

УДК 574.5/6:612.176

## **ОТКЛИК ГИДРОБИОНТОВ НА СТРЕССОВЫЕ ФАКТОРЫ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ**

*Шахматова О. А.*

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,  
oshakh@gmail.com*

В обзоре приведена информация о стрессовых факторах воздействия на морские экосистемы. Выделены биотические, абиотические и антропогенные направления экологического воздействия. Сделан акцент на роли климатических аномалий, которые в условиях антропогенного прессинга могут вызывать широкомасштабные трансформации экосистем. Приведены способы определения экологических рисков. Дана оценка основных структурно-функциональных и молекулярных биомаркеров при проведении мониторинговых работ.

*Ключевые слова:* морские экосистемы, стрессовые факторы воздействия, мониторинг, структурно-функциональные и молекулярные биомаркеры

### **ВВЕДЕНИЕ**

Устойчивое развитие человечества невозможно без сохранения окружающей природной среды [71]. Снижение способности природных экосистем к восстановлению и самоочищению обусловлено деградацией природных биоценозов, истощением вод и почв, уменьшением биоразнообразия. В условиях возросшей антропогенной нагрузки качество морских экосистем напрямую связано с охраной их ключевых биотопов и формированием сети охраняемых акваторий, которые служат натурными полигонами для изучения нормального функционирования организмов и нормы их отклика на условия среды. При проведении комплексного мониторинга акваторий МРА и других прибрежных акваторий актуальным является исследование стрессовых факторов и последствий их разрушительного влияния на все звенья морских экосистем.

### **СТРЕССОВЫЕ ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МОРСКИЕ ЭКОСИСТЕМЫ**

Морские экосистемы подвергаются воздействию биотических, абиотических и антропогенных факторов, при этом роль собственно биологических взаимодействий в морских экосистемах является наименее исследованной проблемой современной морской биологии [27]. Одним из актуальных вопросов биотических взаимодействий является проблема вселения видов с балластными водами и судовым обрастанием, а также исследование возможных последствий, возникающих в результате биоинвазий [16]. Так, в Саратовском водохранилище в связи с саморасселением и частично ненаправленной интродукцией отмечено проникновение 21 вида (из 67 присутствующих) [25]. Отдельные исследователи считают инвазийные процессы наиболее стрессовым фактором воздействия на

морские экосистемы [82] и основной непризнанной угрозой для биоразнообразия [80]. Среди природных явлений, оказывающих существенное воздействие на морские организмы, выделяется климатический фактор, изменения которого обуславливаются, по мнению экспертов, наметившимися тенденциями глобального потепления, в основе которого – цикличность глобальных процессов и накопление техногенных газов в земной атмосфере [27; 40; 71]. Глобальное потепление климата оказывает заметное влияние на многие биологические системы. Ранее считалось, что периодические экологические факторы, которые связаны с природными явлениями, не являются стрессовыми и не выводят организмы за пределы нормы реакции. Однако в современных условиях повышенной антропогенной нагрузки на экосистемы в целом периодические явления могут вызывать необратимые изменения в морских биоценозах. В частности, все чаще отмечается «сезонная гипоксия», причиной которой является микробиологическое окисление «избыточной» биомассы диатомовых водорослей, осевших на дно в условиях слабой динамики вод и низкой интенсивности фотосинтеза [48], или может быть обусловлено цветением цианобактерий [1]. Аномальное повышение температуры морской среды в летний период в условиях эвтрофирования оказывает влияние на изменение величин первичной продукции [57], а в сочетании с рядом факторов (снижение солености, слабая проточность) может вызывать повышение трофности акваторий даже при отсутствии поступления биогенных элементов [13]. Климатические аномалии в условиях усиливающегося антропогенного прессинга могут вызывать крупномасштабные трансформации экосистем. Смена в середине 1980-х гг. восточной формы колебаний атмосферной циркуляции на западную обусловила распределение Азовского моря и понижение общей биомассы зообентоса, особенно моллюсков, а также уменьшение воспроизводства запасов промысловых рыб [10].

Среди климатических стресс-факторов, отрицательно воздействующих на гидробионты и их сообщества, – ультрафиолетовое излучение (УФ). Отмечено его разрушительное влияние как на сообщества в целом, так и на отдельные виды. Установлено, что чем примитивнее устроен организм, чем ниже его филогенетический статус, тем более устойчив он к воздействию ультрафиолетового излучения. В частности, наибольшую толерантность к этому фактору проявляют сине-зеленые водоросли. Показано, что вредное воздействие УФ излучения на растения предотвращают защитные флавоноидные пигменты [86]. УФ фактор разрушительно влияет на физиологические процессы макроводорослей: отмечено не только угнетение фотосинтеза и связанных с ним пигментных систем, но также изменение активности многих ферментов и липидного состава водорослей [58; 61]. Изменение основных гидрохимических характеристик морской воды также сказывается на состоянии гидробионтов, при этом температура и соленость являются основными лимитирующими факторами для их роста и развития. Так, при значениях температуры воды ниже 18°C прекращается нерест устриц в заливе Петра Великого [12], тогда как рост и развитие морского дальневосточного гребешка замедляется при температуре выше 16°C [43]. Нормальное развития личинок снетка *Atherina hepsetus* происходит при значениях температуры 22–25,5° и содержании

кислорода в морской воде 6–7,5 мл/л [54]. Отмечено влияние на гидробионтов даже незначительных флуктуаций значений этих факторов. Установлено, что при небольших колебаниях солености морской воды существенно ускоряется скорость линейного и весового роста моллюска *Lymnaea stagnalis*, уменьшается вариабельность особей по длине и массе [21]. В оптимальных переменных режимах солености моллюски раньше приступают к размножению, возрастает их плодовитость, снижается смертность. Небольшие синусоидальные колебания температуры, солености и концентрации кислорода оптимизируют рост и общее состояние рачков *Leander modestus*, моллюсков *Pila* sp. и гидрофита *Elodea canadensis*. Колебания температуры ускоряют рост *E. canadensis* и повышают интенсивность ее фотосинтеза [22].

Антропогенные экологические факторы отражают воздействие человека, как на живые организмы, так и на абиотические факторы среды обитания. Так, загрязняющие вещества, поступая в морскую среду, изменяют ее основные гидрохимические характеристики – pH, соленость, прозрачность, содержание кислорода, что разрушительно действует на биоту. Из факторов антропогенного характера, оказывающих наибольшее отрицательное влияние на морские экосистемы, некоторые авторы выделяют промышленное рыболовство. Быстрый прогресс в рыбодобывающих технологиях (мощность судов, новые средства навигации, чувствительные эхолокаторы, высокая эффективность орудий лова и т.д.), избирательность изъятия, невозможность контроля выловов и приловов изменили свойства интенсивно эксплуатируемых промысловых морских экосистем [27].

