

УДК 593.953(265.54)

Е.В. Журавель^{1,2}, О.В. Подгурская^{2*}¹ Дальневосточный федеральный университет,
690950, г. Владивосток, ул. Суханова, 8;² Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН,
690041, г. Владивосток, ул. Пальчевского, 17**РАННЕЕ РАЗВИТИЕ ПЛОСКОГО МОРСКОГО ЕЖА
SCAPHECHINUS MIRABILIS В ВОДЕ ИЗ РАЗЛИЧНЫХ РАЙОНОВ
ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)****

Приведены результаты исследования (2007 и 2009 гг.) наиболее загрязненных акваторий зал. Петра Великого Японского моря — юго-западной части, Амурского залива и зал. Находка. Биотестирование, проведенное с помощью эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis*, показало нарушение раннего развития при экспонировании в воде со всех станций, несмотря на то что содержание токсичных загрязняющих веществ не превышало пороговых уровней для морских ежей. Выявлена отрицательная корреляция между количеством нормально развивающихся эмбрионов и личинок и индексом загрязнения вод (ИЗВ).

Ключевые слова: эмбрионы и личинки морских ежей, биотестирование, загрязнение морских вод, ИЗВ, залив Петра Великого Японского моря.

Zhuravel E.V., Podgurskaya O.V. Early development of sand dollar *Scaphechinus mirabilis* in the water from different areas of Peter the Great Bay (Japan Sea) // Izv. TINRO. — 2014. — Vol. 178. — P. 206–216.

Ecological state in the most polluted areas of Peter the Great Bay is described by some chemical parameters (salinity, dissolved oxygen content, phosphorus and nitrogen concentration), pollution (concentration of anionic surfactants, phenols, total petroleum hydrocarbons, and indices of organic pollution as COD (KMnO₄) and BOD₅), and results of bioassay. The chemical parameters were measured by standard methods. The parameters of pollution were generalized with the integral Water Pollution Index (WPI – exceeding of the pollution over the permissible level), separately for the southwestern Peter the Great Bay, Amur Bay, and Nakhodka Bay: all these water bodies were qualified as moderately polluted or polluted ones. Embryo-larval bioassay with sand dollar *S. mirabilis* was applied and showed abnormalities in early development of the species under exposure in the water from all tested

* Журавель Елена Владимировна, кандидат биологических наук, доцент, научный сотрудник, e-mail: zhrvl@rambler.ru; Подгурская Ольга Владимировна, кандидат биологических наук, научный сотрудник, e-mail: olga_pod@mail.ru.

Zhuravel Elena V., Ph.D., assistant professor, researcher, e-mail: zhrvl@rambler.ru; Podgurskaya Olga V., Ph.D., researcher, e-mail: olga_pod@mail.ru.

** Исследование выполнено в рамках программы «Научный фонд ДВФУ», гранта Правительства Российской Федерации для государственной поддержки научных исследований, проводимых под руководством ведущих ученых в российских образовательных учреждениях высшего профессионального образования, договор № 11.G34.31.0010 и гранта ДВО РАН № 13-III-Д-06-017.

sites. Negative correlation between the number of normally developing embryos and larvae and WPI was revealed. The highest pollution is determined in the Nakhodka Bay.

Key words: sand dollar embryo, sand dollar larva, bioassay, marine water pollution, Peter the Great Bay.

Введение

В настоящее время зал. Петра Великого (Японское море), омывающий южное побережье Приморья, испытывает интенсивное антропогенное воздействие. Здесь расположены многие промышленные предприятия, базируется военный, рыболовный и транспортный флот, осуществляются морские перевозки, строятся новые нефтяные терминалы. В то же время залив является рыбохозяйственным водоемом, стоимость его биоресурсов в конце 1990-х гг. оценивалась почти в 750 млн дол. (Огородникова, 2001), здесь активно развивается марикультура. Однако в результате неблагоприятного воздействия на морскую среду воспроизводство донных беспозвоночных в некоторых частях залива существенно нарушилось (Ващенко, 2000; Ващенко и др., 2006). Это подтверждает необходимость не только быстро и качественно оценивать состояние природной среды, но и изучать его комплексное влияние на водные организмы. Такую интегральную оценку можно получить, сочетая химические методы анализа среды с биотестированием. Этот подход даёт представление 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).

Одним из наиболее часто применяемых тест-объектов для оценки репродуктивного, цитогенетического и тератогенного воздействия неблагоприятных факторов среды являются личинки и эмбрионы морских ежей. Известно множество работ по оценке воздействия токсичных веществ, растворенных в воде или аккумулированных донными отложениями, на гаметогенез и эмбриогенез морских ежей (например, Кашенко, 2000; Beiras et al., 2003; Choueri et al., 2009; Bellas et al., 2011). Подобные работы выполнялись в зал. Петра Великого в 2003 г., была показана возможность использования в экологическом мониторинге плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis*, обычного на песчаных грунтах в заливе (Журавель и др., 2006).

Предлагаемый в качестве объекта исследования плоский морской еж *S. mirabilis* хорошо изучен, широко распространен и чувствителен к воздействию природных и антропогенных факторов (Журавель и др., 2006; Кашенко, 2008, 2009); кроме того, он является весьма перспективным промысловым видом, природным источником пигмента эхинохрома, который обладает антиоксидантными свойствами и находит все более широкое применение в фармакологии и медицине (Кривошапко и др., 2009).

