судоремонтного завода (ПСРЗ) (ст. 11).

В 2008 г. биотестирование качества вод с помощью эмбрионов и личинок плоского морского ежа *S. mirabilis* показало, что, так же, как и в 2007 г., растворенные в морской воде токсиканты повсеместно ингибировали развитие тест-объекта. В воде из всех акваторий развитие подавлялось или незначительно, как на ст. 13, 15 и 16 (приустье р. Партизанской, бухты Врангеля и Козьмина), или нормальных личинок практически не появлялось (кут б. Находка – ст. 11) (рис. 4). Во всех случаях количество нормальных эмбрионов и личинок достоверно отличалось от контроля. В воде с пляжа вблизи м. Красного (ст. 14) обнаружили лишь единичные оплодотворенные яйцеклетки, далее превратившиеся в аномальные, медленно развивающиеся личинки. Возможно, это было вызвано очень высоким содержанием в воде нефтяных углеводородов (табл. 2), максимальным из выявленных уровней в процессе исследований.

В 2009 г. в воде со всех станций наблюдения развитие эмбрионов полностью подавлялось, лишь единичное оплодотворение яйцеклеток произошло в воде со станций 12, 14 и 16.

Биотестирование качества вод зал. Находка показало, что растворенные в морской воде токсиканты в большей или меньшей степени ингибировали развитие эмбрионов и личинок плоского морского ежа *S. mirabilis*. Вероятно, это обусловлено интенсивным развитием хозяйственной деятельности на берегах залива. В зал. Находка находятся четыре незамерзающих порта: торговый, рыбный, нефтеналивной и самый современный в России – Восточный порт в б. Врангеля, в составе которого действуют крупнейшие в стране угольный, контейнерный и лесной терминалы. В эти годы начал строиться, а с конца 2011 г. функционирует нефтепорт в б. Козьмина. В зал. Находка впадает относительно крупная р. Партизанская (вторая по величине после р. Раздольной), которая несет сельскохозяйственные стоки и сточные воды окрестных поселков и г. Партизанска (Наумов, 2006).

Выполненное ранее биотестирование воды с помощью личинок морских ежей *Strongylocentrotus intermedius* (Кашенко, 2000) и *S. mirabilis* (Журавель и др., 2006; 2009), мидии *Mytilus edulis* (Наумов, Найдено, 1997) позволило обнаружить негативное воздействие воды из зал. Находка, особенно из б. Находка, на различные тест-объекты. Исследования видового состава и структуры популяций мизид в зал. Находка показали, что они встречаются лишь в очень небольших количествах, а в б. Находка вообще отсутствуют, что подтверждает неблагоприятную ситуацию в этом районе (Черкашин, Вейдеман, 2005).

При сравнении данных, приведённых в табл. 2–4, видно, что содержание ионов металлов, АПАВ, нефтяных углеводородов и фенолов в водах зал. Петра Великого ниже, чем эффективные (т.е. действующие подавляюще) для морских ежей концентрации.

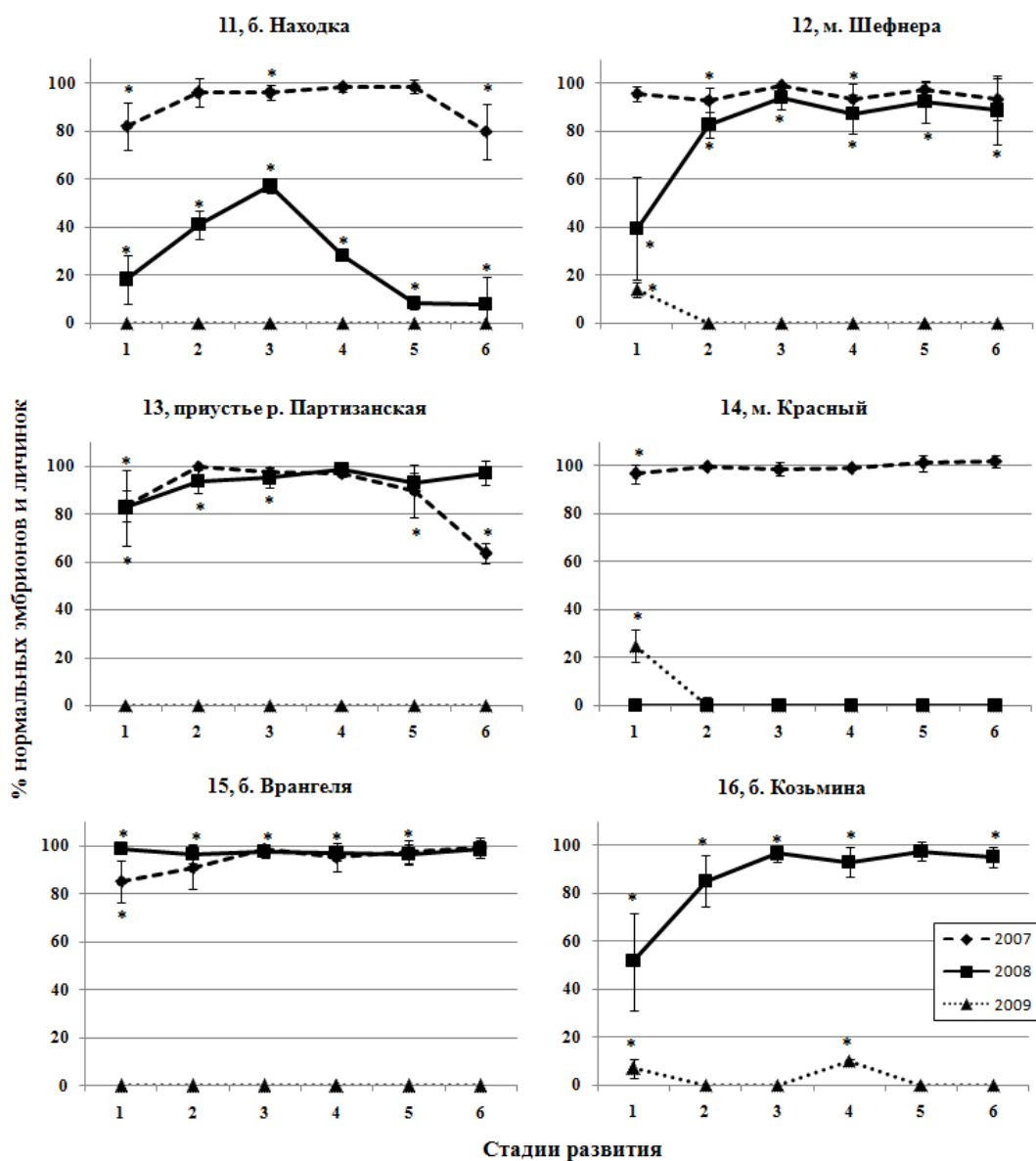


Рис. 4. Результаты биотестирования вод из зал. Находка (среднее±станд. откл., n=16): \* – отличие от контроля достоверно при  $p \leq 0.05$ . Стадии развития: 1 – образование оболочки оплодотворения, 2 – первое деление дробления, 3 – бластула, 4 – гастрюла, 5 – ранний плутеус 1 стадии, 6 – средний плутеус 1 стадии

Fig. 4. Results of bioassay in the Nakhodka Bay (mean±st. dev., n=16): \* – differences with control are significant at  $p \leq 0.05$ . Developmental stages: 1 – fertilization membrane formation; 2 – first cleavage; 3 – blastula; 4 – gastrula; 5 – 2-armed pluteus; 6 – 4-armed pluteus

**Таблица 3.** Минимальные действующие концентрации (мг/л) токсикантов для эмбрионов и личинок морских ежей (по: Kobayashi, 1974, 1981, 1990; Недоросткова, 2001; Бекова и др., 2004;)

**Table 3.** The lowest effective pollutants concentrations (ppm) for the sea urchins embryos and larvae ( Kobayashi, 1974, 1981,1990; Недоросткова, 2001; Бекова и др., 2004;)

| Тест-объект                              | Загрязняющие вещества |      |     |         |    |       |
|------------------------------------------|-----------------------|------|-----|---------|----|-------|
|                                          | Cu                    | Zn   | Cd  | АПАВ    | НУ | Фенол |
| <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> | 0,02                  | 0,02 | 0,5 | 1,0     | 5  | –     |
| <i>Pseudocentrotus depressus</i>         | 0,03                  | 0,03 | 1,0 | 2,0     | –  | –     |
| <i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>        | 0,05                  | 0,05 | 2,0 | 1,0     | 10 | –     |
| <i>Anthodidaris crassispina</i>          | 0,06                  | 0,06 | 1,5 | 1,5     | 20 | –     |
| <i>Scaphechinus mirabilis</i>            | –                     | –    | –   | 0,1–1,0 | –  | 0,40  |

« – » – нет данных

**Таблица 4.** Уровни содержания растворенных металлов (мкг/л) в водах зал. Петра Великого (по: Шулькин, 2004)

**Table 4.** Concentrations of dissolved metals in Peter the Great Bay (ppb) (Шулькин, 2004)

| Районы                                                                                                                 | Концентрации |           |           |             |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|-----------|-----------|-------------|
|                                                                                                                        | Zn           | Cu        | Pb        | Cd          |
| Юго-запад зал. Петра Великого                                                                                          | 0,08–0,48    | 0,20–0,32 | 0,02–0,03 | 0,02–0,03   |
| Внешняя часть Амурского залива                                                                                         | 0,2          | 0,2       | 0,01      | 0,01        |
| Кутовая часть Амурского залива                                                                                         | 0,8          | 1,2       | 0,2       | 0,04        |
| Зал. Находка, б. Находка                                                                                               | 0,04–0,52    | 0,32–1,17 | 0,03–0,11 | 0,002–0,04  |
| Зал. Находка. Б. Врангеля                                                                                              | 0,15–0,22    | 0,19–0,23 | 0,06–0,1  | 0,009–0,013 |
| Подпороговые/пороговые концентрации для эмбрионов морских ежей (по: Fernandes, Beiras, 2001; Kobayashi, Okamura, 2005) | 7,2/–        | 3,8/16    | 34/250    | –/50        |

« – » – нет данных

Следует, однако, обратить особое внимание на высокое содержание нефтяных углеводородов в водах всех исследованных районов. Согласно Ф.Р. Лю с соавторами (Lu et al., 2008), ЕС<sub>50</sub> нефтяных углеводородов для *Hemicentrotus pulcherrimus* в 48- и 72-часовом острых экспериментах составили для дизельного топлива 3,39 и 1,87 мг/л,

для сырой нефти 4,57 и 2,71 мг/л соответственно. Также показано, что содержание взрослых морских ежей *Strongylocentrotus intermedius* в растворах дизельного топлива с концентрациями 0,04–0,3 мг/л (что соответствует нашим определениям) вызывают нарушение эмбриогенеза их потомства (Zhadan, Vaschenko, 1993). Однако не все вещества, идентифицируемые как углеводороды с помощью метода ИК–спектрометрии, являются таковыми. Известно, что в период вспышки цветения планктона даже в районах постоянного поступления токсикантов собственно нефтяные углеводороды могут играть незначительную роль (Немировская, 2007), в воде преобладают органические вещества биогенного происхождения.

При сравнении результатов биотестирования вод зал. Петра Великого в 2007–2009 гг. и более ранними исследованиями в 2003 г. (Журавель и др., 2006) становится ясно, что случаи аномального развития эмбрионов и личинок морского ежа выявляются все чаще. Межгодовые различия в результатах биотестов позволяют заключить, что в Амурском заливе условия улучшились; напротив, в зал. Находка в 2009–2010 гг. развитие тест-объекта полностью подавлялось (Мясникова, Журавель, 2011). Вероятно, это связано с тем, что после ликвидации и реорганизации ряда промышленных предприятий в составе сточных вод, поступающих из стационарных выпусков в Амурский залив, преобладают воды коммунально-бытовые, содержащие в больших количествах биогенные элементы и малотоксичные органические вещества (Ващенко, 2000; Галышева, 2009). В зал. Находка же не только активно функционируют уже существовавшие порты, но и вводятся в строй новые (например, нефтепорт в б. Козьмина).

Таким образом, биотестирование воды с применением эмбрионов и личинок морского ежа достоверно отражает негативные изменения, происходящие в наиболее освоенной части зал. Петра Великого; нарушение развития *S. mirabilis* обусловлено прежде всего загрязнением среды.

Автор выражает благодарность сотруднику Лаборатории экотоксикологии ТИНРО–Центра к. б. н. А.П. Черняеву за определение в воде нефтяных углеводородов, доценту кафедры физической и аналитической химии ШЕН ДВФУ к. г. н. Т.Н. Токарчук за анализ воды на содержание фенолов, н. с. Лаборатории физиологии Института биологии моря к. б. н. О.В. Подгурской за участие в проведении экспериментов, к. б. н. Инженерной школы ДВФУ И.В. Зюзиной за отбор и доставку проб воды из акватории ПСРЗ (кут б. Находка).

## Литература

Баранова З.И. Иголкожие залива Посёта Японского моря // Фауна и флора залива Посёта Японского моря. Л. : Наука, 1971. С. 242–264.

Бекова Н.В., Журавель Е.В., Христофорова Н.К. Влияние опреснения и детергента додецилсульфата натрия на раннее развитие плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* // Биол. моря. 2004. Т. 30. № 3. С. 208–214.

Брыков В.А. Об индивидуальном возрасте и продолжительности жизни некоторых видов морских ежей Японского моря // Биол. моря. 1975. № 2. С. 39–44.

Брыков В.А., Кашенко С.Д. Распределение и некоторые аспекты экологии плоских морских ежей в заливе Восток Японского моря // Биологические исследования залива Восток. Владивосток : Ин-т биологии моря, 1976. С. 143–150.

- Бузников Г.Н., Подмарев В.К. Морские ежи *Strongylocentrotus drobachiensis*, *S. nudus*, *S. intermedius* // Объекты биологии развития. М. : Наука. 1975. С. 179–216.
- Ващенко М.А. Загрязнение залива Петра Великого Японского моря и его биологические последствия // Биол. моря. 2000. Т. 26, № 3. С. 149–159.
- Ващенко М.А., Альмяшова Т.Н., Жадан П.М. Многолетняя и сезонная динамика состояния гонад морского ежа *Strongylocentrotus intermedius*, антропогенного загрязнения (Амурский залив Японского моря) // Вестник ДВО РАН, 2005. № 1. С. 32–42.
- Власова Г.А., Христофорова Н.К. Действие кадмия на ранний онтогенез морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* // Биол. моря. 1982. № 4. С. 31–36.
- Галышева Ю.А. Биологические последствия органического загрязнения прибрежных морских экосистем российской части Японского моря // Известия ТИНРО. 2009. Т. 158. С. 209–227.
- Диннел П.А. Эволюция и современный статус биотеста, основанного на оценке оплодотворяющей способности сперматозоидов морского ежа (Sea Urchin Sperm Test) // Биология моря. 1995. Т. 21, № 6. С. 390–397.
- Жадан П.М., Альмяшова Т.Н., Ващенко М.А., Касьяненко Д.В. Смещение сроков нереста морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* как показатель загрязнения среды // Материалы Междунар. научно-практ. конф. «Морская экология». Владивосток : МГУ им. адм. Г.И. Невельского, 2007. С. 127–132.
- Журавель Е.В., Маркина Ж.В., Подгурская О.А. Оценка загрязнения поверхностных вод залива Находка (залив Петра Великого, Японское море) методом биотестирования // Проблемы региональной экологии. 2009. № 2. С. 117 – 122.
- Журавель Е.В., Маркина Ж.В., Христофорова Н.К., Айздайчер Н.А. Использование микроводоросли *Dunaliella salina*, эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* как тест-организмов для оценки качества воды в заливе Петра Великого Японского моря // Биология моря. 2006. Т. 32. № 3. С. 188 – 196.
- Касьянов В.Л., Колотухина Н.К. Репродуктивные циклы морских ежей *Echinarachnius parma* и *Scaphechinus mirabilis* // Биологические исследования залива Восток. Владивосток : Ин-т биологии моря, 1976. С. 151–155.
- Касьянов В.Л., Крючкова Г.А., Куликова В.А., Медведева Л.А. Личинки морских двусторчатых моллюсков и иглокожих. М. : Наука, 1983. 215 с.
- Касьянов В.Л., Медведева Л.А., Яковлев С.Н., Яковлев Ю.М. Размножение иглокожих и двусторчатых моллюсков. М. : Наука, 1980. 207 с.
- Кашенко С.Д. Влияние воды из залива Находка (залив Петра Великого Японского моря) на раннее развитие морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* // Биол. моря. 2000. Т. 26. № 5. С. 320–323.
- Кашенко С.Д. Влияние экстремальных изменений температуры и солености морской воды на развитие плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* // Биол. моря. 2009. Т. 35, № 4. С. 277–285.
- Кашенко С.Д. Реакции плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* на экстремальные изменения условий среды обитания // Биол. моря. 2008. Т. 24, № 3. С. 196–199.
- Крючкова Г.А. Краткий определитель личинок морских ежей, офиур и голотурий залива Петра Великого Японского моря: Препринт № 22 / Ин-т биологии моря ДВНЦ АН СССР. Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1987. 56 с.
- Мясникова А.М., Журавель Е.В. Межгодовые изменения результатов эмбриотеста, выполненного в воде из залива Находка // Актуальные проблемы экологии, морской биологии и биотехнологии : материалы X Рег. конф. студентов, аспирантов вузов и

научных организаций Дальнего Востока России. Владивосток : Изд-во Дальневост. ун-та, 2011. С. 174–177.

Наумов Ю.А. Антропогенез и экологическое состояние геосистемы прибрежно-шельфовой зоны залива Петра Великого Японского моря. Владивосток : Дальнаука, 2006. 300 с.

Наумов Ю.А., Найдено Т.Х. Экологическое состояние залива Находка // Известия ТИНРО. 1997. Т. 122. С. 524 – 537.

Недоросткова И.Г. Фенолы в водах зал. Петра Великого и их влияние на морскую биоту : автореф. дисс. ... канд.биол. наук. Владивосток : Изд-во Дальневост. ун-та, 2001. 24 с.

Немировская И.А. Углеводороды в воде и донных осадках в районе постоянного нефтяного загрязнения // Геохимия. 2007. № 7, С. 704–717.

Нигматулина Л.В. Воздействие сточных вод контролируемых выпусков на экологическое состояние Амурского залива : автореф. канд. дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток : ТИНРО–Центр, 2005. 19 с.

Христофорова Н.К., Журавель Е.В., Недоросткова И.Г. Содержание детергентов и фенолов в поверхностных водах приустьевой зоны реки туманной и сопредельных морских вод (залив Петра Великого Японского моря) // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. Т. 2. Владивосток : Дальнаука, 2001. С. 108–121.

Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопросы рыболовства. 2005. Т. 6. № 4. С. 637 – 652.

Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий. Владивосток : Дальнаука, 2004. 279 с.

Шулькин В.М., Мощенко А.В. Уровень загрязнения и факторы, контролирующие содержание поллютантов в донных отложениях российской части приустьевой зоны реки Туманган // Экологическое состояние и биота юго-западной части зал. Петра Великого и устья реки Туманной. Т. 1. Владивосток : Дальнаука, 2000. С. 86–98.

Beiras R., Fernandez N., Bellas J., Besada V., Gonzalez-Quijano A., Nunes T. Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediment chemistry, mussel bioaccumulation, and embryo-larval toxicity bioassays // Chemosphere. 2003. V.52. P.1209–1224.

Bellas J., Nieto O., Beiras R. Integrative assessment of coastal pollution. Development and evaluation of sediment quality criteria from contamination and ecotoxicological data // Continental Shelf Research. 2011. Vol. 31. P. 448–456.

Dautov S. Sh., Kashenko S. D. Development of the Sand Dollar *Scaphechinus mirabilis* // Russian Journal of Marine Biology. 2008. Vol. 34, No. 6. P. 415–420.

Fernandes N., Beiras R. Combined toxicity of dissolved mercury with copper, lead and cadmium on embryogenesis and early larval growth of the *Paracentrotus lividus* sea urchin // Ecotoxicology. 2001. № 10. P. 263–271.

Kobayashi N. Comparative toxicity of various chemicals, oil extracts and oil dispersant extracts to Canadian and Japanese sea urchin eggs // Publ Seto Mar. Biol. Lab. 1981. Vol. 26. № 1–3. P. 123–133.

Kobayashi N., Okamura H. Effect of heavy metals on sea urchin embryo development. Part 2. Interactive toxic effects of heavy metals in synthetic mine effluents // Chemosphere. 2005. Vol. 61. P. 1198–1203.

Lu F.R., Xiong D.Q., Ding S.Q., Gong W.M. Acute toxic effects of petroleum hydrocarbons water-accommodated fractions on larvae development of *Hemicentrotus pulcherrimus* // Journal of Dalian Maritime University. 2008. Vol. 34, № 2. P. 24–27.

Riveros A., Zuniga M., Larrain A., Becerra J. Relationships between fertilization of the Southeast Pacific sea urchin *Arbacia spatuligera* and environmental variables in polluted coastal waters // Mar. Ecol. Progr. Ser. 1996. Vol. 134. P. 159–169.

Tkalin A.V. Marine Environment Contamination near Tumangan (Tumen) River Mouth // Ocean Research. 1999. Vol. 21. № 1. P. 81–86.

Zhadan P.M., Vaschenko M.A. Effect of diesel fuel hydrocarbons on embryogenesis and  $\text{Ca}^{2+}$  uptake by unfertilized eggs of sea urchin, *Strongylocentrotus intermedius* // Comp. Biochem. Physiol. 1993. Vol. 105C, № 3. P. 543–548.

## ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПО ИХ СОДЕРЖАНИЮ В БУРЫХ ВОДОРОСЛЯХ

А.Д. Кобзарь, Н.К. Христофорова

<sup>1</sup> *Дальневосточный федеральный университет,*

Определены концентрации тяжелых металлов в бурых водорослях–макрофитах из различных акваторий зал. Петра Великого, и по уровням их содержания выявлено распределение Zn, Cu, Cd, Ni, Fe, Mn в прибрежно-морских водах обследованного региона. Показано, что максимальное антропогенный пресс испытывают прибрежные зоны городов Находка и Владивосток. Наибольший уровень техногенного воздействия выявлен в бухте Козьмина, у мысов Островок Фальшивый и Красный.

Сравнение содержания тяжелых металлов в макрофитах, собранных 2008 г., со сборами 1995 г. показало, что в зал. Находка произошло уменьшение техногенной нагрузки при возрастании антропогенной. В Амурском заливе и в юго-западной части зал. Петра Великого техногенный пресс также снизился. Но если изменения в среде в прибрежье г. Владивостока связаны с остановкой деятельности промышленных предприятий и прекращением поступления в залив стоков гальванических цехов, то снижение концентраций тяжелых металлов в среде и биоте Морского заповедника свидетельствует об ослаблении трансграничного переноса поллютантов в российские воды.

**Ключевые слова:** залив Петра Великого, тяжелые металлы, бурые водоросли–макрофиты, трансграничный перенос, снижение антропогенной и техногенной нагрузки.

## ASSESSMENT OF WATER POLLUTION OF PETER THE GREAT BAY BY HEAVY METALS WITH USING OF BROWN ALGAE

A.D. Kobzar, N.K. Khristoforova

*Far Eastern Federal University*

Concentrations of heavy metals in brown algae growing in the Peter the Great Bay were determined, and distribution of Pb, Zn, Cu, Cd, Ni, Fe and Mn in coastal waters of the area was revealed. It was shown that coastal zones of Nakhodka and Vladivostok cities suffer from the biggest anthropogenic impact. Stations with the highest level of technogenic influence are the Koz'mina Cape, the Falshiviy Ostrovok cape and the Krasniy cape.

Comparison of heavy metals content in algae collected in 2008 and in 1995 is shown, that during this period a decrease of technogenic impact and an increase of anthropogenic pressure in the Nakhodka Bay took place; the Amur Bay is characterized by reduction of anthropogenic and technogenic influence, as well as the Falshiviy Ostrovok cape. But if the changing in the environment in the shallow waters of Vladivostok city is connected with close of industrial activity and stop of input of galvanic wastes, then the decrease of heavy metal concentrations in biota of Marine reserve testify to falling transboundary flowing of pollutants to the Russian waters.

**Keywords** Peter the Great Bay, heavy metals, brown algae, transboundary flowing, decrease of anthropogenic and technogenic influence.

Тяжелые металлы относятся к приоритетным загрязняющим веществам, наблюдение за которыми обязательно. Эти вещества имеют локальное, региональное и глобальное распространение, и поступление их в водную среду может быть связано как с природными, так и с антропогенными источниками.

В то же время металлы-микроэлементы являются кофакторами многих ферментов, входят в состав гормонов, витаминов, т.е. являются биоэлементами. В связи с этим они должны доставляться в организм для обеспечения нормального метаболизма. Однако избыточное поступление необходимых металлов, связанное с повышением их содержания в среде, сопровождается ухудшением функционального состояния организмов (Евтушенко и др., 1985; Христофорова, 1989; Лукьянова, 2001, и др.).

Характерной особенностью многих токсикантов, в том числе и тяжелых металлов, является то, что они со временем не разрушаются, а только изменяют формы нахождения, постепенно накапливаясь в разных компонентах экосистем. Наблюдение за уровнями тяжелых металлов в среде ведется различными методами: химическими, физическими и биологическими. Среди биологических методов с начала 1970-х гг. широкое распространение получила биоиндикация с использованием водорослей-макрофитов (Bryan, Hummerstone, 1973; Fuge, James, 1974; Fowler, 1979; Bryan, 1980). Как считают многие исследователи (Phillips, 1977; Bryan, 1980; Бурдин, 1985; Христофорова, 1989; Коженкова и др., 2000), бурые водоросли наиболее адекватно отражают особенности химизма вод мест обитания, поскольку постоянно контактируют со средой, в отличие от моллюсков, и имеют больший, по сравнению с водорослями других типов и беспозвоночными, период полувыведения металлов из организма. Кроме того, использование бурых водорослей для индикации и мониторинга загрязнения морских прибрежных вод тяжелыми металлами основано на их концентрационной способности, а также пропорциональном накоплении элементов по отношению к их содержанию в воде. Свыше 40 лет назад было показано (Haug et al., 1966, и др.) и в последние годы вновь подтверждено (Davis et al., 2003), что эти свойства макрофитов обусловлены, в первую очередь, особенностями их химического состава (наличием в них мощных природных комплексообразователей – альгиновых кислот, составляющих основную часть полисахаридов и достигающих 40 % сухой массы. Эти соединения содержат множество функциональных групп, имеющих сродство к поливалентным металлам. Поэтому сведения о содержании тяжелых металлов в бурых водорослях представляют интерес для экологического мониторинга водной среды, свидетельствуя об уровне загрязнения её металлами.

На Дальнем Востоке изучение микроэлементного состава водорослей проводилось и проводится, главным образом, в прибрежных водах Приморья (Христофорова и др., 1981; Христофорова, 1989; Коженкова и др., 2000; Ковековдова, Христофорова, 2011), в последние годы началось также детальное исследование минерального состава бурых водорослей побережья Камчатки (Христофорова и др., 2001; Аминина и др., 2007; Ковековдова, Христофорова, 2011; Федорченко и др., 2011).

Биоиндикация загрязнения вод с использованием бурых водорослей-макрофитов является неотъемлемой частью мониторинга состояния морского побережья. Система наблюдений позволяет выявить изменения во времени как под воздействием естественных, так и антропогенных факторов. Вся акватория зал. Петра Великого находится под влиянием деятельности человека. В 1970–1980-е гг. на залив оказывал воздействие мощный индустриальный пресс. Однако спад промышленного произ-

водства в 1990-е гг. вызвал сокращение поступления в природную среду загрязняющих веществ, в первую очередь тяжелых металлов. В то же время постепенный подъем экономики, возрастание морских перевозок, строительство нового нефтепорта на юго-востоке залива, рост населения городов, расположенных на побережье, и улучшение их обустройства, меняют современную экологическую ситуацию на побережье и в заливе, обуславливая загрязнение морской среды другими контаминантами, среди которых преобладают взвешенные вещества и коммунально-бытовые стоки. Именно поэтому целью нашего исследования явилась оценка современного состояния среды зал. Петра Великого по содержанию тяжелых металлов в бурых водорослях.

## Материалы и методы

Сбор водорослей проводился в летний сезон 2008–2010 гг. на следующих станциях (рис.1):

Залив Находка: 1 – б. Козьмина, м. Козьмина, 2 – м. Петровского, 3 – б. Врангеля, 600 м от строящегося пирса, 4 – б. Врангеля, рифы перед угольным пирсом, 5 – м. Красный, 6 – м. Астафьева, 7 – б. Мусатова;

Уссурийский залив: 8 – б. Подъяпольского, 9 – б. Андреева, 10 – б. Теляковского, 11 – б. Муравьиная, 12 – б. Три Брата, 13 – б. Безымянная (Горностай), 14 – б. Тихая, 15 – п-ов Басаргина, 16 – о. Русский, б. Аякс;

Амурский залив: 17 – м. Токаревского, 18 – м. Красный, 19 – о. Скребцова;

Юго-западная часть залива Петра Великого: 20 – б. Троицы, м. Андреева, мористая сторона, 21 – б. Троицы, м. Андреева, внутренняя часть, 22 – зал. Посьета, м. Мраморный, 23 – м. Островок Фальшивый.

Для сравнительных оценок в данной работе выбран один вид водорослей – *Sargassum miyabei*, встреченный на всех станциях. Это многолетнее растение, обитающее в открытых и полузащищенных местах на каменистых и илисто-песчаных камнями грунтах, растет в нижнем горизонте литорали и в верхней сублиторали (Перестенко. 1980; Христофорова, 1989). Выбор этого биоиндикатора объясняется тем, что именно саргассовые водоросли позволяют сравнивать химические факторы среды морей бореальной и тропической зон, расселяясь в некоторых акваториях дальневосточных морей. Данный вид бурых водорослей-макрофитов давно считается «истинным отражателем» условий среды и используется в целях биомониторинга (Христофорова, 1989).

С каждой станции отбирали по несколько экземпляров водорослей. Отобранные на анализ талломы близкого размера очищали от эпифитов, отмывали водой с мест обитания растений и обрабатывали по принятой методике (Христофорова, 1989).

Навески высушенных при температуре 85 °С водорослей подвергали кислотному разложению концентрированной азотной кислотой марки ОСЧ. Пробоподготовка проводилась в лабораториях кафедры общей экологии ДВФУ, химический анализ – на базе лаборатории геохимии ТИГ ДВО РАН.