Особую опасность для прибрежных экосистем представляют разработки подводных месторождений полезных ископаемых, не только нефти, но и газа, цветных металлов, а также добыча песка, гравия, дноуглубительные и взрывные подводные работы [30]. Разработка месторождения полезных ископаемых инициирует в районе их освоения трансформацию экологических функций литосферы: ресурсной, геодинамической, геохимической, геофизической, в результате чего повсеместно наблюдается ухудшение качества ресурса геологического пространства для существования биоты, и, как следствие, деградация придонных биоценозов [11]. Так, в зонах разработки месторождений газа на северо-западном шельфе Черного моря и в Каркинитском заливе в местах размещения стационарных морских платформ обнаружено увеличение суммарных концентраций нефтепродуктов и тяжелых металлов (Hg, Cu, Pb, Cd, Cr) в воде и донных отложениях [50]. Гидротехнические и строительные работы, проводящиеся особенно активно в последние годы, наносят значительный ущерб природным комплексам. Так, развитие портового хозяйства в районе Усть-Луки, Приморска и Высоцка (Ленинградская область) уже явилось причиной сокращения популяций отдельных ценных промысловых видов рыб, а проекты по изменению береговой линии вследствие намыва новых территорий будут иметь далеко идущие последствия для экосистемы всего региона в целом [2].

Разрушительное влияние на донные морские экосистемы оказывает также дреджинг – драгирование дна. Последствия от использования дреджинг-систем в

прибрежных районах западной части южной Португалии оказались катастрофическими для макро- и мейобентоса до глубин 7–9 м. Наиболее подверженными процессу элиминирования оказались популяции *Amphiura mediterranea*, *Spisula solida*, *Diogenes pugilator*, а также представители Ampeliscidea, Haustoriidae и Nemertinea. Структура донного сообщества в области отлова также менялась, было отмечено преобладание небольших, с коротким сроком существования оппортунистических видов, в то время как структура сообщества в зоне, где драгирование определенное время отсутствовало, характеризовалась преобладанием менее устойчивых и долгоживущих сидячих организмов [65]. На существенное снижение биоразнообразия донной флоры фауны при драгировании указывают также Гаспар и Каменос с соавторами [74; 76]. Проведенное ранжирование бентосных видов по чувствительности к повреждению драгированием показало, что особенно чувствительными к дреджингу оказались большой и королевский гребешок, что, вероятно, связано с морфологическими и поведенческими характеристиками этих видов. Считается, что такая избирательная смертность отдельных видов в сообществе может иметь долгосрочные последствия для экосистемы в целом

Среди антропогенных факторов воздействия на Мировой океан особое внимание уделяется антропогенной эвтрофикации [81]. Антропогенное воздействие подразумевает загрязнение биогенными элементами (углерод, азот, фосфор, кремний) а также химическое и нефтяное загрязнение. К числу наиболее опасных загрязнителей морской среды, в том числе Черного моря, имеющих антропогенное происхождение, относятся нефть, нефтепродукты, хлорированные и полиароматические углеводороды, фенолы, синтетические поверхностно-активные вещества, неорганические вещества (тяжелые металлы) и радионуклиды [15]. Известно, что реки, впадающие в Черное море, также приносят колоссальные количества соединений фосфора и азота, вызывая «цветение» или эвтрофикацию.

Катастрофические последствия в морских экосистемах, особенно в замкнутых морях по мнению многих исследователей, вызывает разлив нефтеуглеводородов [35; 68]. Однако возможности самоочищения даже закрытых водоемов огромны. Об этом свидетельствуют результаты исследований последствий катастрофы танкера «Волгонефть-139» в Керченском проливе 11 ноября 2007 г., полученные в 2007–2008 гг. Установлено, что ситуация, связанная с локальным ухудшением условий среды в Керченском проливе в первые месяцы после катастрофы (от 3 до 14 тыс. ПДК нефтепродуктов в воде и сгустков свежего мазута в донных отложениях), уже к маю 2008 г. изменилась, показатели по нефтяному загрязнению вод и дна пролива стабилизировались, а к августу 2008 г. воды пролива полностью очистились от аварийного разлива мазута [51]. Использование для очистки водной среды от нефти организмов-фильтраторов обсуждается давно [29; 39], однако в настоящее время обнаружена функциональная активность макрофитов, в частности, фукуса, в комплексе с углеводородокисляющими бактериями дизельного топлива [8]. Показано, что эти бактерии в симбиозе с морскими макрофитами превращают нефтепродукты на поверхности водорослей в доступные для поглощения и включения в их метаболизм соединения. Экспериментально доказана способность к

нейтрализации дизельного топлива в воде у видов *Fucus vesiculosus*, *F. distichus* и *F. serratus*. Для оценки состояния экосистем после разливов нефти, применение биологических показателей часто оказывается нецелесообразным. В этом случае диагностика стрессовых состояний гидробионтов, связанных с воздействием нефтеуглеводородов, успешно осуществляется с помощью биохимических биомаркеров. Так, при аварии, повлекшей за собой разлив нефти в реке Флавия (NE Каталония, Испания), пришлось отказаться от определения IPS- индекса (Specific Pollution Sensitivity Index) для диатомовых и бентосных макробеспозвоночных из-за его низкой информативности, тогда как биохимические показатели в печени автохтонных рыб вида *Barbus meridnalis* – активность 7-ethoxyresourfin-O-deethylase (EROD), активность антиоксидантного фермента каталазы, определение флуоресценции нефтеуглеродных комплексов в желчи-(FACs) проявили наибольший отклик. Особенно отмечен показатель активности каталазы – депрессия активности фермента печени рыб в загрязненном нефтью районе составила 400% [68]. Нецелесообразность применения биологических индексов при диагностике долгосрочного воздействия фактора разлива нефти на прибрежные экосистемы отмечают и другие исследователи. Так, при анализе состава мейофауны на песчаном пляже в центральной части Западного побережья Индии после транспортной аварии было обнаружено значительное снижение ее абсолютного обилия в течение 3 дней с момента катастрофы. Снижение численности и биомассы было наиболее заметно для доминирующих групп – нематод и гарпактицид. Однако при оценке долгосрочного воздействия нефтеуглеводородов на структурные показатели популяций мейобентоса значительных изменений в основных уровнях таксонов обнаружено не было [60].