Целью настоящей работы было продолжение экотоксикологического мониторинга в зал. Петра Великого и выявление зависимости развития эмбрионов и личинок плоского морского ежа *S. mirabilis* от уровня загрязнения прибрежных вод.

Материалы и методы

Съемки проводили в июле 2007 и 2009 гг. в заливах Амурском и Находка, а также в юго-западной части зал. Петра Великого. Пробы воды отбирали из поверхностного слоя. Схема станций отбора проб воды приведена на рис. 1. Параллельно с помощью стандартных методов* определяли содержание в воде органических загрязняющих веществ (анионных поверхностно-активных веществ, фенолов, нефтяных углеводородов) и основные гидрохимические показатели (концентрацию растворенного кислорода, биохимическое потребление кислорода, содержание минерального и органического фосфора). Соленость воды определяли с помощью электросолемера ГМ-65М. Классы

* Руководство по методам химического анализа морских вод. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 208 с.; Руководство по химическому анализу морских вод. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 263 с.; Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. М.: ВНИРО, 1988. 119 с.

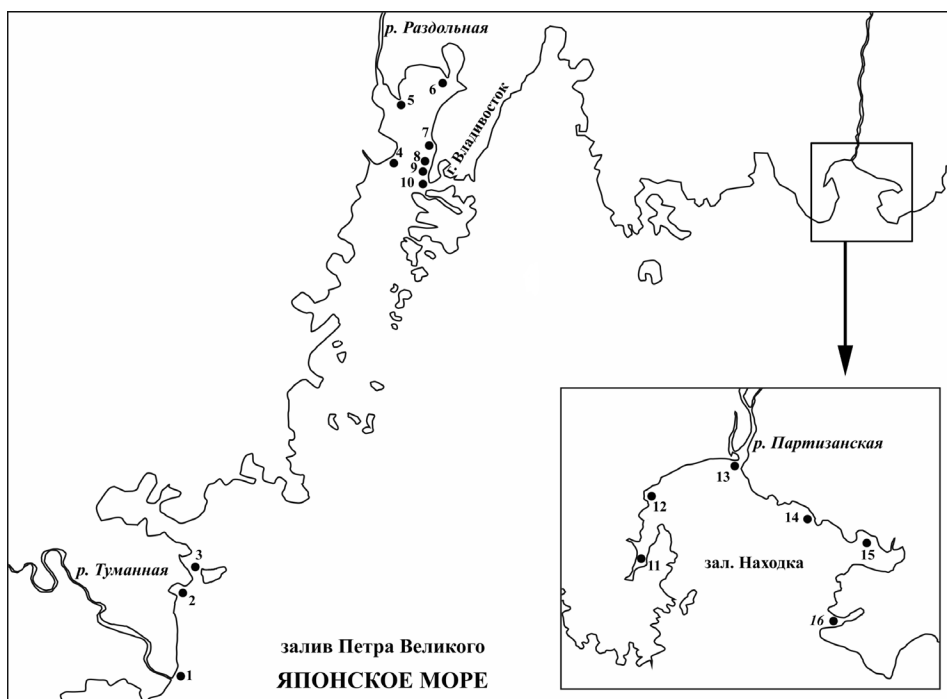


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб: 1 — приустье р. Туманной; 2 — бухта Сивучья; 3 — о. Фуругельма; 4 — п-ов Песчаный; 5 — о. Речной; 6 — п-ов Де-Фриза (мыс Тихий); 7 — Вторая Речка (бухта Кирпичного завода); 8 — Первая Речка; 9 — Спортивная Гавань; 10 — мыс Токаревского; 11 — кут бухты Находка; 12 — мыс Шефнера; 13 — приустье р. Партизанской; 14 — мыс Красный; 15 — бухта Врангеля (мыс Каменского); 16 — кут бухты Козьмина

Fig. 1. Scheme of sampling sites: 1 — Tumen River mouth; 2 — Sivuchya Bight; 3 — Furugelm Island; 4 — Peschany Peninsula; 5 — Rechnoy Island; 6 — De-Vries Peninsula (Cape Tikhy); 7 — Vtoraya Rechka River mouth; 8 — Pervaya Rechka River mouth; 9 — Sportivnaya Gavan' Bight; 10 — Cape Tokarevsky; 11 — Nakhodka Bay top; 12 — Cape Shefner; 13 — Partizanskaya/Suchan River mouth; 14 — Cape Krasny; 15 — Vrangeli Bay; 16 — Kozmin Bight

качества морских вод определяли по индексу загрязнённости (ИЗВ). ИЗВ рассчитывали по формуле $ИЗВ = \sum(C_i / ПДК_i) / N$, где C_i — концентрация компонента; N — число показателей, используемых для расчета индекса; $ПДК_i$ — установленная величина предельно допустимой концентрации вещества для соответствующего типа водного объекта*. Для расчета ИЗВ кроме перечисленных выше параметров использовали также данные о содержании в тестируемых водах аммонийного, нитратного, нитритного азота и перманганатной окисляемости.

Морских ежей *Scaphechinus mirabilis* собирали в бухте Средней зал. Восток на глубине 4,0–4,5 м. В контрольном опыте для выращивания личинок морского ежа использовали морскую воду из зал. Восток (район биостанции «Восток» Института биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН), которую отбирали с глубины 6 м 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 (в контроле)

* Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами. СПб.: НПО «Крисмас+», 1999. 229 с.

