

УДК 593.952:591.46

НАРУШЕНИЕ РАЗВИТИЯ ПОТОМСТВА МОРСКОГО ЕЖА КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ

© 2003 г. М. А. Ващенко*, П. М. Жадан**

*Институт биологии моря ДВО РАН
690041 Владивосток, ул. Пальчевского, 17

**Тихоокеанский океанологический институт ДВО РАН
690041 Владивосток, ул. Балтийская, 43

Поступила в редакцию 28.11.2002 г.

Исследовано развитие потомства морских ежей *Strongylocentrotus intermedius*, собранных в сентябре 1999 г. на шести станциях в зал. Петра Великого Японского моря. Не обнаружено достоверных различий между выборками по количеству аномалий на самых ранних стадиях эмбриогенеза – оплодотворения и первого деления дробления. Доля нормальных зародышей и личинок на стадиях бластулы, гастрюлы и плутеуса в потомстве морских ежей из “пригородной” зоны была на 30–60% ниже. Обсуждаются связь выявленного нарушения репродуктивной функции морского ежа с уровнем загрязнения экосистемы Амурского залива тяжелыми металлами и полезность различных показателей качества потомства морского ежа с точки зрения биоиндикации.

Ключевые слова: эмбриогенез, биомониторинг, биоиндикаторы, биомаркеры, тяжелые металлы.

Загрязнение морской среды является существенным экологическим фактором, влияющим на жизнедеятельность биологических систем на разных уровнях их организации. Изучение особенностей функционирования, болезней и патологии водных организмов, обитающих в хронически загрязненной среде, – одна из актуальных проблем экологии. Донные виды беспозвоночных и рыб вызывают наиболее пристальное внимание вследствие их широкого распространения, важной роли в прибрежных биоценозах и большой коммерческой ценности. Информация о состоянии здоровья этих животных очень важна для оценки экологической ситуации в акваториях, подвергнутых антропогенному воздействию. В настоящее время экологи осознают, что методами физико-химического мониторинга невозможно определить в полной мере концентрации всего спектра веществ в компонентах морской среды, изучить процессы их трансформации, переноса и накопления, а тем более предсказать экологические последствия загрязнения. Для выявления наличия и определения степени воздействия антропогенного загрязнения разрабатываются методы биоиндикации, позволяющие судить о характере и силе влияния загрязнения по ответным реакциям самих биологических систем, и методы биомониторинга, с помощью которых контролируют экологическую ситуацию в морских прибрежных водах, состояние здоровья отдельных организмов, их популяций и прибрежных экосистем в целом.

Амурский залив – один из заливов второго порядка зал. Петра Великого, побережье которого является наиболее освоенным районом Приморского края. Экономическое развитие района не сопровождалось строительством достаточно мощных и эффективных очистных сооружений, что привело в результате к использованию вод залива в качестве приемника неочищенных стоков. Основные источники загрязнения Амурского залива – это промышленные и муниципальные сточные воды г. Владивостока и его пригородов, морской транспорт, сельскохозяйственные стоки, неочищенные сточные воды г. Уссурийска, попадающие в залив с водами р. Раздольной, а также поступление загрязнителей через атмосферу и с осадками (Tkalin et al., 1993; Огородникова, 2001). По данным физико-химического мониторинга 1980-х–1990-х гг., Амурский залив, особенно его прилегающая к г. Владивостоку прибрежная зона, является одним из наиболее загрязненных районов зал. Петра Великого (см. обзор: Ващенко, 2000). Донные осадки Амурского залива содержат значительные концентрации тяжелых металлов (ТМ), углеводородов нефти (НУ) и хлорированных углеводородов (ДДТ, гексахлорциклогексан). На многих станциях содержание этих загрязняющих веществ в осадках превышает значения, при которых, как следует из результатов анализа данных многочисленных экспериментальных и полевых исследований, в 20–30% случаев наблюдаются различные негативные биологические эффекты (Long et al., 1995).