Одним из главных антропогенных факторов, сравнимым по степени воздействия на экосистемы морей, с геологическими процессами, в настоящее время считается загрязнение химическими отходами производства. Концентрация в водах Балтийского моря солей тяжелых металлов, полихлорбифенилов превышает ПДК в сотни раз, становясь причиной гибели многих видов морских животных, которые утрачивают репродуктивную способность [14]. Во многих районах Мирового океана сама возможность существования жизни в водной среде становится проблематичной. Ежегодный сброс хозяйственно-бытовых стоков в Черном море достиг 571 млн. м<sup>3</sup>, из которых только на регион Севастополя приходится 10,8% [36]. На дне Черного моря расположено 16 официальных мест дампинга, при этом 10% общего загрязнения моря обусловлено этими свалками. Кроме того, морская вода и донные грунты насыщены пестицидами, полихлорированными бифенилами и детергентами, которые в значительной степени ухудшают состояние экосистемы [91].

В современных условиях для контроля состояния водной среды предлагается оптимизированная схема экологического мониторинга прибрежных экосистем (на примере залива Петра Великого), состоящая из 3 блоков: мониторинг исследования воздействия источников загрязнения; мониторинг состояния (качества) среды, мониторинг эффектов влияния на гидробионтов [38]. Однако проблема контроля за состоянием природных ресурсов столь серьезна, что ее невозможно решить только

на уровне исследования эффектов ядов. В связи с этим предлагаются многоуровневые концепции, объединяющие экотоксикологические, экоэпидемиологические подходы, выходящие за рамки простого изучения отклика организмов на уровне доза – эффект [70]. Одна из них – представление об относительной стабильности экосистем и их биологических и небιологических компонентов на основании условной (байесовской) вероятности их последовательного ответа на некогерентные на возмущения [70]. Это обусловлено тем, что антропогенный или природный стресс может привести к нарушению структуры, функций и/или организации диссипативных систем на любом уровне экосистемы, некогерентные отклики становятся более вероятными, в результате чего система теряет устойчивость и способность к саморегулированию.

### ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

При исследовании экологических рисков, как правило, используют два подхода – изучение воздействия ксенобиотиков в природной среде и лабораторные испытания [77]. Для получения объективных результатов в мониторинговых исследованиях необходимо выбрать организмы-индикаторы и биомаркеры – молекулярные, клеточные, физиологические, организменные и популяционные параметры.

Ключевой проблемой мониторинга является определение уровня биомаркеров у гидробионтов, функционирующих в нормальных условиях. Однако экологическое состояние морской среды в результате антропогенного прессинга не всегда позволяет провести их прямое измерение. Поэтому можно надеяться лишь на сравнительные исследования в районах с различным уровнем загрязнения. Одним из важнейших требований к экологическому мониторингу является необходимость зависимости уровня биомаркера от концентрации вещества, загрязняющего акваторию [75]. Это требование придало экологическому мониторингу особо важное значение, так как по уровню отклика биомаркера стало возможным количественно характеризовать состояние морской среды, используя потенциальную возможность соответствия между биохимическим откликом организмов на стресс, возникающий при действии повреждающего фактора окружающей среды, и концентрацией этого фактора в самой среде [89; 67].

Экотоксикологические биомаркеры можно условно разделить на две категории: структурно-морфологические и функциональные. Структурно-морфологические используются для выявления отдаленных последствий загрязнения: плотность, биомасса, индекс эвтрофирования (ИНЭК) для микрозоопланктона и плотность поселения олигохет, биотический коэффициент и биотический индекс (АМБИ) для зообентоса. Эти показатели позволяют выделить в исследуемых водоемах зоны угнетения, эвтрофирования и фоновые зоны [24]. Показатели видового состава и расчет флористического коэффициента макрофитобентоса отражают состояние акваторий с различной степенью антропогенной трансформации при действии рекреационного фактора [9]. Общую оценку экотоксикологической ситуации водной среды часто дают на основании исследования фитопланктонных сообществ, которые бурно развиваются при повышении эвтрофикации прибрежных вод.

Самыми информативными структурно-функциональными показателями состояния прибрежных экосистем считаются распространение и относительное обилие фитопланктонных видов-индикаторов, особенно диатомовых водорослей [6]. Популяционная структура данных видов всегда соответствовала изменению регистрируемых экологических факторов. Показано также сокращение числа видов мизид (ракообразные) под влиянием антропогенного загрязнения и изменение их популяционной структуры в заливе Петра Великого (Японское море) [52].

Однако не всегда структурно-морфологические показатели являются информативными – как это было показано выше, в частности, при воздействии нефтяного загрязнения [68]. Нарушение функциональных характеристик системы проявляется значительно быстрее. Преимуществом использования биохимических параметров в качестве биомаркеров является почти мгновенная их реакция на ухудшение состояния морских акваторий, а также возможность комплексной оценки загрязнения [67].

В качестве основных молекулярных биомаркеров метаболизма используются –  $\text{Na}^+$ - $\text{K}^+$ -АТФаза,  $\text{Mg}^{2+}$ -АТФаза и общая АТФазная активность, содержание макроэргических соединений (АТФ), активность протеаз, лизосомальных ферментов, щелочных и кислых ДНКаз, РНКаз, фосфатаз и фосфодиэстераз; аминотрансфераз (аланин, аспартат -аминотрансферазы), щелочная и кислая фосфатазы, альдолаза, содержание различных биологических активных веществ, таких, как токоферолы, ретинол, соотношение ДНК/РНК [37; 32; 44; 67], импосекс (показатель нарушения эндокринной системы), белок металлтионеин, активность ацетилхолинэстеразы, показатели дестабилизации лизосомальных мембран и пролиферации пероксисом [64; 73]. Кроме того, для оценки состояния гидробионтов предлагается использовать иммунологические и генетические молекулярные маркеры [83; 73]. К молекулярным биомаркерам относят также ферменты I фазы биотрансформации ксенобиотиков: этоксирезорифин О-деэтилаза (EROD) и цитохром P450 индукционной системы, а также представители каскада ферментов II фазы биотрансформации – глутатион-S-трансферазы (GST), которые, наряду с антиоксидантными ферментами, такими, как каталаза (КАТ), супероксиддисмутаза (СОД) и глутатионпероксидаза (ГП), принимают участие в защите клетки от последствий окислительного стресса. [88; 72].

Применение антиоксидантных биохимических параметров, по мнению многих исследователей, имеет важные преимущества. Так, при изучении влияния полициклических ароматических углеводородов донных осадков в печени камбалы *Limanda limanda*, обычные биохимические маркеры, такие, как цитохром – P450<sub>1A</sub>, реагировали на 140 день эксперимента, а увеличение активности СОД, КАТ и процесс ПОЛ инициировалось уже на 8–й день, что позволило авторам сделать вывод о возможности применения антиоксидантных показателей в качестве биомаркеров токсического стресса [89]. Таким образом, в настоящее время ключевым звеном адаптационных процессов считается метаболическая антиоксидантная система (АОС), активация которой рассматривается как универсальный отклик биоты на агрессивное воздействие окружающей среды. Инициация АОС проявляется в стимуляции активности ферментов, блокирующих

распространение свободных радикалов при стрессе, таких, как СОД, КАТ, аскорбат- и глутатион-пероксидазы и редуктазы [89]. Из них именно КАТ (ЕС 1.11.16) у большинства гидробионтов, в том числе и у макрофитов, проявляет максимальную ответную реакцию на изменение качества среды [3; 7; 55].