или тестируемой (в опыте) морской водой. Как яйцеклетки, так и сперматозоиды подвергали экспозиции в тестируемой воде в течение 1 ч. 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 обработанной спермы (конечное разведение составляло 40 000–60 000 раз), осуществляя оплодотворение.

Качество половых клеток предварительно проверяли с помощью пробного оплодотворения и последующего определения доли нормальных зигот. Яйцеклетки с уровнем оплодотворения ниже 95 % не использовали.

Подсчет нормальных и аномальных эмбрионов и личинок проводили на основных индикаторных стадиях: 1 — образование оболочка оплодотворения (30 с); 2 — первое деление дробления (90 мин); 3 — средняя бластула (8 ч); 4 — гастрюла (16 ч); 5 — ранний плутеус I стадии (26 ч); 6 — средний плутеус I стадии (48 ч). Опыты проводили в 4 повторностях, используя гаметы от 4 родительских пар. Качество эмбрионов, количество аномалий на всех стадиях развития, степень отставания развития и выживание личинок оценивали с помощью стереоскопического микроскопа Stemi 2000-C (Karl Zeiss). Для подсчета и фотографирования фиксировали часть зигот, эмбрионов и личинок 0,02 %-ным раствором глутаральдегида. Фотографии сделаны с помощью микроскопа с фотокамерой Aksio Imager A1 (Karl Zeiss).

Результаты экспериментов обрабатывали с помощью пакетов программ Excel и Statistica: определяли среднее арифметическое, стандартное отклонение, достоверность различий между выборками по критерию Стьюдента. Для выявления зависимости развития тест-организмов от гидрохимических параметров вычисляли коэффициент корреляции Спирмена по средним значениям экотоксикологических и гидрохимических показателей.

Результаты и их обсуждение

Значения гидрохимических показателей (табл. 1) и интегральный показатель ИЗВ (0,67–4,27 — рис. 2) свидетельствовали, что летом 2007 г. прибрежные воды зал. Петра Великого были загрязнены довольно умеренно.

Дефицит кислорода летом 2007 г. был выявлен лишь в кутовой части бухты Находка (ст. 11), высокий уровень содержания органических веществ (по биохимическому потреблению кислорода) — в районе устья Второй Речки (ст. 7). Повышенные концентрации фосфатов приурочены к приустьевым участкам рек (Туманная — ст. 1, Вторая Речка — ст. 7), а также к районам сброса сточных вод (ст. 6 и 11). Уровень со-

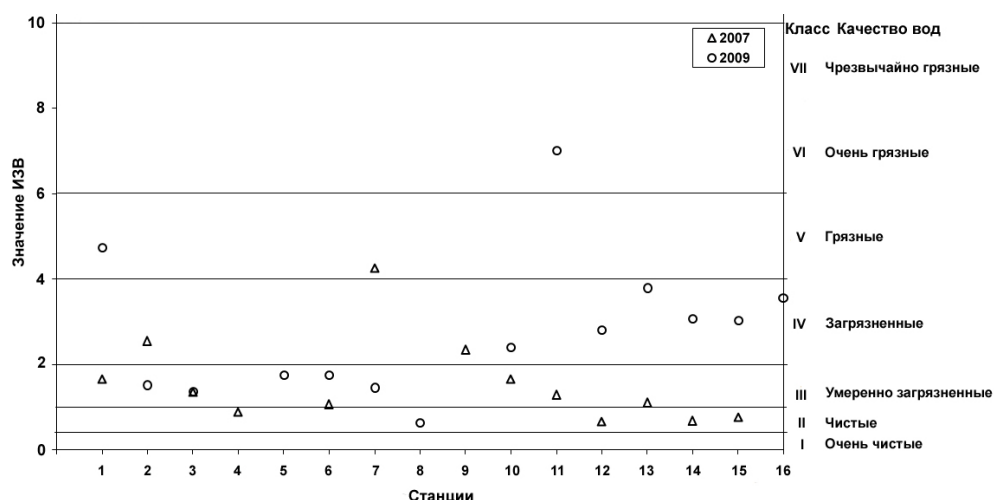


Рис. 2. Изменение интегрального показателя ИЗВ вод исследованных районов летом 2007 и 2009 гг.

Fig. 2. Variations of integrative Water Pollution Index in the surveyed areas in the summer of 2007 and 2009

Таблица 1

Гидрохимические показатели и содержание загрязняющих веществ в тестируемых водах (мин-макс)

Table 1

Chemical parameters and concentration of pollutants in the tested water (min-max)

Район	Год	Соленость, ‰	O ₂ , мг/л	БПК ₅ , мг/л	Р мин., мкг/л	Р орг., мкг/л	Фенолы, мкг/л	АПАВ, мкг/л	НУ, мкг/л
Юго-запад	2007	6,20–33,00	8,65–9,03	0,73–1,56	3–54	10–96	–	15–30	210–630
	2009	1,00–32,70	7,94–8,21	0,79–1,15	4–231	279–1418	4,00–16,00	16–93	70–520
Амурский залив	2007	23,70–29,90	4,06–8,41	0,50–3,92	11–360	21–142	–	73–197	70–580
	2009	25,40–34,90	7,59–8,27	1,32–2,44	3–72	75–382	0–10,00	9–78	170–630
Зал. Находка	2007	25,50–33,00	4,78–8,23	0,90–1,33	10–82	18–62	–	16–52	71–180
	2009	15,70–32,50	5,13–8,48	0,88–4,74	11–578	860–2485	4,00–8,60	14–60	110–600
ПДК для рыбохоз. водоемов		–	6,00	3,00	50	–	1,00	100	50

Примечание. БПК₅ — биохимия потребления O₂; АПАВ — анионные поверхностно-активные вещества; НУ — нефтяные углеводороды; «–» — нет данных.