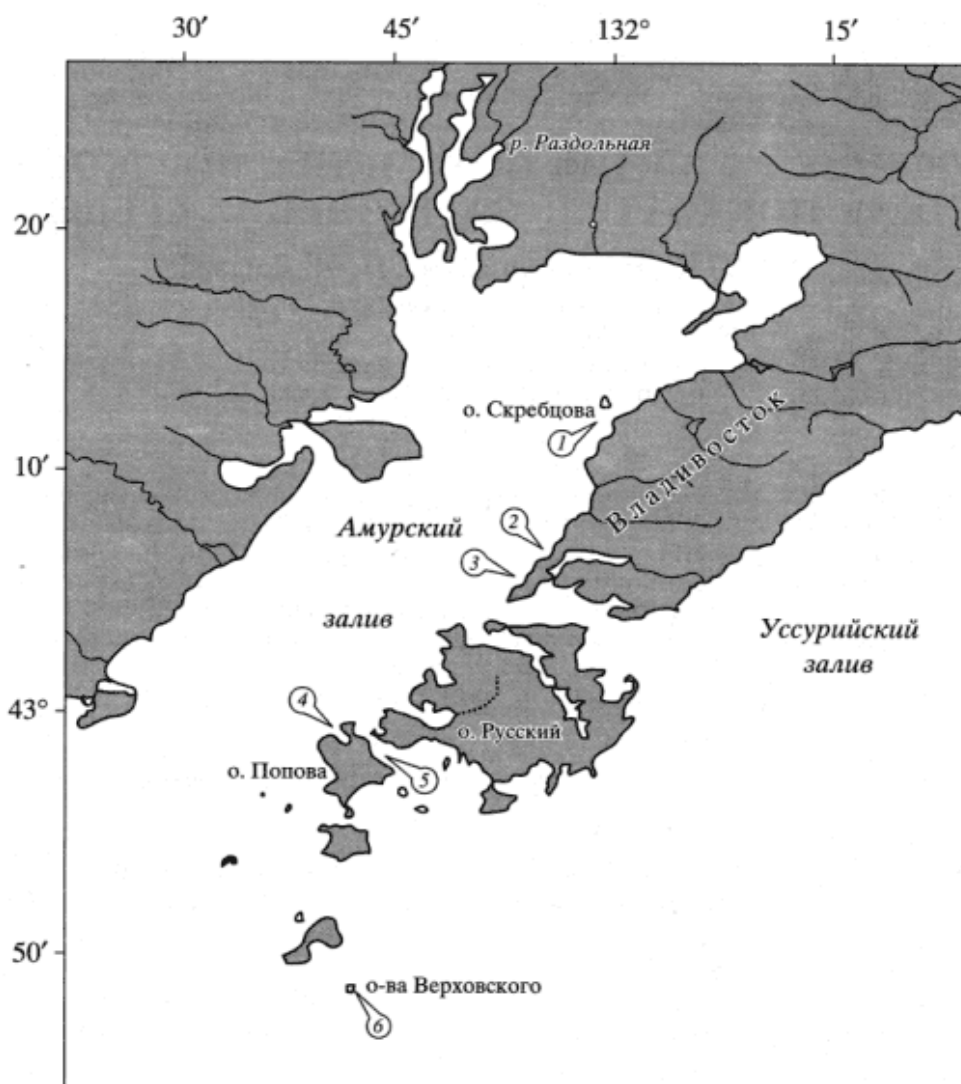


Рис. 1. Расположение станций в зал. Петра Великого Японского моря:

1 – о-в Скребцова, 2 – Спортивная гавань, 3 – м. Токаревского, 4 – б. Алексева, 5 – прол. Старка, 6 – о-ва Верховского.

В 1984 г. мы начали исследование состояния репродуктивной функции морского ежа *Strongylocentrotus intermedius*, обитающего в загрязненных и относительно чистых районах зал. Петра Великого (Японское море), по ряду показателей: гонадный индекс, степень зрелости половых желез, гистологическая характеристика гонад, развитие потомства. Исследования 1984, 1985 и 1989 гг. показали, что морские ежи, обитающие в Амурском заливе вблизи г. Владивостока, не способны давать полноценное потомство из-за низкого качества продуцируемых ими половых клеток (Ващенко и др., 1993, 1994; Ващенко, Жадан, 1995). Был сделан вывод о том, что состояние репродуктивной функции морских ежей можно использовать в качестве биологического индикатора при оценке экологической ситуации в прибрежной морской зоне, подвергнутой антропогенному воздействию. Морской еж *S. intermedius* как массовый, относительно малоподвижный и