К наиболее часто используемым молекулярным биомаркерам относится процесс ПОЛ, являющийся универсальным интегральным показателем окислительного стресса. Накапливающиеся в процессе ПОЛ свободные радикалы дисмутируются ферментом СОД в менее токсичную перекись водорода, которая разлагается ферментом КАТ до нетоксичных соединений – воды и молекулярного кислорода. КАТ активируется при высоких концентрациях перекиси, пероксидаза – при низких. Эти показатели являются ядром адаптационного антиоксидантного комплекса, определение их экономично и не занимает много времени, часто при этом используют еще глутатион-трансферазы и редуктазы [89; 63]. Кроме высокомолекулярных антиоксидантов в качестве молекулярных биомаркеров применяют низкомолекулярные соединения, обладающие антиоксидантной активностью: содержание витаминов А (ретинола), С (аскорбиновой кислоты), Е (α-токоферола), тиолов (глутатиона и цистеина), катехоламинов, убихинона. Отдельные авторы предлагают наряду с традиционными антиоксидантами количественно определять общий антиоксидантный потенциал ткани гидробионтов для нейтрализации активных форм кислорода [62]. На протяжении более 20 лет (с начала 90-х годов) аниоксидантный комплекс успешно используется для сравнительной оценки состояния как гидробионтов, так и морских акваторий [89].

В водной среде создаются благоприятные условия для аккумуляции загрязняющих веществ в тканях гидробионтов и, как показали исследования, чем выше трофический уровень, тем больше концентрация загрязняющего вещества. Накопление ксенобиотика от низшего звена трофической цепи к каждому последующему сопровождается увеличением его содержания на один порядок, при этом происходит концентрация загрязняющего фактора от минимальных доз в воде – 1 мг/л до 10 и 1000 мг/кг в тканях гидробионтов, находящихся на вершине трофической цепи. У крупных морских млекопитающих увеличение концентрации загрязнителей возрастает на 6–7 порядков [19].

В качестве организмов-индикаторов для мониторинга морских экосистем чаще всего используют микро- и макрозоопланктон и зообентос [24; 69], организмы сообщества обрастания [47], в частности, динофлагелляты *Lingulodinium polyedrum* [78], моллюски (*Mytilus galloprovincialis*, *Mytilus trossulus*, *Crenomytilus grayanus*, *Scapharca broughtoni*, *Modiolus kurilensis* [31; 26; 42; 46; 34; 59], морские макрофиты и травы [49; 5; 28; 20; 84], рыбы [37; 45; 4; 23; 44; 18; 68].

Рыбы как верхнее трофическое звено водной экосистемы являются важными индикаторами загрязнения, по изменению их физиолого-биохимического состояния можно оценить и прогнозировать последствия распространения токсических веществ в воде. Они интегрируют неблагоприятные эффекты комплекса различных воздействий, имеют достаточно большие размеры и продолжительность жизни, обладают резистентностью к сублетальным воздействиям ксенобиотиков, что позволяет использовать их для прогнозирования изменений в водной среде [33].



Существование строгой зависимости между уровнем метаболизма и ферментативной активностью позволяет охарактеризовать статус рыб с помощью молекулярных биомаркеров [45; 44]. При сравнительном исследовании активности глутатион-S-трансферазы, СОД, КАТ, содержания восстановленного глутатиона и уровня ПОЛ в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского и Уссурийского заливов в летний период сделан вывод о различном уровне загрязнения акваторий [17]. Изучение влияния загрязнения на мышечные ткани барабули *Mullus barbatus* в порту Ливорно (Средиземное море) показало отклик основных компонентов антиоксидантной системы СОД, КАТ, глутатионпероксидазы, глутатионредуктазы, глиоксалазы (I и II), а также общего глутатиона на загрязнение. Эти данные были подтверждены измерением общей антиоксидантной емкости тканей (TOSC) [85]. Исследования показателей АО комплекса в печени автохтонных рыб *Barbus meridionalis* после разлива нефти в Каталонии (Испания) выявило снижение активности КАТ в 4 раза в загрязненных районах по сравнению с условно чистыми [68]. Влияние персистентных ксенобиотиков Таганрогского залива на активность комплекса антиоксидантных ферментов отмечено в печени бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* [18].

Моллюски, являясь организмами-фильтраторами, перекачивая значительные количества водных масс, очищают водную среду от загрязнения и накапливают поллютанты и продукты их трансформации. Можно сказать, что они выполняют функцию почек в глобальном водном организме и являются традиционными индикаторами загрязнения. Наибольшую функциональную нагрузку несет у этих гидробионтов жаберная ткань. Так, при исследовании тканевой специфики антиоксидантного (АО) ферментного комплекса черноморского двустворчатого моллюска *Mytilus galloprovincialis* показано, что наибольшую окислительную стрессовую нагрузку испытывают жабры. АО комплекс этой ткани в большей степени зависит от условий среды, чем от состояния моллюска, что позволяет использовать жаберную ткань для целей экодиагностики. Обнаружено, что снижение содержания каротиноидов в тканях при воздействии загрязнения сопровождается депрессией ключевых ферментов антирадикальной защиты СОД и КАТ и падением ресурса восстановленного глутатиона (GSH). [46]. При изучении влияния бензопирена на *Mytilus galloprovincialis* был отмечен значительный отклик глутатион-S-трансферазы GST, КАТ и ДТ-диафразы (DTD). Активность этих ферментов предложена в качестве потенциальных биомаркеров окислительного стресса, в то время как активность ацетилхолинэстеразы, по мнению исследователей, является показателем нейротоксичности ксенобиотика [59]. Активность АТФаз, уровень ПОЛ и концентрация глутатиона достоверно изменялась у мидий из загрязненных районов по сравнению с условно чистыми в заливе Петра Великого в Японском море [26].