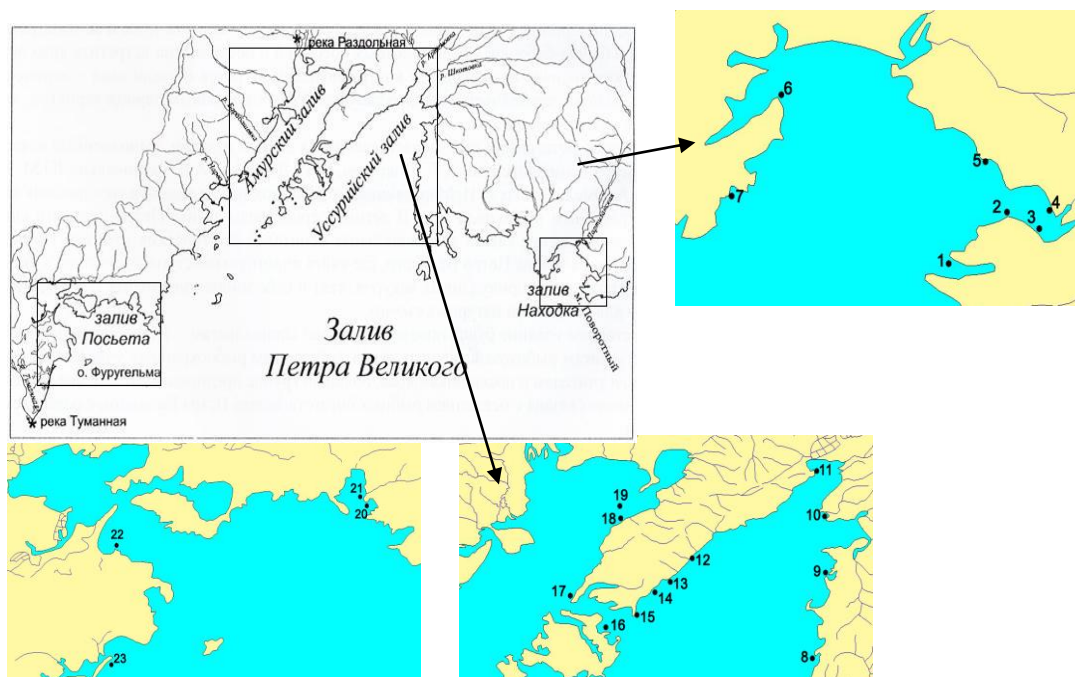


Рис. 1. Карта-схема района работ в зал. Петра Великого

Fig. 1. Map of the study area (Peter the Great Bay)

Содержание металлов (Fe, Zn, Cu, Pb, Cd, Mn, Ni) в пробах определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии (ААС) на приборе Shimadzu AA-680 в пламенном и беспламенном вариантах.

Выбор металлов для оценки загрязнения прибрежных вод зал. Петра Великого определялся следующими соображениями: железо и марганец, а также медь и цинк относятся к истинным биоэлементам, но при высоких концентрациях оказывают негативное действие на живые организмы. Концентрации железа и марганца свидетельствуют о терригенном стоке, медь и цинк являются трассерами антропогенного воздействия, если они не связаны с рудоносностью, добычей и использованием в производстве. Соединения кадмия и никеля свидетельствуют об индустриальном прессе на окружающую среду (Христофорова, 1989).

Правильность и точность атомно-абсорбционного определения металлов в полученных образцах, а также возможное загрязнение проб в ходе анализа контролировали с использованием холостых проб и стандартного материала NIST 2976. Статистическая обработка проводилась с помощью стандартного пакета Excel.

Для выявления изменений в содержании металлов в бурых водорослях зал. Петра Великого за более чем 10-летний период были использованы данные С.И. Коженковой (1999).

## Результаты и обсуждение

### *Пространственное распределение тяжелых металлов в талломах водорослей, собранных в 2008–2010 гг.*

На столбчатых диаграммах показано содержание металлов в *S. miyabei*, собранном в разных частях зал. Петра Великого.

**Залив Находка.** Начнем с анализа содержания металлов в водорослях, характеризующих антропогенную нагрузку, – цинка и меди (рис. 2). В *S. miyabei*, собранном в б. Козьмина (ст.1), обнаружена наибольшая концентрация цинка (28,92 мкг/г). Очевидно, что причиной увеличения загрязнения среды данным металлом является нивелировка территории, создание площадки для нефтяных цистерн-накопителей, отсыпка грунта, строительство подпорной стенки и причала, дноуглубительные работы, использование большегрузных самосвалов и привлечение к этим работам со-тен строителей.

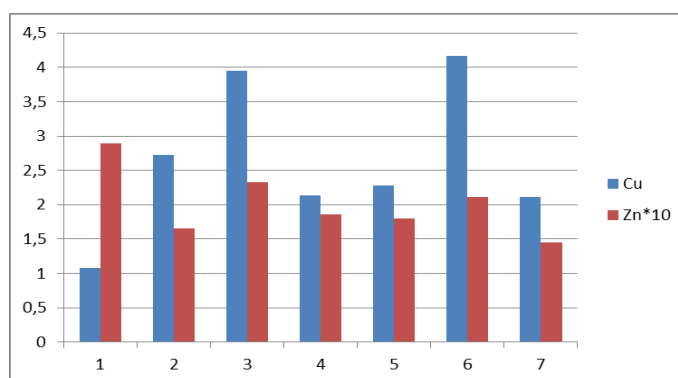


Рис. 2. Концентрации цинка и меди (мкг/г) в водорослях зал. Находка

Fig. 2. Zinc and copper concentrations (mcg/g) in algae of the Nakhodka Bay

Однако медь в макрофитах с данной станции содержится в наименьшем количестве (1,08 мкг/г). Повышенными концентрациями меди (2,13 мкг/г и 4,17 мкг/г) и цинка (18,57 мкг/г и 21,10 мкг/г) в водорослях отличаются станции 3 (б. Врангеля, у строящегося пирса) и 6 (м. Астафьева). Для строительства пирса привезены крупные каменные глыбы, подвозится другой строительный материал, и здесь, хоть и не так сильно, как и в б. Козьмина, проявляется влияние деятельности человека. М. Астафьева – это выходной мыс из б. Находка, на побережье которой расположена основная часть г. Находка, вдоль берега протянулся порт, а у самого уреза воды – его причалы и пирсы. Этим и обуславливается значительное антропогенное влияние на этих станциях, отраженное водорослями.

Невысокими концентрациями обоих элементов характеризуются саргассумы, собранные в б. Мусатова (Cu – 2,11 мкг/г, Zn – 14,49 мкг/г), малопосещаемой бухте, расположенной на западной стороне залива, на выходе из него. Таким образом, данная бухта, как свидетельствуют трассеры присутствия человека и его жизнедеятельности, является местом с небольшим антропогенным прессом.

Техногенный пресс на среду отражают уровни содержания кадмия и никеля в организмах. Диапазон концентраций Cd в водорослях всегда небольшой: это действительно «следовый» элемент (trace metal). Уровни содержания Ni обычно выше, чем Cd, и приближаются к величинам концентраций Cu. Как видно, наибольшие количества кадмия (1,48 мкг/г) и никеля (2,63 мкг/г) выявлены в водорослях, собранных в б. Козьмина, что и не удивительно: здесь велась крупная стройка, работали грузовые машины, подходили многочисленные катера и более крупные суда.

При строительстве морского терминала по отгрузке нефти в бухте производились дноуглубительные работы, и вычерпываемый грунт вывозился на акваторию южнее о-ва Лисьего, вблизи б. Мусатова. Богатые органикой илистые грунты хорошо сорбируют кадмий. Очевидно, этим дампингом грунта из б. Козьмина в б. Мусатова и объясняется повышенное содержание данного элемента в макрофитах данной бухты – 0,82 мкг/г. Это вторая по величине концентрации Cd в саргассах зал. Находка. На остальных станциях наблюдения в заливе количество этого элемента в водорослях существенно ниже.

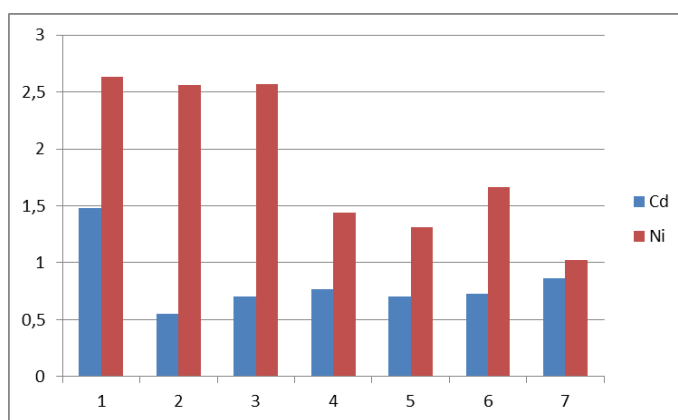


Рис. 3. Концентрации кадмия и никеля (мкг/г) в водорослях зал. Находка

Fig.3. Cadmium and nickel concentrations (mcg/g) in algae of the Nakhodka Bay

Повышенные концентрации никеля выявлены также в водорослях из б. Врангеля, собранных у м. Петровского (2,56 мкг/г) и вблизи строящегося пирса (2,57 мкг/г). Поскольку никель сопровождает все нефтепродукты, можно считать, что его содержание в среде обусловлено поступлением с судов, идущих из б. Врангеля и б. Находки в б. Козьмина, а также подвозом на плашкоутах, баржах и большегрузных самосвалах строительного камня и других материалов.

Концентрации железа и марганца свидетельствуют о терригенном стоке и в целом о поступлении терригенного материала. Как видно на рис. 4, наибольшее содержание марганца характерно для водорослей, собранных в б. Врангеля вблизи строящегося пирса (545,9 мкг/г) и у м. Петровского (696,5 мкг/г). Максимальные концентрации железа отмечаются в водорослях у м. Астафьева (573,0 мкг/г), а также у строящегося пирса в б. Врангеля (487,8 мкг/г), что обусловлено поступлением взвешенного материала, обогащенного марганцем и железом, при строительстве.

Наименьшим содержанием обоих металлов отличаются макрофиты б. Козьмина (железо – 129, 7 мкг/г, марганец – 247,0 мкг/г) – сборы делались на рифах у круто-стенного западного борта бухты, куда не впадают никакие водотоки.

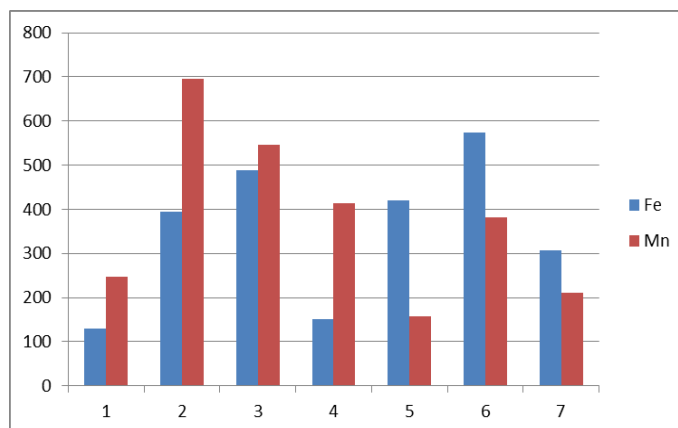


Рис. 4. Концентрации железа и марганца (мкг/г) в водорослях зал. Находка

Fig.4. Iron and manganese concentrations (mcg/g) in algae of the Nakhodka Bay

**Уссурийский залив.** Пространственное распределение количества меди и цинка в водорослях выглядит следующим образом: содержание цинка максимально в макрофитах со ст.13 (в бухте под городской свалкой) – 36,46 мкг/г, меди – в саргассах со ст.15 (п-ов Басаргина) – 6,24 мкг/г. Повышенными концентрациями этих металлов отличаются также водоросли, собранные в бухтах Муравьиная (Zn – 24,38, Cu – 3,05 мкг/г) и Аякс (Zn – 21,14, Cu – 4,07 мкг/г). В летнее время практически вся прибрежная зона Уссурийского залива испытывает значительный рекреационный пресс. На побережье бухты Муравьиная расположены базы отдыха, а также обустроенные пляжи, что делает эту акваторию привлекательным местом отдыха жителей и гостей Приморья. В б. Аякс велась и ведется стройка кампуса ДВФУ, на которой работает около 10 000 чел. Именно поэтому на данных станциях отмечено значительное антропогенное влияние. П-ов Басаргина является юго-восточной оконечностью г. Владивостока, поэтому высокие концентрации Cu в *S. miyabei* связаны, по-видимому, с поступлением этого элемента с портовыми стоками, поступающими в пролив Босфор Восточный из бухт Золотой Рог и Диомид, а также хозяйственно-бытовыми стоками, тривиальным компонентом которых он является. Наименьшие концентрации обоих металлов характерны для водорослей, собранных в б. Подъяпольского, удаленной и трудно достигаемой бухты восточного скалистого берега залива.

Трассеры техногенного воздействия – никель и кадмий – в наибольших количествах обнаружены в кустовой части залива – в водорослях бухт Теляковского (Ni – 5,67 мкг/г) и Муравьиной (Cd – 3,71 мкг/г). Важно отметить, что практически все станции в Уссурийском заливе (за исключением ст. 8–б. Подъяпольского) отличаются высокими концентрациями данных элементов в макрофитах. Станции 10 и 11 относятся к вершине залива, куда впадает несколько рек и речек из промышленных и густо населенных зон (Шкотово, пос Артемовский). Станции от 12 до 15 относятся к

прибрежной зоне г. Владивостока. Кроме того, повышенные концентрации Cd в водорослях Уссурийского залива могут быть обусловлены еще рядом причин. Известно, что одним из источников поступления этого металла в окружающую среду, является автотранспорт (истираемые шины колес, трущиеся части автомобилей, присадки к моторным маслам) (Клинская, Христофорова, 2011). Вдоль побережья залива проходит автомобильная трасса, которая может быть поставщиком кадмия в окружающую среду. Еще одним источником Cd являются минеральные удобрения, всегда загрязненные различными тяжелыми металлами (Cd, Pb, Ni, Zn, Mn). Поступление кадмия в воды Уссурийского залива может быть также связано с поверхностным смывом его с сельскохозяйственных полей, расположенных в долинах рек Артемовка, Шкотовка, Кневичанка и Суходол.

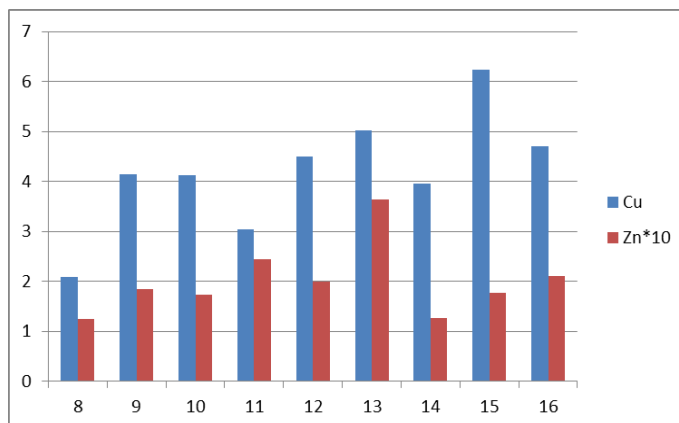


Рис. 5. Концентрации меди и цинка (мкг/г) в водорослях Уссурийского залива

Fig. 5. Zinc and copper concentrations (mcg/g) in algae of the Ussury Bay

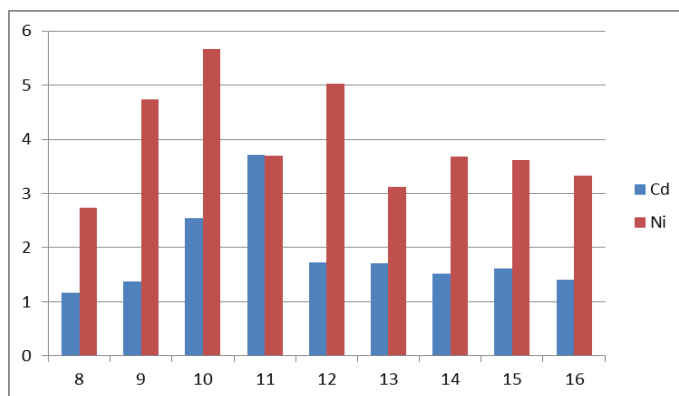


Рис. 6. Концентрации кадмия и никеля (мкг/г) в водорослях Уссурийского залива

Fig.6. Cadmium and nickel concentrations (mcg/g) in algae of the Ussury Bay

Наибольшие концентрации Mn (1539,9 мкг/г) и Fe (1231,3 мкг/г) выявлены в макрофитах ст.12 (б. Три Брата). Высоким содержанием этих элементов отличаются также саргассы, собранные в б. Теляковского (1341,8 мкг/г и 826,8 мкг/г соответственно). Во время отбора проб в последней наблюдалось сильное волнение и связанное с этим поступление металлов из донных осадков со взвесью. По-видимому, это обстоятельство явилось причиной возрастания содержания железа и марганца в макрофитах. Повышение концентраций железа и марганца в б. Три Брата обусловлены также интенсивным поверхностным стоком в результате обильных дождей перед отбором проб. В наименьших количествах данные металлы обнаружены в талломах *S. miyabei* со станции 15 – п-ов Басаргина (Fe – 160,9 мкг/г, Mn – 19,4 мкг/г).

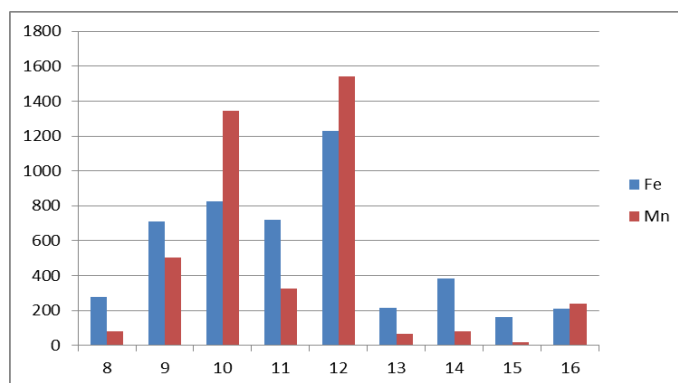


Рис. 7. Концентрации железа и марганца (мкг/г) в водорослях Уссурийского залива

Fig.7. Iron and manganese concentrations (mcg/g) in algae of the Ussury Bay

**Амурский залив.** Характеристика пространственного распределения металлов в макрофитах Амурского залива проведена по трем станциям: м. Токаревского является выходным мысом из б. Золотой Рог, м. Красный расположен ниже четырех академических институтов, рядом с железнодорожной станцией, соответственно, эти станции испытывают значительное антропогенное и техногенное воздействие г. Владивостока на среду; о. Скребцова расположен на удалении от берега, и собранные возле него водоросли отражают, скорее, условия среды в вершинной части Амурского залива, находящийся под влиянием стока р. Раздольной. Как видно на рис. 8, диапазон изменения концентраций меди и цинка в макрофитах со всех станций сбора незначительный (для меди от 2,79 до 3,17 мкг/г; для цинка от 13,01 до 20,82 мкг/г. Такое сходство показателей объясняется близостью уровней антропогенного воздействия в целом, складывающегося под влиянием г. Владивостока и сложной смеси поллютантов, приносимой р. Раздольной.

Межстанционное распределение кадмия и никеля выглядит следующим образом: саргассы, собранные у м. Красного (ст.18) (Cd – 1,15 мкг/г, Ni – 4,33 мкг/г) и о. Скребцова (ст.19) (Cd – 1,35 мкг/г, Ni – 4,23 мкг/г), отличаются более высокими концентрациями данных элементов по сравнению с водорослями у м. Токаревского (ст.17). Следовательно, техногенный пресс в вершине залива сказывается намного сильнее, чем у Токаревского маяка – здесь содержание Cd и Ni в водорослях наименьшее.

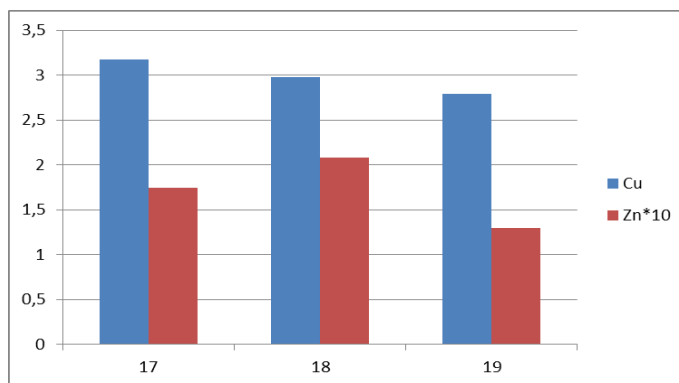


Рис. 8. Концентрации меди и цинка (мкг/г) в водорослях Амурского залива

Fig. 8. Zinc and copper concentrations (mcg/g) in algae of the Amur Bay

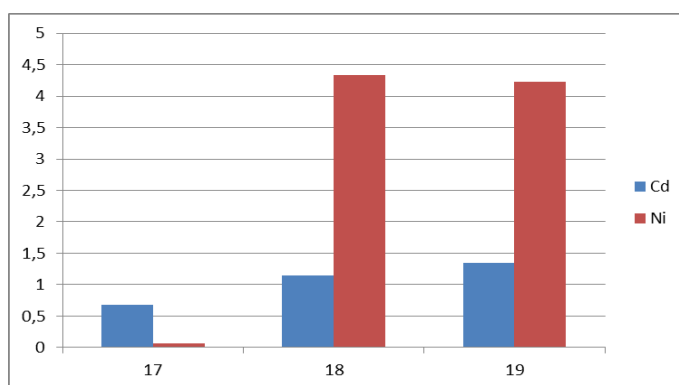


Рис. 9. Концентрации кадмия и никеля (мкг/г) в водорослях Амурского залива

Fig.9. Cadmium and nickel concentrations (mcg/g) in algae of the Amur Bay

Наибольшие концентрации железа характерны для водорослей, собранных у м. Токаревского (362,7 мкг/г). М. Токаревского является западным входным мысом б. Золотой Рог – места стоянки большого числа кораблей, расположения причальных металлических конструкций и судоремонтных баз. Коррозия металла ведет к повышению концентраций элементов в среде и организмах. Максимальное количество марганца отмечено для макрофитов со ст. 19 – о. Скребцова (1138,7 мкг/г). По-видимому, это обусловлено повышенной гидродинамикой, расположением острова на границе гидрофронта между опресненными водами, идущими от р. Раздольной, и морскими водами и поступлением металла со взвесью из донных осадков. Кроме того, поскольку Mn является важнейшим элементом фотосинтеза, для поддержания нормальной фотосинтетической активности в условиях мутности и плохой освещенности саргассы мобилизуют свою аккумулирующую способность, извлекая из воды необходимый элемент (Христофорова и др., 1983). Очевидно, высокие концентрации этого элемента в макрофитах связаны с погодными условиями.

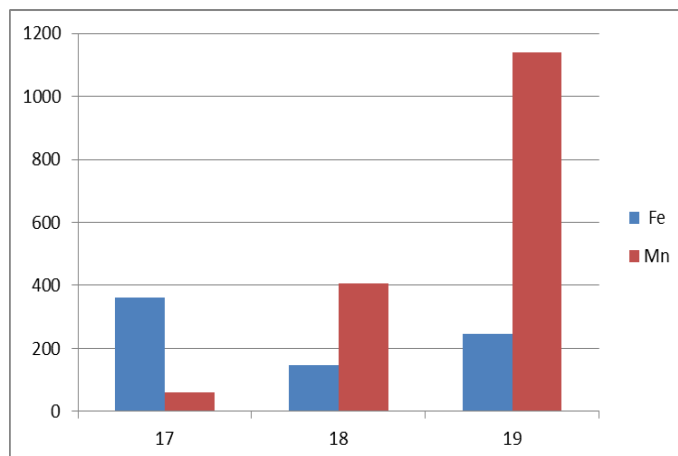


Рис. 10. Концентрации марганца и железа (мкг/г) в водорослях Амурского залива

Fig. 10. Iron and manganese concentrations (mcg/g) in algae of the Amur Bay

**Юго-западная часть залива Петра Великого.** Свидетели антропогенного воздействия – Cu и Zn – в наибольших количествах содержатся в талломах *S.miyabei*, собранных на ст. 23 (м. Островок Фальшивый) (1,97 и 17,24 мкг/г соответственно). По-видимому, такое распределение металлов связано с влиянием стока р. Туманной (Вышкварцев, Лебедев, 1997; Христофорова и др., 2011, и др.), которая, как известно, поставляет в морскую среду нефтяные углеводороды, хлорорганические пестициды, тяжелые металлы и другие поллютанты, переносимые в теплое время года в сторону шельфа России течениями. Повышенными концентрациями цинка отличаются макрофиты с внутренней стороны м. Андреева (15,47 мкг/г), меди – водоросли, собранные у м. Мраморного (1,82 мкг/г).

Как видно на рис.12, максимальное содержание никеля (2,75 мкг/г) обнаружено в талломах саргассума со ст. 20 (б. Троицы, м. Андреева, мористая сторона). Кадмий в наибольших количествах содержится в водорослях у м. Островок Фальшивый (2,13 мкг/г). В целом картина пространственного распределения данных металлов выглядит следующим образом: по мере продвижения с северо-востока к юго-западу концентрации кадмия в талломах водорослей увеличиваются, а никеля – уменьшаются. Как было показано в предыдущих исследованиях (Khristoforova, Przhemenetskaya, 1999), Cd и в 1990-е гг. также обнаруживался в повышенных концентрациях на юго-западе зал. Петра Великого, что связывалось с атмосферными переносами. Как видно, ситуация мало изменилась: Cd по-прежнему переносится глобальными воздушными потоками от Китая и Японии. Увеличение концентраций Ni всегда связано с интенсивностью судоходства. Так как м. Островок Фальшивый входит в южный участок Дальневосточного государственного морского заповедника, на котором по особому разрешению дирекции заповедника допускается проведение научных исследований, то данная станция наименее подвержена техногенному влиянию от судов, что и отражается на содержании никеля в макрофитах. Б. Троицы же является развитой рекреационной зоной, кроме того, на её побережье находится порт «Зарубино», что, несомненно, является причиной увеличения содержания никеля в

талломах *S. miyabei*: он поступает в морскую среду с топливом от крупнотоннажных судов и маломерного флота.

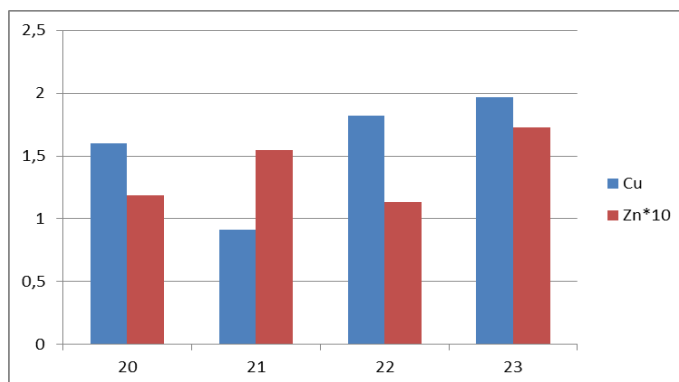


Рис. 11. Концентрации меди и цинка (мкг/г) в водорослях юго-западной части залива Петра Великого

Fig. 11. Zinc and copper concentrations (mcg/g) in algae of the southwest part of the Peter the Great Bay

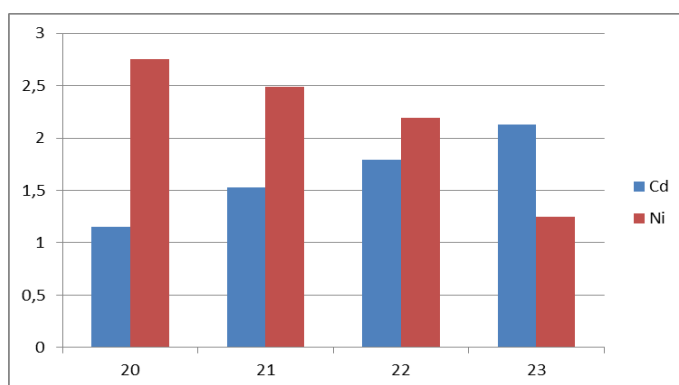


Рис. 12. Концентрации кадмия и никеля (мкг/г) в водорослях юго-западной части залива Петра Великого

Fig. 12. Cadmium and nickel concentrations (mcg/g) in algae of the southwest part of the Peter the Great Bay

Наибольшие концентрации как Mn (748,8 мкг/г), так и Fe (199,3 мкг/г) выявлены в макрофитах у м. Мраморного (ст. 22). Вблизи этой станции в зал. Посыета впадает небольшая р. Болотная, которая, по-видимому, поставляет в морские воды как гумусные растворимые соединения железа и марганца, так и взвешенный материал, содержащий данные элементы. В минимальных количествах эти элементы найдены в водорослях, собранных у скалистого мыса Островок Фальшивый (ст. 23).

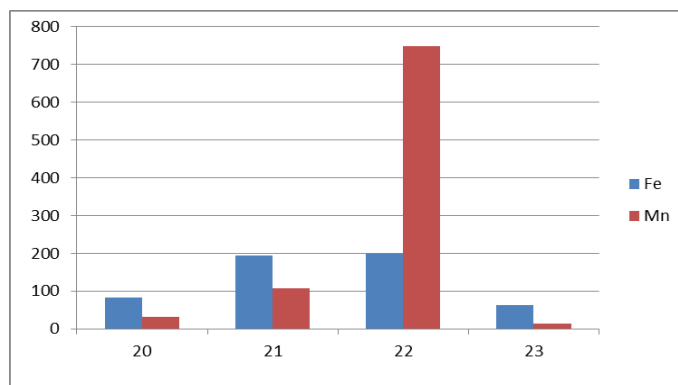


Рис. 13. Концентрации железа и марганца (мкг/г) в водорослях юго-западной части залива Петра Великого

Fig.13. Iron and manganese concentrations (mcg/g) in algae of the southwest part of the Peter the Great Bay

Чтобы сравнить акватории, рассмотрим средние концентрации металлов в саргассах для каждой из них (табл.1).

**Таблица 1.** Среднее содержание тяжелых металлов в талломах *S.miyabei* из разных акваторий залива Петра Великого (мкг/г сух. массы)

**Table 1.** The average content of heavy metals in *S.miyabei* thallomes from different water areas of the Peter the Great Bay (mcg/g)

| Район                     | Fe           | Mn           | Cu         | Zn          | Cd         | Ni         |
|---------------------------|--------------|--------------|------------|-------------|------------|------------|
| Юго-западная часть залива | 134,5        | 225,2        | 1,7        | 13,9        | <b>1,7</b> | 2,2        |
| Амурский залив            | 251,8        | 534,4        | <b>3,0</b> | <b>17,1</b> | 1,1        | <b>2,9</b> |
| Уссурийский залив         | <b>365,6</b> | <b>575,2</b> | 1,2        | 7,2         | 0,8        | 1,0        |
| Залив Находка             | 352,2        | 379,4        | <b>2,6</b> | <b>20,1</b> | 0,8        | 1,9        |

Как следует из данных таблицы, содержание металлов – свидетелей антропогенного пресса (Cu и Zn) максимально в макрофитах заливов Амурского и Находка, причем меди в саргассах Амурского залива несколько больше, чем в зал. Находка. Следовательно, прибрежно-морские воды г. Владивостока испытывают больший пресс коммунально-бытовых стоков, чем мелководье зал Находка.

Максимальные концентрации кадмия характерны для саргассума юго-западной части зал. Петра Великого, что, несомненно, связано с атмосферными переносами данного металла с территории Китая и Японии.

Никель в наибольшем количестве выявлен в *S.miyabei*, собранном в Амурском заливе. На побережье залива находится крупный порт Владивосток, и никель поступает в морскую среду с нефтеуглеводородами от маломерных и крупнотоннажных судов.

### Сравнение содержания металлов в водорослях, собранных в 1990-е и 2000-е гг.

Задачей мониторинга загрязнения среды тяжелыми металлами с использованием бурых водорослей является регулярный контроль концентраций элементов, производимый через некоторый промежуток времени. Предыдущий сбор водорослей и химический анализ был выполнен в конце 1990-х гг. (Коженкова, 1999; Khristofova, Kozhenkova, 2002). Новые сборы были произведены нами 13 лет спустя.

Для сравнения состояния качества среды мы взяли те станции, которые остаются постоянными точками наблюдения во все годы, – в заливе Находка м. Петровского, м. Астафьева, м. Козьмина и рифы перед угольным пирсом в б. Врангеля; в Амурском заливе м. Токаревского, м. Красный и о-в Скребцова; в юго-западной части залива Петра Великого м. Островок Фальшивый. Сравнение содержания тяжелых металлов водорослях, собранных в разные годы, показано на рис. 14–21.