чувствительный к загрязнению вид макробентоса был рекомендован в качестве вида-индикатора для осуществления биомониторинга Амурского залива. В 1997 и 1999 гг. мы повторно исследовали состояние репродуктивной функции морского ежа *S. intermedius* с целью оценки динамики экологической ситуации в Амурском заливе. Результаты анализа состояния гонад опубликованы ранее (Ващенко и др., 2001, 2002); в настоящей работе приведены результаты исследования развития потомства.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Морских ежей отбирали на 6 станциях (30–40 экз. с каждой) в сентябре 1999 г. (рис. 1): станции 1–3 расположены в Амурском заливе вблизи г. Владивостока, станции 4 и 5 – в открытой (островной) части залива, станция 6 (контрольная) – за пределами залива. Станция 5 введена дополни-

тельно к "островным", на которых отбирали ежей в 1980-е гг. Она находится на таком же расстоянии от основных источников загрязнения, как и станция 4, но располагается в проливе между островами Попова и Русский и отличается более сильной гидродинамикой.

Опыты проводили в лаборатории Морской экспериментальной станции Тихоокеанского океанологического института ДВО РАН (о-в Попова). Чтобы избежать спонтанного нереста и в целях лучшей сохранности животных, их доставляли в лабораторию в контейнерах со льдом, без воды, по методу Г.А. Бузникова и В.К. Подмарева (1975).

Нерест стимулировали введением в полость животных 1 мл 0.5 М раствора KCl. Из каждой выборки было отобрано по 5 наиболее плодовитых самок. Яйцеклетки промывали дважды профильтрованной морской водой и пропускали через мельничной газ (размер ячеек 100 × 100 мкм). Сперму отбирали пипеткой из надрезанного семенника (от 5–7 самцов из каждой выборки) и хранили в холодильнике при 5°C. Непосредственно перед экспериментом брали один образец с наиболее подвижными сперматозоидами (подвижность спермиев после их активации в морской воде оценивали визуально с помощью светового микроскопа).

Во всех опытах использована природная морская вода соленостью около 31‰, отобранная вблизи о-ва Попова и профильтрованная через бумажный фильтр. Осеменение яйцеклеток и культивирование эмбрионов и личинок проводили при температуре около 20°C. Объем инкубационной среды – 200 мл, плотность яйцеклеток – 50 клеток/мл, конечное разведение спермы – 40000 раз. Развитие потомства каждой самки до стадии раннего плутеуса (48 ч) прослеживали отдельно, в двух повторностях. На стадиях оплодотворения, первого деления дробления, средней бластулы, поздней гастролы и раннего плутеуса (через 5 мин, 90 мин, 8 ч, 22 ч и 48 ч после осеменения соответственно) часть личинок фиксировали раствором глутаральдегида на морской воде (конечная концентрация 0.02%). Определяли долю (%) морфологически нормальных зародышей и личинок из 100 экз. на каждую повторность. Таким образом, объем выборки для каждой станции составил 1000 экз. Определяли среднее значение и ошибку среднего для каждой выборки, а также достоверность различий между выборками по критерию Стьюдента.

Стадии развития устанавливали по таблицам Г.А. Бузникова и В.К. Подмарева (1975). Вслед за О.М. Ивановой-Казас (1995) стадии развития, протекающие в оболочке оплодотворения, мы называем эмбриональными, а личиночным (постэмбриональным) называем развитие морского ежа с того момента, когда ресничная бластула

Доля нормальных эмбрионов, %

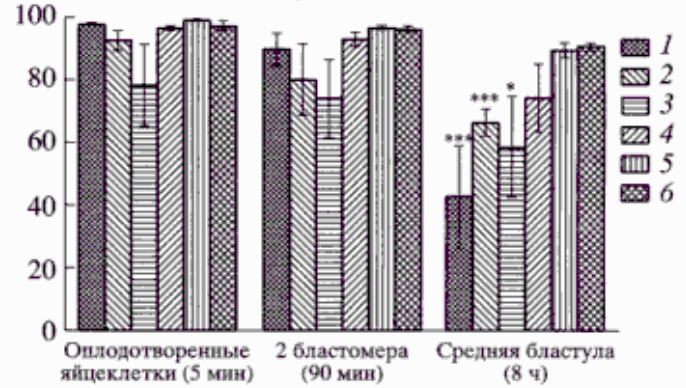


Рис. 2. Доля нормальных эмбрионов (%) в потомстве морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* из разных районов зал. Петра Великого (Японское море).