Исследования макрофитов в качестве индикаторов загрязнения часто связаны с филогеографическим подходом: изучается распределение водорослей, отличающихся морфологической изменчивостью, таких как *Phyllocladion anastomosans*, виды *Cladophoropsis* и *Struveopsis* [90]. Среди пресноводных макрофитов сосудистые растения в качестве тестовых видов используются

значительно реже, нежели морские макрофиты [79]. Для черноморских макрофитов проведено ранжирование видов красных и зеленых водорослей по степени отклика их антиоксидантной системы на хозяйственно-бытовое загрязнение акваторий: *Callithamnion corymbosum* > *Laurencia coronopus* > *Gelidium spinosum* > *Polysiphonia subulifera* > *Ceramium virgatum* > *Corallina elongata* > *Ceramium diaphanum* > *Gelidium crinale* > *Ulva intestinalis* > *Cladophora albida*, что позволило отнести к видам-индикаторам виды красных водорослей – *Callithamnion corymbosum*, *Laurencia coronopus* и *Gelidium spinosum*. У этих видов АК возрастала в несколько раз или на порядок в сильнозагрязненных акваториях по сравнению со слабозагрязненными [28]. В целом максимальный отклик на повышение хозяйственно-бытового загрязнения в Севастопольской бухте проявляли красные водоросли, их значения АК возрастали в сильнозагрязненных акваториях по сравнению со слабозагрязненными в 3–13 раз. При мониторинге морских акваторий в качестве видов – индикаторов предлагаются также *Ulva intestinalis* и *Ceramium virgatum* [49; 53], для которых установлена экспоненциальная зависимость активности КАТ от содержания нитратов и нитритов в морской воде, что позволяет по уровню охарактеризовать качество среды по уровню биомаркера [56]. При исследовании черноморской бурой макроводоросли *Cystoseira crinita* было выявлено, что у растений, произрастающих в загрязненной и эвтрофированной среде, наблюдается изменение отношения массы ветвей в сторону развития адвентивного комплекса, снижение удельной поверхности и удельной длины слоевища [5]. При увеличении комплексного загрязнения среды наблюдается адаптивное изменение окислительно-восстановительного статуса водоросли, снижение общего пула пигментов в молодых основных ветвях первого порядка [5].

В последние годы для оценки действия токсикантов предлагается использовать комплексный подход в изучении связи между конкретными молекулярными процессами (активностью ферментов биотрансформации ксенобиотиков, показателями антиоксидантной системы) и поведенческими реакциями гидробионтов. Так, при изучении действия фенантрена на морского леща (*Sparus aurata*) было обнаружено увеличение общей EROD-активности, (ethoxyresorufin-O-deethylase), глутатион-S-трансферазы (GST), СОД, КАТ и процесса ПОЛ на 17–37%, что сопровождалось летаргическими реакциями [66]. Некоторые исследователи при изучении воздействия загрязняющих веществ используют не только показатели окислительного стресса, но и активность холинэстеразы для выявления нейротоксичности поллютанта [87], а также комплексное применение иммунологических и биохимических подходов [83]. Однако ядром адаптационных процессов у гидробионтов при исследовании воздействия персистентных ксенобиотиков все-таки остается антиоксидантная система [89; 55].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ.

Таким образом, состояние морских экосистем настолько сложное, а антропогенный прессинг настолько велик, что для решения задач сохранения морского биоразнообразия необходим комплексный подход для проведения мониторинговых исследований. Они должны проводиться на всех уровнях

экотоксикодинамики: молекулярном, клеточном, организменном, популяционном и экосистемном. Среди значительного количества используемых молекулярных маркеров выделяются показатели антиоксидантной системы, которая является ядром адаптационных процессов. Ее использование реализует наиболее адекватный уровень оценки загрязнения акваторий и позволяет дать прогностическую оценку возможной трансформации морских экосистем и сообществ в сложных экологических условиях. Многоуровневый и комплексный подход к оценке состояния морских экосистем предусматривает участие в мониторинге не только специалистов разных дисциплин, но и заинтересованность в нем представителей власти, государственных органов, с целью объединения научных, финансовых и информационных усилий для контроля и предотвращения последствий влияния основных стрессовых факторов. Это является, по нашему мнению, залогом нормального функционирования морских экосистем, сохранения их биологического разнообразия и, как следствие, решения многих социально-экономических проблем, связанных с морехозяйством.

**Благодарности.** Исследования выполнены при финансовой поддержке проекта 7-й рамочной программы Европейского Союза (FP7/2007–2013), проект COCONET «Towards COast to COast NETworks of marine protected areas (from the shore to the high and deep sea), coupled with sea-based wind energy potential» (No. 287844).

### Список литературы

1. Александров С.В. Влияние климатических изменений на уровень эвтрофирования Куршского залива // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. – 2010. – № 1. – С. 49–57.
2. Александрова Л.В., Ткаченко Н.Н. Геоинформационная система мониторинга акватории Балтийского моря // Известия Южного федерального университета. – Технические науки. – 2011. – Т. 122, № 9. – С. 8–12.
3. Алешко С.А. Активность антиоксидантных ферментов и уровень перекисного окисления липидов у рыб и двусторчатых моллюсков из залива Петра Великого (Японское море) // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. Материалы второй научной конференции с участием стран СНГ (11-14 сентября 2007 г.). – Петрозаводск, 2007. – С. 13–14.
4. Алешко С.А., Лукьянова О.Н. Сезонные изменения некоторых параметров биотрансформации и антиоксидантной системы в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского залива Японского моря // Биология моря. – 2008. – Т. 34, № 2. – С. 148–151.
5. Афанасьев Д.Ф. Адаптационная пластичность морфологических и физиолого-биохимических параметров *Cystoseira crinita* // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2008. – Т. 152. – С. 64–71.
6. Бегун А.А., Звягинцев А.Ю. Биоиндикация качества морской среды по диатомовым водорослям в обрастании антропогенных субстратов // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2010. – Т. 161. – С. 177–198.
7. Бельчева Н.Н., Слободенюк А.Ф., Шулькин В.М. и др. Сравнительная оценка антиоксидантной защиты в трех популяциях мидии из загрязненной и чистых акваторий // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. – Материалы второй научной конференции с участием стран СНГ (11–14 сентября 2007 г.). – Петрозаводск, 2007. – С. 20–21.
8. Воскобойников Г.М., Зубова Е.Ю. Морские водоросли в санитарной аквакультуре: теория и практика // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции. – Киев, 2012. – С. 62–63.