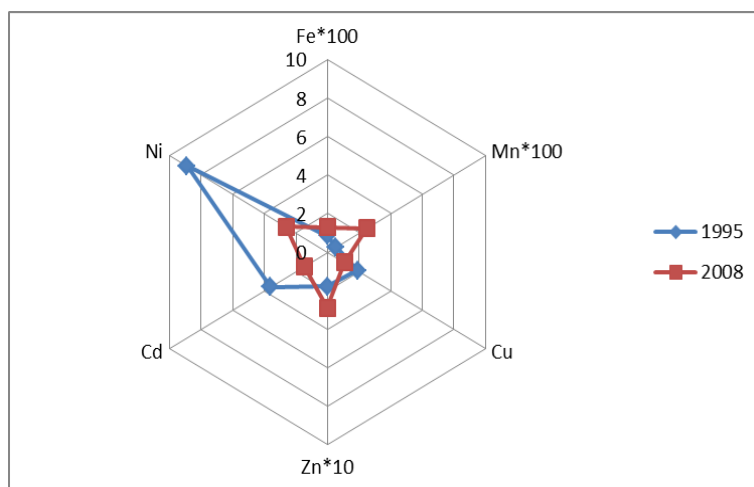


Рис. 14. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных в б. Козьмина

Fig. 14. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken in the Koz'mina Bay

Как видно на рис. 14, в макрофитах, собранных в 2008 г., снизилось содержание таких элементов, как Ni (в 3 раза), Cd (в 2,5 раза) и Cu (в 1,7 раза) по сравнению с 1995 г. Концентрации марганца, цинка и железа к 2008 г., напротив, возросли в 4,5, 1,6 и 1,5 раз соответственно. К вершине б. Козьмина примыкает оз. Второе, отделенное от бухты низким перешейком, через который прорыт канал. В 1990-е гг. оз. Второе являлось «кладбищем» кораблей, и металлы поступали в б. Козьмина от ржавеющих судов из оз. Второго. В настоящее время «кладбище кораблей» в оз. Втором ликвидировано, поэтому произошло снижение содержания тяжелых металлов в среде и организмах б. Козьмина. Как уже отмечалось выше, в связи со строительством нефтеналивного терминала в бухте проводилось вычерпывание грунта, что, несомненно, явилось основной причиной увеличения содержания металлов, присутствующих во взвешенных формах (железо, марганец).

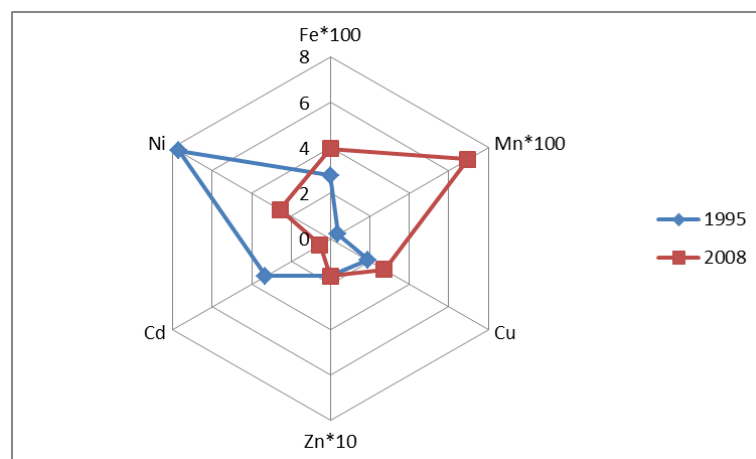


Рис. 15. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных у м. Петровского

Fig. 15. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the Petrovsky cape of the Nakhodka Bay

У м. Петровского (рис. 15) произошло следующее: в 1995 г. содержание меди в саргассуме составляло 1,9 мкг/г, сейчас же его концентрация возросла до 2,73. Цинка было 16,5 мкг/г, стало 16,57 мкг/г, т.е. его содержание в водорослях практически не изменилось. Уменьшились концентрации кадмия (в 6 раз) и никеля (в 3 раза). Таким образом, за 13 лет произошло существенное снижение техногенного пресса и небольшое возрастание антропогенного. Кроме того, значительно увеличилась концентрация марганца (почти в 20 раз) и незначительно – железа (в 1,5 раза), что, очевидно, было вызвано строительством дороги вдоль южного борта бухты и отсыпкой грунта.

Картина межгодовой динамики содержания металлов в макрофитах, собранных на рифах вблизи угольного пирса в б. Врангеля, схожа с распределением элементов в водорослях с м. Петровского: здесь к 2008 г. значительно снизилось содержание никеля и кадмия в *S. miyabei*. Однако произошло увеличение концентраций всех остальных металлов: Fe (в 1,4 раза), Zn (на 0,14 мкг/г), Cu (в 1,4 раза), Mn (в 13 раз). Следовательно, в этом районе произошло увеличение антропогенного пресса и поступления металлов с терригенным стоком, однако техногенный пресс снизился примерно в четыре раза.

Как видно на рис. 17, в макрофитах, собранных на м. Астафьева, произошло небольшое увеличение содержания меди (на 1,3 мкг/г) и цинка (на 1,5 мкг/г). Это увеличение свидетельствует о нарастании антропогенного пресса. Значительно снизилось содержание кадмия (в 5 раз) и никеля (в 6 раз). Таким образом, у м. Астафьева, являющегося выходным мысом из б. Находка, где был сосредоточен судоремонт и судостроение, в связи с сокращением объема работ произошло резкое снижение техногенного пресса. Однако строительство причальной стенки у м. Астафьева (уве-

личение её длины) сопровождалось возрастанием содержания железа в водорослях (в 3 раза).

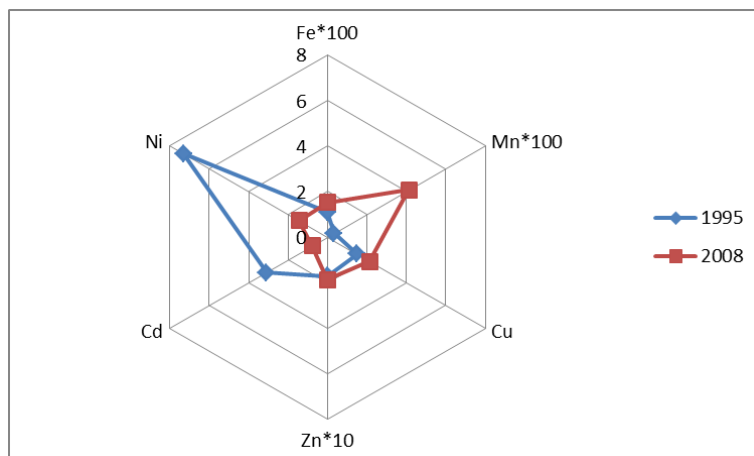


Рис. 16. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных в б. Врангеля вблизи угольного пирса

Fig. 16. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the coal pier in the Wrangel Bay

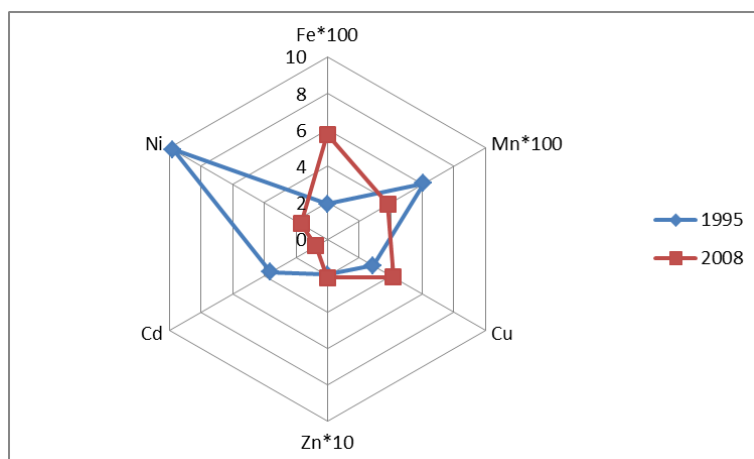


Рис. 17. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных у м. Астафьева

Fig.17. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the Astafiev cape of the Nakhodka Bay

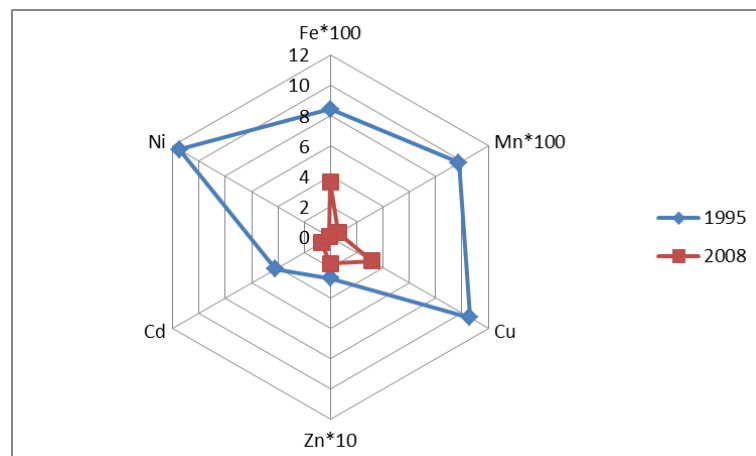


Рис. 18. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных у м. Токаревского

Fig. 18. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the Tokarevskiy cape

Рис. 18 демонстрирует, что к 2008 г. по сравнению с 1995 г. произошло существенное снижение концентрации таких металлов, как кадмий, никель, железо, марганец, медь. Лишь содержание цинка уменьшилось незначительно. На среду и организмы м. Токаревского оказывают огромное влияние воды б. Золотой Рог. Поскольку большое техногенное влияние на воды бухты зависело от сточных вод Дальзавода с его гальваническими цехами, то в настоящее время из-за прекращения его деятельности произошло снижение загрязнения среды тяжелыми металлами. Кроме того, По-видимому, снизился сток и поверхностный смыл нефтяных углеводородов, о чем свидетельствует снижение концентраций никеля. Уменьшение содержания Zn и Cu в водорослях свидетельствует о снижении антропогенной нагрузки.

Распределение металлов в талломах водорослей, собранных у м. Красного, выглядит аналогично: к 2008 г. произошло значительное уменьшение концентраций всех элементов, за исключением цинка, содержание которого снизилось незначительно. Данная картина лишь подтверждает выводы о снижении антропогенного и техногенного влияния на Амурский залив. Три завода с гальваническими цехами, находившиеся в вершине Второй речки, были в течение 1960–1980-х гг. основными источниками загрязнения морских вод. С остановкой заводов исчез и источник загрязнения среды тяжелыми металлами.

Картина распределения металлов в саргассах о. Скребцова несколько иная, чем у мысов Токаревского и Красного: здесь на фоне снижения к 2008 г., по сравнению с 1995 г., концентраций таких металлов, как никель и кадмий, произошло значительное увеличение содержания марганца (в 4 раза) и незначительное – железа, меди и цинка (на 0,3–0,5 мкг/г сухой массы). Такие данные, с одной стороны, подтверждают факт уменьшения техногенного пресса на залив, с другой стороны – свидетельствуют о нарастании антропогенного воздействия. Концентрации металлов в макрофитах данной станции отражают влияние не только г. Владивостока, но даже и Уссурийска –

при больших осадках воды, опресненные стоком р. Раздольной, доходят до о. Сукребцова. Кроме того, подтверждается информация об обилии взвешенного материала в воде (возрастание содержания Fe и Mn), что, вероятно, связано с погодными условиями: сильным волнением и взмучиванием донных отложений во время отбора проб.

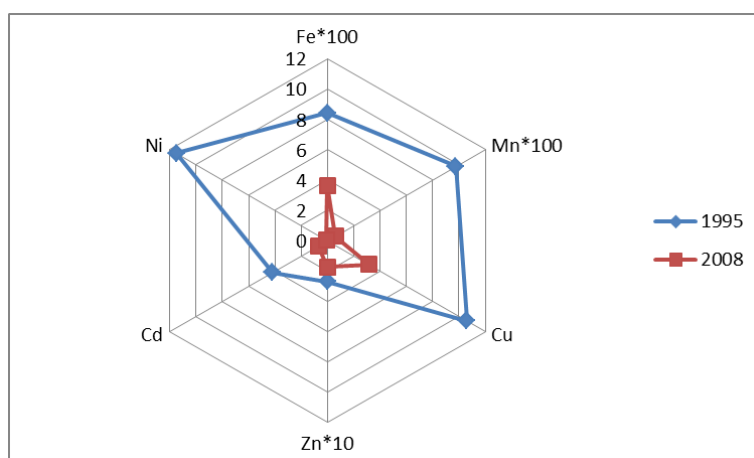


Рис. 19. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных у м. Красный

Fig. 19. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the Krasniy cape

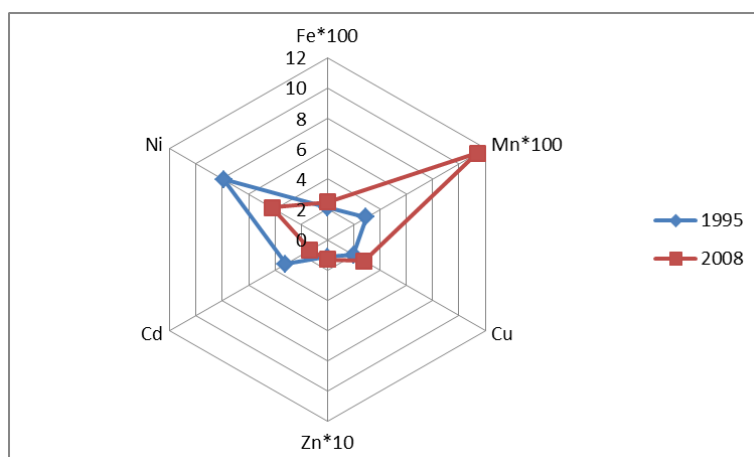


Рис. 20. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных у о. Скребцова

Fig. 20. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the Skrebtsov Island

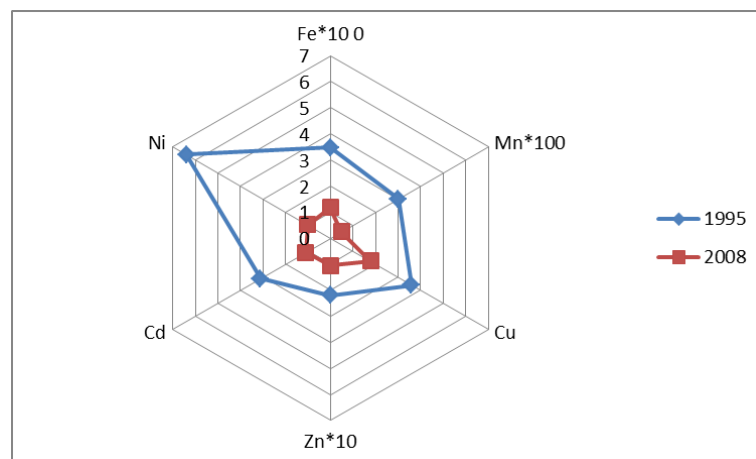


Рис. 21. Концентрации тяжелых металлов (мкг/г) в талломах *S. miyabei*, собранных у м. Островок Фальшивый

Fig. 20. Heavy metals concentrations (mcg/g) in *S. miyabei* thallomes taken near the Falshiviy Ostrovok cape

У м. Островок Фальшивый к 2008 г. произошло снижение концентраций всех тяжелых металлов в талломах макрофитов по сравнению с 1995 г. Несмотря на продолжающийся трансграничный перенос загрязняющих веществ от Китая, объем его существенно уменьшился, о чем говорит распределение металлов в саргассах на данной станции.

## Литература

- Аминина Н.М., Вишневская Т. И., Гурулева О. Н., Ковековдова Л. Т. Состав и возможности использования бурых водорослей дальневосточных морей // Вестник ДВО РАН, 2007. № 6. С.123–130.
- Бурдин К. С. Основы биологического мониторинга. М. : Изд-во МГУ, 1985. 158 с.
- Вышкварцев Д. И., Лебедев Е.Б. Проект экономического развития реки Туманган (TREDA) – угроза экосистеме мелководных бухт залива Посьета Японского моря // Биология моря, 1997. Т.123. №1. С.51–55.
- Галышева Ю.А., Коженкова С.И. Макробентос залива Находка Японского моря // Известия ТИНРО, 2009, Т. 156. С. 135–158.
- Евтушенко З. С., Бельчева Н.Н., Лукьянова О.Н. Биохимические механизмы реакции морских организмов на действие тяжелых металлов // Экспериментальная водная токсикология, 1985. Вып.10.С.20–27.
- Клинская Е. О., Христофорова Н. К. биогеохимическая оценка состояния придорожных зон городов Дальнего Востока по содержанию тяжелых металлов в одуванчиках // Ученые записки КнАТГУ. 2011. № 1. С.89–92.
- Ковековдова Л. Т., Христофорова Н. К. Микроэлементы в морских макрофитах Дальнего Востока России // Успехи наук о жизни. 2011. №3. С.41–60.

Коженкова С. И. Мониторинг состояния прибрежно-морских вод Приморья по содержанию тяжелых металлов в бурых водорослях. Дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток, 1999. 196 с.

Коженкова С. И., Христофорова Н. К., Чернова Е. Н. Долговременный мониторинг загрязнения морских вод северного Приморья тяжелыми металлами с помощью бурых водорослей // Экология. 2000. № 3. С. 233–237.

Лукьянова О.Н. Молекулярные биомаркеры // Владивосток :Изд-во ДВГАЭУ, 2001. 196 с.

Перестенко Л. П. Водоросли залива Петра Великого. Л. : Наука, 1980. 232 с.

Федорченко В.П., Макаров Е.О., Ключкова Н.Г. О возможности использования *Saccharina bongardiana* в качестве индикатора металлического загрязнения морских прибрежных вод Камчатки // Вестник КамчатГТУ, 2011. №17.С.101–106.

Христофорова Н. К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. Л. : Наука, 1989. 192 с.

Христофорова Н. К., Богданова Н. Н., Обухов А. И. Использование бурых водорослей фукусов для индикации состояния прибрежно-морских вод // Сихоте-Алинский биосферный район: принципы и методы экологического мониторинга. Владивосток: ДВНЦ АН СССР. 1981. С. 118–127.

Христофорова Н. К., Богданова Н. Н., Толстова Л. М. Металлы в составе тихоокеанских саргассовых водорослей в связи с проблемой мониторинга загрязнения вод // Океанология. 1983. Т. 23, вып. 2. С. 270–275.

Христофорова Н.К., Малиновская Т.М., Селиванова О.Н. Оценка химико-экологического состояния Авачинской губы по содержанию тяжелых металлов в фукусовых водорослях // Тез. докл. II научной конф. «Сохранение биоразнообразия Камчатки и прилегающих морей». Петропавловск-Камчатский : Камчат, 2001. С. 191–193.

Христофорова Н.К., Журавель Е. В., Недоросткова И.Г. Содержание детергентов и фенолов в поверхностных водах приустьевой зоны реки туманной и сопредельных морских вод (залив Петра Великого Японского моря) // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. Т. 2. Владивосток : Дальнаука, 2001. С. 108–121.

Шулькин В. М. Металлы в экосистемах морских мелководий. Владивосток : Дальнаука, 2004. 279 с.

Bryan G. V. Recent trends in research on heavy-metal contamination in the sea // Helgolander Meeresunters. 1980. Vol. 33. P. 6–25.

Bryan G. V., Hummerstone L. G. Brown seaweed as indicator of heavy metals in estuaries in south-west England // J. Mar. Biol. Ass. U. K. 1973. Vol. 53. P. 705–720.

Davis T., Volesky B., Mucci A. A review of biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae // Water research, 2003. V.37. P. 4311–4330.

Fowler S. W. Use of macroalgae as a reference material for pollutant monitoring and specimen banking // Monitoring environmental materials and specimen banking: Proc. Int. Workshop. Berlin. 1978. London. 1979. P. 247–260.

Fuge R., James K. Trace metal concentration in *Fucus* from the Bristol Channel // Mar. Pollut. Bull. 1974. Vol. 5, № 1. P. 9–12.

Haug A., Larsen B., Smidsrod O. A study of the constitution of alginic acid by partial acid hydrolysis // Acta Chem Scand, 1966. V.20. P.183–190.

Khristophorova N.K., Przhemenetskaya V. F. Sargassaceae as promoting objects for sanitary mariculture // Proceeding of the international Symposium “Earth–Water–Humans”. 1999. P. 335–341.

# ФОНОВЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ МЕТАЛЛОВ В ЗОСТЕРЕ МОРСКОЙ ИЗ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО И ОЦЕНКА ЕГО СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Е.Н. Чернова

Тихоокеанский институт географии ДВО РАН,  
Дальневосточный федеральный университет

С помощью статистических показателей:  $Me_{15} \pm 2MAD_{15}$  и  $Me \pm 2MAD$ , рассчитаны диапазоны природно-фоновых концентраций, фоновых концентраций и фонового порога концентраций микроэлементов Fe, Mn, Zn, Cu, Cd и Ni в морских травах *Zostera marina* и *Phyllospadix iwatensis* из зал. Петра Великого, используемых в качестве организмов-индикаторов загрязнения металлами морской среды. Верхние пределы фоновых значений, при превышении которых можно говорить об избытке легкодоступных для растений форм элементов или о загрязнении местообитаний взморников, определены с помощью расчета  $Me + 2MAD$ . Для листовых пластин и корневищ, соответственно они составили: Fe – 537 и 5742, Mn – 925 и 142; Zn – 36 и 40; Cu – 6,2 и 9,1; Cd – 3,4 и 2,6; Ni – 4,5 и 5,3 мкг/г. Нижний предел фонового диапазона, соответствующий физиологически необходимому количеству элемента в растениях, определен с помощью  $Me_{15} - 2MAD_{15}$ . Для листовых пластин и корневищ, соответственно, они составили: Fe – 23 и 463, Mn – 58 и 16; Zn – 12,6 и 12,5; Cu – 2,3 и 3,5; Cd – 1,1 и 0,5; Ni – 1,8 и 0,4 мкг/г. При индикации загрязнения среды с использованием морских трав необходимо учитывать, что филлоспадикс аккумулирует более высокие количества цинка, чем zostera: фоновый диапазон Zn, рассчитанный для филлоспадика из зал. Петра Великого составляет 23–69 мкг/г, для zostera – 12,6–36 мкг/г.

Построены картосхемы загрязнения акваторий зал. Петра Великого металлами. Наиболее загрязненными станциями в зал. Петра Великого, оцененными по превышению пороговых содержаний металлов в морской траве, являются в Амурском заливе: кут (ст. Весенняя) – загрязнен элементами Fe, Cu, Zn, Ni; ст. Первая речка и Седанка – Cu и Ni; б. Западная на о. Попова – Cu и Fe, судоходный пролив Старка со стороны о. Попова – Cd и Ni. Б. Гайдамак в зал. Восток загрязнена Fe, Zn, Cu; станции между б. Тихая Гавань и м. Пашинникова (в районе биостанции Восток) – Fe, Zn, Cu, Mn и Ni; м. Красный в зал. Находка – Fe, Zn.

**Ключевые слова:** зал. Петра Великого, *Zostera marina*, фоновые концентрации металлов

## BACKGROUND LEVELS OF TRACE METALS IN ZOSTERA MARINA L. FROM PETER THE GREAT BAY AND BIOASSESSMENT ITS ECOLOGICAL CONDITION

E.N. Chernova

Pacific Geographical Institute FEB RAS, Far Eastern Federal University

Natural background concentrations, background concentrations and background limit of trace elements Fe, Mn, Zn, Cu, Cd and Ni in sea grasses *Zostera marina* and *Phyllospadix*

*iwatensis* from Peter the Great Bay, which are using as bioindicator organisms of metal pollution of marine environment, were calculated using statistical parameters:  $Me_{15} \pm 2MAD_{15}$  and  $Me \pm 2MAD$ . The upper limits of background values above which we can talk about the abundance of lightly available forms elements for plants or pollution of *Zostera* habitats, were determined by calculating  $Me + 2MAD$ . They are respectively for leaves and rhizomes: Fe – 537 and 5742, Mn – 925 and 142; Zn – 36 and 40; Cu – 9.1 and 6.2; Cd – 3.4 and 2.6; Ni – 4.5 and 5.3  $\mu\text{g/g}$ . The lower limit of the range, which is suitable the physiologically essential amount of element for plants was defined using  $Me_{15} - 2MAD_{15}$ . They are respectively for leaves and rhizomes: Fe – 23 and 463, Mn – 58 and 16; Zn – 12.5 and 12.6; Cu – 2.3 and 3.5; Cd – 1.1 and 0.5; Ni – 1.8 and 0.4  $\mu\text{g/g}$ . In indication of contamination using marine herbs should be taken into account that *Phyllospadix* accumulates higher content of zinc than *Zostera*: background Zn range for *Phyllospadix* in Peter the Great Bay is 23–69  $\mu\text{g/g}$ , and for *Zostera* – 12.6–36  $\mu\text{g/g}$ .

Schematic map of water pollution of Peter the Great Bay were created. The most polluted places in the Bay, based on exceeding of the concentrations of metals in marine grasses, are in the Amur Bay: Amur Bay top (near the “Vesennyyaya” railway station) – polluted by Fe, Cu, Zn, Ni; areas near railway stations “Pervaya Rechka” and “Sedanka” – by Cu and Ni; Zapadnaya bight on Popov Island – by Cu and Fe, navigable Strait Starck on Popov Island – by Cd and Ni. In the Vostok Bay: the Gaidamak Bight was polluted by Fe, Zn, Cu; stations between Tikhaya Gavan Bight and cape Pashinnikova (near biological scientific station “Vostok”) – by Fe, Zn, Cu, Mn and Ni; Cape Krasnij in the Nakhodka Bay – by the Fe and Zn.

**Keywords:** Peter the Great Bay, *Zostera marina*, background levels of trace metals

Интегральная характеристика степени загрязнения прибрежных акваторий металлами может быть получена с помощью аккумулирующих организмов-индикаторов, в частности, бурых водорослей и двустворчатых моллюсков, которые накапливают в своих тканях вещества пропорционально их содержанию в среде (Phillips, 1977; Phillips, Segar, 1986; Христофорова, 1989, и др.). Способность морских трав, в частности зостеры морской (*Zostera marina* L.), к аккумуляции металлов пропорционально их содержанию в среде была показана рядом авторов (Brix et al., 1983; Lyngby, Brix, 1987; Lyngby et. al., 1982; Вейдеман, Ковековдова, 1991; Рисунова, Христофорова, 2002; Чернова и др., 2002).

Проблема биоиндикации тяжелых металлов в водной среде при помощи любых организмов состоит в отсутствии предельных величин концентраций, при превышении которых можно говорить о загрязнении. Для сравнения уровней содержания элементов в организмах из разных местообитаний и экологических оценок исследователи пользуются, как правило, фоновыми концентрациями, обычно наименьшими в объекте биоиндикации, выявленными для конкретной акватории, либо целого региона. В малозагрязненных акваториях Японского моря за фоновые принимали концентрации микроэлементов в организмах, обитающих в наиболее удаленных от источников загрязнения точках (Христофорова, 1986; Кавун, 1993; Коженкова, 2000).

В настоящее время для определения диапазона фоновых концентраций элементов в компонентах абиотической среды и организмах из определенного, геохимически однородного пространства, исследователи используют статистические величины: либо среднюю арифметическую, при условии нормально распределенных данных, либо среднюю геометрическую, при условии логнормального распределения, плюс-минус двойное стандартное отклонение (Reinmann et. al., 2005). Величину

85-го перцентиля ( $P_{85}$ ) также используют в качестве предельной фоновой концентрации (Cantillo, 1998). В последнее время для расчета фоновой концентрации элемента рекомендуют использовать непараметрическую величину, не зависящую от типа распределения данных – медиану концентраций, плюс минус величина, равная двойной медиане абсолютных отклонений от медианы (double Median of the Absolute Deviations):  $\text{медиана} \pm 2\text{MAD}$  (Reinmann et. al., 2005; Лукашев, 2007; Симоконь, 2008).

Целью данной работы было определение фоновых и предельных уровней концентраций металлов в zostере морской из зал. Петра Великого статистическими методами для дальнейшего использования этих характеристик для биомониторинга, а также экологическая оценка заливов Посыета, Амурский, Находка и Восток по содержанию металлов в морской траве.

### Материалы и методика

Взморник морской *Zostera marina* – обитатель мягких песчаных и заиленных грунтов морского мелководья (на глубинах 1–4 м, редко до 10 м и более), образует подводные луга, служащие пастбищами для морских животных и рыб. Морская трава распространена во всех дальневосточных морях, а также в Белом, Балтийском и Черном морях (Животные и растения...1976).

Пробы взморника отбирали в заливах второго порядка – Посыета, Амурском, Восток, Находка, входящих в состав зал. Петра Великого (рис. 1), в июле–августе 1998, 2001, 2002, 2003 гг. С одного места брали 15–30 образцов, сопоставимых по размерам; отмывали от взвеси морской водой, очищали от эпифитов, объединяли в одну пробу и высушивали отдельно листья и корневища с корнями при температуре 85°C. Затем пробы гомогенизировали, навески проб в трех повторностях минерализовали азотной кислотой марки о.с.ч. Концентрацию металлов определяли атомно-абсорбционным методом на приборах Hitachi 180–70, Shimadzu 6800. Ошибка при определении содержания железа, марганца, меди цинка и кадмия составляла 10%, никеля – до 30%. Точность определения концентрации металла контролировали, анализируя стандартные образцы СДО–1, NIST–2976, NIES–9 (Sargasso). Загрязнение реактивов контролировали, используя холостые пробы, включенные в партию подготовленных к анализу образцов. Для статистического анализа содержания металлов в *Z. marina* была обработана выборка из 62 проб взморника (табл. 1). В расчетах были использованы как ранее опубликованные данные (Рисунова, Христофорова, 2002; Чернова и др., 2002), полученные с помощью описанной выше методики и на том же аналитическом оборудовании, так и неопубликованные. Все концентрации определены для сухой массы макрофитов.

Описательную статистику осуществляли в программе Excel, нормальность распределения концентраций или логарифмов концентраций металлов проверяли по критическим коэффициентам асимметрии и эксцесса (Лакин, 1990). Не попавшие в диапазон нормального распределения крайне высокие значения концентраций или их логарифмов (статистические выбросы) не учитывались при расчете фонового диапазона концентраций. Диапазоны фоновых концентраций были определены с помощью медианы плюс–минус двойная величина медианы абсолютных отклонений от медианы ( $\text{Me} \pm 2\text{MAD}$ ):  $\text{MAD} = \text{Me}(|X_i - \text{Me}_x|)$  (Reinmann et al., 2005; Лукашев,

2007). В качестве верхнего порога диапазона фоновых концентраций была принята величина  $Me+2MAD$ ; для расчета нижнего порогового уровня использовали величину  $Me_{15}-2MAD_{15}$  (медиана из 15% минимальных значений концентраций минус двойная медиана абсолютных отклонений от этой медианы) (Чернова, 2012). Диапазон  $Me_{15}\pm 2MAD_{15}$  принимается нами как физиологически необходимое количество элемента в *Z. marina*, т.е. природно-фоновый диапазон, с минимальным участием антропогенного пресса, по сравнению с фоновым диапазоном, рассчитанным с помощью  $Me\pm 2MAD$ , который включает антропогенную составляющую (Чернова, 2012).