1–6 – станции (см. рис. 1). Различия достоверны при * $P < 0.05$, *** $P < 0.001$ (по сравнению со значениями на станции 6).

выходит из оболочки оплодотворения. Аномалии развития (неравномерно дробящиеся эмбрионы, мезенхимная бластула, экзогастрола, уродливые плутеусы и др.) описаны ранее (Ващенко и др., 1995). Следует отметить, что в число нормальных личинок на стадии "поздняя гастрола" были включены только личинки с полностью сформированным архентероном.

Для анализа динамики первого деления дробления яйцеклетки (от каждой самки отдельно) были помещены в стеклянные чашки Петри монослоем и осеменены спермой от одного самца. Начиная с момента появления первых двухклеточных зародышей часть эмбрионов переносили в ячейку иммунологического планшета, в которую предварительно было внесено 20 мкл глутаральдегида. Эту процедуру повторяли с интервалом 2 мин в течение 14–18 мин. Подсчитывали процент разделившихся зигот на каждый момент фиксации, и по средним значениям строили кинетические кривые первого деления дробления для каждой выборки морских ежей. Достоверность различий при анализе кинетических кривых определяли по парному критерию Стьюдента.

РЕЗУЛЬТАТЫ

На самых ранних стадиях эмбриогенеза – оплодотворения и первого деления дробления – наименьшая доля нормальных эмбрионов отмечена в потомстве морских ежей со станции 3, однако статистически достоверных различий между выборками не обнаружено (рис. 2). Тем не менее различия в качестве половых клеток у животных из разных районов залива были выявлены в ходе анализа динамики первого деления дробления, который показал достоверную ($P < 0.01$) затормо-

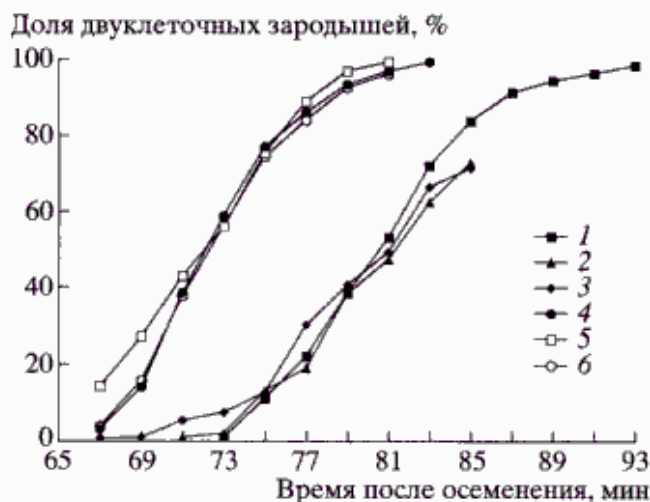


Рис. 3. Динамика первого деления дробления оплодотворенных яйцеклеток морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* из разных районов зал. Петра Великого (Японское море).
1–6 – станции (см. рис. 1).

женность этого процесса у морских ежей с “пригородных” станций 1–3 (рис. 3).

На стадии средней бластулы доля нормальных зародышей в потомстве морских ежей со станций 1–3 была достоверно ниже (на 30–60%), чем у ежей из открытой части залива (см. рис. 2). Большую часть аномалий представляли толсто-стенные бластулы с плохо выраженным blastocelom и разноразмерными blastomeres. На стадии поздней гастролы четко проявилась заторможенность развития потомства морских ежей со станций 1–3: доля морфологически нормальных личинок с полностью сформированной первичной кишкой была на 45–50% ниже, чем в потомстве ежей со станций 5 и 6 (рис. 4). Не столь значительное, но достоверное торможение развития наблюдали также у личинок, полученных от морских ежей со станции 4. Для потомства морских ежей со станций 1–3 были характерны вариации размеров личинок и наличие значительного количества аномалий, главным образом мезенхимных бластул: 12,5, 11,3 и 27,3% соответственно против 0,8–1,5% аномалий в потомстве животных с “островных” станций 4–6. На стадии раннего плутеуса картина существенно не изменилась: доля нормальных личинок в потомстве морских ежей с “пригородных” станций 1–3 и “островной” станции 4 была на 20–50% ниже, чем в потомстве ежей со станций 5 и 6. Максимальным количеством аномалий (около 55%) характеризовалось развитие личинок морских ежей, обитающих у о-ва Скребцова (станция 1), минимальным (около 1%) – развитие потомства ежей из прол. Старка (станция 5).