9. Галышева Ю.А., Христофорова Н.К. Среда и макробентос залива Восток Японского моря в условиях рекреационного воздействия // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2007. – Т. 149. – С. 270–309.
10. Гаргопа Ю.М., Сарвилина С.В. Климатические изменения зообентоса Азовского моря в условиях антропогенных воздействий // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38, № 6. – С. 698–706.
11. Горбатюк Л.О., Шаловал Т.Н., Миронюк М.А., Арсан О.М. Некоторые аспекты нефтяного загрязнения водоемов (обзор) // Гидробиологический журнал. – 2008. – Т. 44, № 4. – С. 88–101.
12. Григорьева Н.И., Федосеев В.Я., Кучерявенко А.В. Абиотические условия среды в местах размещения плантаций марикультуры залива Посьета (Залив Петра Великого, Японское море) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2001. – Т. 128, № 1–2. – С. 501–514.
13. Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ Кольского Севера: современные сукцессии // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции. – Киев, 2012. – С. 91–92.
14. Дуркина В.Б., Ким Л.Н. Оценка состояния яичников некоторых видов рыб из залива Петра Великого Японского моря в связи с его антропогенным загрязнением // Вопросы ихтиологии. – 2010. – Т. 50, № 4. – С. 533–540.
15. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. Экологические процессы в критических зонах Черного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков) // Мор. экол. журн. – 2002. – Т.1, N 1. – С. 33–55.
16. Звягинцев А.Ю., Гук Ю.Г. Оценка экологических рисков, возникающих в результате биоинвазий в морские прибрежные экосистемы Приморского края (на примере морского обрастания и балластных вод) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2006. – Т. 145. – С. 3–38.
17. Ирейкина С.А., Лукьянова О.Н. Активность антиоксидантной системы и биотрансформации поллютантов у полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского и Уссурийского заливов (Японское море) // Вопросы рыболовства. – 2012. – Т. 13, № 1-49. – С. 145–154.
18. Карапетьян О.Ш., Цема Н.И., Дудкин С.И. Молекулярные биомаркеры антропогенного загрязнения в печени бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* из Таганрогского залива // Вопросы рыболовства. – 2011. – Т. 12, № 4-48. – С. 747–759.
19. Кленкин А.А. Мониторинг накопления хлорорганических соединений в промысловых рыбах Азовского моря. // Экология и промышленность России. – 2007. – № 7. – С. 34–37.
20. Ковековдова Л.Т., Христофорова Н.К. Микроэлементы в морских макрофитах Дальнего Востока России. // Успехи наук о жизни. – 2011. – № 3. – С. 41–60.
21. Константинов А.С., Кузнецов В.А., Костоева Т.Н. Влияние колебаний солености воды на рост, размножение и плодовитость большого прудовика *Lymnaea stagnalis* // Успехи современной биологии. – 2007. – Т. 127, № 3. – С. 305–309.
22. Константинов А.С., Пушкарь В.Я., Аверьянова О.В. Влияние колебаний абиотических факторов на метаболизм некоторых гидробионтов // Известия Российской академии наук. – Серия биологическая. – 2003. – № 6. – С. 729–734.
23. Корниенко Г.Г., Бойко Н.Е., Сергеева С.Г., Дехта В.А., Ложичевская Т., Колесникова Л.В. Основные направления физиолого-биохимических и генетических исследований ихтиофауны азово-черноморского бассейна // Вопросы рыболовства. – 2008. – Т. 9, № 4-36. – С. 847–860.
24. Кренева К.В., Свистунова Л.Д., Семин В.Л. Оценка экологического состояния вод Таганрогского залива Азовского моря по ряду показателей микрзоопланктона и зообентоса // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Биология. Экология. – 2008. – Т. 1, № 1. – С. 85–92.
25. Курина Е.М. Оценка распределения видов-вселенцев в саратовском водохранилище в 2006–2009 гг. // Вестник Волжского университета им. В.Н. Татищева. – 2011. – № 11. – С. 57–63.
26. Лукьянова О.Н. Молекулярные биомаркеры энергетического метаболизма мидий при антропогенном загрязнении зал. Петра Великого Японского моря // Экология. – 2006. – № 3. – С. 227–231.
27. Матишов Г.Г. Современное состояние биоресурсов и экологическая ситуация в морях Западной Арктики // Вторая Международная Арктическая конференция на 10-й юбилейной выставке по

- судостроению, судоходству, деятельности портов и освоению океана и шельфа «НЕВА–2009» (Россия, Санкт-Петербург, ЛенЭКСПО, 22 сент., 2009) [труды конференции]. – Режим доступа <http://neva.transtec-neva.ru/files/File/arctic/arctic18.doc>.
28. Мильчакова Н.А., Шахматова О.А. Каталазная активность массовых видов черноморских водорослей в градиенте хозяйственно-бытового загрязнения // Мор. эколог. журн. – 2007. – Т.4, №2. – С.44–57.
  29. Мионов О.Г. Гидробиологические системы оздоровления прибрежных морских акваторий / О.Г. Мионов Проблемы биологической океанографии XXI века: Межд. науч. конф., посвящ. 135-летию ИнБЮМ. – Севастополь, 2006. – С. 27.
  30. Мельников М.Е., Пономарева И.Н., Туголесов Д.Д., Рождественский В.Х. Результаты бурения кобальтоносных марганцевых корок на гайотах Магеллановых гор (Тихий океан) / Тихоокеанская геология. – 2005. – Т. 24, № 5. – С. 36–49.
  31. Мельникова С.Е. Санитарно-микробиологическое состояние и динамика содержания металлов в мидиях Белого и Черного морей в летний и осенний периоды // Вопросы рыболовства. – 2005. – Т. 6, № 3-23. – С. 533–550.
  32. Мензорова Н.И., Рассказов В.А. Использование различных тест-систем и биохимической индикации для мониторинга экологического состояния бухты Троицы (Японское море) // Биология моря. 2007. – Т. 33, № 2.– С. 144–149.
  33. Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. – М.: Наука, 2004. –215 с.
  34. Нигматулина Л.В., Кику Д.П., Черняев А.П. Оценка воздействия антропогенной деятельности на залив Находка (залив Петра Великого, Японское море) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2011. – Т. 166. – С. 219–230.
  35. Овсиенко С.Н., Вербицкая О.А., Зильберштейн О.И. и др. Оперативная технология мониторинга и прогноза гидрометеорологических характеристик и параметров аварийных разливов нефти на акваториях морей // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. – 2005. – № 7. – С. 59–68.
  36. Овсяный Е. И., Романов А. С., Миньковская Р. Я. и др. Основные источники загрязнения морской среды Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное исследование ресурсов шельфа: сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Вып.2. – Севастополь, 2001. – С. 138–152.
  37. Овчинникова С.И., Широкая Т.А., Кривенко О.Г. и др. Эколого-биохимические исследования гидробионтов – важное направление для решения проблемы сохранения биологического разнообразия водных экосистем Кольского Севера // Успехи современного естествознания. – 2006. – № 4. – С. 64–65.
  38. Огородникова А.А., Щеглов В.В., Вейдеман Е.Л. Модель «воздействие – состояние – отклик» в решении задач экологического мониторинга загрязнения прибрежных экосистем // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2004. – Т. 137. – С. 321–336.
  39. Осадча Т.С., Альомов С.В., Мионов О.Г., Ушівцев І.Б., Водовський Н.Б. Досвід використання штучних техніко-біологічних модулів для оздоровлення прибережних районів Чорного та Каспійського морів // Наук. Записки Тернопіл. Націонал. пед.ун-та. Сер. Біологія. – 2010. – № 3 (44) – С. 195–197.
  40. Павленко В.И., Глухарева Е.К. Влияние изменений окружающей среды на экономическое развитие регионов российской Арктики // Проблемы прогнозирования. – 2010. – № 2. – С. 68–77.
  41. Панасенко Д.Н. Экологическая безопасность Каспийского моря в условиях нефтегазодобывающей деятельности // Вестник Астраханского государственного технического университета. – 2004. – № 2. – С. 136–144.
  42. Панасюк Н.В., Лебедева Н.В. Мидия (*Mytilus galloprovincialis* Lamark, 1819) в биоиндикации загрязнения Черного моря // Вестник Южного научного центра РАН. – 2008. – Т. 4, № 4. – С. 68–73.
  43. Силина А.В., Позднякова Л.А. Рост гребешка // Приморский гребешок. – Владивосток: ДВНЦ АН СССР. – 1986. – С. 199–165.
  44. Рощина О.В. Влияние природных и антропогенных факторов на активность ферментов сыворотки крови черноморских рыб (на примере морского ерша): дисс. ...канд. биол. наук. – М.: МГУ. – 2010. – 23 с.