## Результаты и обсуждение

Фоновая концентрация элемента в живых организмах представляет собой сумму физиологически необходимого количества и некоторого нетоксичного избытка, накопленного из окружающей среды с регионально-фоновым содержанием микроэлементов (Чернова, Христофорова, 2008; Чернова и др., 2009), к которому организмы адаптированы. Особи даже одного вида, взятые из одного и того же места обитания, могут различаться по содержанию микроэлементов, что связано с генетической неоднородностью популяции и с наличием в ее составе некоторого процента как гипо-, так и гиперконцентраторов химических элементов (Lobel, Wright, 1983). В связи с этим фоновая концентрация микроэлемента в живых организмах, как и в абиотических компонентах среды, должна находиться в некотором диапазоне величин. Нижний порог этого диапазона будет соответствовать минимальному физиологически необходимому количеству для биофильных элементов (Cu, Zn, Ni, Fe и Mn) и нулевой концентрации для токсичных элементов (Pb, Cd), верхний – предельной величине концентрации элемента в организме, к которой вид адаптировался в данных геохимических условиях и после превышения которой у части популяции происходит срыв физиологических механизмов (Ермаков, Тютиков, 2008).

Сообщества взморника, или морской травы *Zostera marina*, широко распространены в Мировом океане, они также занимают большие площади дна мелководных акваторий в Японском море. Обширные подводные луга морских трав служат своеобразной ловушкой для мелкодисперсной органической и минеральной взвеси, поступающей с терригенным и речным стоками (Ward, 1989). Морские травы выдерживают значительную антропогенную нагрузку, в том числе и загрязнение металлами. Зостера привлекательна как биоиндикатор загрязнения тяжелыми металлами сообществ мягких грунтов, в то время как бурые водоросли и двустворчатые моллюски, также используемые для биомониторинга, предпочитают жесткие скальные грунты. Взморник – высшее растение, вторичный вселенец в море. Он имеет настоящее корневище с корешками и способен поглощать как растворенные в воде элементы, так и извлекать их из поровых вод донных отложений. При этом накопление элементов корневой частью и листовыми пластинами происходит независимо друг от друга, и обмен между ними возможен только во время формирования молодых листовых пластин и молодых участков корневищ (Lyngby, Brix, 1987). Листовые пластины аккумулируют соединения металлов преимущественно из водной среды, корни и корневища – из грунта и поровых вод, что позволяет использовать разные

части этих растений при индикации разных компонентов среды – воды и донных отложений.

Выборки всех концентраций металлов в zostере морской из зал. Петра Великого были распределены по логнормальному закону, кроме выборки концентраций Zn в корневищах, которому больше соответствовало нормальное распределение. Фоновый диапазон и некоторые другие статистические параметры содержания микроэлементов в листьях и корневищах *Z. marina* представлены в табл. 1 и 2.

**Таблица 1.** Некоторые статистические показатели содержания Fe, Mn и Zn в листьях и корневищах взморника

**Table 1.** Some statistical parameters of Fe, Mn and Zn concentrations in leaves and roots of *Zostera marina*

| Параметры                            | Fe      |           | Mn      |           | Zn        |           |
|--------------------------------------|---------|-----------|---------|-----------|-----------|-----------|
|                                      | Лист    | Корневище | Лист    | Корневище | Лист      | Корневище |
| Среднее± стандартное отклонение      | 484±489 | 3182±2211 | 556±471 | 142±193   | 28,8±14,4 | 27±11,6   |
| Me±2MAD                              | 293±244 | 2780±2962 | 399±526 | 71±71     | 25,0±10,8 | 26,3±14,2 |
| Me <sub>15</sub> ±2MAD <sub>15</sub> | 102±79  | 692±229   | 101±43  | 26,4±10   | 14,6±2,0  | 15,8±3,3  |
| Минимум                              | 43      | 543       | 70      | 17,5      | 12        | 0,5       |
| Максимум                             | 2159    | 9925      | 2000    | 990       | 91        | 67        |
| Фоновый диапазон                     | 23–537  | 463–5742  | 58–925  | 16–142    | 12,6–35,8 | 12,5–40,5 |
| P <sub>85</sub>                      | 788     | 4941      | 957     | 252       | 35,9      | 37,8      |
| n                                    | 62      | 42        | 51      | 41        | 59        | 42        |

Ранее рядом авторов были проведены подробные исследования по изменению содержания металлов в zostере морской из зал. Петра Великого (Христофорова, Рисунова, 2000; Шишлова, 2002). Ими были оценены особенности накопления металлов листовыми пластинами и корневищами, листовыми пластинами разного возраста, взаимосвязь между содержанием металлов в листьях и корневищах, донных отложениях с мест сбора взморника и растениях целиком (листовых пластинах и корневищах). Проведена химико-экологическая оценка заливов Амурского, Восток, прибрежных вод северного Приморья методом сравнения полученных данных по содержанию металлов в морской траве с минимальными концентрациями.

Поскольку для биоиндикации состояния среды по содержанию металлов в водорослях и травах в качестве эталонов сравнения используются наименьшие для данного района концентрации элементов, считающиеся фоновыми, эта оценка, как правило, не принимается во внимание органами контроля, как не узаконенная. Использование статистических методов определения фонового диапазона, а также предельного порога фоновой концентрации дает возможность разделить акваторию на

районы с фоновыми уровнями концентраций металлов в растениях и загрязненные, где наблюдается превышение пороговых концентраций элементов. Выделение природно-фоновой диапозоны содержания микроэлементов в организмах позволяет оценить физиологическую потребность растений в том или ином микроэлементе (плюс минимальная концентрация элемента из среды с его фоновым содержанием), а также выделить природные геохимические особенности разных акваторий.

**Таблица 2.** Некоторые статистические показатели содержания Cu, Cd, Ni в листьях и корневищах взморника

**Table 2.** Some statistical parameters of Cu, Cd and Ni concentrations in leaves and roots of *Zostera marina*

| Параметры                            | Cu      |             | Cd      |           | Ni      |           |
|--------------------------------------|---------|-------------|---------|-----------|---------|-----------|
|                                      | Лист    | Корневище   | Лист    | Корневище | Лист    | Корневище |
| Среднее±<br>Стандартное отклонение   | 5,2±2,7 | 6,7±2,9     | 2,3±0,8 | 1,4±0,8   | 3,5±1,3 | 4,0±1,7   |
| Me±2MAD                              | 4,4±1,8 | 5,9±3,2     | 2,4±1,0 | 1,4±1,2   | 3,1±1,4 | 3,6±1,7   |
| Me <sub>15</sub> ±2MAD <sub>15</sub> | 2,7±0,4 | 3,9±0,4     | 1,2±0,1 | 0,6±0,1   | 2,1±0,3 | 1,8±1,4   |
| Минимум                              | 2,1     | 3,4         | 1,0     | 0,4       | 1,8     | 1,0       |
| Максимум                             | 15,1    | 15,5 (31,9) | 3,9     | 3,6       | 7,4     | 8,4       |
| Фоновый диапозон                     | 2,3–6,2 | 3,5–9,1     | 1,1–3,4 | 0,5–2,6   | 1,8–4,5 | 0,4–5,3   |
| P <sub>85</sub>                      | 7,4     | 9,2         | 3,1     | 2,3       | 4,8     | 5,8       |
| n                                    | 60      | 44          | 60      | 46        | 59      | 45        |

В скобках – статистический выброс, исключенный из выборки данных при расчете фоновой диапозоны.

Помимо *Z.marina* из взморниковых в зал. Петра Великого распространен *Phyllospadix iwatensis*, обитающий на каменистых субстратах, в том числе и на мысах. В выборке, исследуемой нами, *Ph. iwatensis* встречался на 14 станциях, главным образом, из относительно чистых районов юго-западной части зал. Петра Великого и зал. Посьета. Известно о сходном накоплении микроэлементов близкородственными видами и родами (Крепс, 1937), а в фоновых условиях – о сопоставимых концентрациях микроэлементов в массовых видах бурых водорослей (Коженкова, 2000). Однако иногда наблюдаются видовые различия в концентрациях некоторых микроэлементов. Так, из двух видов саргассумов *S.miyabei* и *S. pallidum* первый накапливает большие количества марганца, а из близких родов фукусовых *F.evanescens* и *Silvetia babingtonii* (= *Pelvetia wrightii*) первый имеет более высокие концентрации цинка, чем второй (Коженкова, 2000). *Ph. iwatensis*, в отличие от *Z. marina*, даже в фоновых условиях мысов и бухт юго-западной части зал. Петра Великого, накапливает более высокие количества цинка (табл. 4), в то время как другие исследуемые нами

микроэлементы обнаруживались в этих двух видах в сопоставимых количествах. Поэтому при наличии в выборке обоих видов взморников следует учитывать их разную способность к накоплению Zn и, соответственно, разные пороговые значения для этого элемента. Ориентировочное пороговое значение для содержания Zn в филлоспадице рассчитано и показано в табл. 3.

**Таблица 3.** Статистические характеристики содержания цинка в листьях родственных родов взморников *Z. marina* и *Ph. iwatensis*

**Table 3.** Statistical parameters of Zn concentrations in leaves of related generics *Zostera* and *Phyllospadix*

| Параметры                            | Zn               |                      |
|--------------------------------------|------------------|----------------------|
|                                      | <i>Z. marina</i> | <i>Ph. iwatensis</i> |
| Среднее±стандартное отклонение       | 28,8±14,4        | 47,2±16,6            |
| Me±2MAD                              | 25,0±10,8        | 47,7±21,1            |
| Me <sub>15</sub> ±2MAD <sub>15</sub> | 14,6±2,0         | 22,9±0,2             |
| Минимум                              | 12               | 22,8                 |
| Максимум                             | 91               | 80,6                 |
| Фоновый диапазон                     | 12,6–35,8        | 22,7–68,8            |
| P <sub>85</sub>                      | 35,9             | 61,1                 |
| n                                    | 59               | 14                   |

Проведя статистическую обработку объединенной выборки результатов коллег и собственных данных по содержанию металлов в zostере морской из заливов Посыета, Восток, Находка и выделив природно-фоновые концентрации металлов (Med<sub>15</sub>±2MAD<sub>15</sub>), а также верхний пороговый фоновый уровень элементов (Med+2MAD) мы попытались оценить химико-экологическую ситуацию в заливе на рубеже XX–XXI столетий (рис. 1–7). На карте разным цветом обозначены станции, на которых содержание металла в листьях zostеры соответствовало диапазону природно-фоновых значений, диапазону фоновых значений и превышающих порог фонового диапазона (загрязненных тем или иным микроэлементом).

Так, содержание железа в листьях *Z. marina* на восемнадцати из 62 станций превышало предельную фоновую концентрацию (537 мкг/г): в б. Гайдамак и на юго-западе б. Тихая заводь в зал. Восток; в куту Амурского залива (ст. Весенняя); в бухтах Западной и Алексеева на о. Попова, в б. Бойсмана в р-не устья р. Рязановки (рис. 1). Особенно высокие концентрации Fe, превышающие фоновый предел более чем в два раза, наблюдаются в zostере из некоторых участков западного побережья зал. Восток: б. Средней и на мелководье между бухтой Тихая заводь и мысом Пашинникова (район биостанции «Восток»). При этом рядом могут располагаться заросли взморника с природно-фоновыми концентрациями Fe. Существенных корреляционных связей между содержанием железа в листьях и корневищах взморника и его концентрациями в подвижной форме в песчаном грунте, на котором это растение обитает

(Шишлова, 2002), не найдено. Вероятно, это связано с тем, что на окраине поля зо-стеры, где отбирались пробы, грунт более подвижен, особенно его тонкодисперсная часть, и вместе с ним приносятся, либо уносятся соединения микроэлементов в подвижной форме. В то же время, существует достоверная связь между содержанием Fe в листовых пластинах и корневищах (табл. 4), которая, с учетом независимого поглощения микроэлементов листьями и корневищами, свидетельствует о стабильности источника поступления данного металла в среду и об адекватном отражении тканями взморника биодоступных форм элемента в среде (воде и донных отложениях).

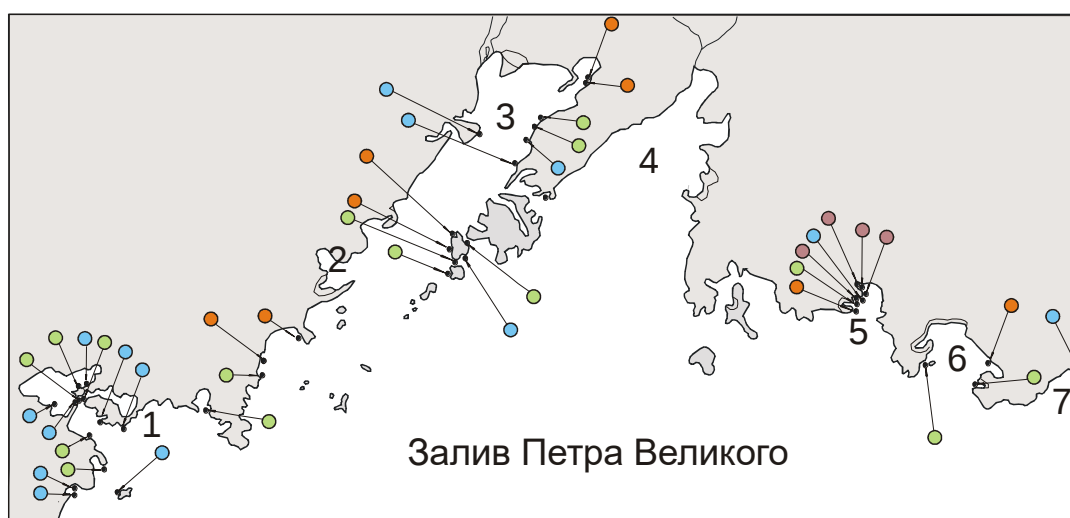


Рис. 1. Распределение концентраций железа в листьях взморника *Zostera marina* из зал. Петра Великого в 1998–2003 гг.: 1 – зал. Посыета, 2 – зал. Славянский, 3 – Амурский зал., 4 – Уссурийский зал., 5 – зал. Восток, 6 – зал. Находка, 6. Киевка, открытое побережье.

Голубые кружки – концентрации Fe 43–191 мкг/г (природный фоновый уровень); зеленые кружки – концентрации Fe 192–537 мкг/г (диапазон фоновых концентраций); оранжевые кружки – концентрации Fe 538–1072 мкг/г (уровни концентраций, превышающих фоновый порог в 1–2 раза); розовые кружки – концентрации Fe 1073–2159 мкг/г (уровень концентраций выше фонового порога более чем в 2 раза)

Fig. 1. Distribution of iron concentrations in leaves of *Zostera marina* from Peter the Great Bay in 1998–2003: 1 – Possyet Bay, 2 – Slavic Bay, 3 – Amur Bay, 4 – Ussury Bay, 5 – Vostok Bay, 6 – Nakhodka Bay, Kievka Bigh, open shore.

Blue circle – concentration of Fe is 43–191 mkg/g (level of nature background concentrations); green circle – concentration of Fe is 192–537 mkg/g (level of background concentrations); orange circle – concentration of Fe is 538–1072 mkg/g (level of concentrations higher background level 1–2 time); rose circle – concentration of Fe is 1073–2159 mkg/g (level of concentrations higher background level more than 2 time)

**Таблица 4.** Коэффициенты корреляции между концентрациями металлов в листьях и корневищах взморника

**Table 4.** Correlation between metal concentrations in *Zostera*'s leaves and roots

|                           | Fe          | Mn          | Zn   | Cu   | Cd   | Ni   |
|---------------------------|-------------|-------------|------|------|------|------|
| $r(r_1)$                  | 0,66 (0,45) | 0,73 (0,41) | 0,50 | 0,66 | 0,46 | 0,45 |
| $r_{\text{крит}}, P=0.05$ | 0,33        | 0,33        | 0,33 | 0,33 | 0,30 | 0,30 |
| n                         | 37(39)      | 38(39)      | 39   | 39   | 43   | 41   |

( $r_1$ ) – коэффициент корреляции с учетом выпадающих станций с аномальными концентрациями элемента либо в листьях, либо в корневищах.

Содержание Mn в листьях zostеры превышало допустимый порог (2000 мкг/г) на 9 станциях: в б. Средней, на юго-западе б. Тихая заводь зал. Восток, на м. Михельсона, б. Экспедиции зал. Посьета; (рис. 2). Эти станции характеризуются заиленными грунтами с признаками восстановительной среды. Между концентрацией Mn в подземных частях взморника и содержанием подвижных форм Mn в осадках выявлена высокая корреляционная связь –  $r = 0,95$  (Шишлова, 2002). Тесная зависимость наблюдалась и между концентрациями Mn в листьях и корневищах морской травы (табл. 4), что свидетельствует об адекватном отражении взморником химико-экологической ситуации по содержанию Mn в среде.

Содержание Zn в листьях морской травы превышало фоновый диапазон (12,6–35,8 мкг/г) на 8 станциях: станции Первая и Вторая Речки, Весенняя в Амурском заливе, бухты Гайдамак и Средняя и участок между Тихой заводью и м. Пашинникова (биостанция «Восток») в зал. Восток, на одной из станций в б. Бойсмана (между м. Красный утес и р. Рязановкой); м. Красный, на восточном побережье зал. Находка (рис. 4). Как видно, превышение пороговых концентраций фотосинтезирующими органами растений наблюдается точно во всех заливах второго порядка, за исключением зал. Посьета, что свидетельствует о повышенной динамике песчаных грунтов и содержания в них металла на окраинных участках полей zostеры. Достоверная корреляционная связь наблюдалась между концентрацией Zn в листьях и корневищах морской травы (табл. 4), что свидетельствует об адекватном отражении взморником химико-экологической ситуации по содержанию Zn в среде на акватории зал. Петра Великого.

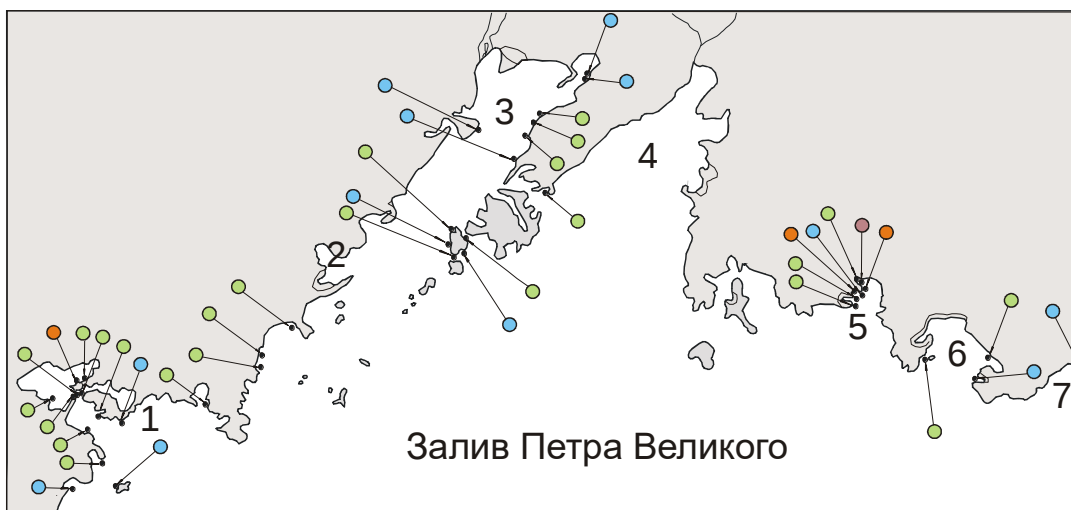


Рис. 2. Распределение концентраций марганца в листьях взморника из зал. Петра Великого в 1998–2003 гг.: 1 – зал. Посъета, 2 – зал. Славянский, 3 – Амурский зал., 4 – Уссурийский зал., 5 – зал. Восток, 6 – зал. Находка, б.Киевка, открытое побережье.

Голубые кружки – концентрации Мп 36,4–94,4 мкг/г (уровень природных фоновых концентраций); зеленые кружки – концентрации Мп 94,5–729 мкг/г (диапазон фоновых концентраций); оранжевые кружки – концентрации Мп 730–1458 мкг/г (уровни концентраций, превышающих фоновый порог в 1–2 раза); розовые кружки – концентрации Мп 1459–2000 мкг/г (уровень концентраций выше фонового порога более чем в 2 раза)

Fig. 2. Distribution of manganese concentrations in leaves of *Zostera marina* from Peter the Great Bay in 1998–2003: 1 – Possyet Bay, 2 – Slavic Bay, 3 – Amur Bay, 4 – Ussury Bay, 5 – Vostok Bay, 6 – Nakhodka Bay, Kievka Bight, open shore.

Blue circle – concentration of Mn is 36.4–94.4 mkg/g (level of nature background concentrations); green circle – concentration of Mn is 94.5–729 mkg/g (level of background concentrations); orange circle – concentration of Mn is 730–1458 mkg/g (level of concentrations higher background level 1–2 time); rose circle – concentration of Mn is 1459–2000 mkg/g (level of concentrations higher background level more than 2 time)

Содержание Си в фотосинтезирующих органах морской травы превышало пороговую концентрацию (6.2 мкг/г) на 13 станциях, в частности, на всех станциях в Амурском заливе, в б. Гайдамак в зал. Восток, в бухтах Бойсмана и Сивучья (м. Островок Фальшивый) (рис. 3). Как видно, в наибольшей степени накапливают медь взморники, обитающие у п-ова Муравьев-Амурский, где расположен г. Владивосток. Растения из заливов Посъета и Восток накапливают данный элемент в фоновом диапазоне концентраций и лишь точно – с некоторым превышением его. Зостера из юго-западной части залива Посъета содержала медь в природно-фоновом диапазоне. Высокая корреляционная связь между концентрацией элемента в листьях и корневищах морской травы наблюдалась для этого металла (табл. 4), подтверждая адекватное отражение взморником химико-экологической ситуации по содержанию Си в среде.

Уровни содержания кадмия в листьях zostеры из исследованных районов зал. Петра Великого почти полностью вписались в фоновый диапазон (1,1–3,4 мкг/г). Только в листьях растений из двух участков зал. Восток, (3,5 и 3,9 мкг/г) концентрация Cd превышала его (рис. 5). Достоверная связь между концентрацией Cd в листьях и корневищах морской травы наблюдалась в этом случае (табл. 4), подтверждая адекватность отражения взморником химико-экологической ситуации по содержанию Cd в среде.

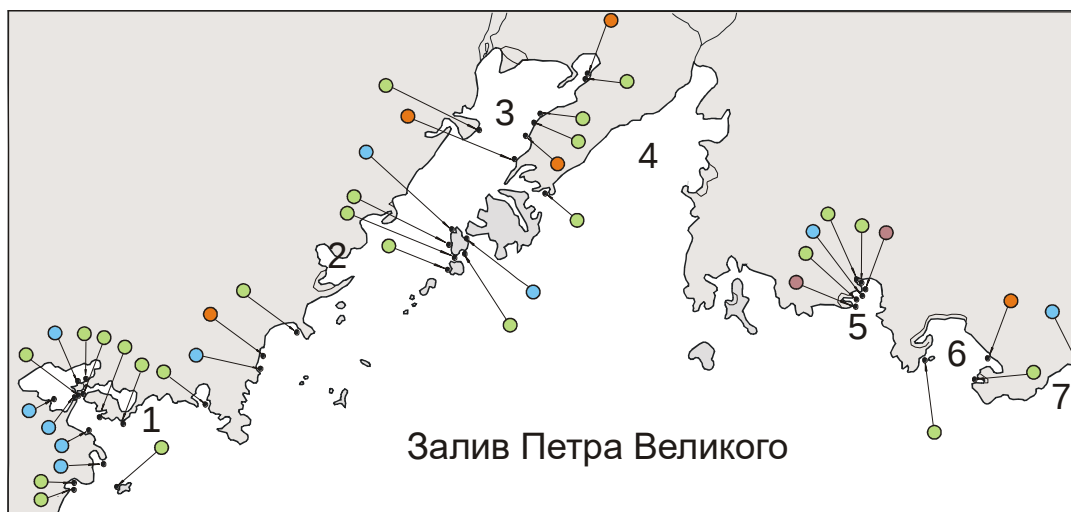


Рис. 3. Распределение концентраций цинка в листьях взморника из зал. Петра Великого в 1998–2003 гг.: 1 – зал. Посыета, 2 – зал. Славянский, 3 – Амурский зал., 4 – Уссурийский зал., 5 – зал. Восток, 6 – зал. Находка, 6.Киевка, открытое побережье.

Голубые кружки – концентрации Zn 12,6–16,6 мкг/г (уровень природных фоновых концентраций); зеленые кружки – концентрации Zn 16,7–35,8 мкг/г (диапазон фоновых концентраций); оранжевые кружки – концентрации Zn 35,9–71,8 мкг/г (уровни концентраций, превышающих фоновый порог в 1–2 раза); розовые кружки – концентрации Zn 71,9–91,0 мкг/г (уровень концентраций выше фонового порога более чем в 2 раза)

Fig. 3. Distribution of zink concentrations in leaves of *Zostera marina* from Peter the Great Bay in 1998–2003: 1 – Possyet Bay, 2 – Slavic Bay, 3 – Amur Bay, 4 – Ussury Bay, 5 – Vostok Bay, 6 – Nakhodka Bay, Kievka Bight, open shore.

Blue circle – concentration of Zn is 12.6–16.6 mkg/g (level of nature background concentrations); green circle – concentration of Zn is 16.7–35.8 mkg/g (level of background concentrations); orange circle – concentration of Zn is 35.9–71.8 mkg/g (level of concentrations higher background level 1–2 time); rose circle – concentration of Zn is 71.9–91.0 mkg/g (level of concentrations higher background level more than 2 time)

Содержание никеля в фотосинтезирующих органах взморника превышало фоновый порог в 9 случаях из 59. Как видно (рис. 6), повышенные содержания этого элемента в zostере в основном наблюдались в Амурском заливе. Природно-фоновые концентрации Ni были характерны для морских трав из зал. Посыета. Корреляционная связь между концентрацией элемента в листьях и корневищах так же, как и для других металлов, была достоверной (табл. 4).

В целом, наиболее загрязненными станциями в зал. Петра Великого, оцененными по превышению фонового порога концентраций металлов в морской траве, являются в Амурском заливе: кут (ст. Весенняя) – загрязнен Fe, Cu, Zn, Ni, ст. Первая речка и Седанка – Cu и Ni; б. Западная на о. Попова – Cu и Fe, судоходный пролив Старка со стороны о. Попова – Cd и Ni. Б. Гайдамак в зал. Восток загрязнена Fe, Zn, Cu; станции между Тихой Гаванью и м. Пашинникова – Fe, Zn, Cu, Mn и Ni; м. Красный в зал. Находка – Fe, Zn.

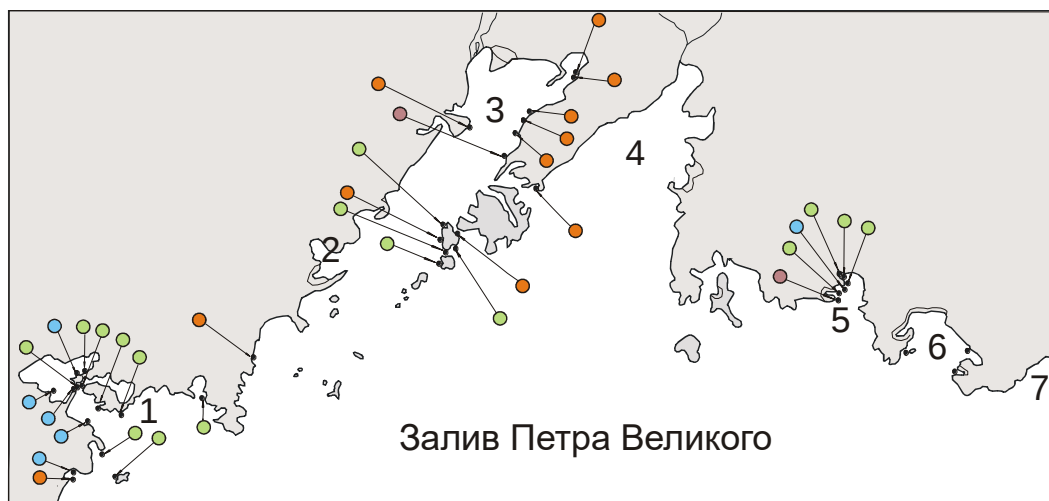


Рис. 4. Распределение концентраций меди в листьях взморника из зал. Петра Великого в 1998–2003 гг.: 1 – зал. Посыета, 2 – зал. Славянский, 3 – Амурский зал., 4 – Уссурийский зал., 5 – зал. Восток, 6 – зал. Находка, б. Киевка, открытое побережье.

Голубые кружки – концентрации Cu 2,3–3,1 мкг/г (уровень природных фоновых концентраций); зеленые кружки – концентрации Cu 3,2–6,2 мкг/г (диапазон фоновых концентраций); оранжевые кружки – концентрации Cu 6,3–12,4 мкг/г (уровни концентраций, превышающих фоновый порог в 1–2 раза); розовые кружки – концентрации Cu 12,5–15,5 мкг/г (уровень концентраций выше фонового порога более чем в 2 раза)

Fig. 4. Distribution of copper concentrations in leaves of *Zostera marina* from Peter the Great Bay in 1998–2003: 1 – Possyet Bay, 2 – Slavic Bay, 3 – Amur Bay, 4 – Ussury Bay, 5 – Vostok Bay, 6 – Nakhodka Bay, Kievka Bight, open shore.

Blue circle – concentration of Cu is 2.3–3.1 mkg/g (level of nature background concentrations); green circle – concentration of Cu is 3.2–6.2 mkg/g (level of background concentrations); orange circle – concentration of Cu is 6.3–12.4 mkg/g (level of concentrations higher background level 1–2 time); rose circle – concentration of Cu is 12.5–15.5 mkg/g (level of concentrations higher background level more than 2 time)

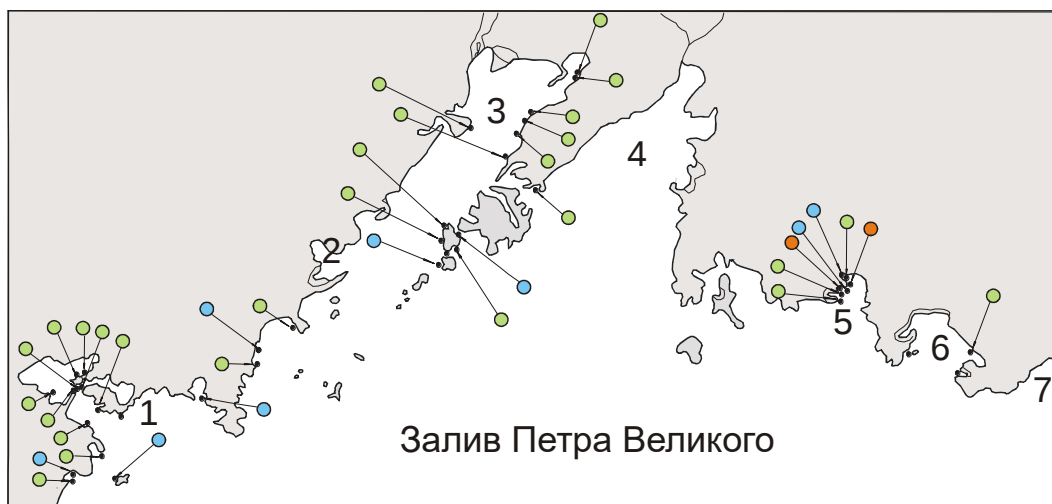


Рис. 5. Распределение концентраций кадмия в листьях взморника из зал. Петра Великого в 1998–2003 гг.: 1 – зал. Посыета, 2 – зал. Славянский, 3 – Амурский зал., 4 – Уссурийский зал., 5 – зал. Восток, 6 – зал. Находка, 6. Киевка, открытое побережье.

Голубые кружки – концентрации Cd 1,0–1,3 мкг/г (уровень природных фоновых концентраций); зеленые кружки – концентрации Cd 1,31–3,5 мкг/г (диапазон фоновых концентраций); оранжевые кружки – концентрации Cd 3,51–7,0 мкг/г (уровни концентраций, превышающих фоновый порог в 1–2 раза)

Fig. 5. Distribution of cadmium concentrations in leaves of *Zostera marina* from Peter the Great Bay in 1998–2003: 1 – Possyet Bay, 2 – Slavic Bay, 3 – Amur Bay, 4 – Ussury Bay, 5 – Vostok Bay, 6 – Nakhodka Bay, Kievka Bight, open shore.