Аномалии развития были в основном связаны с нарушением строения скелета личинок (расхож-



Рис. 4. Доля нормальных личинок в потомстве морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* из разных районов зал. Петра Великого (Японское море). 1–6 – станции (см. рис. 1). Различия достоверны при: * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$ (по сравнению со значениями на станции 6).

дение булав базальных игл), а также с сильным недоразвитием (появление личинок меньших размеров, без выраженных личиночных рук, с темным, слабо дифференцированным кишечником). Доля аномальных плутеусов в потомстве морских ежей со станций 1, 2 и 3 составила 52, 26,5 и 23,3% соответственно. Следует отметить, что в потомстве животных со станции 3 наблюдали большое количество (20,8%) аномалий ранних стадий развития – мезенхимных бластул, тогда как на других станциях их число составляло от 0 (станция 5) до 2,5% (станции 1 и 2).

ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные результаты показали, что развитие потомства морского ежа *S. intermedius*, обитающего на трех станциях в прибрежной зоне Амурского залива вблизи г. Владивостока, в 1999 г. характеризовалось значительными отклонениями от нормы – заторможенностью и появлением большого количества аномалий. Такие же явления мы наблюдали в раннем развитии личинок морских ежей, собранных на этих же станциях в 1985 и 1989 гг. (Ващенко и др., 1994). Наблюдения за дальнейшим развитием личинок – от плутеуса I стадии до плутеуса III стадии – показали, что развитие потомства морских ежей со станций 1–3 сопровождалось появлением огромного числа аномалий, угнетением роста личинок и не приводило к формированию полноценных плутеусов III стадии, способных к осуществлению метаморфоза. Для потомства морских ежей с одной из “островных” станций (4) также были характерны некоторая заторможенность развития, появление большого числа аномалий и замедление роста

(плутеусы III стадии были в среднем на 80 мкм короче личинок ежей со станции 6).

Нарушение развития потомства морского ежа *S. intermedius*, массового представителя бентоса в Амурском заливе, свидетельствует о неблагоприятной экологической ситуации в прилегающей к г. Владивостоку прибрежной зоне залива. Основным негативным экологическим фактором в Амурском заливе является загрязнение среды (см. обзор: Ващенко, 2000). Из всего многообразия загрязняющих веществ, попадающих в морскую среду с промышленными, сельскохозяйственными и муниципальными сточными водами, тяжелые металлы и хлорированные углеводороды представляют наибольшую опасность как потенциально токсичные вещества, аккумулирующиеся в организмах всех трофических уровней. Мониторинг содержания этих токсикантов в донных осадках Амурского залива, проведенный в 1980-х–1990-х гг., выявил несколько районов с высокими концентрациями ТМ антропогенного происхождения (медь, свинец, никель и цинк), а также повсеместное распространение хлорорганических пестицидов ДДТ и гексахлорциклопексана (Христофорова и др., 1993; Tkalin et al., 1993, 1996, 1997; Shulkin, Kavun, 1995; Tkalin, 1996). Юго-восточное побережье залива, где расположены станции 2 и 3, в значительной степени загрязнено этими веществами, так как в этом районе сбрасываются городские сточные воды (Аникиев и др., 1993; Shulkin, Kavun, 1995). Кроме того, в 1980-е гг. в районе м. Токаревского сбрасывали грунт, извлеченный в ходе дноуглубительных работ в б. Золотой Рог. Несмотря на то, что сброс грунта был прекращен в 1985 г., спустя 5 лет концентрации загрязняющих веществ (НУ, ТМ и хлорорганических пестицидов) в донных осадках в районе дампинга были в 3–6 раз выше, чем в среднем по заливу (Tkalin et al., 1993).

По данным исследований 1996–1999 гг. (Шулькин и др., 2002), содержание Cu и Pb в донных отложениях юго-восточного побережья залива превышало значения, при которых негативные биологические эффекты регистрировались в 30% случаев (Long et al., 1995). В 1996 г. суммарное содержание ДДТ и его метаболитов ДДД и ДДЕ в грунтах этого района было выше, чем в осадках с других станций Амурского залива, и достигало 26.1 нг/г сух. массы (Tkalin et al., 1997), что соответствует высокому уровню загрязнения (O'Connor, 1996). Осадки в районе о-ва Скребцова, где расположена станция 1, были загрязнены ТМ и ДДТ в меньшей степени, однако и здесь концентрации Fe, Cu, Pb и Zn значительно превышали их фоновые значения для открытой части зал. Петра Великого (Шулькин и др., 2002).