держания анионных поверхностно-активных веществ, превышающий ПДК, был выявлен только у восточного побережья Амурского залива (ст. 6–9). Допустимый уровень содержания нефтяных углеводородов в воде был превышен на всех станциях. Сходная ситуация наблюдалась и летом 2009 г., но в отличие от 2007 г. содержание анионных поверхностно-активных веществ понизилось, повсеместно не достигая уровня ПДК. При этом сильно возросло количество растворенных в воде фосфатов. Вероятнее всего, это было связано с погодными условиями: в дни, предшествующие отбору проб, на юго-востоке Приморского края прошли интенсивные дожди (1,3–1,8 месячной нормы осадков в течение 2 сут), что вызвало подъем уровня воды в реках на 20–60 см (Васильев и др., 2009) и усиление берегового стока.

Воды приустьевой зоны р. Туманной по показателю ИЗВ были оценены как умеренно загрязненные и загрязненные (рис. 2). Однако в 2007 г. здесь сложилась наиболее неблагоприятная ситуация для выживания тест-организмов (рис. 3). В воде, отобранной с приустьевого участка (ст. 1), не произошло даже нормального оплодотворения, а в воде, отобранной из бухты Сивучей (ст. 2) и в районе о. Фуругельма (ст. 3), доли нормальных эмбрионов и личинок были достоверно ниже, чем в контроле. В 2009 г. в воде со ст. 2 и 3 развитие личинок достоверно не отличалось от контроля (рис. 3), тогда как в воде со ст. 1 по-прежнему отмечали нарушение процесса оплодотворения яйцеклеток и развития тест-организмов.

В Амурском заливе в 2007 г. наибольший уровень загрязнения наблюдался у побережья г. Владивосток на ст. 7, Вторая Речка (ИЗВ = 4,27; воды грязные — рис. 2) и ст. 9, Спортивная Гавань (ИЗВ = 2,35; воды загрязненные). При биотестировании здесь же наблюдался низкий уровень оплодотворения. В результате доля оплодотворения яйцеклеток в пробах с этих станций составила соответственно 13 и 14 %, однако если в воде со ст. 7 развитие эмбрионов прекратилось уже на первой стадии, то в воде со ст. 9 незначительное количество эмбрионов достигло личиночной стадии (рис. 3). В воде с более низким уровнем загрязнения — из района п-ова Песчаного и мыса Токаревского (ст. 4 и 10) — по сравнению с контролем достоверно снизилась доля оплодотворенных яйцеклеток, а в воде из окрестностей п-ова