Blue circle – concentration of Cd is 1.0–1.3 mg/kg (level of nature background concentrations); green circle – concentration of Cd is 1.31–3.5 mg/kg (level of background concentrations); orange circle – concentration of Cd is 3.51–7.0 mg/kg (level of concentrations higher background level 1–2 time)

Таким образом, с помощью статистических показателей  $Me_{15} \pm 2MAD_{15}$  и  $Me \pm 2MAD$  рассчитаны диапазоны природно-фоновых концентраций и фоновых концентраций микроэлементов Fe, Mn, Zn, Cu, Cd и Ni в морских травах *Z. marina* и *Ph. iwatensis* из разных районов зал. Петра Великого. Верхние пределы фоновых значений, при превышении которых можно говорить об избытке легкодоступных для растений форм элементов или о загрязнении местообитаний взморников, определены с помощью расчета  $Me + 2MAD$ . Для листовых пластин и корневищ, соответственно они составили: Fe – 537 и 5742, Mn – 925 и 142; Zn – 36 и 40; Cu – 6,2 и 9,1; Cd – 3,4 и 2,6; Ni – 4,5 и 5,3 мкг/г. Нижний предел фонового диапазона, соответствующий физиологически необходимому количеству элемента в растениях, определен с помощью  $Me_{15} - 2MAD_{15}$ . Для листовых пластин и корневищ, соответственно, они составили: Fe – 23 и 463, Mn – 58 и 16; Zn – 12,6 и 12,5; Cu – 2,3 и 3,5; Cd – 1,1 и 0,5; Ni – 1,8 и 0,4 мкг/г. При индикации загрязнения среды с использованием морских трав необходимо учитывать, что филлоспидикс аккумулирует более высокие количества цинка, чем zostера: фоновый диапазон Zn, рассчитанный для филлоспидикса из зал. Петра Великого составляет 23–69 мкг/г, а для zostеры – 12,6–36 мкг/г.

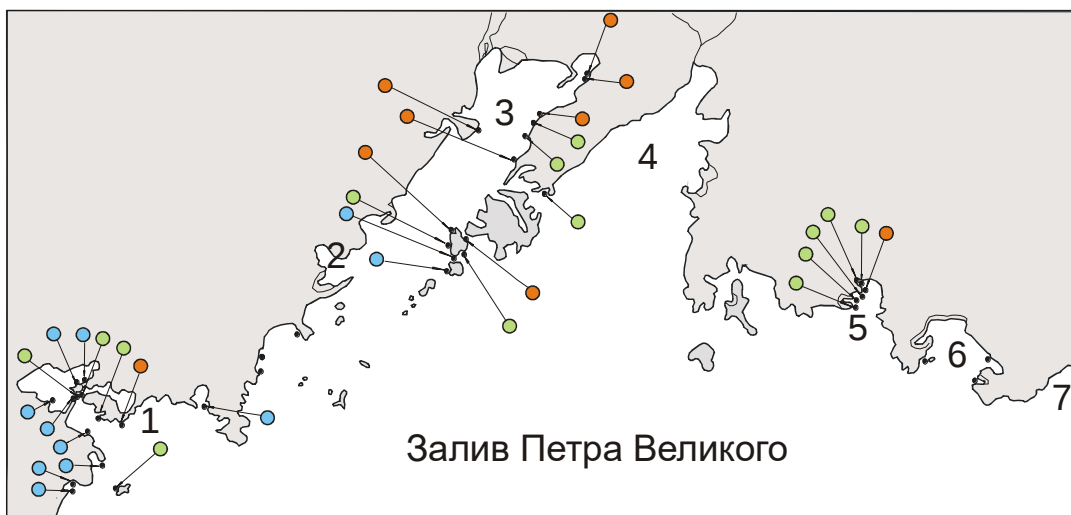


Рис. 6. Распределение концентраций никеля в листьях взморника из зал. Петра Великого в 1998–2003 гг.: 1 – зал. Посыета, 2 – зал. Славянский, 3 – Амурский зал., 4 – Уссурийский зал., 5 – зал. Восток, 6 – зал. Находка, 6. Киевка, открытое побережье.

Голубые кружки – концентрации Ni 1,8–2,4 мкг/г (уровень природных фоновых концентраций); зеленые кружки – концентрации Ni 2,41–4,5 мкг/г (диапазон фоновых концентраций); оранжевые кружки – концентрации Ni 4,51–7,4 мкг/г (уровни концентраций, превышающих фоновый порог в 1–2 раза)

Fig. 6. Distribution of nickel concentrations in leaves of *Zostera marina* from Peter the Great Bay in 1998–2003: 1 – Possyet Bay, 2 – Slavic Bay, 3 – Amur Bay, 4 – Ussury Bay, 5 – Vostok Bay, 6 – Nakhodka Bay, Kievka Bight, open shore.

Blue circle – concentration of Ni is 1.8–2.4 mkg/g (level of nature background concentrations); green circle – concentration of Ni is 2.41–4.5 mkg/g (level of background concentrations); orange circle – concentration of Ni is 4.51–7.4 mkg/g (level of concentrations higher background level 1–2 time)

## Литература

Вейдеман Е. Л., Ковековдова Л.Т. Тяжелые металлы в морских травах семейства zostеровых из залива Петра Великого // Океанология. 1991. Т.31, вып. 5. С. 749–753.

Ермаков В.В., Тютиков С.Ф. Геохимическая экология животных. М. : Наука, 2008. 315 с. Животные и растения залива Петра Великого. Л. : Наука, 1976. 363 с.

Кавун В.Я. Микроэлементный состав массовых видов митилид северо-западной части Тихого океана в связи с условиями существования : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток : ИБМ, 1991. 24 с.

Коженкова С.И. Мониторинг состояния прибрежно-морских вод Приморья по содержанию тяжелых металлов в бурых водорослях : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток : ДВГУ, 2000. 22 с.

Лакин Г.Ф. Биометрия. М. : Высшая школа, 1990. 352 с.

Лукашев Д.В. Метод расчета фоновых концентраций тяжелых металлов в мягких тканях двустворчатых моллюсков для оценки загрязнения р. Днепр // Биология внутренних вод. 2007. № 4. С. 97–106.

Рисунова М. А., Христофорова Н.К. Тяжелые металлы в морской траве *Zostera marina* из Амурского залива (Японское море) // Проблемы региональной экологии. 2002. № 4. С. 41–47.

Симоконов М.В. Загрязнение донных отложений Уссурийского залива металлами и металлоидами // Уссурийский залив: современное состояние, ресурсы и перспективы природопользования : материалы международной научно-практической конференции. Владивосток : Изд-во Дальневост. ун-та, 2009. С. 35–38.

Чернова Е.Н. Определение фоновых концентраций металлов в бурой водоросли *Sargassum pallidum* из северо-западной части Японского моря // Биология моря. 2012. Т. 38, № 3. С. 249–256.

Чернова Е. Н., Христофорова Н. К., Вышкварцев Д. И. Тяжелые металлы в морских травах и водорослях Залива Посёта Японского моря // Биология моря. 2002. Т. 28, № 6. С. 425–430.

Чернова Е.Н., Христофорова Н.К. Сравнительная оценка микроэлементного состава мидий Японского и Белого морей // Проблемы региональной экологии. 2008. № 1. С. 64–69.

Чернова Е.Н., Христофорова Н.К., Гонохов А.П. К вопросу о фоновых концентрациях микроэлементов в гидробионтах окраинных морей и островов открытого океана // Проблемы морской палеоэкологии и биогеографии в эпоху глобальных изменений. Комплексные исследования природы архипелага Шпицберген. М. : ГЕОС, 2009. Вып. 9. С. 177–188.

Христофорова Н.К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. Л. : Наука, 1989. 192 с.

Шишлова (Рисунова) М.А. Зостера морская (*Zostera marina* L.) как индикатор загрязнения среды тяжелыми металлами : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток : ДВГУ, 2002. 22 с.

Brix H., Lingby J.E., Schierup H.H. Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark // Mar. Envir. Res. 1983. № 8. P. 165–181.

Cantillo A.Y. Comparison of results of Mussel Watch Programs of the United States and France with worldwide Mussel Watch studies // Mar. Pollut. Bull. 1998. Vol. 36, no 2. P. 712–717.

Lobel P.B., Wright D.A. Frequency distribution of zinc concentrations in the common mussel, *Mytilus edulis* (L.) // Estuaries. 1983. Vol. 6, no. 2. P. 154–159.

Lingby J. E., Brix H. and Schierup, H. Absorption and translocation of zinc in eelgrass (*Zostera marina*) // Journ. of Experimental Marine Biology and Ecology. 1982. Vol. 58. P. 259–270.

Lingby J. E., Brix H. Monitoring of heavy metal contaminations in the Limfjord, Denmark, using biological indicators and sediment // The Science of the Total Environment. 1987. Vol. 64. P. 239–252.

Phillips D. J. H. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review // Environ. Pollut. 1977. Vol. 13. P. 281–317.

Phillips D.J.H., Segar D.A. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: Programme design imperatives // Mar. Poll. Bull. 1986. Vol. 17, no 1. P. 10–17.

Reinmann C., P. Filzmoser, R. G. Garrett Background and threshold critical comparison of methods of determination // Sci. of the Total Env. 2005. Vol. 346. P. 1–16.

Scanes, P.R., Roach A.C. Determining natural 'background' concentrations of trace metals in oysters from New South Wales, Australia // Environmental Pollution. 1999. Vol. 105. P. 437–446.

## МОЛЕКУЛЯРНЫЕ БИОМАРКЕРЫ В ОЦЕНКЕ РЕАКЦИИ БИОТЫ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ СРЕДЫ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО

О.Н. Лукьянова<sup>1,2</sup>, С.А. Ирейкина<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Тихоокеанский научно–исследовательский рыбохозяйственный центр  
(ТИНРО–Центр),

<sup>2</sup>Дальневосточный федеральный университет

Приведены результаты многолетних исследований функционального состояния водных организмов из различных районов залива Петра Великого, отличающихся по степени антропогенной нагрузки, – Амурского и Уссурийского заливов, эстуарных зон рек Раздольная, Амба, Артемовка, Шкотовка, Суходол, Тесная. В качестве индикаторных видов использованы мидия Грея *Crenomytilus grayanus*, полосатая камбала *Liopsetta pinnifasciata*, пиленгас *Liza haematocheila*, мизиды *Neomysis mirabilis*, мохнаторукий краб *Eriocheir japonica*. В органах животных определены параметры энергетического метаболизма (активность АТФаз), биотрансформации (активность глутатион-S-трансферазы, концентрация восстановленного глутатиона) и окислительного стресса (активность каталазы, уровень перекисного окисления липидов). Установлено, что у животных из акваторий, подверженных хроническому загрязнению, наблюдаются достоверные изменения молекулярных биомаркеров. Совокупность биохимических параметров указывает на нарушение метаболизма у мидий и мизид из внутренних (кутовых) районов Амурского и Уссурийского заливов, у камбал из Амурского залива, у пиленгасов из эстуария р. Раздольной, а также у мохнаторукого краба из эстуария р. Тесной. Молекулярные биомаркеры являются важным инструментом в изучении функционального состояния морских организмов и раннего выявления патологических изменений в условиях загрязнения эстуарных и прибрежных вод.

**Ключевые слова:** загрязнение моря, эстуарии, молекулярные биомаркеры

## MOLECULAR BIOMARKERS IN ASSESSMENT OF BIOTA RESPONSE TO THE ENVIRONMENTAL POLLUTION OF PETER THE GREAT BAY

O.N. Lukyanova<sup>1,2</sup>, S.A. Ireykina<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Pacific Research Fisheries Centre (TINRO–Centre),

<sup>2</sup>Far Eastern Federal University

Multiyear researches results of physiological state of marine organisms from some areas of the Peter the Great Bay with different anthropogenic pressure – Amursky and Ussuriysky bays, estuarine zones of Razdol'naya, Amba, Arteomovka, Shkotovka, Sukhodol and Tesnaya rivers. Different species of fish and invertebrates (mussel *Crenomytilus grayanus*, barfin plaice *Liopsetta pinnifasciata*, haarder mullet *Liza haematocheila*, mysid shrimp *Neomysis mirabilis*, and mitten crab *Eriocheir japonica*) were used as indicator organisms for monitoring of polluted areas. To measure the effects of anthropogenic exposure on their cellular defense system, a biomarkers of energetic metabolism (ATPase activities), biotransformation (glutathione-S-transferase activity, reduced glutathione concentration), and oxidative stress (catalase activity and lipid peroxidation, measured as malondialdehyde levels) were determined in their organs. Biomarker responses were significantly different in animals from locations subjected to a

chronic pollution. The suite of biochemical indicators testify to the metabolic disruptions in mussels and mysids from inner parts of the Amur Bay and the Ussury Bay, in plaice from Amur Bay, in mullet from Razdol'naya river, and in crabs – from Tesnaya river. Results suggest that molecular biomarkers can be used in the assessment of toxic effects and early uncovering of pathologic alterations in organisms under stressful conditions in the coastal and estuarine ecosystems.

**Keywords:** marine pollution, estuaries, molecular biomarkers

Южное Приморье относится к наиболее освоенным в хозяйственном отношении районам Дальнего Востока, плотность населения здесь одна из самых высоких в федеральном округе. Развитие промышленности, сельского хозяйства и транспорта, активное гидротехническое строительство определяют высокую антропогенную нагрузку на прибрежные акватории зал. Петра Великого. Загрязняющие вещества попадают в морскую среду с терригенным стоком и канализационными сбросами, с атмосферными осадками, с топливными отходами морского транспорта. Результаты мониторинга, проводимого сотрудниками Приморского управления Росгидромета и других научных учреждений, показывают наличие в воде и донных отложениях тяжелых металлов, пестицидов, нефтяных углеводородов (Чернова и др., 2011).

Для оценки воздействия загрязнения на морскую биоту применяются различные показатели, например, гидробиологические индексы, оценивающие количественные характеристики сообществ животных и растений (Белан, 2007; Бегун, 2012). Однако при относительно невысокой степени загрязнения, характерной для большинства прибрежных акваторий Дальнего Востока, изменения на уровне организмов и сообществ наблюдаются достаточно редко, и только на очень загрязненных участках. Тем не менее, это не означает, что физиологическое состояние гидробионтов остается ненарушенным. Отклик биоты происходит на всех уровнях организации живых систем, но именно молекулярные изменения лежат в основе всех реакций, которые проявляются на уровне органов, организмов, сообществ.

Для оценки функционального состояния организмов при действии токсикантов широко применяются молекулярные биомаркеры – различные биохимические показатели, характеризующие ответную реакцию организма на неблагоприятное воздействие (Лукьянова, 2001). Биомаркеры, в отличие от прямого определения концентрации загрязняющих веществ в организме, имеют свои особенности:

- позволяют определить наличие биологически доступного токсиканта, а не его общее количество (часто химически инертное);
- дают возможность установить эффект токсиканта в тех случаях, когда он не выявляется обычным путем;
- помогают обнаружить долговременное воздействие токсикантов, даже подвергшихся деградации и не обнаруживаемых химическими методами;
- в большинстве случаев определение биомаркеров гораздо дешевле и быстрее, чем рутинный химический анализ.

Среди биомаркеров есть специфические, реагирующие только на один тип загрязняющих веществ – например, металл-связывающие белки металлотионеины; или ацетилхолинэстераза – маркер на присутствие фосфорорганических соединений в среде. Однако значительно больше неспецифических маркеров, дающих интегральную картину нарушения метаболизма особей. Это особенно важно для природ-

ных популяций, где воздействие на организмы всегда включает в себя комплекс загрязняющих веществ. С этой точки зрения для большинства полевых исследований рациональнее использовать именно неспецифические биомаркеры. К ним относятся параметры энергетического метаболизма, отражающие соотношение процессов запасаения и потребления энергии в клетках, а также различные показатели окислительного стресса и антиоксидантной защиты.

При исследовании функционального состояния гидробионтов в зал. Петра Великого в качестве объектов исследования были использованы двусторчатые моллюски и рыбы, а также ракообразные – мохнаторукий краб и мизиды. Моллюски сем. *Mytilidae* широко распространены в прибрежных акваториях дальневосточных морей, их биология хорошо изучена, они доступны для сбора водолазным способом. Мидии ведут прикрепленный образ жизни и не могут активно избегать воздействия загрязнения, поэтому содержание загрязняющих веществ в их органах, как правило, адекватно отражает локальный уровень загрязнения среды. Рыбы также признаны удобными и репрезентативными объектами для биомониторинга, поскольку отражают экологическое состояние относительно обширных акваторий.

Целью данной работы являлась оценка отклика морской биоты на загрязнение зал. Петра Великого с помощью молекулярных биомаркеров.

### Материалы и методы

Сбор гидробионтов проводили весной, летом и осенью 2004–2011 гг.

Мидию Грея *Crenomytilus grayanus* (6 экз. на каждой станции) размером 10–12 см собирали водолазным способом или с помощью драги в различных районах зал. Петра Великого: в бухте Перевозная и у мыса Песчаный, расположенных во внутренней части Амурского залива и подвергающихся хроническому антропогенному загрязнению; в Уссурийском заливе моллюсков собирали в двух бухтах: в б. Лазурной, месте массового летнего отдыха жителей г. Владивостока, и б. Суходол, районе развития марикультурных хозяйств. Мизид вида *Neomysis mirabilis* отлавливали в Уссурийском заливе на тех же станциях.

В качестве условно фонового района выбраны прибрежные воды о. Рейнеке, расположенного на границе Амурского и Уссурийского заливов вдали от источников загрязнения, а также б. Калевала на южном участке Дальневосточного государственного морского заповедника.

Рыб отлавливали в полевых экспедициях ТИНРО–Центра в Амурском и Уссурийском заливах, в эстуариях рек Раздольная, Амба, Артемовка. Мохнаторукого краба *Eriocheir japonica* ловили мелкоячейным (15 мм) неводом в приустьевых зонах рек Раздольная, Артемовка, Шкотовка, Суходол, Тесная, Гладкая (по 10 экз.).

Животных доставляли в лабораторию в день отбора, после чего немедленно препарировали на льду. Органы рыб промывали холодным 0.9% раствором NaCl. Препарированные органы помещали в морозильную камеру с температурой – 20 °С. Анализ проводили на следующий день.

Навески органов массой около 1 г гомогенизировали в 0,05 М трис-HCl буфере pH 7,5 в ледяной бане. Полученные гомогенаты центрифугировали при 10 000 g в течение 20 мин. В супернатантах определяли концентрацию белка по методу Грин-

берга (Greenberg, Gaddock, 1982). Активность  $\text{Na}^+\text{--K}^+\text{--ATФазы}$ ,  $\text{Mg}^{2+}\text{--ATФазы}$  и общую АТФазную активность определяли по конечному продукту – неорганическому фосфату (Phillips, Hayes, 1989). Концентрацию восстановленного глутатиона измеряли с реактивом Элмана (Moron et al., 1979), интенсивность процессов перекисного окисления липидов анализировали в реакции с 2-тиобарбитуровой кислотой по количеству образовавшегося малонового диальдегида (Porter et al., 1976). Активность глутатион-S-трансферазы определяли с субстратом 1-хлор-2,4-динитробензолом (Habig et al., 1974), активность каталазы – с перекисью водорода (Королюк и др., 1988). Активность глутатионредуктазы определяли по скорости окисления НАДФН (Юсупова, 1989). Все измерения проводили на спектрофотометре Shimadzu UV–3100S (Япония).

Вычисляли средние значения и стандартные ошибки средних значений. Для определения достоверности различий между выборками использовали U-критерий Манна-Уитни.

### Результаты и обсуждение

Живые организмы, как открытые системы, для поддержания гомеостаза требуют поступления энергии, которая запасается в клетках в виде АТФ и других макроэргических соединений. Изменение соотношения АТФ:АДФ:АМФ приводит к различным нарушениям и связано с активностью ферментов гидролиза АТФ – АТФаз, регулирующих транспорт катионов, состояние эндоплазматического ретикула и многие другие процессы. АТФазы представляют собой мембранные белки, и их активность в большой степени зависит от состояния липидов мембран и систем, предотвращающих их повреждение.

Параметры энергетического метаболизма являются наиболее общими неспецифическими биомаркерами, применимыми для оценки изменений в метаболизме при хроническом загрязнении. По результатам экспедиционных работ в 2003 г. на примере мидии Грея показано, что активность  $\text{Mg}^{2+}\text{--ATФазы}$  и  $\text{K}^+\text{--Na}^+\text{--ATФазы}$  – ферментов, участвующих в переносе ионов через мембрану, максимальна у животных из фонового района (б. Калевала, район Морского заповедника, рис.1) и понижена у мидий из загрязненных районов (заливы Амурский, Уссурийский, Находка).

Перекисное окисление липидов (ПОЛ) является интегрирующим параметром, по которому можно судить о степени развития окислительного стресса в организме. В первую очередь этот показатель отражает состояние липидов мембран. Более высокий уровень ПОЛ обнаружен у мидий из загрязненных районов (рис. 2), что подтверждает нарушение мембранных структур.

Нарушения клеточного метаболизма сопровождаются увеличением энергетических затрат на поддержание основных функций и могут привести к патологии репродуктивной системы. Состояние мидий в заливах Находка, Амурский и Уссурийский – районах, относящихся к наиболее загрязненным в зал. Петра Великого Японского моря, можно охарактеризовать как неблагоприятное.

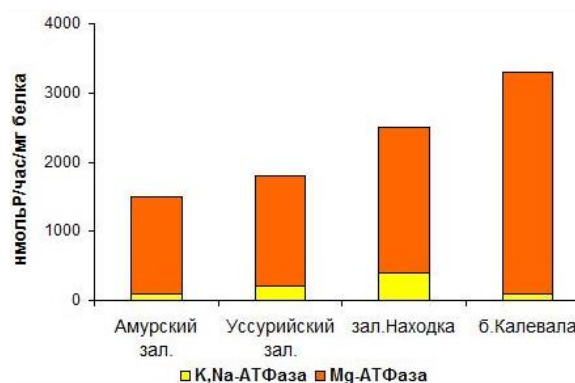


Рис. 1. Суммарная активность АТФаз в гепаторанкреасе мидии Грея из различных районов зал. Петра Великого

Fig. 1. Total ATPase activity in hepatopancreas of mussel *C. grayanus* from Peter the Great Bay

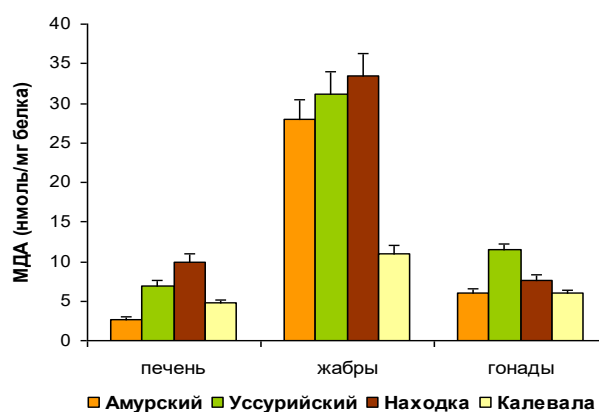


Рис. 2. Перекисное окисление липидов в органах мидии Грея из различных районов зал. Петра Великого

Fig. 2. Lipid peroxidation in organs of mussel *C. grayanus* from Peter the Great Bay

В 2004–2006 гг. более подробное было изучено экологическое состояние Амурского и Уссурийского заливов. Основное внимание в это время было направлено на загрязняющие вещества органической природы, нефтяные углеводороды и хлорорганические пестициды. Нефтяное загрязнение воды и грунтов, накопление ДДТ и ГХЦГ в органах гидробионтов было показано в ряде работ (Черняев и др., 2006; Боярова и др., 2007). Производные нефтеуглеводородов и другие органические токсиканты, попавшие в организм, претерпевают две фазы метаболизма. Первая фаза – монооксигеназное окисление, после которой эти вещества приобретают реакционно-способные группы, во второй – проходят реакции, связанные с конъюгацией

окисленных химических веществ. В результате образуются более гидрофильные соединения, которые удаляются из организма с продуктами выделительной системы.

В реакции организма на воздействие токсичных соединений одно из важнейших мест занимают свободнорадикальные процессы, включающие образование активных форм кислорода (АФК), интенсификацию перекисного окисления липидов, деструкцию мембран, повреждение ДНК и т.д. Повышенную генерацию АФК и активацию ПОЛ может вызвать не только прямое действие химических агентов, окислительная биотрансформация которых приводит к образованию свободных радикалов, например, некоторые пестициды, ароматические соединения, компоненты нефти (Sole et al., 1996). Наряду с этим, образованием АФК сопровождаются процессы, протекающие в тканях при гипоксии, вызванной природными или антропогенными факторами, инфекционными заболеваниями, действием радиации (Livingstone, 2001).

В норме свободнорадикальные и перекисные производные кислорода являются обычными промежуточными продуктами многих ферментативных реакций. Но при определенных условиях процесс их образования принимает цепной, автокаталитический характер (Барабой, 1991). В результате образуются разнообразные реакционно-способные соединения, ответственные за многочисленные повреждающие эффекты, включая цитотоксический и мутагенный.

Для защиты клеточных структур в условиях постоянного контакта с реакционно-активными радикальными и перекисными соединениями в процессе эволюции в организме животных постепенно сформировалась физиологическая антиоксидантная система (АОС), включающая некоторые ферменты и ряд веществ различной химической природы. Роль ферментного звена в этой системе состоит в ингибировании зарождения цепей окисления путем элиминации супероксидного радикала и перекисных продуктов. Действие низкомолекулярных биоантиоксидантов направлено на ограничение дальнейшего развития цепных реакций, при этом они выступают в основном как антирадикальные агенты (Кесельман и др., 1997).

Токсические агенты могут оказывать на живые организмы разнонаправленное влияние, но при действии умеренных доз токсикантов активность таких антиоксидантных ферментов, как каталаза, супероксиддисмутаза, глутатион-редуктаза (ГР) и фермента биотрансформации глутатион-S-трансферазы (GST), как правило, возрастает, а при сильном токсическом воздействии ингибируется.

При исследовании мидий из различных районов Амурского залива, максимальная активность глутатион-S-трансферазы выявлена в органах моллюсков, собранных у м. Песчаного (рис. 3). У мидий из прибрежных вод о. Рейнеке значения данного показателя достоверно ниже. Мидии из б. Перевозной характеризовались средней активностью фермента.

Положительная корреляция активности GST и концентрации нефтяных углеводородов в грунтах из этих же районов (Черняев и др., 2006) подтверждает участие этого фермента в биотрансформации органических поллютантов.

Активность глутатион-редуктазы была максимальной в гепатопанкреасе мидий из б. Перевозной, минимальной у моллюсков районе о. Рейнеке (табл. 1). При этом наибольшая активность на всех станциях отмечена в гонадах и гепатопанкреасе, и более чем в два раза ниже – в жабрах. В метаболических путях живых организмов глутатион-редуктаза восстанавливает глутатион (GSH) из окисленной формы

(GSSG). Поэтому концентрация GSH, а также соотношение GSSG/GSH, связаны с активностью этого фермента. Для мидий из загрязненных местообитаний характерно высокое содержание глутатиона в жабрах и гепатопанкреасе на фоне повышенной ферментативной активности глутатионредуктазы. Это показано, например, на мидиях *Mytilus galloprovincialis* из Средиземного моря (Regoli, 1998). Глутатион, в свою очередь, является субстратом для глутатион-S-трансферазы и участвует в конъюгации и обезвреживании токсикантов. У мидий из акватории п-ова Песчаный при высокой активности GST отмечено пониженное содержание глутатиона. Результаты подтверждают активное участие этих соединений в процессах детоксикации у мидий.

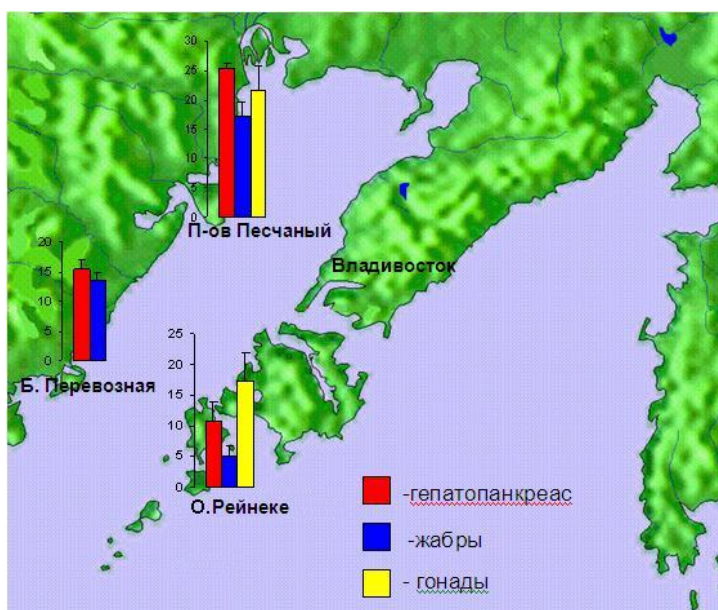


Рис. 3. Активность глутатион-S-трансферазы (нмоль/мин/мг белка) в органах мидии Грея из различных районов Амурского залива (август 2004)

Fig. 3. Glutathione-S-transferase activity in organs of mussel *C. grayanus* from the Amursky Bay (August 2004)

ГР является важным компонентом антиоксидантной системы, которая активируется при действии различных факторов среды, как антропогенных, так и природных, например при гипоксии. Амурский залив отличается довольно активной гидродинамикой, и в поверхностных слоях гипоксия практически не развивается. Но в придонном слое, где и обитает изучаемый вид моллюсков, содержание кислорода в летние месяцы может снижаться (табл. 1). Причины этого явления комплексные, ведущую роль играют высокие температуры, но немаловажно и влияние загрязнения. Это особенно опасно в период размножения, так как может ухудшить качество половых продуктов гидробионтов.

**Таблица 1.** Активность глутатион-редуктазы в гепатопанкреасе мидии Грея и содержание растворенного кислорода в придонном слое воды в различных районах Амурского залива в летние месяцы 2004 г. (Черкашин, Вейдеман, 2005)

**Table 1.** Glutathione-reductase activity in hepatopancreas of *C. grayanus* and dissolved oxygen concentration in bottom water from different areas of the Amur Bay in summer, 2004

| Район            | Содержание растворенного O <sub>2</sub> в придонном слое воды (%) | Активность ГР (нмоль НАДФН/мин/мг белка) |
|------------------|-------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|
| Мыс Песчаный     | 87,2                                                              | 11 ± 2,3                                 |
| Бухта Перевозная | 69,8                                                              | 56 ± 3,4                                 |
| О. Рейнеке       | 77,3                                                              | 2 ± 0,1                                  |

Минимальное содержание кислорода отмечено в районе б. Перевозной. Эта величина близка к критическим значениям и отражает происходящие в данном районе процессы гниения органического вещества и активного расходования кислорода. В метаболизме бентосных организмов реакция на дефицит кислорода выражается повышением активности глутатион-редуктазы (Almeida et al., 2005).

Таким образом, условия обитания мидии Грея наиболее благополучны у о. Рейнеке по сравнению с другими акваториями. Состояние экосистемы бухты Перевозная оценивается как напряженное, и нарушение экологического равновесия в ней весьма вероятно даже при минимальном антропогенном воздействии.