Островная зона зал. Петра Великого, где расположены станции 4–6, по данным физико-хими-

ческого мониторинга 1980-х гг. была отнесена к условно чистым водам ("Долговременная программа ...", 1992). Однако более детальные биологические и биохимические исследования выявили существенное ухудшение экологической ситуации в б. Алексеева (о-в Попова), где расположена станция 4. Это ухудшение вызвано несколькими факторами, в том числе загрязнением среды ТМ (Христофорова и др., 1993; Ващенко и др., 1999). В 1999 г. на станциях 1–6 одновременно с морскими ежами мы отобрали пробы донных осадков, анализ которых выявил высокое содержание ТМ (Co, Cu, Ni, Zn и Pb) на станциях 1–4 (Ващенко и др., 2002). Максимальные концентрации Cu и Zn (106 и 204 мкг/г сух. массы соответственно) обнаружены в осадках со станции 3, Ni – в осадках со станций 1, 2 и 4 (94, 85 и 100 мкг/г), Co – в осадках со станций 2 и 4 (44 и 50 мкг/г), Pb – в осадках со станций 2 и 3 (25 мкг/г). В целом донные осадки со станций 1–4 характеризовались в 2–12 раз более высокими концентрациями всех ТМ, чем осадки со станций 5 и 6. По мере убывания концентраций ТМ в донных осадках станции можно расположить в следующем порядке: $3 > 2 > 1 \geq 4 > 5 = 6$.

Эти данные хорошо согласуются с результатами анализа количественных показателей развития потомства *S. intermedius*: достоверно большее число аномалий развития зарегистрировано в потомстве морских ежей со станций 1–3 и заметные отклонения от нормы обнаружены в потомстве животных со станции 4. Однако не все результаты настоящего исследования можно объяснить высоким содержанием ТМ в донных осадках. Так, развитие потомства морских ежей со станции 1 характеризовалось наибольшим отклонением от нормы, тогда как уровень загрязнения ТМ на этой станции ниже, чем на станциях 2 и 3, и практически такой же, как на станции 4. Видимо, животные на станции 1, расположенной в северо-восточной и относительно мелководной части Амурского залива, испытывают действие и других стресс-факторов, таких как более сильный прогрев воды летом и опреснение в сезон дождей (Подорванова и др., 1989), а также органическое загрязнение.

Оценивая информативность различных показателей раннего онтогенеза морского ежа, следует отметить, что достаточно чувствительными индикаторами нарушения эмбриогенеза, позволяющими достоверно дифференцировать качество половых клеток морских ежей с "пригородных" и "островных" станций, могут служить заторможенность дробления зародышей и появление аномалий на стадии средней бластулы. При переходе к личиночным стадиям развития (гаструла, плутеус) возрастают заторможенность развития и число аномалий в потомстве ежей как с "пригородных", так и с "островных" станций, что находит

отражение в появлении достоверных различий между выборками и дает возможность более дифференцированно оценивать состояние среды обитания (см. рис. 2, 4). Это подтверждает сделанный нами ранее вывод о более высокой информативности показателей длительного (до поздних стадий) личиночного развития морского ежа (Ващенко, Жадан, 1995).

При сравнительном анализе развития потомства морских ежей с трех "островных" станций обращает на себя внимание тот факт, что развитие личинок ежей со станции 5 протекало наиболее благополучно. Ранее, исследуя развитие потомства приморского гребешка *Mizuhopecten yessoensis* со станций 4 и 5, мы пришли к такому же выводу (Vaschenko et al., 1997). Вопрос, почему условия обитания животных в прол. Старка (станция 5) более благоприятны, чем в б. Алексева (станция 4), хотя обе станции находятся на одинаковом расстоянии от источников загрязнения, требует дополнительных исследований.