45. Руднева И.И. Применение биомаркеров рыб для экотоксикологической диагностики водной среды // Рыбное хозяйство Украины. – 2006. – № 1. – С. 20–23.
46. Солдатов А.А., Гостюхина О.Л., Головина И.В. Антиоксидантный ферментный комплекс тканей двустворчатого моллюска *Mytilus galloprovincialis* Lam. в норме и условиях окислительного стресса (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. – 2007. – Т. 43, № 5 – С. 621–628.
47. Супонина А.П., Корякова М.Д., Гордиенко П.С. Химико-экологическая оценка загрязненных морских вод прибрежной зоны тяжелыми металлами // Физикохимия поверхности и защита материалов. – 2008. – Т. 44, № 5. – С. 525–529.
48. Тищенко П.Я., Лобанов В.Б., Звалинский В.И. и др. Сезонная гипоксия Амурского залива (Японское море) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2011. – Т. 165. – С. 136–157.
49. Ткаченко Ф.П., Ситников Ю.А., Куцын У.Б. Состояние элементов антиоксидантной системы водорослей из разных по степени загрязненности районов Черного моря // Экология моря. – 2004. – Т.4, №6. – С. 70–74.
50. Фашук Д.Я., Авдеева Т.М., Егоров А.П., Петренко О.А. Гидрогеохимические последствия добычи газа на северо-западном шельфе Черного моря // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2006. – № 1. – С. 101–111.
51. Фашук Д.Я., Флинт М.В., Иванова А.А., Ткаченко Ю.Ю. Нефтяное загрязнение среды в Керченском проливе по результатам исследований 2007–2009 гг. // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2010. – № 4. – С. 86–97.
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.
53. Шахматова О.А. Активность антиоксидантной системы некоторых черноморских гидробионтов в прибрежной акватории Севастополя: автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Севастополь, 2004. – 21 с.
54. Шахматова О.А. Активность каталазы личинок атерины (*Atherina hepsetus* L.) и параметры среды. Поиск условно нормальных значений // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона: IV междунар. конф. (Керчь, 7–9 окт. 2008 г.). – Керчь, 2008. – С. 143–148.
55. Шахматова О.А. Использование показателей антиоксидантной системы гидробионтов в экологическом мониторинге (аналитический обзор) // Рибне госп-во України. – 2009. – №1. – С. 6–11.
56. Шахматова О.А. Парчевская Д.С. Активность каталазы и контроль качества воды // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 3. – С. 355–361.
57. Юнев О.А. Эвтрофикация и годовая первичная продукция глубоководной части Черного моря // Океанология. – 2011. – Т. 51, №4. –С. 658–668.
58. Aguilera J., Dummermuth A., Karsten U., Schriek R., Wiencke C. Enzymatic defences against photooxidative stress induced by ultraviolet radiation in arctic marine macroalgae // Polar Biology. – 2002. – V. 25, № 6. – P. 432–441.
59. Akcha F., Izuel C., Venier P., Budzinski H., Burgeot T., Narbonne J.F. Enzymatic biomarker measurement and study of DNA adduct formation in benzo[a]pyrene-contaminated mussels *Mytilus galloprovincialis* // Aquatic Toxicology. – 2000. –V. 49, № 4. – P. 269–287.
60. Ansari Z.A., Ingle B. Effect of an oil spill from m v sea transporter on intertidal meiofauna at Goa, India // Marine Pollution Bulletin. – 2002. – V.44, № 5. – P. 396–402.
61. Becker S., Bischof K., Graeve M. Photosynthesis and lipid composition of the antarctic endemic rhodophyte *Palmaria decipiens*: effects of changing light and temperature levels // Polar Biology. – 2010. – V. 33, № 7. – P. 945–955.
62. Bocchetti R., Fattorini D., Gambi M C, Regoli F. Trace metal concentrations and susceptibility to oxidative stress in the polychaete *Sabellas pallanzanii* (Gmelin) (Sabellidae): potential role of antioxidants in revealing stressful environmental conditions in the Mediterranean // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. – 2004. – V. 46, N 3. – P. 353–361.
63. Borvinskaya E.V., Nemova N.N., Smirnov L.P. Glutathione s-transferase in northern freshwater fish: the effect of water mineralization // Reports of Biological Sciences. – 2011. – V. 436, № 1. – P. 42–44.