Во внутренней части Уссурийского залива – в бухтах Лазурная и Суходол, мидии были собраны в мае 2006 г. У мидий из этих районов была выявлена повышенная активность глутатион-S-трансферазы как в гепатопанкреасе (в 3 и 2 раза соответственно), так и в жабрах (на 50 и 20 % соответственно) по сравнению с мидиями из условно фонового района (о. Рейнеке). Наибольшие изменения отмечены у моллюсков из б. Лазурной (рис. 4). Угнетенное состояние мидий из этой бухты подтверждается и данными по активности каталазы, пониженной в жабрах на 20 %, а также по уровню глутатиона, сниженному в гонадах на 50 %. Все эти параметры подтверждают развитие окислительного стресса в клетках животных. Высокая активность глутатион-S-трансферазы в гепатопанкреасе по сравнению с жабрами отражает преимущественное накопление и биотрансформацию поллютантов в депонирующих органах. Деятельность GST приводит к истощению внутриклеточного глутатиона, снижение концентрации которого и происходит у мидий из внутренних районов Уссурийского залива. Наиболее неблагоприятным следует назвать состояние мидий из б. Лазурной, где отмечены достоверные изменения всех исследованных параметров. Это связано, вероятно, с локальным загрязнением в этом районе вследствие поступления токсикантов с терригенным стоком после весеннего половодья и с рекреационной активностью на пляжах.

Однако у мидий, отобранных на тех же станциях в сентябре, подобных различий отмечено не было. Близкие значения биохимических показателей у моллюсков из трех обследованных районов подтверждают нормализацию метаболизма и успешную адаптацию к условиям среды. Осенью понижение температуры способствует снижению численности энтеробактерий в морской воде (Бойченко и др., 2009). При этом микрофлора естественного фона окружающей среды активизируется

и оказывает ингибирующее действие на рост и развитие патогенных бактерий. Данный процесс является основой самоочищения водоема и может приводить к снижению уровня органического загрязнения в различных районах залива (Дегтярева, Бузолева, 2010).

В 2007 г. были продолжены исследования функционального состояния мидии Грея как регионального индикаторного вида. В течение четырех лет с 2004 г. моллюсков собирали вблизи о. Рейнеке в один и тот же сезон (август), что позволяет сравнивать животных в одном физиологическом состоянии. Различия в активности биомаркеров, таким образом, определялись условиями среды обитания.

За все годы исследований последовательное увеличение активности отмечено для глутатион-S-трансферазы, за 4 года ее активность увеличилась почти в 5 раз. Концентрация глутатиона возросла более чем в 3 раза, в то время как уровень ПОЛ и активность каталазы за период исследований менялись незначительно (табл. 2), что свидетельствует об отсутствии необратимых прооксидантных процессов у мидий из данной акватории.

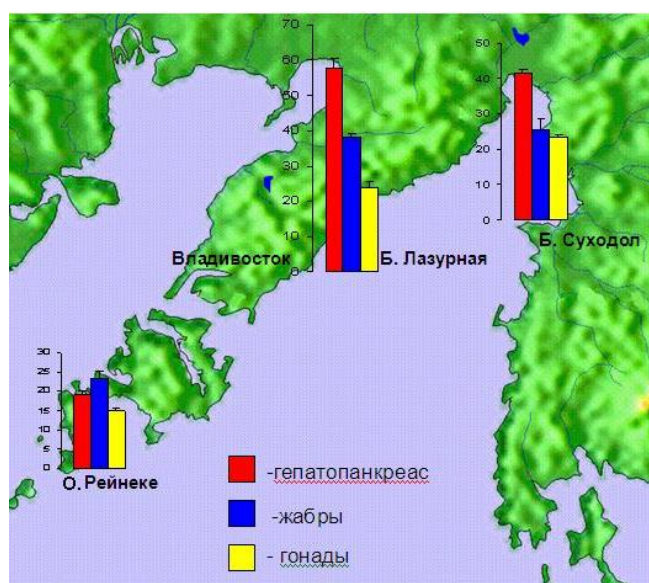


Рис. 4. Активность глутатион-S-трансферазы в органах мидии Грея из Уссурийского залива (май, 2006)

Fig. 4. Glutathione-S-transferase activity in organs of mussel *C. grayanus* from the Ussury Bay (May, 2006)

**Таблица 2.** Изменение активности молекулярных биомаркеров в гепатопанкреасе мидии Грея у о. Рейнеке в августе 2004–2007 гг. ( $M \pm m$ ,  $N = 4-6$ )

**Table 2.** Molecular biomarkers activity in hepatopancreas of mussel *Crenomytilus grayanus* near Reineke Island during 2004–2007 ( $M \pm m$ ,  $N = 4-6$ )

| Год  | ПОЛ, нмоль<br>МДА /мг белка | Глутатион-S-трансфераза,<br>нмоль/мин/мг белка | Глутатион,<br>мкг/мг белка | Каталаза,<br>ед.акт/мг белка |
|------|-----------------------------|------------------------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| 2004 | $2,04 \pm 0,12$             | $10,88 \pm 3,08$                               | $1,33 \pm 0,23$            | —                            |
| 2006 | $3,96 \pm 0,76$             | $33,50 \pm 2,97$                               | $5,67 \pm 0,70$            | $20,03 \pm 0,38$             |
| 2007 | $2,60 \pm 0,30$             | $51,57 \pm 5,14$                               | $4,73 \pm 0,43$            | $19,47 \pm 1,24$             |

Известно, что глутатион-S-трансфераза принимает участие в метаболизме различных эндогенных электрофильных соединений, например, стероидных гормонов и гормоноподобных веществ, концентрация которых значительно варьирует на протяжении репродуктивного цикла (Baldwin, Leblanc, 1994). Август для мидий – посленерестовая стадия, когда уровень подобных соединений минимален, и работа фермента, таким образом, направлена на утилизацию поступающих экзогенных ксенобиотиков. Достоверное увеличение активности GST к 2007 г. свидетельствует о повышении содержания таких веществ в среде обитания мидий. В первую очередь в группу антропогенных токсикантов входят органические загрязняющие вещества, к которым относятся нефтеуглеводороды, производные фенолов, детергенты. Повышение активности GST указывает, с одной стороны, на увеличение загрязнения среды обитания у о. Рейнеке. С другой стороны, данный факт демонстрирует также «напряжение» защитных систем биотрансформации поллютантов у мидий. Эти моллюски хорошо известны как организмы с высоким адаптивным потенциалом к различным условиям среды. Однако длительное воздействие постоянного загрязнения постепенно приводит к нарушению метаболизма и повреждению систем органов, что может снизить репродуктивный потенциал и выживаемость организмов. К концу лета в связи с огромной рекреационной нагрузкой экологическая обстановка у о. Рейнеке ухудшается, что и отражается на физиологическом состоянии видов-индикаторов.

Наряду с бентосными организмами, в мониторинге загрязнения важно использовать также представителей планктона. Мизиды удивительная *Neomysis mirabilis* – планктонный рачок длиной не более 3 см, широко распространен в прибрежных акваториях и чувствителен к различным внешним воздействиям. В отличие от мидий, у мизид, собранных в загрязненной б. Лазурной, активность GST была на 15% ниже, чем у рачков из фонового района, и составляла в среднем 49, тогда как у мизид, отловленных у о. Рейнеке, она достигала 58 нмоль/мин/мг белка.

Мизиды имеют малые размеры и большую удельную площадь контакта с водной средой, являются активными фильтраторами, что приводит к интенсивному взаимодействию с токсикантами. Механизмы адаптации у них, очевидно, развиты не в такой степени, как, например, у мидий, образующих значительные поселения в зал. Петра Великого даже при современных условиях. Численность, половой и возраст-

ной состав, а также структура сообществ мизид в зал. Петра Великого, напротив, подвержены значительным изменениям, т.е. испытывают стресс при существующем уровне загрязнения (Черкашин, Вейдеман, 2005).

Рыбы, наряду с беспозвоночными, также активно используются в качестве видов-мониторов (Овен и др., 2000). Предпочтительными являются виды рыб, не совершающие значительных миграций, а также придонные, обитающие и питающиеся в тесном контакте с грунтами, где происходит аккумуляция многих загрязняющих веществ.

В дальневосточных морях России биохимические изменения у рыб в условиях загрязнения ранее не изучались. В зал. Петра Великого критериям вида-монитора соответствует полосатая камбала *Liopsetta pinnifasciata*. Особи этого вида образуют локальные скопления в Амурском и Уссурийском заливах, приурочены к прибрежным мелководьям (Вдовин, Швыдкий, 1996). Предварительные исследования показали, что индивидуальная вариабельность молекулярных биомаркеров для выборки 10–12 животных составляла не более 10 %. Достоверных половых различий не выявлено (Алешко, Лукьянова, 2008). Сезонная динамика активности глутатион-S-трансферазы в печени полосатой камбалы отражена на рис. 5. В посленерестовый период (с января по март) активность составляла около 100 нмоль/мин/мг белка. Весной активность снижалась, минимальное значение – 60 нмоль/мин/мг белка – было отмечено в мае. Повышение активности в июне и августе (до 140 и 110 нмоль соответственно) совпадает с увеличением содержания глутатиона в эти месяцы. Одной из причин этого явления может быть сезонное увеличение поступления органических поллютантов в воды залива, что способствует интенсификации процессов биотрансформации у рыб (Beyer et al., 1996). Согласно среднесезонным данным, на июль приходится период летней межени, тогда как в июне и августе наблюдаются дождевые паводки и, как следствие, значительное увеличение водного стока реки Раздольная (Савельева и др., 2005). С паводковыми явлениями, очевидно, связано увеличение выноса загрязняющих веществ в центральную часть Амурского залива, где полосатая камбала обитает летом в период нагула. С мая по сентябрь (рис. 5) выявлена достоверная корреляция активности GST и содержания GSH с объемом стока р. Раздольной. Коэффициенты корреляции составили 0.75 и 0.83 соответственно ( $p < 0.05$ ).

В 2005–2006 гг. активность молекулярных биомаркеров была определена в печени полосатой камбалы из Амурского и Уссурийского заливов. В летний период представители этого вида находятся на стадии нагула, и интенсивных процессов в гонадах, связанных с подготовкой к нересту, не происходит. Таким образом, наблюдаемые изменения окислительного метаболизма в наибольшей степени определяются условиями среды обитания. Активность глутатион-S-трансферазы у рыб из Амурского залива была повышена по сравнению с рыбами из Уссурийского залива (рис. 6). В июне 2005 г. превышение составляло 26 %, в августе 2005 и 2006 гг. активность была выше на 10 %. Различия в активности фермента отражают различную антропогенную нагрузку в заливах и разную степень воздействия на биоту.

При сравнении величины активности фермента у мидий, мизид и камбал установлено, что в среднем уровень активности GST у рачков был выше (50–55 нмоль/мин/мг белка), чем у моллюсков (10–18 нмоль/мин/мг белка в фоновом районе), но значительно ниже, чем у рыб (90–140 нмоль/мин/мг белка), что отражает усложнение систем биотрансформации эндогенных метаболитов и экзогенных пол-

лютантов у более высокоорганизованных организмов. Известно, что у беспозвоночных, в частности, моллюсков, активность ферментов, окисляющих ксенобиотики, ниже, чем у позвоночных, например, рыб (Livingstone, 1993). Данный процесс является одним из механизмов повышения устойчивости видов к действию неблагоприятных факторов и адаптации к меняющимся условиям среды (Gulik, Fahl, 1995), что для GST выражается не только в повышении общей активности, но и в увеличении количества классов изоферментов (Sheehan et al., 2001).

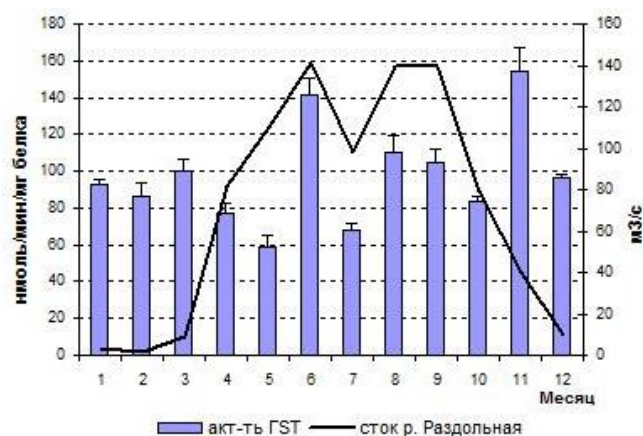


Рис. 5. Сезонная динамика активности глутатион-S-трансферазы в печени полосатой камбалы из Амурского залива

Fig. 5. Seasonal variations of glutathione-S-transferase activity in liver of *L. pinnifasciata* from the Amur Bay

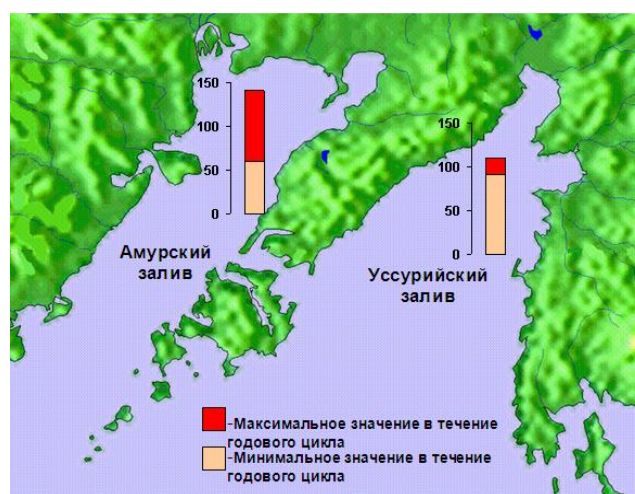


Рис. 6. Активность глутатион-S-трансферазы (нмоль/мин/мг белка) в печени полосатой камбалы из Амурского и Уссурийского заливов

Fig. 6. The activity of glutathione-S-transferase (nmol/min/mg prot.) in liver of the flounder *L. pinnifasciata* from the Amursky Bay and the Ussury Bay

Наряду с изучением молекулярных биомаркеров у морских видов, с 2008 г. начаты исследования молекулярных биомаркеров у эстуарной фауны. Главная биосферная функция эстуарных зон заключается в том, что они играют роль основных геохимических пограничных структур, через которые осуществляется обмен веществом и энергией между континентами и океанами. Особенности эстуариев выражаются, прежде всего, в пониженной солености в целом и ее значительном непостоянстве в зависимости от величины речного стока, наличии сильных, но изменчивых течений, а также в присутствии зон высокой мутности и осаждения большого количества органики. На этом фоне дополнительным лимитирующим фактором выступает антропогенное воздействие. В зоне взаимодействия пресных и соленых вод возникает биогеохимический барьер, в районе которого происходит резкое изменение концентрации растворенных и взвешенных веществ, физико-химических свойств воды и состава биологических сообществ. В этих зонах может задерживаться до 90–95 % взвешенных и 30–40 % растворенных веществ и загрязнений речного стока, например, до 80 % алифатических углеводородов (Немировская, 2008). В связи с этим загрязнение донных отложений в эстуариях может быть максимальным, по сравнению с граничащими экосистемами. Вариабельность физико-химических факторов может изменять биодоступность и, соответственно, токсичность поллютантов (Witters, 1998), влияющих на организмы, жизненный цикл которых связан с эстуариями.

Исследования молекулярных биомаркеров проведено у промысловых видов рыб из эстуария р. Раздольной: пиленгаса *Liza haematocheila*, мелкочешуйной красноперки *Tribolodon brandtii*, серебряного карася *Carassius auratus gibelio*, лобана *Mugil japonicus* и амурского сазана *Cyprinus haematopterus*. Эти виды рыб хорошо переносят колебания солености, имеют сходный тип питания, нерестятся в летний период. Значительную часть жизни проводят в эстуариях. На рыбах, обитающих в эстуариях различных районов мира, показано, что биомаркеры окислительного стресса адекватно отражают влияние окружающей среды (Vasconcelos et al., 2007).

Биохимические параметры были определены в печени рыб – органе, где происходят основные процессы детоксикации и биотрансформации органических поллютантов.

Фермент каталаза является важным компонентом антиоксидантной системы и расщепляет перекись водорода, обладающую сильными токсическими свойствами. Активность каталазы существенно различается у представителей различных систематических групп. В эстуариях, где часто возникает дефицит кислорода, активность этого фермента должна постоянно поддерживаться на определенном уровне, для предотвращения окислительного стресса и нарушения гомеостаза. В эстуарии реки Раздольная активность каталазы у рыб была сходной в семействе карповых – красноперки, сазана и карася (в среднем 16 ед.акт./мг белка) и пониженной у кефалевых – лобана и пиленгаса (11–13 ед.акт./мг белка).

Уровень ПОЛ у разных видов рыб из эстуария реки достоверно не различался, однако, как и активность каталазы, был более высоким у карповых (3,2 – 5,3), и несколько ниже у кефалевых – в среднем 2,5 нмоль МДА/мг белка.

Все виды потенциально могут служить индикаторами в биохимических исследованиях, поскольку имеют стабильно высокую активность молекулярных биомаркеров в печени. В соответствии с принципом доступности для сбора, в качестве оп-

тимального организма–монитора для дальнейших исследований рекомендован пиленгас, который обитает практически во всех эстуариях зал. Петра Великого как в весенне–летний, так и в осенний период.

Для сравнения состояния рыб в эстуариях с разной степенью загрязнения особи пиленгаса были отловлены в мае 2009 г. в реках Раздольная и Амба. У пиленгасов, выловленных в эстуарии р. Раздольной, отмечена достоверно сниженная концентрация глутатиона и пониженная активность глутатион-S-трансферазы, по сравнению с рыбами, пойманными в тот же сезон в р. Амба (рис. 7).

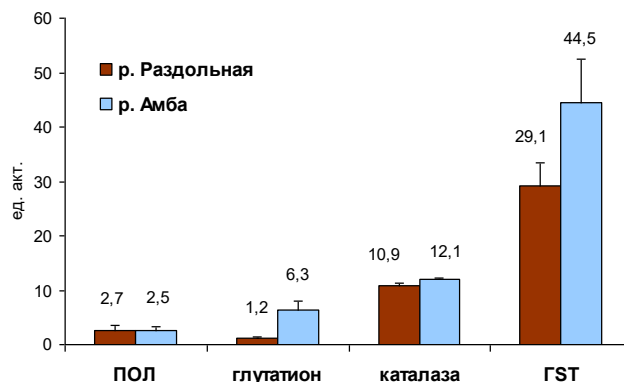


Рис. 7. Активность молекулярных биомаркеров в печени пиленгаса из эстуариев рек Раздольная и Амба (май 2009 г., N = 5)

Fig. 7. Molecular biomarkers activity in liver of haarder mullet *L. haematocheila* from Razdol'naya and Amba rivers (may, 2009, N = 5)

Основное количество загрязняющих веществ поступает в эстуарную зону именно в дельте р. Раздольной (Важова и др., 2011). Эстуарий реки Амба может рассматриваться как фоновый район, так как активной хозяйственной деятельности на водосборной территории ее не ведется. Данные факты могут свидетельствовать о подавлении системы биотрансформации и антиоксидантной защиты в клетках печени рыб из эстуарной зоны р. Раздольной. Снижение активности GST у рыб из более загрязненного района иллюстрирует известную закономерность, что до определенного уровня загрязнения активность ферментов детоксикации увеличивается, свидетельствуя о мобилизации организма, а затем начинает ингибироваться (Zhang et al., 2003; Меньщикова и др., 2006). Многочисленные исследования подтверждают наличие значительного загрязнения в устье р. Раздольной (Ковековдова, Симоконь, 2010; Лукьянова и др., 2010, и др.).

В качестве индикаторного вида для оценки функционального состояния гидробионтов в импактных и фоновых эстуарных зонах залива Петра Великого использовали также мохнаторукого краба *Eriocheir japonica*. Крабов отлавливали в эстуариях рек Раздольная, Суходол, Тесная, Артемовка, Шкотовка в летний период 2007–2011 гг. Для анализа использовали жабры как основной орган контакта со средой, через который происходит поступление токсикантов в организм гидробионтов.

Уровень ПОЛ во всех исследованных пробах был невысоким и не превышал 3,5 нмоль МДА /мг белка (рис. 8). Наибольшая концентрация МДА обнаружена у животных из эстуариев рек Раздольная и Тесная – 2,5 – 3 нмоль МДА/мг белка, наименьшая – у крабов из р. Шкотовки – 0,6. Активность каталазы была сходной у крабов из эстуариев рек Раздольная и Артемовка, варьируя от 18 до 23, у крабов из рек Суходол и Шкотовка – 13–14 ед. акт./мг белка. Минимальная активность установлена у крабов из эстуария р. Тесной, 5 ед./мг белка (рис. 8).

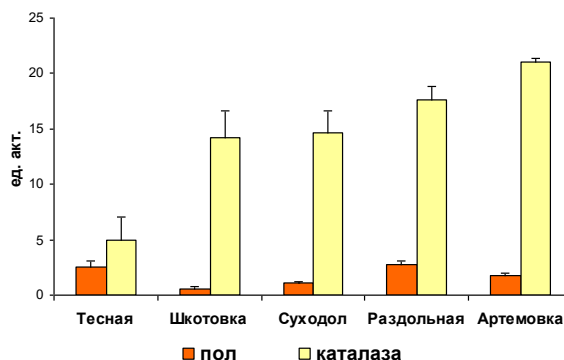


Рис. 8. Активность каталазы и уровень ПОЛ в жабрах мохнаторукого краба из эстуариев рек зал. Петра Великого в июне–июле 2007–2011 гг. ( $M \pm m$ ,  $N = 6$ )

Fig. 8. The activity of catalase (U/mg prot.) and lipid peroxidation level (nmol MDA/mg prot.) in gills of the crab *E. japonica* from estuaries of Peter the Great Bay in June–July 2007–2011 ( $M \pm m$ ,  $N = 6$ )

Активность GST была сходной у крабов из эстуариев рек Шкотовка, Суходол и Раздольная, и находилась в диапазоне от 27 до 37 нмоль/мин/мг белка. Несколько повышенной можно считать активность GST у крабов из эстуариев рек Артемовка и Тесная, среднее значение которой достигало 42 нмоль/мин/мг белка.

Таким образом, на основании исследования физиологического состояния мохнаторукого краба их эстуариев пяти рек зал. Петра Великого в течение нескольких лет можно заключить, что наибольший стресс испытывают крабы из эстуария р. Тесной, где отмечен высокий уровень перекисного окисления липидов, повышенная активность GST и минимальная каталазы, т.е. подавление антиоксидантного потенциала. Р. Тесная находится в юго-западной части залива и впадает в зал. Посъета. Этот район подвержен влиянию стока реки Туманная (Туманган), протекающей по территории КНР и КНДР и являющейся границей между Россией и этими странами. Воды реки и устьевая зона загрязнены целым комплексом различных антропогенных соединений (Экологическое состояние..., 2001). При южных и юго-восточных ветрах, преобладающих в теплое время года, поллютанты с течениями могут переноситься в зал. Посъета и оказывать влияние как на прибрежную, так и на эстуарную фауну. Свою роль в изменении биохимического статуса индикаторных организмов может также играть локальное антропогенное загрязнение реки в районе отбора проб (например, попадание нефтепродуктов от автотранспорта).

В целом у эстуарных видов выявлена более высокая вариабельность биохимических параметров, по сравнению с прибрежными (полосатая камбала, мидия Грея). Для получения корректных данных необходимо, чтобы особи в выборке были одного возраста (размера) и находились на одной стадии зрелости. Большое значение имеет также сезон отбора, как совокупность факторов среды, влияющих на биохимический статус организмов.

В заключение следует отметить, что молекулярные биомаркеры являются важным инструментом в изучении функционального состояния морских организмов в условиях хронического загрязнения в прибрежной зоне дальневосточных морей. Нарушение энергетического метаболизма и окислительный стресс отмечены у моллюсков, ракообразных и рыб из акваторий с повышенным содержанием поллютантов в зал. Петра Великого (Амурский залив, зал. Посьета). Развитие этих процессов может привести к патологическим изменениям, снижающим репродуктивный потенциал и выживаемость гидробионтов.

### Литература

Алешко (Ирейкина) С.А., Лукьянова О.Н. Сезонные изменения некоторых параметров биотрансформации и антиоксидантной системы в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского залива Японского моря // Биол. моря. 2008. № 2. С. 148–151.

Барабой В.А. Механизмы стресса и перекисное окисление липидов // Усп. совр. биол. 1991. Т. 111. № 6. С. 923–931.

Бегун А.А. Биоиндикация состояния морской среды по диатомовым водорослям эпифитона макрофитов (залив Петра Великого, Японское море) // Изв. ТИНРО. 2012. Т. 169. С. 77–93.

Белан Т.А., Мощенко А.В., Лишавская Т.С. Долговременные изменения уровня загрязнения морской среды и состава бентоса в заливе Петра Великого // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. Владивосток : Дальнаука, 2007. Стр. 50–74.

Бойченко Т.В., Христофорова Н.К., Бузолёва Л.С. Микробная индикация прибрежных вод северной части Амурского залива // Известия ТИНРО. 2009. Т. 158. С. 324–332.

Боярова М.Д., Лукьянова О.Н., Черняев А.П. и др. Стойкие хлорорганические пестициды в водных экосистемах Дальнего Востока России // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2007. Т. 2. С. 31–35.

Важова А.С., Нигматулина Л.В., Лукьянова О.Н. Поступление загрязняющих веществ со сточными водами через эстуарии в залив Петра Великого // Известия ТИНРО, 2011. Т. 167. С. 128–134.

Вдовин А.Н., Швыдкий Г.В. Сезонное распределение полосатой камбалы в заливе Петра Великого // Биол. моря. 1993. № 4. С. 52–57.

Дегтярева В.А., Бузолева Л.С. Оценка санитарно-микробиологического состояния прибрежных вод города Владивостока // Изв. ТИНРО. 2010. Т. 163. С. 349–354.

Кесельман М.Л., Милютин Н.П., Кузнецова Л.Я., Ракитский В.Н. Свободнорадикальные процессы в механизме действия и диагностике пестицидной интоксикации ихтиофауны. Ростов-на-Дону : Гефест, 1997. 120 с.

Ковековдова Л.Т., Симоконов М.В. Оценка содержания металлов и мышьяка в донных отложениях и рыбах из рек бассейна залива Петра Великого (Японское море) // Изв. ТИНРО. 2010. Т. 160. С. 223–235.

- Королюк М.А., Иванова Л.И., Майорова И.Г., Токарев В.С. Метод определения активности каталазы // Лаб. дело. 1988. № 1. С. 16–19.
- Лукиянова О.Н. Молекулярные биомаркеры // Владивосток : Изд-во ДВГАЭУ, 2001. 196 с.
- Лукиянова О.Н., Ирейкина С.А., Черняев А.П. и др. Экотоксикологическая оценка некоторых эстуарных зон Южного Приморья // Изв. ТИНРО. 2010. Т.162. С. 214–224.
- Меньщикова Е.Б., Ланкин В.З., Зенков Н.К. и др. Окислительный стресс. Проксиданты и антиоксиданты. М. : Слово, 2006. 556 с.
- Немировская И.А. Нефтяные углеводороды в океане // Природа. 2008. № 3. С.17–27.
- Овен Л.С., Руднева И.И., Шевченко Н.Ф. Ответные реакции морского ерша *Scorpena porcus* (Scorpaenidae) на антропогенное загрязнение // Вопр. ихтиол. 2000. Т. 40. № 1. С. 75–78.
- Савельева Н.И., Аникиев В.В., Дударев О.В. Изменчивость стратификации вод в северной части Амурского залива Японского моря в летний период // Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. Владивосток : Дальнаука, 2005. С. 41–52.
- Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское Море) // Вопросы рыболовства. 2005. Т. 6. № 4–24. С. 637–652.
- Чернова А.С., Лишавская Т.С., Севастьянов А.В. Концентрации загрязняющих веществ в заливе Петра Великого (Японское море) в 2004–2008 гг. // Изв. ТИНРО. 2011. Т. 164. С. 330–339.
- Черняев А.П., Лукиянова О.Н., Черкашин С.А. Распределение нефтяных углеводородов и оценка состояния биоты в Амурском заливе (Японское море) // Экологическая химия. Т. 15, № 1, 2006. С.28–38.
- Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. – Владивосток : Дальнаука. 2001. Т. 1. 201 с.
- Юсупова Л.Б. О повышении точности определения активности глутатионредуктазы эритроцитов // Лаб. дело. 1989. № 4. С. 19–21.
- Almeida E.A., Baily A.C.D., Dafre A.L. et al. Oxidative stress in digestive gland and gill of the brown mussel (*Perna perna*) exposed to air and re-submersed // J. Experiment. Mar. Biol. Ecol. 2005. Vol. 318. P. 21–30.
- Baldwin W.S., Leblanc G.A. In vivo biotransformation of testosterone by phase I and II detoxication enzymes and their modulation by 20-hydroxyecdysone in *Daphnia magna* // Aquat. Toxicol. 1994. Vol. 29. P. 103–117.
- Beyer J., Sandvik M., Hylland K. et al. Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus* L.) and atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed by caging to polluted sediments in Sørkjøen, Norway // Aquat. Toxicol. 1996. Vol. 36. P. 75–98.
- Greenberg C.G., Gaddock P.R. Rapid single-step membrane protein assay // Clin. Chem. 1982. Vol. 28. № 7. P. 1725–1726.
- Gulik A., Fahl W.E. Forced evolution of glutathione-S-transferase to create a more efficient drug detoxication enzyme // Proc. Nat. Acad. Sci. USA. 1995. V. 92, Iss. 18. P. 8140–8144.
- Habig W.H., Pabst M.J., Jacoby W.B. Glutathione-S-transferase: the first step in mercapturic acid formation // J. Biol. Chem. 1974. V. 249. P. 7130–7139.
- Livingstone D.R. Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment // J. Chem. Tech. Biotechnol. 1993. V. 57. P. 195–211.
- Livingstone D.R. Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms // Mar. Pollut. Bull. 2001. Vol. 42. № 8. P.656–666.

Moron M.S., Pepierre J.W., Monnervick B. Level of glutathione, glutathione reductase and glutathione-S-transferase activities in rat lung and liver // Biochem. Biophys. Acta. 1979. Vol. 582. P. 67–78.

Phillips T.D., Hayes A.W. Techniques in membrane toxicology. // Principles and Methods of Toxicology / Hayes A.E. Ed. New York: Raven Press, 1989. P. 761–776.

Porter N.A., Nolon Y., Ramdas L. Cyclic peroxides and thiobarbituric assay // Biochem. Biophys. Acta. 1976. V. 441. P. 506–512.

Regoli F. Trace metals and antioxidant enzymes in gills and digestive gland of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1998. Vol. 34. P. 48–63.

Sheehan D., Meade G., Foley V.M., Dowd C. Structure, function and evolution of glutathione transferases: implication for classification of non mammalian members of an ancient enzyme superfamily // Biochem. J. 2001. V. 360. P. 1–16.

Sole M., Porte C., Biosca X. et al. Effects of the Aegean Sea oil spill on biotransformation enzymes, oxidative stress and DNA-adducts in digestive gland of the mussel (*Mytilus edulus* L.) // Comp. Biochem. Physiol. 1996. Vol. 113C. P. 257–265.

Vasconcelos R.P., Reis-Santos P., Fonseca V. et al. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach // Science of The Total Environ., 2007. Vol. 374, Iss. 2–3. P. 199–215.

Witters H.E. Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic ecosystems // Ecotoxicol. Environ. Saf. 1998. V.41. P. 90–95.

Zhang J.F., Shen H., Xu T.L. et al. Effects of long-term exposure of low-level diesel oil on the antioxidant defense system of fish // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2003. V. 71. P. 234–239.