Таким образом, условия обитания морского ежа *S. intermedius* в прибрежной зоне Амурского залива вблизи г. Владивостока и в б. Алексева в 1999 г., как и в 1980-е гг., были неблагоприятны для его воспроизводства. Об этом свидетельствуют также данные гистологического анализа гонад морских ежей, собранных в августе 1997 и 1999 гг. в этих же районах (Ващенко и др., 2001, 2002). Степень зрелости гонад морских ежей в 1990-е гг. была ниже, чем в 1980-е гг. В гонадах морских ежей со всех станций обнаружены разнообразные гистопатологические изменения. Наиболее высокие индексы патологических изменений выявлены в женских гонадах морского ежа с трех "пригородных" станций: в 1997 и 1999 гг. патология половых и вспомогательных клеток обнаружена у 70–100% животных. Концентрации ТМ (Cd, Cu и Pb) в их семенниках и яичниках были существенно выше, чем у животных из островной зоны. Анализ многолетних данных выявил тенденцию к возрастанию индексов патологических изменений в гонадах животных со всех станций, включая островные станции 4 и 6. Особенно четко выражена тенденция к увеличению для такого показателя, как наличие липофусцина – одного из продуктов перекисного окисления липидов. Следует отметить снижение гонадного индекса, степени зрелости гонад и возрастание индексов патологических изменений в гонадах морских ежей с самой удаленной от "пригородной" зоны станции 6, что, видимо, свидетельствует об усилении воздействия негативных факторов среды на животных.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Нарушение репродуктивной функции – это по сути интегральная реакция организма на ухудшение качества окружающей среды. Изменения,

происходящие в половых клетках морских ежей в процессе гаметогенеза под влиянием хронического загрязнения на молекулярно-биохимическом уровне, приводят к появлению аномального потомства (см. обзор: Ващенко, Жадан, 1995). Следовательно, нарушение развития потомства морских ежей можно рассматривать как чувствительный показатель загрязнения среды их обитания. К такому же выводу пришли недавно французские исследователи на основании анализа развития потомства морского ежа *Sphaerechinus granularis* из загрязненных тяжелыми металлами районов Брестского залива (Quiniou et al., 1999; Guillou et al., 2000). Полезным в силу своей оперативности и чувствительности показателем качества потомства морских ежей может быть динамика первого деления дробления оплодотворенных яйцеклеток. Анализ личиночного развития более информативен, но и требует больших затрат труда.

В последнее десятилетие в Приморском крае и в г. Владивостоке, в частности, произошел существенный спад производства, что позволяло надеяться на улучшение экологического состояния морской среды в Амурском заливе (Огородникова и др., 1997). Однако данные биомониторинговых исследований состояния репродуктивной функции морского ежа *S. intermedius* свидетельствуют о сохранении в конце 1990-х годов неблагоприятной экологической ситуации в Амурском заливе.

Работа поддержана РФФИ (грант № 01-04-96917) и Дальневосточным отделением РАН (грант "Реакция морской биоты на изменения природной среды и климата").

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аникиев В.В., Перепелица С.А., Шумилин Е.Н. Оценка влияния антропогенных и природных источников на пространственное распределение тяжелых металлов в донных осадках залива Петра Великого, Японское море // Геохимия. 1993. № 9. С. 1328–1340.
- Бузников Г.А., Подмарев В.К. Морские ежи (*Strongylocentrotus dröbachiensis*, *S. nudus*, *S. intermedius*) // Объекты биологии развития. М.: Наука, 1975. С. 188–216.
- 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., Жадан П.М. Влияние загрязнения морской среды на воспроизводство морских донных беспозвоночных // Биол. моря. 1995. Т. 21. № 6. С. 369–377.
- Ващенко М.А., Жадан П.М., Карасева Е.М., Лукьянова О.Н. Нарушение репродуктивной функции морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* в загрязненных районах залива Петра Великого Японского моря // Биол. моря. 1993. Т. 19. № 1. С. 57–66.
- Ващенко М.А., Жадан П.М., Медведева Л.А. Нарушение развития личинок морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* из загрязненных районов залива Петра