64. Cajaraville M.P., Bebianno M.J., Blasco J., Porte C., Sarasquete C., Viarengo A. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach // *The Science of the Total Environment*. – 2000. – V. 247, № 2–3. – P. 295–311.
65. Chicharo L., Chicharo A., Gaspar M., Alves F., Regala J. Ecological characterization of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal // *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. – 2002. – V. 82, № 1. – P. 41–50.
66. Correia A.D., Goncalves R; Scholze M., Ferreira M. et al. Biochemical and behavioral responses in gilthead seabream (*Sparus aurata*) to phenanthrene // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. – 2007. – V. 347, N 1–2 (Aug 24.). – P. 109–122.
67. Dahlhoff E. P. Biochemical indicators of stress and metabolism: applications for marine ecological studies // *Annu. Rev. Physiol.* – 2004. – V.66. – P. 183–207.
68. Damásio J.B., Barata C., Munné A., Ginebreda A., Guasch H., Sabater S., Caixach J., Porte C. Comparing the response of biochemical indicators (biomarkers) and biological indices to diagnose the ecological impact of an oil spillage in a Mediterranean river (NE Catalunya, Spain) // *Chemosphere*. – 2007. – V. 66, № 7. – P. 1206–1216.
69. Dolmatova L., Zaika O., Slinko E., Kolosova L. Antioxidant enzyme defense and heavy metal accumulation in tissues of holothurians *Apostichopus japonicus* and *Eupentacta fraudatrix*: characteristics of body-length dependences during spring-summer period // *Pacific Oceanography*. – 2010. – V. 5, № 1. – P. 96–105.
70. Downs T.J., Ambrose R.F. Syntropic ecotoxicology: a heuristic model for understanding the vulnerability of ecological systems to stress // *Ecosystem Health*. – 2001. – V. 7, № 4. – P. 266–283.
71. EXPO 2012 Yeosu, Korea: www. URL: <http://eng.expo2012.kr>
72. Gallagher E.P., Gross T.S., Sheehy K.M. Decreased glutathione S-transferase expression and activity and altered sex steroids in Lake Apopka brown bullheads (*Ameiurus nebulosus*) // *Aquatic Toxicology*. – 2001. – Vol. 55, N 3–4. – P. 223–237.
73. Galloway T.S., Depledge M.H. Immunotoxicity in invertebrates: measurement and ecotoxicological relevance // *Ecotoxicology* – 2001. – V. 10, № 1. – P. 5–23.
74. Gaspar M.B., Dias M.D., Campos A., Monteiro C.C., Santos M.N., Chicharo A., Chicharo L. The influence of dredge design on the catch of *Callista chione* (Linnaeus, 1758) // *Hydrobiologia*. – 2001. – V. 465, № 1–3. – P. 153–167.
75. Haug A., Helsen S., Omang S. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjords areas by analysis of the brown alga *Ascophyllum nodosum* // *Environ poll.* – 1974. – V. 7, № 1. – P. 179–192.
76. Kamenos N., Moore P., Hall-Spencer J. Substratum heterogeneity of dredged vs un-dredged maerl grounds // *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. – 2003. – V. 83, № 2. – P. 411–413.
77. Lam P.K.S., Gray J.S. Predicting effects of toxic chemicals in the marine environment // *Marine Pollution Bulletin*. – 2001. – V. 42, № 3. – P. 169–173.
78. Leitao M.A.D.S., Cardozo K.H.M., Pinto E., Colepicolo P. Pcb-induced oxidative stress in the unicellular marine dinoflagellate *Lingulodinium polyedrum* // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2003. – V. 45, № 1. – P. 59–65.
79. Lewis M.A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review // *Environmental Pollution*. – 1995. – V. 87; № 3. – P. 319–336.
80. Lewis P.N., Hewitt C.L., Riddle M., McMinn A. Marine introductions in the southern ocean: an unrecognised hazard to biodiversity // *Marine Pollution Bulletin*. – 2003. – V. 46, № 2. – P. 213–223.
81. Nixon S.W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns // *Ophelia*. – 1995. – V. 41. – P. 199–219.
82. Occhipinti-Ambrogi A., Savini D. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems // *Marine Pollution Bulletin*. – 2003. – V. 46, № 5. – P. 542–551.
83. Orbea A., Dariush Fahimi H., Cajaraville M.P. Immunolocalization of four antioxidant enzymes in digestive glands of mollusks and crustaceans and fish liver // *Gistochemistry and Cell Biology*. – 2000. – V. 114, № 5. – P. 393–404.
84. Pinto E., Sigaud-Kutner T.Cs., Leitao M.As., Okamoto O.K., Morse D. Heavy metal-induced oxidative stress in algae // *Journal of Phycology*. – 2003. – T. 39, № 6. – P. 1008–1018.
85. Regoli F., Pellegrini D., Winston G.W., Gorbi S., Giuliani S., Virno-Lamberti C., Bompadre S. Application of biomarkers for assessing the biological impact of dredged materials in the Mediterranean:

- the relationship between antioxidant responses and susceptibility to oxidative stress in the red mullet (*Mullus barbatus*) // Marine Pollution Bulletin. – 2002. – V. 44, № 9. – P. 912–922.
86. Rozema J., Bjorn L.O., Bornman J.F., Gaberscik A. et al. The role of UV radiation in aquatic and terrestrial ecosystems-an experimental and functional analysis of the evolution of uv-absorbing compounds // Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology. – 2002. – V. 66, № 1. – P. 2–12.
  87. Sole M., Buet A., Ortiz L., Maynou F., Bayona J.M. et al. Bioaccumulation and biochemical responses in mussels exposed to the water-accommodated fraction of the Prestige fuel oil // Scientia Marina (Barcelona). – 2007. – V. 71, № 2. – P. 373–382.
  88. Whyte J.J., Jung R.E., Schmitt C.J., Tillitt D.D. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure // Crit. Rev. Toxicol. – 2000. – V. 30. – P. 347–570.
  89. Winstone G.W., Di-Giulio R.T. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms // Aquat. Toxicol. – 1991. – V. 19, № 2. – P. 137–161.
  90. Wysor B., Kooistra W.H.C.F., Fredericq S. Comparative phylogeography of reticulate Cladophoracea algae // Journal of Phycology. – 2002. – V. 38, № 51. – P. 38–39.
  91. Zaitsev Yu., Mamaev V. Biological diversity in the Black Sea: a study of change and decline / Black Sea Environmental Series, New York: United Nations Publications, 1997. – V. 3. – 208 p.

**Шахматова О. А. Відгук гідробіонтів на стресові фактори морських екосистем** // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 98–113.

В огляді наведена інформація про стресові фактори впливу на морські екосистеми. Виділено біотичні, абіотичні і антропогенні фактори. Зроблено акцент на ролі кліматичних аномалій, які в умовах антропогенного пресингу можуть викликати широкомасштабні трансформації екосистем. Наведено методи визначення екологічних ризиків. Дана оцінка основних структурно-функціональних і молекулярних біомаркерів при проведенні моніторингових робіт.

*Ключові слова:* морські екосистеми, стресові фактори впливу, моніторинг, структурно-функціональні і молекулярні біомаркери.

**Shakhmatova O. A. Response hydrobionts to stress factors marine ecosystems** // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 98–113.

The survey provides information on the effects of stress factors on the marine ecosystems. Biotic, abiotic and anthropogenic factors were revealed. The role of climate anomalies, which are under anthropogenic pressure can cause large-scale impacts is emphasized. Methods for determining the environmental risks have been shown. The estimation of the basic structural and functional and molecular biomarkers in monitoring programs was given.

*Key words:* marine ecosystems, stress impacts, monitoring, structural, functional, and molecular biomarkers.