# СОСТАВ МЕЙОБЕНТОСА И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СВОБОДНОЖИВУЩИХ НЕМАТОД В БУХТАХ АЯКС И ПАРИС ОСТРОВА РУССКИЙ

**Н.П. Фадеева, В.В. Мордухович**

*Дальневосточный федеральный университет*

Получены данные о сообществах мейобентоса в прибрежной и открытой частях пролива Босфор Восточный у острова Русский до начала интенсивного освоения полуострова Сапёрный. На всех станциях доминирующей группой мейофауны были свободноживущие нематоды. Значимых корреляций между обилием мейобентоса, нематод и концентрацией нефтеуглеводородов и ртутью не выявлено. Сообщества нематод характеризовались высокими уровнями индексов биоразнообразия. В трофической структуре нематоценов преобладали фитофаги и грунтоеды. На станциях с наибольшими концентрациями загрязнителей не наблюдалось изменения состава и структуры нематоценов.

**Ключевые слова:** мейофауна, морские нематоды, донные осадки, нефтеуглеводороды, ртуть

## MEIOBENTHOS AND QUANTITATIVE DISTRIBUTION OF FREELIVING NEMATODES IN THE BAYS OF AYAKS AND PARIS (RUSSKY ISLAND, THE SEA OF JAPAN)

**N.P. Fadeeva, V.V. Mordukhovich**

*Far Eastern Federal University*

The meiobenthic communities from selected inshore and offshore locations of the Bosfor Vostochny Strait around the coast of Russky Island were studied before the intensive development of the Saperny Peninsula. The meiofauna was strongly dominated by the nematodes. Total meiofauna and nematodes did not show any correlation with the concentrations of petroleum hydrocarbons and mercury contamination in the sediment. The nematode communities were characterized by high levels of biodiversity indices. The trophic structure of the nematofauna was dominated by the epistrate feeders and deposit feeders. At the stations with the highest concentrations of pollutants changes in the composition and structure of nematode assemblages did not observ.

**Keywords:** meiofauna, marine nematodes, sediment, petroleum, mercury

Фундаментальную основу существования водных сообществ составляют процессы извлечения энергии из окружающей среды и превращения экзогенных веществ в биомассу гидробионтов донного сообщества. В этих процессах, представляющих метаболизм морской экосистемы, участвует множество видов, обеспечивающих непрерывный обмен веществом и энергией между донными осадками и придонным слоем воды. Большая часть загрязняющих веществ, входя в состав осаждающихся частиц или сорбируясь на их поверхности, проходит через водную толщу и аккумулируется в донных осадках, которые являются конечным этапом миграции и

трансформации токсикантов в морской среде. И их содержание в донных отложениях, поровых водах и придонном слое намного выше, чем в водной толще.

При воздействии различных поллютантов в первую очередь обнаруживаются изменения в видовом составе биоценозов. Эти изменения возникают даже при довольно низких концентрациях токсикантов, выявить которые с помощью химико-микробиологических методов не всегда возможно. Поэтому по «набору» обитающих в водоеме организмов можно судить о степени его загрязненности. Оценка степени загрязнения вод по структуре сообщества достаточно объективна и может быть использована при любом виде поллютантов.

Особенности водных донных сообществ отражают качество вод и могут служить для биоиндикации состояния среды. В последние годы в практике мониторинга загрязнения донных осадков все шире используются разноразмерные категории бентоса (Vincx, Neir, 1991; Погребов и др., 1995; Фадеев, Фадеева, 2007; Giere, 2009, и др.). Мониторинг на уровне сообществ имеет ряд преимуществ при оценке загрязнения и широко проводится (Pearson, Rosenberg, 1978; Warwick, 1988; Gray et al., 1990; Патин, 2001 и др.). Практически только бактерии, простейшие, а также некоторые мелкие мейобентосные организмы могут использовать растворенное органическое вещество (Moens, Vincx, 1997; Riemann, Helmke, 2002). Поэтому данные по составу и распределению мейобентоса крайне полезны и информативны при оценке состояния бентосных сообществ. Известно, что мелкие организмы способны быстро реагировать на изменения в среде и часто представляют собой «экологические мишени» техногенных воздействий (Погребов и др., 1995).

Мейобентос (многоклеточные организмы до 2 мм) – одна из наиболее многочисленных групп в морских местообитаниях, имеет высокое разнообразие, что делает его пригодным для экологических и статистических исследований. Потенциальная роль мейобентосных организмов для мониторинга загрязнения, прежде всего его доминирующих групп, морских нематод и гарпактицид, детально не раз обсуждалась в литературе (Schratzberger et al., 2000; Danovaro, 2000; Dalto et al., 2006; Armenteros et al., 2009; Giere, 2009).

Доминирующий таксон мейобентоса, морские нематоды, – убиквисты, широко встречающаяся группа организмов, найденная в разных биотопах при разнообразных условиях среды, в которых могут существовать многоклеточные животные. Небольшие размеры их тела облегчают сбор материала и позволяют брать очень точно образцы с определенных мест в среде. Нематоды имеют прямое развитие, т.е. у них отсутствует высоко мобильная пелагическая стадия, поэтому иммиграция не может скрыть возникающие у них эффекты загрязнения. Они находятся в более тесном контакте с поровой водой и имеют больше генераций в течение года, чем макрофауна. Поэтому они должны демонстрировать более быструю ответную реакцию на загрязнение.

Антропогенное воздействие на прибрежные донные сообщества пролива Босфор Восточный в ближайшем будущем неуклонно будет возрастать в связи с развитием инфраструктуры Дальневосточного федерального университета и ростом населения прибрежных районов. В этих условиях крайне важно фиксировать качественные и количественные изменения в составе, структуре и распределении донных сообществ, проводить сопоставление многолетних данных, что может дать представление о структурно-функциональных перестройках в бентосных экосистемах.

В литературе имеются данные о составе и особенностях распределения основных групп макро- и мейобентоса различных акваторий Амурского залива (Белан, 1992; Мощенко, Белан, 2006; Фадеева, 2006; Павлюк и др., 2007), бухты Золотой Рог, характеризующейся комплексным загрязнением с крайне высокими уровнями поллютантов (Белан, 1992; Fadeeva et al., 2003). В ходе многолетних исследований выявлены характерные виды и сообщества, показаны особенности функционирования бентосных экосистем при различных уровнях антропогенного воздействия. На основе данных о концентрациях ряда поллютантов и характеристик макробентоса проведена оценка экологического состояния восточной части пролива Босфор Восточный (Масленников и др., 2010; Мощенко, Шайхлисламова, 2010). По мнению А.В. Мощенко и Л.Е. Шайхлисламовой (2010), на большей части акватории побережья острова Русский, прилегающей к проливу Босфор Восточный, уровень загрязнения превышает величину, при которой начинается прогрессивная деградация макробентосных сообществ, а в ряде случаев достигает значений, когда такая деградация выражена отчетливо. Наиболее неблагоприятная ситуация, по мнению авторов, сложилась в б. Житкова.

Цель данной работы – изучить состав, структуру и особенности распределения мейобентоса в проливе Босфор Восточный у берегов о. Русского.

Материалом для исследования послужили пробы грунта, отобранные в феврале 2007 г. сотрудниками ИБМ ДВО РАН с борта НИС «Ларга» в прибрежной зоне острова на глубинах от 5 до 26 м (рис.1). Отбор проб производился водолазом трубчатым пробоотборником диаметром 50 мм, высотой 40 мм (площадь вырезания 20 см<sup>2</sup>). Грунт помещали в чистые полиэтиленовые пакеты и фиксировали буферным раствором формальдегида (4%).

Содержание загрязняющих веществ в донных осадках определено сотрудниками лаборатории центра мониторинга загрязнения окружающей среды (ЛМЗМВ ПЦМС). Гранулометрический анализ проб донных отложений проведен сотрудниками ТОИ ДВО РАН.

Для определения видового разнообразия рассчитывали:

индекс Шеннона-Уивера

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i, \quad (1)$$

выравненность Пиеллу

$$J' = H' / \log_2 S, \quad (2)$$

индекс Симпсона

$$1 - \lambda' = 1 - \sum p_i^2, \quad (3)$$

где  $p_i$  – доля особей  $i$ -го вида;  $S$  – общее число видов в пробе (Мэгарран, 1992).

Для оценки связи факторов среды и характеристик мейобентосных сообществ рассчитывали индекс корреляции Спирмена. Построение карт осуществляли в среде Ocean Data View (Schlitzer, 2011).

В исследованной акватории по гранулометрическому составу выделены следующие основные типы грунта: алевроит пелитовый, пески алевроитовый и среднезернистый, миктиты алевроитовый и песчаный. Алевроиты пелитовые скапливаются в кутовой части бухты Парис (ст.1, 2). Разнозернистые пески протягиваются непрерывной полосой вдоль полуострова Житкова в пределах 17–15 м (ст.12–14) и окаймляют бухту Аякс (ст. 5–7, 9, 11).

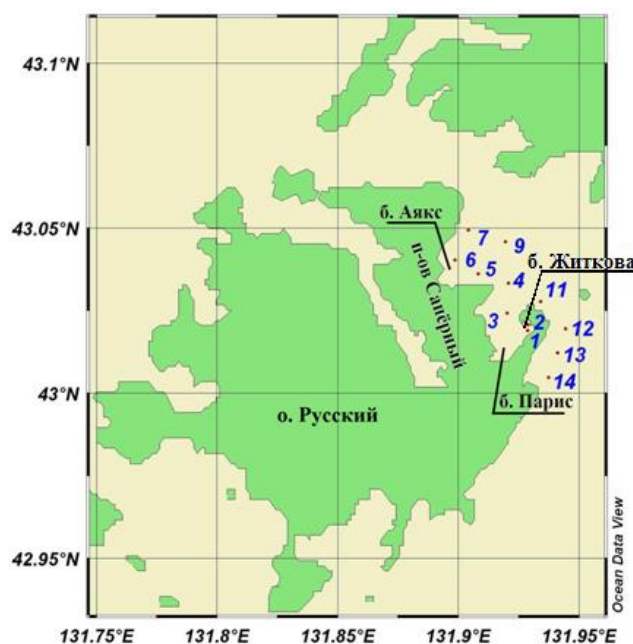


Рис. 1. Карта-схема отбора проб в районе исследований (о. Русский)

Fig. 1. Map of the sampling stations (Russky Island)

Концентрации поллютантов в донных осадках изменялись в широких пределах. Содержание нефтяных углеводородов (НУ) и ртути находилось на относительно низком уровне. Средние концентрации фенолов и ДДТ превышали таковые в осадках открытой части зал. Петра Великого и приближались к значениям, характерным для б. Золотой Рог (Мощенко, Шайхлисламова, 2010). Область повышенных концентраций нефтеуглеводородов и ртути располагалась в б. Житкова (рис. 2, 3) в илистых осадках, обладающих высокой сорбционной емкостью.

Их максимальные значения соответствовали таковым, зарегистрированным в б. Золотой Рог (до 1, 44 мкг/г) ранее (Поляков и др., 1991; Аксентов, 2008).

Мейобентос изучаемой акватории был представлен нематодами, гарпактицидами, остракодами, а также ювенильными формами полихет, олигохет, немертин и двустворчатых моллюсков. На всех станциях доминирующей по плотности поселения таксономической группой были нематоды.

Характерной особенностью распределения плотности поселения мейобентоса является понижение значений в б. Житкова (рис. 4), на тех станциях, где наблюдается повышение содержания поллютантов. Однако достоверных корреляций между плотностью поселения мейобентоса в целом, а также отдельных его таксономических групп с анализируемыми факторами среды не выявлено. Только между обилием гарпактицид и медианным диаметром зерен грунта отмечена достоверная положительная связь (табл. 1).

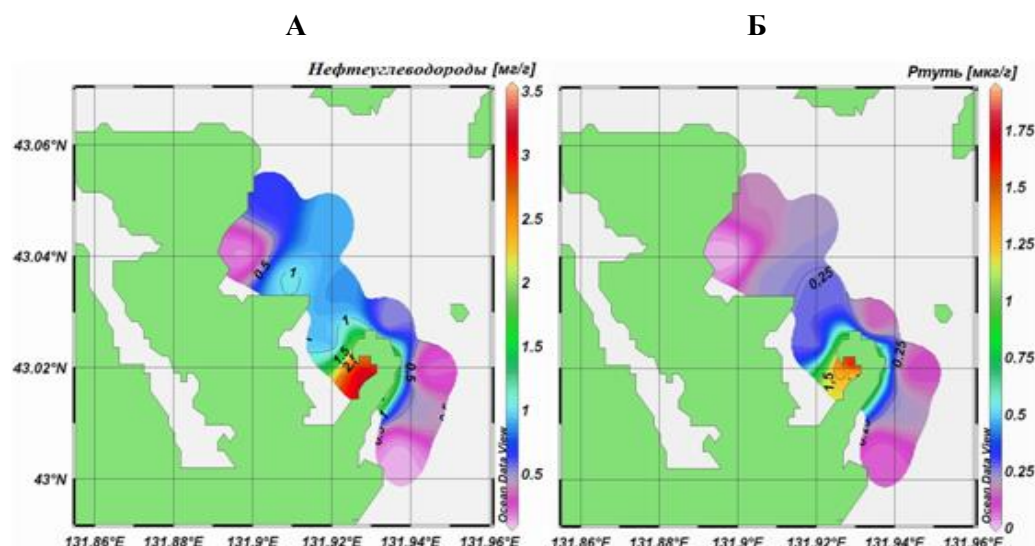


Рис. 2. Распределение нефтяных углеводородов (А) и ртути (Б) в донных отложениях

Fig. 2. Distribution of oil hydrocarbons (A) and mercury (B) in the bottom sediments

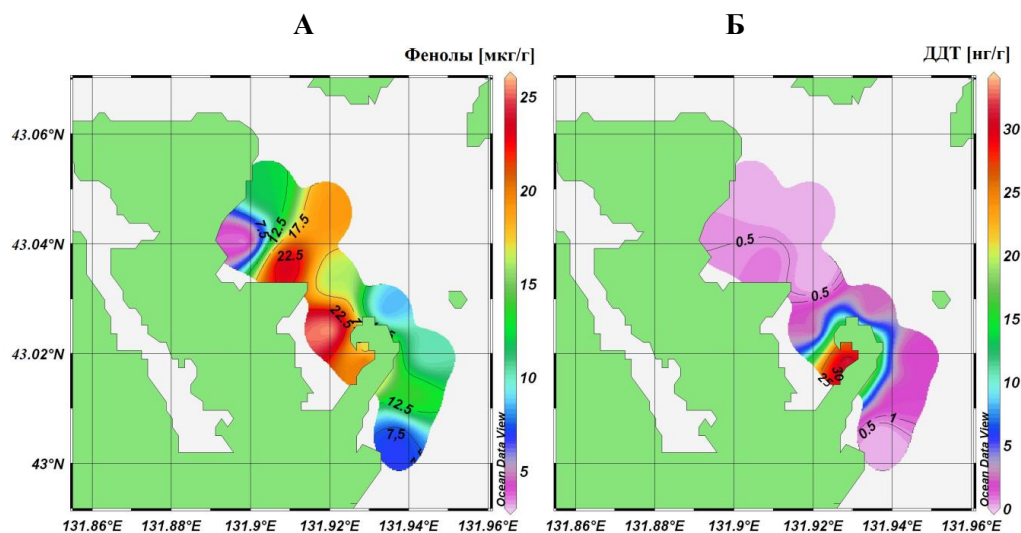


Рис. 3. Распределение фенолов (А) и ДДТ (Б) в донных отложениях

Fig. 3. Distribution of phenols (A) and DDT (B) in the bottom sediments

Корреляционный анализ, как правило, не выявляет зависимости плотности поселения, как мейофауны в целом, так и отдельных таксономических групп, от концентрации загрязняющих веществ в донных осадках. В ответ на появление в грунте поллютантов наблюдаются изменения в составе и структуре мейобентосных сообществ (Фадеев, Фадеева, 2007).

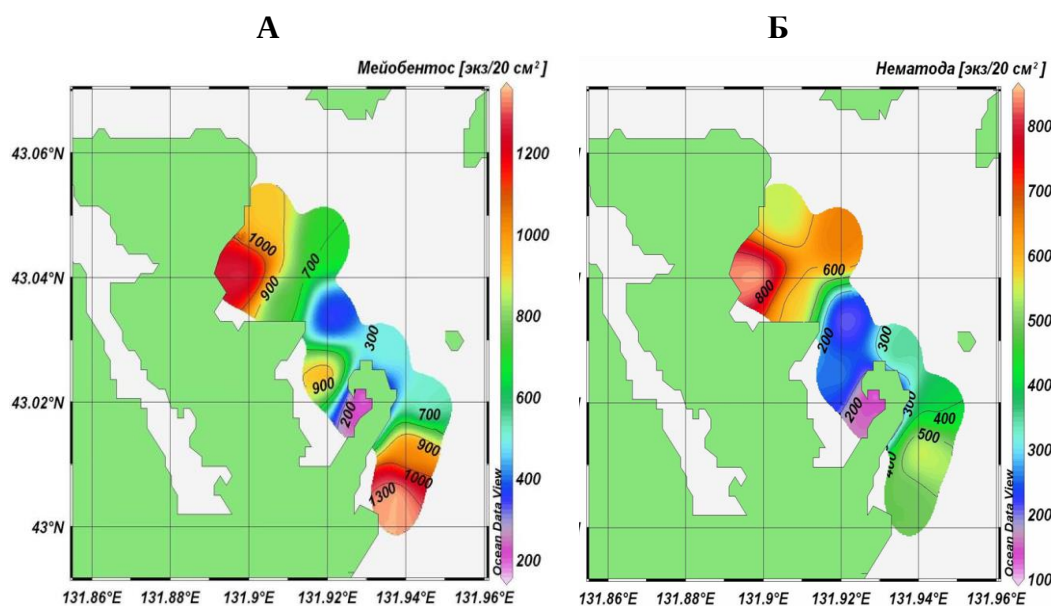


Рис. 4. Распределение плотности поселения мейобентоса (А) и нематод (Б)

Fig. 4. Distribution of the abundance of meiobenthos (A) and nematodes (B)

**Таблица 1.** Коэффициенты корреляции Спирмена между обилием мейобентоса, отдельных таксономических групп, показателями биоразнообразия нематоценов и факторами среды

**Table 1.** Spearman correlation coefficient between abundance of meiobenthic groups, indices of biodiversity of nematode communities and environmental factors

|                | ртуть | HУ    | фенолы | ДДТ   | MD    | %<0,01 | S <sub>0</sub> |
|----------------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|----------------|
| Мейобентос     | −0,54 | −0,35 | 0,01   | −0,53 | 0,12  | 0,14   | −0,42          |
| Harpacticoidae | −0,33 | −0,35 | −0,21  | 0,23  | 0,64* | −0,41  | 0,01           |
| Polychaeta     | −0,43 | −0,41 | −0,01  | −0,40 | 0,49  | −0,01  | 0,11           |
| Nematoda       | −0,52 | −0,41 | −0,28  | −0,53 | −0,07 | −0,03  | −0,47          |
| J'             | −0,19 | −0,07 | −0,07  | −0,08 | 0,31  | −0,27  | −0,49          |
| H'             | −0,30 | −0,29 | −0,55  | −0,32 | 0,43  | −0,44  | −0,10          |

Примечание: S<sub>0</sub> – коэффициент сортировки; Md – медианный диаметр зерен грунта; [%<0,01] – доля илистой фракции; J' – индекс выравненности Пиеллу, H' – индекс Шеннона-Уивера; \* – уровень значимости  $\alpha < 0,05$

Note: S<sub>0</sub> – coefficient of sorting, Md – median diameter; [%<0,01] – silt fraction of deposits; J' – Pielou's evenness index; H' – Shannon-Wiener index; \* – correlation significants at  $\alpha < 0,05$

Ключевыми параметрами, определяющими такие ценоотические изменения, являются вид загрязнителя, а также интенсивность и продолжительность его воздействия (Giere, 2009).

Согласно литературным данным, мейобентос, в сравнении с макробентосом, быстрее реагирует на поступления НУ в грунт. Воздействие сравнительно низких концентраций НУ, несколько превышающих фоновые уровни (0,01–0,03 мг/г<sub>сух. ост.</sub>) зависит от характеристик среды, прежде всего от температуры (Danovaro, 2000). Результаты экспериментов свидетельствуют, что большая часть нефтепродуктов удаляется из верхнего пятисантиметрового слоя грунта в первые три дня (Бурковский, 1992). Увеличение концентрации НУ в грунте имеет стимулирующий эффект для бактериальной биомассы и микробентоса, плотность бактерий всех размерных классов увеличивается как по данным полевых, так и экспериментальных наблюдений (Carman et al., 2000; Danovaro, 2000). Диатомовые водоросли не только не снижают, но во многих случаях повышают плотность в эксперименте (Бурковский, 1992; Danovaro, 2000).

Увеличение содержания органического вещества за счет незначительного нефтяного обогащения изменяет структуру и функционирование бентосного микробиологического цикла, которое частично отражается на более высоких трофических уровнях. Изменения в структуре донного сообщества небольшие и быстро локализуются.

В условиях хронического загрязнения или после крупных аварий нефтетанкеров в прибрежной зоне формируются области с высокой концентрацией НУ, при этом наблюдается резкое снижение численности бентоса и появление мертвых организмов (Fadeeva et al., 2003; Белан и др., 2007). Мелкие полихеты и крупные онхоляймиды (*Oncholaimium ramosum*) образуют доминирующую функциональную группу мезобентосных организмов в донных осадках, обогащенных нефтеуглеводородами, акваторий исследованных нами портов Дальнего Востока, где содержание нефтепродуктов и их производных изменяется в пределах от 2 до 8 мг/г (Фадеев, Фадеева, 2007). Вслед за явным уменьшением численности нематод после нефтяного разлива часто следует взрывной рост некоторых оппортунистических видов (Wormald, 1976). В частности, увеличение численности *O. ramosum* в неблагоприятных условиях связано с их резистентностью к токсичным НУ, с обилием пищи и отсутствием конкурентов и хищников (в зоне с пониженным содержанием кислорода способны существовать лишь немногие виды животных). Значительные различия в сообществах нематод возникают также в ответ на появление в грунте НУ в районе добычи нефти на Пильтун-Астоской нефте-газодонной площади (северо-восточный Сахалин) (Fadeeva, Maslennikov, 2009).

По отношению нематод к тяжелым металлам (Hg, Pb, Cd,) рядом исследователей показана их высокая резистентность (Vranken, Heip, 1986; Dalto et al., 2006). Экстремально нечувствительными являются неселективные грунтоеды и всеядные виды, способные быстро увеличивать свою плотность, полностью меняя трофическую структуру нематоцены. В некоторых случаях в эксперименте отмечена резистентность и у фитофагов (Dalto et al., 2006).

В наиболее загрязненных бухтах и крупных портах мира неоднократно наблюдали преобладание по качественным и количественным показателям крупных онхоляймид, таких как *Pontonema vulgare*, *O. ramosum* (Фадеев, Фадеева, 2007; Чесунов, 2006; Lorenzen et al., 1987). Вероятно, это связано с устойчивостью онхоляймид к повышенным содержаниям сероводорода и сульфидов в грунте и формированием у

этих видов адаптационных механизмов к высоким концентрациям токсичных веществ. В грунтах, загрязненных органическим веществом, также обильна нематода-комесоматида *Sabatieria pulchra* (Bouwman, 1978; Tietjen, 1980). П. Йенсен (Jensen, 1981) относит этот вид к обитателям RPD-слоя (слоя отрицательных значений потенциала в восстановленной зоне) донных осадков, устойчивых к высокой концентрации сероводорода и потребляющих анаэробных бактерий.

В результате проведенных исследований было обнаружено 60 видов нематод. Количество видов на станциях варьировало от 12 до 22. Хотя систематическое положение ряда видов еще требует дальнейшего уточнения, уже сейчас можно отметить определенные особенности распределения круглых червей в этом районе. Несколько видов было отмечено на большинстве станций: *Paracanthouschus longus* (частота встречаемости 97,1%), *Axonolaimus seticaudatus* и *Oxyonchus orientalis* (по 83,3%), *Oxystomina orientalis* и *Paramonohystera pellucida* (по 75,0 %). Частоту встречаемости выше 50% имели нематоды *Anticoma possjetica*, *Daptonema articulatum*, *Oncholaimium olium*, *Sabatieria palmaris*, *Terschellingia longicaudata*, *Desmolaimus sp.*, *Halanonchus arenarius*, *Monoposthia costata*, *Paradontophora sp.* и *Sabatieria finitima*. Остальные виды встречались редко.

По видовому составу изученные сообщества нематод типичны для песчаной сублиторали юга Приморского края (Смирнова, Фадеева, 2011). Доля всеядных онхоляймид невысока, максимальное значение отмечено на ст. 1 – 3,5 %, доминирующими же видами были фитофаги и грунтоеды.

В целом, нематофауна характеризовалась довольно высокими уровнями биологического разнообразия, как в отношении видового богатства, так и выравненности (табл. 2). Значимых корреляций показателей разнообразия с факторами среды не выявлено (табл. 1).

**Таблица 2.** Показатели биологического разнообразия нематофауны для различных проб (S – число видов, J' – индекс выравненности Пielлу, H' – индекс Шеннона-Уивера, 1–L – индекс Симпсона)

**Table 2.** Biodiversity indices of nematodes communities (S – species number, J' – Pielou's evenness index, H' – Shannon-Wiener index, 1–L –Simpson's index)

| Номер станции | S  | J'   | H'   | 1–L  |
|---------------|----|------|------|------|
| 1             | 16 | 0,90 | 3,61 | 0,91 |
| 2             | 19 | 0,87 | 3,70 | 0,92 |
| 3             | 12 | 0,88 | 3,16 | 0,86 |
| 4             | 20 | 0,86 | 3,70 | 0,91 |
| 5             | 14 | 0,88 | 3,36 | 0,89 |
| 6             | 20 | 0,91 | 3,92 | 0,92 |
| 7             | 23 | 0,87 | 3,95 | 0,91 |
| 9             | 14 | 0,80 | 3,03 | 0,83 |
| 11            | 22 | 0,82 | 3,66 | 0,88 |
| 12            | 16 | 0,82 | 3,26 | 0,85 |
| 13            | 19 | 0,70 | 3,0  | 0,74 |
| 14            | 22 | 0,91 | 4,06 | 0,93 |

Форма кривых накопленного обилия (кривые к-доминирования) нематоценов для большинства станций совпадает, исключением является ст. 13 (рис. 5). На графике начальная точка кривой для 13-й станции располагается значительно выше остальных, кривая пологая, что обусловлено наличием здесь выраженного вида-доминанта *Paracanthonus longus*, вклад которого в обилие нематофауны составлял около 49 %.

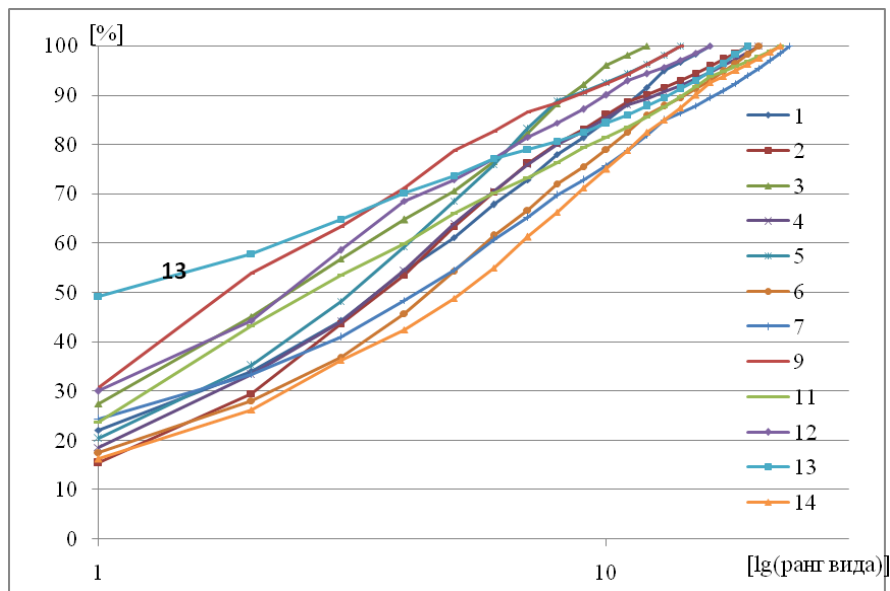


Рис. 5. Кривые к-доминирования нематоценов исследованной акватории

Fig. 5. k-dominance curves for the study area

Столь однородная форма кривых свидетельствует о сходной структуре нематоценов и, в купе со значениями индексов биоразнообразия, об отсутствии существенного влияния антропогенного воздействия.

Таким образом, значимых изменений мейобентосных сообществ, обусловленных антропогенным воздействием, не наблюдается, в том числе и на станциях с наибольшими концентрациями загрязнителей, что обусловлено толерантностью этих животных и их способностью нейтрализовать действие токсичных металлов.

## Литература

Аксентов К.И. Ртуть в абиотических компонентах экосистемы залива Петра Великого // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря. М. : ГЕОС, 2008. С. 163–173.

Бурковский И.В. Структурно-функциональная организация и устойчивость морских донных сообществ. М. : МГУ, 1992. 208 с.

Белан Т.А., Мощенко А.В., Лишавская Т.С. Долговременные изменения уровня загрязнения морской среды и состава бентоса в заливе Петра Великого // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. Владивосток : Дальнаука, 2007. С. 276–314.

Масленников С.И., Ивин В.В., Питрук Д.Л., Подкорытов А.Г. Состояние бентосных сообществ мягких грунтов пролива Босфор Восточный в зимний период // Сборник трудов Дальрыбвтуза. Владивосток : Дальрыбвтуз, 2010. Вып. 22. С. 50–61.

Мощенко А.В., Белан Т.А. Новые методы оценки экологического состояния природной среды дальневосточных морей России. // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. Владивосток : Дальнаука, 2007. С. 50–74.

Мощенко А.В., Шайхлисламова Л.Е. Экологическое состояние восточной части пролива Босфор Восточный (залив Петра Великого Японского моря) // Известия ТИНРО. 2010. Т. 161. С. 199–211.

Мэггаран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.

Погребов В.Б., Гальцова В.В., Фокин С.И. Мейо- и макробентос района приразломного месторождения нефти (Баренцево море): оценка состояния в целях экологического мониторинга // Вестник СПбГУ. 1995. Сер.3. Вып. 4 (№24). С. 9–19.

Павлюк О.Н., Требухова Ю.А., Белогурова Л.С. Влияние реки Раздольной на структуру сообщества морских свободноживущих морских нематод Амурского залива (Японское море) // Биол. моря. 2007. Т. 33. № 4. С. 253–261.

Павлюк О.Н., Требухова Ю.А., Шулькин В.М. Структура сообщества свободноживущих нематод в бухте Врангеля Японского моря // Биол. моря. Т. 29. № 6. 2003. С. 388–394.

Поляков Д.М., Вицавс М., Козлова С.И., Лобанов А.А., Задонская Т.А., Шумилин Е.И. Содержание ртути в компонентах экосистемы залива Петра Великого // Водные ресурсы. 1991. № 5. С. 101–108.

Фадеев В.И., Фадеева Н.П. Воздействие загрязнения на донные сообщества в районах крупных портов Дальнего Востока // Реакция морской биоты на изменения природной среды и климата : материалы Комплексного регионального проекта ДВО РАН по программе Президиума РАН. Владивосток : Дальнаука, 2007. С. 81–90.

Фадеева Н.П. Мейобентос северной части Амурского залива Японского моря // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий : материалы международной практической конференции. Владивосток : Изд-во Дальневост. ун-та, 2006. С. 193–199.

Чесунов А.В. Биология морских нематод. М. : Т-во научных изданий КМК, 2006. 367 с.

Armenteros M., Perez-Angulo A., Regadero R., Beltran J., Vincx M., Decraemer W. Effects of chronic and heavy pollution on macro- and meiobenthos of Havana Bay, Cuba // Rev. Invest. Mar. 2009. V.30, N3. P. 203–214.