- Великого Японского моря // Биол. моря. 1994. Т. 20. № 2. С. 137–147.
- Ващенко М.А., Жадан П.М., Малахов В.В., Медведева Л.А. Токсическое действие хлорида ртути на половые клетки и эмбрионы морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* // Биол. моря. 1995. Т. 21. № 5. С. 333–340.
- Ващенко М.А., Жадан П.М., Латыпова Е.В. Многолетние изменения в состоянии гонад морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* из Амурского залива Японского моря // Экология. 2001. № 5. С. 388–395.
- Ващенко М.А., Жадан П.М., Слинко Е.Н. Гонадный индекс, степень зрелости и микроэлементный состав гонад морского ежа *Strongylocentrotus intermedius*, обитающего в условиях загрязнения (Амурский залив Японского моря) // Прибрежное рыболовство – XXI век: Мат. Межд. научн.-практ. конф. Южно-Сахалинск: Сахалинское кн. изд-во, 2002. С. 117–128.
- Ващенко М.А., Лучишева Л.Н., Жадан П.М., Бельчева Н.Н., Сяпина И.Г., Силина А.В. Оценка экологической ситуации в бухте Алексева (залив Петра Великого Японского моря) по биологическим и биогеохимическим показателям // Биол. моря. 1999. Т. 25. № 2. С. 96–97.
- Иванова-Казас О.М. Эволюционная эмбриология животных. Санкт-Петербург: Наука, 1995. 565 с.
- Долговременная программа охраны природы и рационального использования природных ресурсов Приморского края до 2005 г. Экологическая программа. Ч. 2. Владивосток: Дальнаука, 1992. 276 с.
- Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого // Владивосток: ТИПРО-центр, 2001. 193 с.
- Огородникова А.А., Вейдеман Е.Л., Силина Э.И., Нигматулина Л.В. Воздействие береговых источников загрязнения на биоресурсы залива Петра Великого (Японское море) // Экология nekтона и планктона дальневосточных морей и динамика климато-океанологических условий: Изв. ТИПРО. 1997. Т. 122. С. 430–450.
- Подорванова Н.Ф., Иващенко Т.С., Петренко В.С., Хомичук Л.С. Основные черты гидрохимии залива Петра Великого (Японского моря). Владивосток: ДВО АН СССР, 1989. 201 с.
- Христофорова Н.К., Шулькин В.М., Кавун В.Я., Чернова Е.М. Тяжелые металлы в промысловых и культивируемых моллюсках залива Петра Великого. Владивосток: Дальнаука, 1993. 296 с.
- Шулькин В.М., Кавун В.Я., Ткалин А.В., Пресли Дж.Б. Влияние концентрации металлов в донных отложениях на их накопление митидами *Crenomytilus grayanus* и *Modiolus kurilensis* // Биол. моря. 2002. Т. 28. № 1. С. 53–60.
- Guillou M., Quiniou F., Huart B., Pagano G. Comparison of embryonic development and metal contamination in several populations of the sea urchin *Sphaerechinus granularis* (Lamarck) exposed to anthropogenic pollution // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2000. V. 39. P. 337–344.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // Environ. Management. 1995. V. 19. P. 81–97.
- O'Conner T.P. Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the US coast from 1986 to 1993 // Mar. Environ. Res. 1996. V. 41. P. 183–200.
- Quiniou F., Guillou M., Judas A. Arrest and delay in embryonic development in sea urchin populations of the Bay of Brest (Brittany, France): link with environmental factors // Mar. Pollut. Bull. 1999. V. 38. № 5. P. 401–406.
- Shulkin V.M., Kavun V.Ya. The use of marine bivalves in heavy metal monitoring near Vladivostok, Russia // Mar. Pollut. Bull. 1995. V. 31. P. 330–333.
- Tkalin A.V. Chlorinated hydrocarbons in coastal bottom sediments of the Japan Sea // Environ. Pollut. 1996. V. 91. P. 183–185.
- Tkalin A.V., Belan T.A., Shapovalov E.N. The state of the marine environment near Vladivostok, Russia // Mar. Pollut. Bull. 1993. V. 26. № 8. P. 418–422.
- Tkalin A.V., Presley B.J., Boothe P.N. Spatial and temporal variations of trace metals in bottom sediments of Peter the Great Bay, the Sea of Japan // Environ. Pollut. 1996. V. 92. P. 73–78.
- 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. V. 19. P. 115–119.
- Vaschenko M.A., Syasina I.G., Zhadan P.M., Medvedeva L.A. Reproductive function state of the scallop *Mizuhopecten yessoensis* Jay from polluted areas of Peter the Great Bay, Sea of Japan // Hydrobiologia. 1997. V. 352. P. 231–240.