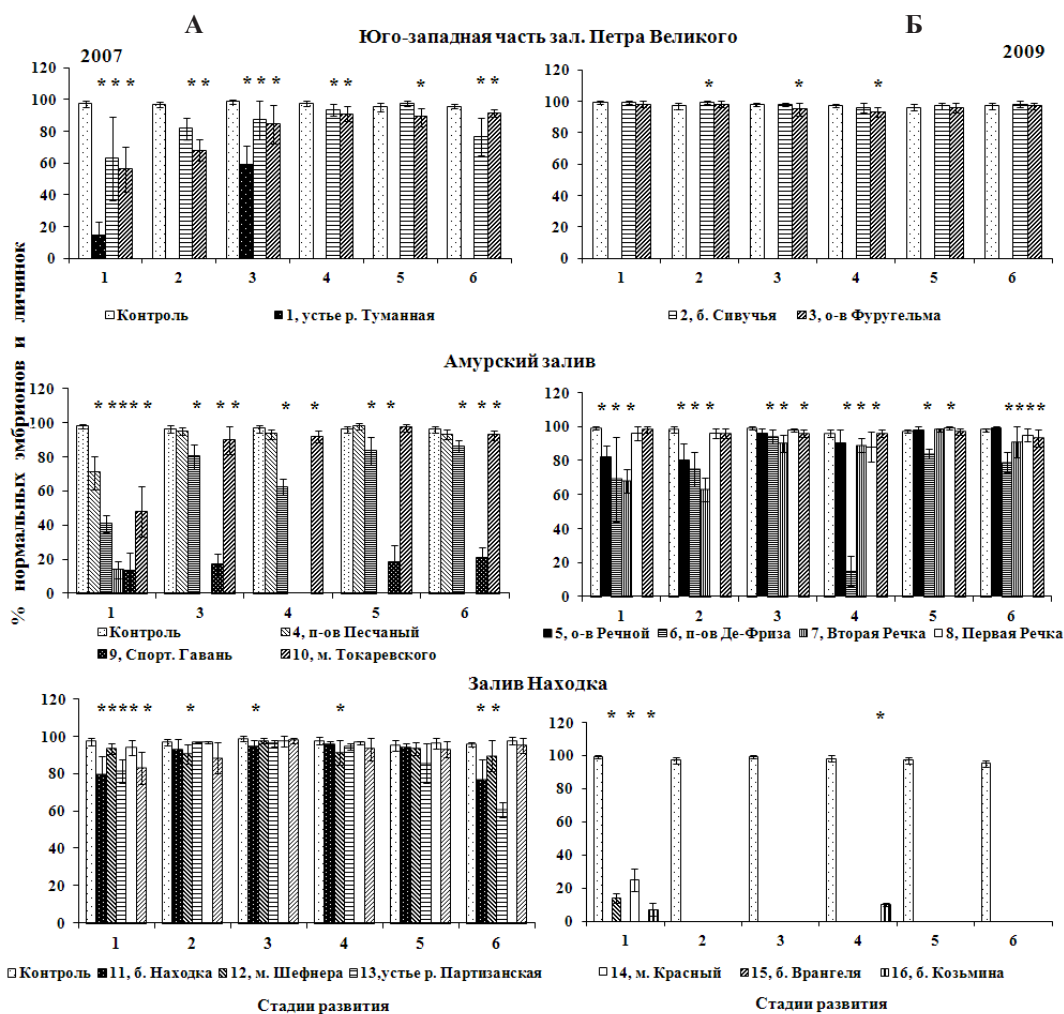


Рис. 3. Результаты тестирования вод в 2007 (А) и 2009 гг. (Б) (среднее $\pm$ станд. откл., $n = 16$). * — отличие от контроля достоверно при $p \leq 0,05$. Стадии развития: 1 — оплодотворение; 2 — первое деление дробления; 3 — бластула; 4 — гастрюла; 5 — ранний плутеус I стадии; 6 — средний плутеус I стадии

Fig. 3. Results of bioassay in 2007 (А) and 2009 (Б) (mean $\pm$ st. dev., $n = 16$). * — statistically significant difference from the control sample ($p \leq 0.05$). Stages of development: 1 — fertilization; 2 — first cleavage; 3 — blastula; 4 — gastrula; 5 — 2-armed pluteus; 6 — 4-armed pluteus

Де-Фриза (ст. 6) нормально оплодотворились лишь 40 % яйцеклеток и отклонения в развитии эмбрионов и личинок наблюдались на всех стадиях.

В 2009 г. уровень загрязнения вод Амурского залива значительно понизился (см. рис. 2), качество вод варьировало от чистых до умеренно загрязненных. Однако по-прежнему наблюдалось нарушение раннего развития *S. mirabilis* (рис. 3), хотя доля нормальных эмбрионов и личинок оказалась значительно выше, чем в 2007 г.

В зал. Находка в 2007 г. уровень загрязнения воды был наименьшим из трех обследованных районов. Влияние воды из приустья р. Партизанской (ст. 13) в наибольшей степени сказалось на состоянии эмбрионов и личинок *S. mirabilis* на стадии формирования оболочки оплодотворения и особенно среднего плутеуса I стадии. Хуже всего шло развитие *S. mirabilis* в воде со ст. 11 и 12 — кут бухты Находка (причал Приморского судоремонтного завода ПСРЗ) и мыс Шефнера.

Однако в 2009 г. уровень загрязнения зал. Находка резко возрос, показатель ИЗВ варьировал от 2,82 (воды загрязненные) в районе мыса Шефнера до 7,03 (воды очень

грязные) в куту бухты Находка (см. рис. 2). При проведении биотеста произошло лишь единичное оплодотворение яйцеклеток в воде со ст. 12, 14 и 16, дальнейшее развитие эмбрионов полностью подавлялось.

Для прибрежных районов зал. Петра Великого особенно актуально загрязнение органическими веществами и биогенными элементами (Ващенко, 2000; Галышева, 2009). Напротив, содержание растворенных токсичных металлов в прибрежных водах зал. Петра Великого не столь высоко и практически не отличается от фонового, за исключением участков явного антропогенного привноса (бухты Десантная, Горноста́й, Находка, кутовые части Амурского и Уссурийского заливов) (Шулькин, 2004).

При сравнении данных, приведённых в табл. 1 и 2, видно, что летом 2007 и 2009 гг. содержание загрязняющих веществ в водах зал. Петра Великого было ниже, чем экспериментально установленные концентрации токсикантов, оказывающие воздействие на морских ежей. Однако даже в таких концентрациях совместное воздействие загрязняющих веществ могло привести к нарушению и замедлению раннего развития *S. mirabilis*, что косвенно подтверждается достоверной отрицательной корреляцией между показателем ИЗВ и долей нормально развивающихся эмбрионов и личинок (табл. 3). Следовательно, можно заключить, что реакция *S. mirabilis* с высокой степенью достоверности отражает уровень загрязнения прибрежных морских вод.

Аномалии, выявленные у эмбрионов и личинок при тестировании качества природных вод, оказались неспецифическими; сходные нарушения развития (низкая доля оплодотворения, асинхронность и торможение развития, появление уродливых личинок) отмечены в пробах воды из разных районов зал. Петра Великого (рис. 4).

Во многих экспериментах показано, что в наибольшей степени раннее развитие морских ежей подавляется пониженной соленостью воды (Riveros et al., 1996; Бекова и др., 2004; Журавель и др., 2006). Особенно ясно это проявилось в приустьевой зоне р. Туманной — крупнейшей реки южного Приморья. В 2007 г. здесь наблюдались значительное опреснение (см. табл. 1) и крайне низкая доля нормально развивающихся эмбрионов и личинок. Нами выявлена достоверная положительная корреляция между значениями солености отобранной воды и количеством нормально развивающихся в ней эмбрионов и личинок *S. mirabilis* (табл. 3).