Bodin P. Results of ecological monitoring of three beaches polluted by the 'Amoco Cadiz' oil spill: development of meiofauna from 1978 to 1984 // Mar. Ecol. Progr. Ser. 1988. 42 (2). P.105–123.

Bouwman L.A. Investigations of nematodes in the Ems-Dollart estuary // Ann. Soc. V. Zool. Belg. T. 1978. V. 1–2. P. 103–105.

Carballeira A., Carral E., Puente X., Villares R. Regional-scale monitoring of coastal contamination, nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (northwest Spain) // Int. J. Environ. Pollut. 2000. Vol. 13. N. 1–6. P. 534–572.

- Carman K.R., Fleeger J.W., Pomarico S.M. Does historical exposure to hydrocarbon contamination alter the response of benthic communities to diesel contamination? // *Mar. Environ. Res.* 2000. Vol. 49. P. 255 – 278.
- Dalto A.G., Gremare A., Dinet A., Fichet D. Muddy-bottom meiofauna response to metal concentrations and organic enrichment in new Caledonia South-West Lagoon // *Est. Coast Shelf Sci.* 2006. N 67. P. 629–644.
- Danovaro, R. Benthic microbial loop and meiofaunal response to oil-induced disturbance in coastal sediments: a review. *International Journal Environment and Pollution*. 2000. 13. P. 380–392.
- Fadeeva N.P., Maslennikov S.I. The abundance and distribution of free-living marine nematodes of the Piltun-Astokhskoye oil and gas field (North-East Sakhalin) // *Russian Journal of Nematology*. 2009. Vol. 17, N 1. P.31–42.
- Fadeeva, N. P., Bezverbnaja, I. P., Tazaki, K., Watanabe, H. & Fadeev, V. I. Composition and structure of marine benthic community regarding conditions of chronic harbour pollution// *Ocean and Polar Research*. 2003. V. 25. P. 21–30.
- Giere O. *Meiobenthology: the microscopic fauna in aquatic sediments*. Springer, 2009. 527 p.
- Jensen P. Species, distribution and a microhabitat theory for marine mud dwelling *Comesomatidae* (Nematoda) in European waters // *Cah. Biol. Mar.* 1981. Vol.22. P. 231–241.
- Lorenzen S., Prein M., Valrntin C. Mass aggregation of the free-living marine nematode *Pontonema vulgare* (Oncholaimidae) in organically polluted fjords // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1987. V.37. P. 27–34.
- Moens T., Vincx M. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes // *J. Mar. Biol.Assoc. U.K.* 1997. Vol. 77. P. 211–227.
- Pearson T.H., Rosenberg R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment // *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 1978. Vol. 16. P. 229–311.
- Riemann F., Helmke E. Symbiotic relations of sediment-agglutinating nematodes and bacteria in detrital habitats: the enzyme-sharing concept // *Mar. Ecology*. 2002. Vol. 23. N 2. P. 93–184.
- Schratzberger M., Gee J.M., Rees H.L., Boyd S.E., Wall C.M. The structure and taxonomic composition of sublittoral meiofauna assemblages as an indicator of the status of marine environments // *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 2000. Vol. 80. P. 969–980.
- Schlitzer R. *Ocean Data View*. 2011. <http://odv.awi.de>.
- Tietjen J. Microbial-meiofaunal interrelationships: a review // *Microbiology*. 1980. P. 335–338.
- Vincx M., Heip C. The use of meiobenthos in pollution monitoring studies: a review // *ICES*. 1991. Vol. 16. P. 50–67.
- Wormald A.P. Effect of an oil spill of diesel oil on marine meiofauna of a sandy beach at Picnic Bay Hong Kong // *Environ. Pollut.* 1976. V. 11. P. 117–130.

## ГАЗОГЕОХИМИЯ И ГЕОЭКОЛОГИЯ ПОЛИГОНА ТВЁРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ Г. ВЛАДИВОСТОКА

**А.В. Яцук, А.И. Обжиров, А.И. Гресов, Е.В. Коровицкая**

*Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН*

Эколого-газогеохимические исследования на полигоне твердых бытовых отходов (ТБО) проводились с целью оценки объёмов эмиссии биогаза в окружающую среду, определения компонентного состава газовыбросов, степени газоопасности и выбора методов рекультивации ТБО. Исследования на полигоне ТБО г. Владивостока были проведены лабораторией газогеохимии ТОИ ДВО РАН в период с 2008 по 2012 гг. Результаты исследований вошли в проект рекультивации и закрытия полигона ТБО.

**Ключевые слова:** полигон ТБО, эмиссия биогаза, загрязнение окружающей среды.

## GAS GEOCHEMICAL RESEARCH AND GEOECOLOGY OF THE DUMP OF VLADIVOSTOK CITY

**A. I. Obzhirrov, A. V. Yatsuk, A. I. Gresov, E. V. Korovitskaya**

*V.I.Il'ichev Pacific Oceanological Institute, FEBRAC*

Ecology-geochemical investigation on the polygon HCW (hard common waste) carried out to estimate the value emission of biogas into the environment, determinate gas composition, extent danger on gas of life and choose method of artificial HCW. These investigations on the dump of the city Vladivostok were carried out by laboratory of gas geochemistry POI FEB RAS since 2008 to 2012. Results of investigation were used to prepare projects of closing the polygon and recultivation of it.

**Keywords:** dump, emission of biogas, pollution environment.

Полигон твёрдых бытовых отходов был размещен в одном из красивейших районов окрестности Владивостока – на побережье б. Безымянная. Он начал действовать с 1967 г., эксплуатировался с нарушением природоохранных и санитарно-гигиенических требований и наносил огромный экологический ущерб окружающей среде. На полигоне складировались все виды бытовых отходов, в том числе химических производств. Через определенное время отходы частично возгорались, частично под действием тепла и микробов выделяли свалочные газы. В составе газов были метан (до 40–60 %), углекислый газ (10–20 %), сернистые газы, угарный газ и другие газы. Выделения газов загрязняли атмосферу, повышали опасность раковых заболеваний у жителей близко расположенных к ТБО поселков и загрязняли акваторию Уссурийского залива поверхностными и подземными стоками с полигона.

Необходимость закрытия и рекультивации полигона ТБО г. Владивостока назревала долгие годы. Лаборатории газогеохимии было поручено изучить состав и объем выделяемых на полигоне биогазов с целью оценки реальной опасности полигона для здоровья людей, масштаба загрязнения окружающей среды и акватории Уссурийского залива и выработки программы его закрытия и рекультивации. Работы

по рекультивации начались в 2010 г. и стали частью программы подготовки городского округа к проведению саммита стран АТЭС 2012 г.

### **Материалы и методика**

Газогеохимические исследования, проведённые на полигоне ТБО г. Владивостока, включали: определение фоновых концентраций газов в почвенном слое, газовую съемку (шпуровой метод), скважинные газогеохимические исследования; термометрические исследования в шпурах и скважинах. Измерения, обработка результатов исследований и оценка качественного и количественного состава эмиссии выполнялись в соответствии с нормативно-методическими и инструктивными документами Росгидромета и Санэпиднадзора России.

Этапы работ сводились к следующим операциям: отбору пробы, извлечению из неё газа, анализу газа на хроматографе «КристалЛюкс-4000М», компьютерной обработке результатов, эколого-газогеохимической интерпретации данных.

### **Результаты и обсуждение**

Эколого-газогеохимические исследования на полигоне ТБО г. Владивостока проводятся лабораторией газогеохимии ТОИ ДВО РАН с 2008 г. Действующий полигон представлял собой крупную свалку бытового мусора, расположенную на побережье Уссурийского залива. Складируемые отходы постоянно возгорались (рис. 1).



*Рис. 1.* Вид полигона ТБО с побережья Уссурийского залива в 2008 г.

*Fig. 1.* View of the dump from the coast of the Ussury Bay in 2008

В составе газовой эмиссии полигона в 2008–2009 гг. были установлены следующие основные компоненты: метан, углекислый газ, азот, кислород ( $\geq 1\%$ ). Концентрации  $\text{CH}_4$  в интервале глубин 0,8–1 м верхнего горизонта отходов изменялись от 0,0059 до 55,332 %;  $\text{CO}_2$  – от 1,31 до 22,05 %;  $\text{O}_2$  – от 1,93 до 19,88 % (Яцук, Гресов, 2009; Яцук, 2011б).

Биогаз полигона ТБО также содержал макропримеси (0,1–1 %) – водород, предельные и непредельные углеводородные газы (УВГ) и их производные (до гексана включительно); микропримеси (0,00001–0,1 %) – оксид углерода, оксид и диоксид азота, сероводород, диоксид серы и бензол (Яцук, Гресов, 2009; Яцук, 2011а, б).

Проведёнными исследованиями была обнаружена постоянная эмиссия метана в верхние горизонты отходов по всей площади полигона. Установлено, что по газоопасности к потенциально опасной и опасной (пожароопасной) относилось 90 % площади полигона. В 2008 г. в пределах рабочей зоны полигона выделено два участка с взрывоопасными концентрациями метановоздушной смеси в верхнем горизонте отходов (Яцук, Гресов, 2009).

В 2009 г. исследованиями лаборатории ЦЛАТИ было установлено существенное загрязнение атмосферного воздуха рабочей зоны полигона и прилегающей территории бенз(а)пиреном, формальдегидом и другими опасными веществами, выделяющимися в результате возгорания отходов.

Проведённый экологический анализ состава газовой эмиссии полигона ТБО показал присутствие вредных, пожаровзрывоопасных, токсичных и канцерогенных газов всех классов опасности (рис. 2).

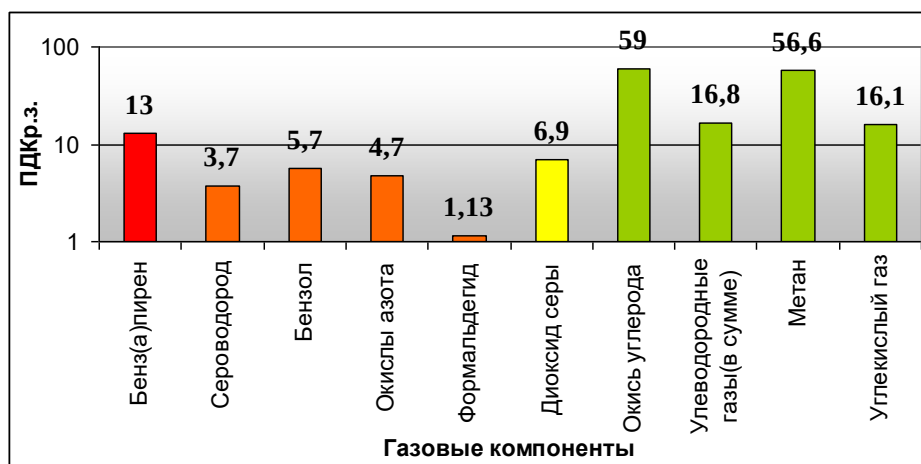


Рис. 2. Максимально разовые превышения ПДКр.з. газов полигона ТБО (ГН 2.2.5.1313–03).  
Условные обозначения: красный цвет – 1 класс опасности; оранжевый – 2 класс опасности;  
жёлтый – 3 класс опасности; зелёный – 4 класс опасности

Fig. 2. Excess permissible concentrations of the polygon gases: color: red – the 1 class danger,  
orange – 2, yellow – 3, green – 4 class danger

Образование значительного количества биогаза и его миграция в подпочвенный слой, атмосферу, морскую среду приводило не только к загрязнению компонен-

тов природной среды, но и представляло существенную опасность для рабочего персонала полигона и местного населения.

В непосредственной близости от территории полигона расположены населённые пункты, административно относящиеся к Ленинскому району г. Владивостока. К юго-западу от полигона в 250–300 м расположен пос. Рыбачий, в 2 км – пос. Горностай.

В связи с этим в 2009 г. была предпринята попытка медико-экологического исследования заболеваемости населения близлежащих посёлков Рыбачий и Горностай (рис. 3).

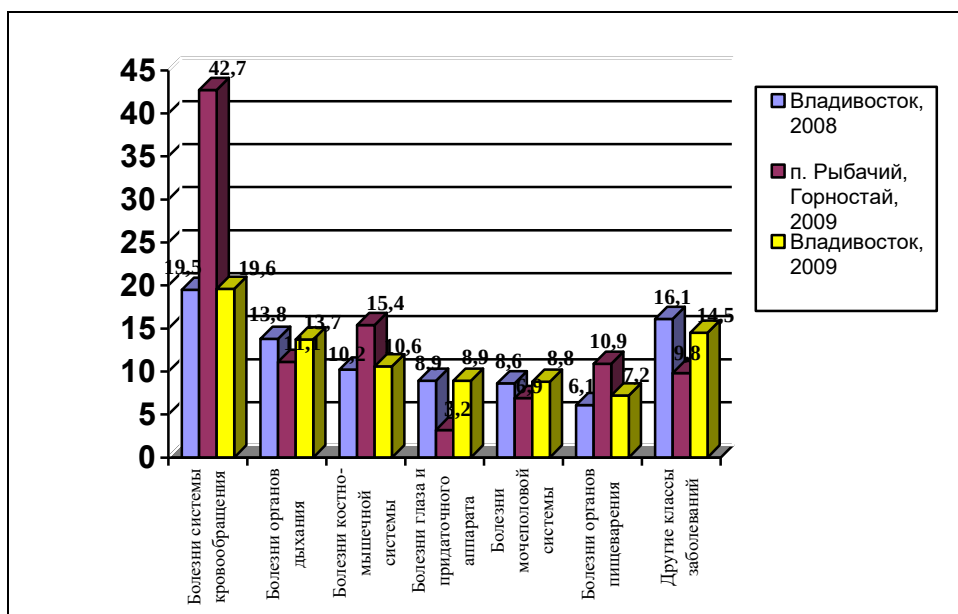


Рис. 3. Сравнительная характеристика процентного соотношения основных видов болезней в структуре общей заболеваемости г. Владивостока и посёлков Рыбачий и Горностай (Яцук, 2011а)

Fig. 3. The comparative characteristic of a percentage ratio of main type's diseases in structure of the general disease incidence of Vladivostok and Ribachiy and Gornostay settlements

Анализ данных по общей заболеваемости населения посёлков Рыбачий и Горностай, предоставленных департаментом здравоохранения Приморского края, показал высокие уровни заболеваемости. По данным за 2009 г. установлено, что для жителей посёлков Рыбачий и Горностай преобладающими являются заболевания системы кровообращения, костно-мышечной системы и органов пищеварения по сравнению с городским населением (рис. 3). Также отмечены повышенные уровни заболевания туберкулёзом (7,0 на 1000 человек) и новообразованиями (9,0 на 1000 человек) (Яцук, 2011а).

Одной из причин повышенной заболеваемости людей в посёлках Рыбачий и Горностай может служить постоянное воздействие на организм жителей выбросов с

территории полигона ТБО вредных газообразных веществ, аэрозолей и летучих соединений тяжелых металлов, значительно превышающих предельно допустимые концентрации (ПДК). При длительном воздействии на здоровье местного населения возможно нарушение внутреннего функционирования организма, снижение иммунитета и накопление вредных канцерогенных веществ в организме людей.

Необходимость закрытия и рекультивации полигона ТБО г. Владивостока назревала долгие годы. Работы по рекультивации начались в 2010 г. и стали частью программы подготовки городского округа к проведению саммита стран АТЭС 2012 г.

В начале 2011 г. по завершению технического этапа рекультивации на полигоне ТБО г. Владивостока были оборудованы 8 дегазационных скважин (рис. 4, 5).

Результаты газогеохимических исследований в период 2010–2012 гг. позволяют говорить о том, что полигон ТБО остаётся по-прежнему газоопасным объектом, нуждающимся в постоянном контроле и мониторинге с целью изучения процессов выделения биогаза и обеспечения газобезопасности.

Перекрытие основной площади полигона глиняным экраном (саркофагом) привело к усилению процессов газообразования на полигоне. Основными компонентами в газовых выбросах полигона на данный момент являются  $N_2$ ,  $CO_2$  и  $CH_4$  (рис. 6).



*Рис. 4. Газодренажные скважины полигона ТБО, 2011 г. (вид со скв. № 8)*

*Fig. 4. Gas drainage wells on the polygon HCW, 2011 (appearance from well № 8)*

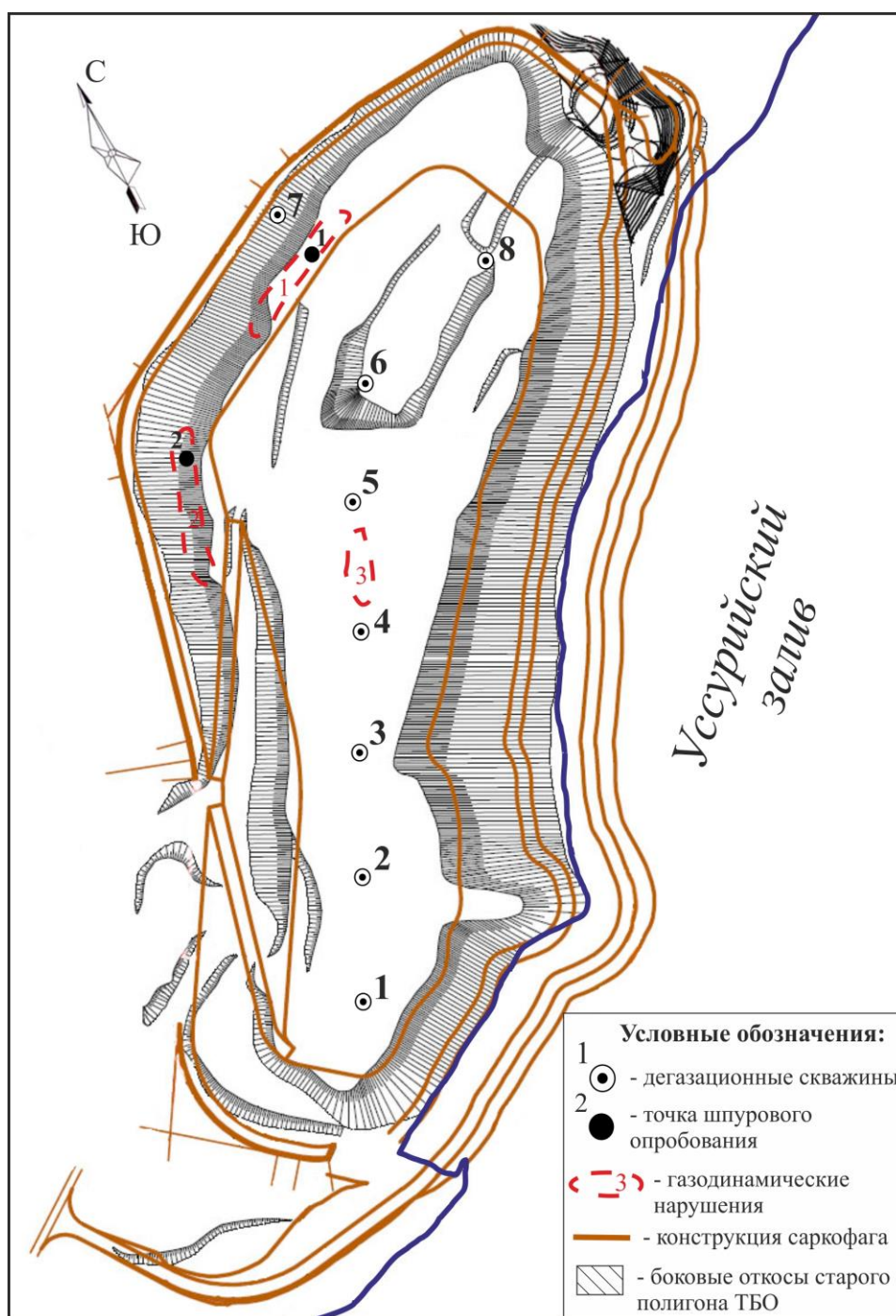


Рис. 5. Обзорная схема газогеохимических исследований полигона ТБО в 2011 г.

Fig. 5. Scheme of gas geochemical investigation on the polygon HCW, 2011

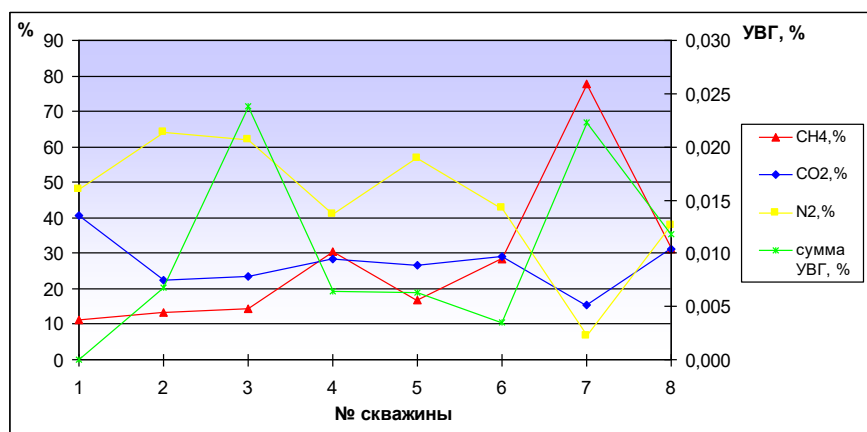


Рис. 6. Средние концентрации основных газовых компонентов газовыделения из дегазационных скважин, май 2011 г. (правая ось – концентрации УБГ, C2–C4 %)

Fig. 6. Middle concentration of the basic gas components from degassing wells, May 2011 (right axis is concentration of C2–C4 %)

В условиях отсутствия свободного кислорода в толще полигона стали активно развиваться начальные процессы анаэробного разложения отходов. На начальные стадии этих процессов могут указывать повышенные значения температуры газового потока в скважинах – до + 50 °С (рис. 8), в шпурах – свыше + 102 °С (рис. 7), а также присутствие повышенных концентраций H<sub>2</sub>S (до 10 ПДКр.з.) и CO (до 2 ПДКр.з.).



Рис. 7. Трещина на полигоне с выделением газа, температура 102 °С

Fig. 7. Emission gas on the polygon fission, temperature 102 °C

Активное развитие процессов газообразования приводит к скоплениям большого количества биогаза в толще отходов. Пути миграции для биогаза в атмосферу, помимо оборудованных дегазационных скважин, могут служить борта полигона и локальные места разуплотнения перекрывающего покрытия. Газогеохимическими исследованиями в 2011 г. было выявлено 3 газодинамических нарушения (рис. 5, 9). Они были представлены сетью трещин в боковых откосах полигона и локализованными прорывными парообразными выделениями биогаза. В 2012 г. газодинамические нарушения были обнаружены в юго-западной части полигона.

Суммарный дебит всех дегазационных скважин весной 2011 г. составлял 770–925 м<sup>3</sup>/ч (рис. 8). По предварительным данным, газовыделение CH<sub>4</sub> только из дегазационных скважин полигона составляет около 2,5 млн. м<sup>3</sup>/год. Прогнозные расчёты объёмов газообразования показали, что ещё, как минимум, на протяжении 20–30 лет эмиссия метана будет находиться на высоком уровне.

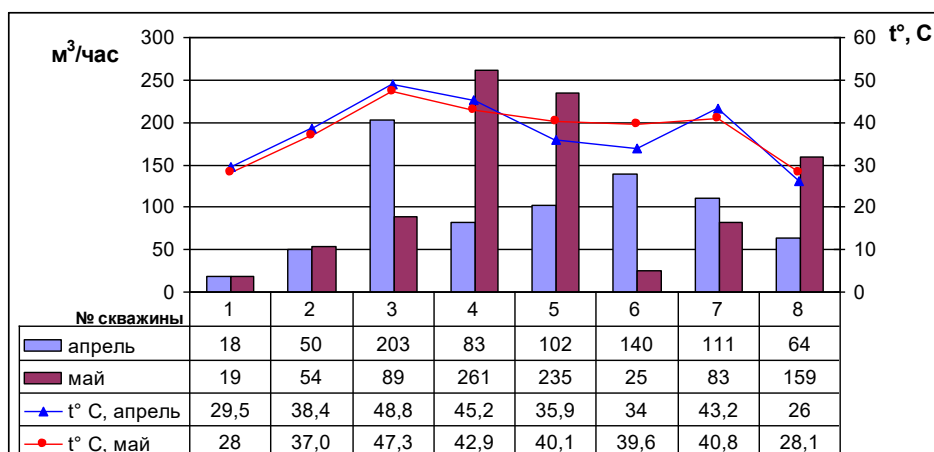


Рис. 8. Значения удельного газовыделения из дегазационных скважин (м<sup>3</sup>/ч) и температура газового потока (t°, C)

Fig. 8. Specific volume gas from degassing wells (m<sup>3</sup>/h) and temperature of gas (t°, C)

В апреле-мае 2012 г. сотрудниками лаборатории газогеохимии были сделаны измерения состава газа газодренажных скважин (рис. 5, 10) и газа, выделяющегося из газодинамических нарушений (рис. 7, 11). Состав газа и интенсивность его выделения из газодренажных скважин были близки к данным 2011 г. Эти наблюдения подтверждают, что интенсивность эмиссии газов из недр полигона не меняется, особенно концентраций метана (40–50 %) и углекислого газа (10–20 %).



*Рис. 9.* Газодинамическое нарушение № 2. Западный борт полигона ТБО, 2011 г.

*Fig. 9.* Zone of fissure No 2 with gas emission. West side of the dump, 2011

В мае 2012 г., как и в мае 2011 г., газ продолжал поступать по трещинам верхнего насыпного грунта (рис. 7, 9). Температура в трещине, показанной на рис. 7, достигала  $102^{\circ}\text{C}$  на глубине около 1 м. Вокруг отсутствовала трава и обнаруживались другие трещины. Все это свидетельствует о продолжении активной фазы термогенных процессов разложения органических отходов.



*Рис. 10.* Выделение газа из газодренажной скважины (как туман), май 2012 г.

*Fig. 10.* Emission gas from degassing well (like fog), May 2012

Следует, однако, отметить, что запах сернистых газов ощущается только вблизи трещин, но на удалении 5–10 м от них он ослабевает. Следовательно, рекультивация способствует очищению окружающей среды, и со временем нормальное экологическое состояние природной среды в районе полигона восстановится. Правда, есть еще проблема с водотоками из под полигона, которые появляются в период дождей и проникают в море. Полигонная вода в основном насыщена метаном и углекислым газом, подкислена, поэтому будет растворять соединения металлов и выносить загрязнение в прибрежную воду.



*Рис. 11. Отбор газа на анализ из трещин, 2012 г.*

*Fig. 11. The taking of gas from degassing fission to analyze it, 2012*

### **Заключение**

Международный опыт эксплуатации и рекультивации полигонов показывает, что единственный способ прекращения выделения в атмосферу биогаза – это его организованное удаление через систему скважин и коллекторов с последующей утилизацией и использованием в народном хозяйстве. Основным методом, обеспечивающим решение этой задачи, является принципиальная схема сбора и утилизации биогаза (рис. 13):

- создание сети вертикальных газодренажных скважин, соединяющихся линиями газопроводов;
- в зависимости от количества скважин на полигоне ставятся коллекторы для сбора газа, насосно-компрессорное оборудование для принудительной откачки газа и его компримирования;
- установка оборудования для предварительной очистки биогаза от силиконов, сероводорода, углекислого газа, вредных примесей и влаги для последующей утилизации.



*Рис. 12.* Вид на восточный борт рекультивированного полигона

*Fig. 12.* A view on East side of the reclamated dump



*Рис. 13.* Схема использования и утилизации биогаза

*Fig. 13.* Scheme to use bio gas

В связи с вышеизложенными фактами после закрытия полигона ТБО г. Владивостока рекомендуется проведение следующих мероприятий:

- организация газогеохимического мониторинга сети газодренажных скважин с целью уточнения объёмов эмиссии, оценки дебита и компонентного состава биогаза;
- ограждение территории закрытого полигона от свободного посещения в целях обеспечения газобезопасности. Оповещение населения о существующей газогеохимической опасности для предотвращения возможных несчастных случаев.
- организация опытно-исследовательской базы для сбора и утилизации биогаза.

При этом на основе газогеохимических исследований необходимо определить экономически выгодную возможность промышленного использования ресурсов биогаза полигона.

В перспективе собранный и очищенный биогаз может быть использован в различных областях народного хозяйства региона:

- энергетике (использование в качестве топлива для газовых двигателей и турбин, когерационных установок с целью получения электроэнергии и тепла). Для выработки 1 МВт энергии необходима подача биогаза в количестве 525 м<sup>3</sup>/ч;
- теплоэнергетике (сжигание в инфракрасных нагревателях с целью получения тепла и обогрева жилых и производственных помещений, теплиц и т.д.);
- обогащение и использование в качестве моторного топлива (возможное переоборудование мусороуборочной техники на газ и создание АГЗ на территории старого полигона);
- химической промышленности (производство метанола);
- факельное сжигание (торговля квотами на выброс парниковых газов в рамках Киотского протокола);
- обогащение метаном до 94–95 % и использование в качестве бытового газа для нужд местного населения.

Закрытие и рекультивация старого полигона ТБО г. Владивостока уже несомненно оказали положительный эффект на экологическое состояние компонентов окружающей среды. Однако процессы образования биогаза на полигоне будут продолжаться ещё десятки лет в больших количествах. Реализация мероприятий по контролю, сбору и возможной утилизации газовой выбросов полигона при должной организации позволит уменьшить выбросы в атмосферу, улучшит экологическое состояние окружающей среды, принесет экономическую и социальную пользу.

## Литература

Гресов А.И., Яцук А.В., Обжиров А.И. Генезис и эмиссия окиси углерода полигона ТБО «Владивостокский» // Вестник ДВО РАН. Владивосток : Дальнаука, 2009. № 1. С. 50–54.

Яцук А.В. Газогеохимия и геоэкология полигона твёрдых бытовых отходов г. Владивостока : дис. ... канд. геол.-мин. наук. Иркутск, 2011а. 144 с.

Яцук А.В. Газогеохимия и геоэкология полигона твёрдых бытовых отходов г. Владивостока : автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. Иркутск, 2011б. 20 с.

*Яцук А.В., Гресов А.И.* Результаты эколого-газогеохимических исследований полигона ТБО «Горностаевский» // Тез. докл. IV конф. молод. уч. «Океанологические исследования». Владивосток : ТИГ ДВО РАН, 18–22 мая 2009 г. С. 82–83.

*Яцук А.В.* Утилизация газовой эмиссии полигона твёрдых бытовых отходов Владивостокского городского округа // Матер. III регион. конф. молод. уч. «Современные проблемы геологии, геохимии и экологии Дальнего Востока России». Владивосток : ДВГИ ДВО РАН, 28 августа – 4 сентября 2010. С. 52–54.

*Яцук А.В.* Мониторинг загрязнения акватории Уссурийского залива в зоне влияния полигона твёрдых бытовых отходов г. Владивостока // Матер. всеросс. науч. молод. конф.-шк. «Проблемы экологии морского шельфа». Владивосток : ДВГУ, 16–21 сентября 2010. С. 201–203.

Научное издание

**Современное экологическое состояние  
залива Петра Великого  
Японского моря**

Монография

**Current Ecological State  
of Peter the Great Bay,  
Sea of Japan**

Monograph

В авторской редакции  
Технический редактор *А.А. Лядичева*  
Дизайн обложки *С.В. Филатов*  
Компьютерная верстка *Г.С. Лайковой*

Подписано в печать 18.08.2012  
Формат 70×100 / 16. Усл. печ. л. 36,12. Уч.-изд. л. 40,18.  
Тираж 300 экз. Заказ

Издательский дом Дальневосточного федерального университета  
690950, г. Владивосток, ул. Октябрьская, 27

Отпечатано в типографии  
Издательского дома Дальневосточного федерального университета  
690990, г. Владивосток, ул. Пушкинская, 10