В 2007 г. наиболее неблагоприятная ситуация для развития *S. mirabilis* наблюдалась в Амурском заливе (рис. 3). Загрязняющие вещества, растворенные в воде, отобранной с некоторых станций, препятствовали даже оплодотворению *S. mirabilis*. В конце 1980-х и начале 2000-х гг. здесь были выявлены смещение сроков нереста морских ежей *Strongylocentrotus intermedius* (в районе ст. 8 и 9) (Ващенко и др., 2005), нарушение их репродуктивной функции, появление интерсексуальных особей *S. intermedius*, гермафродитов у побережья г. Владивосток (Ващенко и др., 2006). О неблагоприятной ситуации в кутовой и восточной частях Амурского залива свидетельствует сокращение видового состава и численности мизид в 2004 г. по сравнению с данными исследований, проведенных в 1980-е гг., а также высокий уровень смертности мизид при биотестировании вод у дельфинария в районе Спортивной Гавани (Черкашин, Вейдеман, 2005). Однако к 2007–2008 гг. ситуация стабилизировалась, и в загрязненных районах Амурского залива вновь стал выявляться индикаторный вид мизид *Paracanthomysis* sp. (Лукьянова и др., 2012).

В 2009 г. наихудшая ситуация для развития *S. mirabilis* была выявлена в зал. Находка. Ранее биотестирование воды позволило обнаружить негативное воздействие воды из зал. Находка, особенно из бухты Находка, на различных гидробионтов. Исследования видового состава и структуры популяций мизид в зал. Находка показали, что они встречаются лишь в очень небольших количествах, а в бухте Находка вообще отсутствуют, что подтверждает неблагоприятную ситуацию в этом районе (Черкашин, Вейдеман, 2005). Также было показано нарушение раннего развития морских ежей *Strongylocentrotus intermedius* (Кащенко, 2000) и *S. mirabilis* (Журавель и др., 2006, 2009), мидии *Mytilus edulis* (Наумов, Найденко, 1997) в воде из зал. Находка, в особенности из бухты Находка. Однако в 2009 г. содержащиеся в морской воде токсиканты

полностью подавляли развитие эмбрионов и личинок плоского морского ежа *S. mirabilis* (рис. 3). Вероятно, это связано с тем, что в период отбора проб над акваторией зал. Петра Великого прошли ливневые дожди, вызвавшие опреснение в поверхностном слое, увеличение перемешивания вод и усиление берегового стока, что проявилось в резком росте содержания органического фосфора; особенно значительным было это повышение именно в зал. Находка (см. табл. 1). По-видимому, такая экстремальная погодная ситуация в июле 2009 г. привела к значительному возрастанию уровня загрязнения, повышению количества биодоступных форм поллютантов и полному прекращению развития *S. mirabilis* в тестируемых водах из зал. Находка.

Сравнение результатов биотестирования вод зал. Петра Великого в 2007 и 2009 гг. подтверждает общую тенденцию стабилизации экологической обстановки в связи со снижением антропогенного воздействия в результате спада промышленного производства (Лукьянова и др., 2012). 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 (Нигматулина, 2008; Галышева, 2009). Однако на побережье зал. Находка не только активно функционируют уже существовавшие порты, но и вводятся в строй новые (например, нефтепорт в бухте Козьмина). Продолжается строительство контейнерных терминалов и угольных причалов в бухте Врангеля, что наносит ощутимый ущерб биоресурсам (Огородникова, 2012). В отдельных частях залива с интенсивной антропогенной нагрузкой выявлено повышенное по сравнению с фоновыми районами содержание нефтяных углеводородов в воде и тяжелых металлов в органах мидий (Нигматулина и др., 2011). Негативное воздействие антропогенной нагрузки на биоту залива усиливается при неблагоприятных природных условиях, например в результате опреснения вод приустьевых участков рек или поверхностного слоя морских вод после интенсивных дождей. Соответственно, если в 2003 г. раннее развитие *S. mirabilis* на большей части станций в зал. Находка незначительно отличалось от контроля (Журавель и др., 2006), то в 2007 г. и особенно в 2009 г. повсеместно проявлялись ингибирование развития и нарушение морфологии эмбрионов и личинок.

Таким образом, биотестирование воды с применением эмбрионов и личинок морского ежа достоверно отражает негативные изменения в состоянии водной среды, что подтверждает необходимость

Таблица 2

Table 2

Эффективные концентрации загрязняющих веществ для эмбрионов и личинок различных видов морских ежей

Levels of pollutant concentration effective for early development of certain species of sea urchins and sand dollars

Загрязняющее вещество	Вид	Концентрация, мкг/л	Показатель	Источник данных
Фенол	<i>Scaphechinus mirabilis</i>	40	LOEC*	Недоросткова, 2001
АПАВ (додецилсульфат натрия)	<i>Scaphechinus mirabilis</i>	1000	LOEC EC ₅₀ (48)	Бекова и др., 2004
	<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	1000		Kobayashi, 1981
	<i>Paracentrotus lividus</i>	3200–4280		Bellas et al., 2005; Mariani et al., 2006
НУ (дизельное топливо)	<i>Strongylocentrotus intermedius</i>	40–300	LOEC EC ₅₀ (48)	Вашенко, 1980
	<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	3390		Lu et al., 2008

* LOEC — минимальная эффективная концентрация.

Таблица 3

Значения коэффициента корреляции Спирмена между средними показателями солености, концентраций загрязняющих веществ в воде и количеством нормально развивающихся эмбрионов и личинок (n = 14)

Table 3

Spearman correlation coefficients between the mean levels of environmental factors and the percentage of normal developing embryos and larvae (n = 14)

Стадия развития	Год	Гидрохимические показатели					
		Соленость	НУ	БПК ₅	АПАВ	Фенол	ИЗВ
Образование оболочки оплодотворения	2007	0,54	-0,68*	-0,48	-0,59*	—	-0,81*
	2009	0,61*	-0,12	0,11	-0,48	-0,04	-0,81*
Средний плутеус I стадии	2007	0,58*	-0,68*	-0,43	-0,42	—	-0,71*
	2009	0,39	-0,29	0,14	-0,28	-0,19	-0,82*

Примечания. * Корреляция достоверна при $p \leq 0,05$; «—» — нет данных.

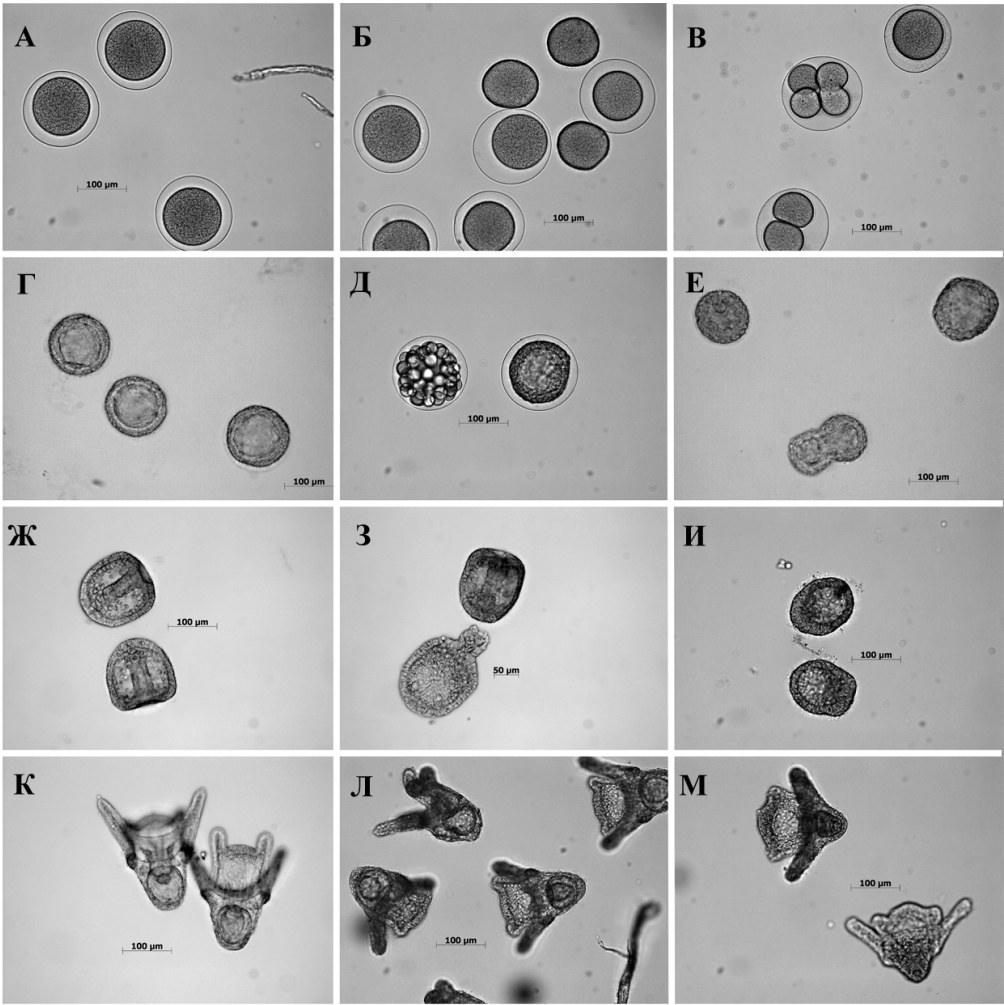


Рис. 4. Эмбриональное и личиночное развитие плоского морского ежа *S. mirabilis* в тестируемой воде: А — оплодотворение в контроле; Б — оплодотворение в тестируемой воде; В — асинхронное дробление в тестируемой воде; Г — бластулы в контроле; Д, Е — бластулы в тестируемой воде; Ж — гастролы в контроле; З, И — гастролы в тестируемой воде; К — средние плутеусы в контроле; Л, М — средние плутеусы в тестируемой воде

Fig. 4. Embryonic and larval development of *S. mirabilis* in the tested water: A fertilization in control; Б — fertilization in bioassay; В — asynchronous first cleavage in bioassay; Г — blastula in control; Д, Е — blastula in bioassay; Ж — gastrula in control; З, И — gastrula in bioassay; К — 4-armed pluteus in control; Л, М — 4-armed pluteus in bioassay

продолжения как гидрохимического, так и экотоксикологического мониторинга в зал. Петра Великого.

Авторы выражают благодарность сотруднику ИБМ ДВО РАН к.б.н. Н.И. Григорьевой за определение солености воды, сотруднику ТИНРО-центра к.б.н. А.П. Черняеву за определение в воде нефтяных углеводородов и доценту ДВФУ к.г.н. Т.Н. Токарчук за анализ воды на содержание фенолов и различных форм азота.

Список литературы

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.

Бузников Г.Н., Подмарев В.К. Морские ежи *Strongylocentrotus drobachiensis*, *S. nudus*, *S. intermedius* // Объекты биологии развития. — М. : Наука, 1975. — С. 179–216.

Васильев Е.В., Голубев А.Д., Найтшуллер М.Г. Аномальные гидрометеорологические явления на территории Российской Федерации в июле 2009 г. // Метеорол. и гидрол. — 2009. — № 10. — С. 109–117.

Вашенко М.А. Влияние водорастворимых углеводородов легкого дизельного топлива на развитие половых клеток и качество потомства морского ежа *Strongylocentrotus nudus* // Биол. моря. — 1980. — № 4. — С. 68–73.

Вашенко М.А. Загрязнение залива Петра Великого Японского моря и его биологические последствия // Биол. моря. — 2000. — Т. 26, № 3. — С. 149–159.

Вашенко М.А., Альмяшова Т.Н., Жадан П.М. Многолетняя и сезонная динамика состояния гонад морского ежа *Strongylocentrotus intermedius*, обитающего в условиях антропогенного загрязнения (Амурский залив Японского моря) // Вестн. ДВО РАН. — 2005. — № 1. — С. 32–42.

Вашенко М.А., Жадан П.М., Альмяшова Т.Н. Состояние репродуктивной функции донных беспозвоночных животных в условиях хронического антропогенного загрязнения (Амурский залив Японского моря) // Экологические проблемы использования прибрежных морских акваторий : мат-лы Междунар. науч.-практ. конф. — Владивосток : ДВГУ, 2006. — С. 36–40.

Галышева Ю.А. Биологические последствия органического загрязнения прибрежных морских экосистем российской части Японского моря // Изв. ТИНРО. — 2009. — Т. 158. — С. 209–227.

Журавель Е.В., Маркина Ж.В., Подгурская О.А. Оценка загрязнения поверхностных вод залива Находка (залив Петра Великого, Японское море) методом биотестирования // Проблемы регион. 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 // Биол. моря. — 2006. — Т. 32, № 3. — С. 188–196.

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.

Кривошапко О.Н., Попов А.М., Артюков А.А. Применение биоантиоксидантов при нарушениях липидного и углеводного обменов // Здоровье. Медицинская экология. Наука. — 2009. — № 4–5. — С. 86–89.

Лукьянова О.Н., Черкашин С.А., Симоконов М.В. Обзор современного экологического состояния залива Петра Великого (2000–2010 гг.) // Вестн. ДВО РАН. — 2012. — № 2. — С. 55–63.

Наумов Ю.А., Найденов Т.Х. Экологическое состояние залива Находка // Изв. ТИНРО. — 1997. — Т. 122. — С. 524–537.

Недоросткова И.Г. Фенолы в водах зал. Петра Великого и их влияние на морскую биоту : автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Владивосток : ДВГУ, 2001. — 24 с.

Нигматулина Л.В. Сравнительная оценка поступления загрязняющих веществ со сточными водами на акваторию Амурского и Уссурийского заливов (Японское море) // Современное состояние водных биоресурсов : мат-лы науч. конф., посвящ. 70-летию С.М. Коновалова. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2008. — С. 595–600.

Нигматулина Л.В., Кикү Д.П., Черняев А.П. Оценка воздействия антропогенной деятельности на залив Находка (залив Петра Великого, Японское море) // Изв. ТИНРО. — 2011. — Т. 166. — С. 219–230.

Огородникова А.А. Интегральные индикаторы воздействия гидротехнического строительства на биоресурсы залива Находка (залив Петра Великого, Японское море) // Вестн. ДВО РАН. — 2012. — № 2. — С. 71–78.

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

Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопр. рыб-ва. — 2005. — Т. 6, № 4. — С. 637–652.

Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий : монография. — Владивосток : Дальнаука, 2004. — 279 с.

Beiras R., Fernandez N., Bellas J. et al. Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediment chemistry, mussel bioaccumulation, and embryo-larval toxicity bioassays // Chemosphere. — 2003. — Vol. 52. — P. 1209–1224.

Bellas J., Beiras R., Marino-Balsa J.C., Fernandez N. Toxicity of organic compounds to marine invertebrate embryos and larvae: a comparison between the sea urchin embryogenesis bioassay and alternative test species // Ecotoxicology. — 2005. — Vol. 14, № 3. — P. 337–353.

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.

Choueri R.B., Cesar A., Torres R.J. et al. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil // Ecotoxicology and Environmental Safety. — 2009. — Vol. 72. — P. 1824–1831.

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.

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* // J. of Dalian Maritime University. — 2008. — Vol. 34, № 2. — P. 24–27.

Mariani L., De Pascale D., Faraponova O. et al. The use of test battery in marine ecotoxicology: the acute toxicity of sodium dodecyl sulfate // Environmental Toxicology. — 2006. — Vol. 21, № 4. — P. 373–379.

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. Prog. Ser. — 1996. — Vol. 134. — P. 159–169.

Поступила в редакцию 12.03.14 г.