

УДК 551.46.072:51

ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ ЭКОСИСТЕМЫ ЧЕРНОГО МОРЯ НА ОСНОВЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ

© 2024 г. Н. В. Соловьева^{1, *}, И. В. Ковалева²

¹Институт океанологии им. П.П. Шишова РАН, Москва, Россия

²Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

*e-mail: soloceanic@yandex.ru

Поступила в редакцию 20.03.2023 г.

После доработки 03.05.2023 г.

Принята к печати 06.06.2023 г.

В статье изложены результаты проведенных модельных исследований экологического риска для трех шельфовых районов Черного моря при воздействии различных сочетаний внешних стрессоров. Модельные расчеты риска проведены для агрегированного фитопланктона с учетом внутригодовых вариаций значений биомассы, полученных по данным наблюдений. Выявлена существенная зависимость экологического риска от внутригодового состояния фитопланктона, рассчитана зависимость допустимой вероятности воздействий от экологического риска. Последнее выявило области возможных ошибок второго рода, что имеет практическую значимость для обеспечения экологической безопасности разработок ресурсов шельфа.

Ключевые слова: экологический риск, моделирование, вероятность допустимого воздействия, Черное море, фитопланктон

DOI: 10.31857/S0030157424010036, **EDN:** EPJQIP

ВВЕДЕНИЕ

Необходимость оценки экологического риска для экосистемы Черного моря обусловлена не только широким диапазоном, скоростью изменения параметров и наличием процессов различного генезиса в уникальных акваториях Черного моря. Большую роль в формировании состояния, а следовательно, и рисков экосистемы играет разработка ее ресурсов, включая как биологические, так и минеральные. Последствия воздействия антропогенных стрессоров различной природы на компоненты экосистемы нуждаются в прогнозировании. Интегральными оценками для таких прогнозов являются оценки экологического риска для отдельных компонент и для всей экосистемы в целом [35, 36]. В представленной работе с помощью созданной вероятностной модели [36] проведены оценки экологического риска для трех акваторий Черного моря при различных вариациях вероятности воздействия стрессоров.

Существующие сегодня методы оценки экологического риска сводятся к оценке величины соотношения *вероятность события* × *ущерб*, которое ориентировано на экономические показатели [20, 23], что ведет к ущемлению важности оценки экологической составляющей в проектах освоения ресурсов морских экосистем. Особенно ак-

туальна задача расчета динамики экологического риска для экосистем, характеризующихся повышенной чувствительностью и наиболее заметным откликом на техногенные и климатические изменения [22]. В этом смысле понимание динамики морских экосистем в контексте глобальных изменений связано с возможностью расчета рисков [21–23, 35, 36].

Существующие подходы к оценкам экологического риска ориентированы на преодоление ограничений, связанных с разнообразием природы стрессоров, на их совместное воздействие и многообразие реакций морских экосистем как откликов на внешнее воздействие [22]. Принятая практика оценки последствий воздействия стрессоров на морскую экосистему предусматривает соблюдение нормативов в качестве критерия экологической безопасности [5]. Сегодня стала очевидной недостаточность такого подхода при комплексном действии факторов различного генезиса. Применение даже полного спектра нормативов отдельных блоков от хорошо разработанной системы предельно допустимых концентраций, выбросов и нагрузок до генетических индикаторов не способно обеспечить экологическую безопасность всей экосистемы в целом [4, 23]. Очевидно, что выполнение норм по какому-либо одному критерию не означает экологической безопасно-

сти всей морской системы в целом, оставаясь при этом необходимым ее условием. Снижение риска для всей экосистемы в целом логично осуществлять последовательно. На первом этапе следует добиваться выполнения существующих нормативов по каждому критерию, что создаст необходимые условия для последующей оценки риска комплексных воздействий, на втором этапе — проводить оценку комплексных воздействий при сочетании стрессоров различной природы: техногенных, климатических, инвазивных.

Несмотря на широкий спектр методов, применяемых к оценкам риска, их практическое применение оказывается не востребованным из-за весьма общих рекомендаций на выходе [19]. Одним из упрощений существующих оценок риска является отсутствие учета естественной внутригодовой динамики компонент экосистемы. Известные методы [9] связаны с формированием матриц риска с учетом вероятности возникновения опасного события и тяжести возможных последствий. Такое построение является статичным и не учитывает внутригодовую динамику компонент экосистемы. Чтобы продвинуться в направлении учета динамики были использованы данные наблюдений за внутригодовыми вариациями биомассы фитопланктона в трех выбранных акваториях Черного моря. Данные наблюдений явились входными в модель риска.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ.

Вероятностная модель [35, 36] была опробована для различных экосистем [11, 12], а в настоящих исследованиях использовалась для расчета экологического риска в шельфовых акваториях 1–3 Черного моря (рис. 1). Экосистемы шельфа в условиях интенсивной хозяйственной деятельности оказываются наиболее уязвимы со стороны воздействия стрессоров техногенного [2, 8], бытового и рекреационного происхождения [14]. Для интегральной оценки состояния экосистемы недостаточно иметь только статические индикаторы, не учитывающие внутригодовую динамику функционирования экосистемы. Необходимо совместить естественную динамику компонент экосистемы, существующую систему нормирования и вариации значений нагрузки со стороны стрессоров. Для этого предлагается использовать вероятностную модель экологического риска [35, 36], данные наблюдений [7, 15, 16] и нормативы воздействий [2, 9].

Под экологическим риском будем понимать вероятность гибели биосистемы (в частности, популяции) в условиях воздействия стрессоров в течение фиксированного времени. Воздействия стрессоров антропогенного характера, их множе-

ственные сочетания отражаются на естественной внутригодовой динамике с периодами всплеск и спадов биомасс компонент экосистемы. В основу вероятностной модели риска положен критерий экологической безопасности, имеющий вид [17]:

$$K = \{y \leq y_p\} \quad (1)$$

где y — экологический риск, y_p — допустимый риск. При выполнении условия $y \leq y_p$ принимается решение об экологической безопасности, при $y > y_p$ принимается решение об экологической опасности [17]. Точное значение экологического риска не может быть получено в принципе, тем более исходя только из экспертных оценок. Можно получить только верхнюю $\bar{y}$ и нижнюю $\underline{y}$ оценки риска. Величина допустимого экологического риска лежит в интервале между верхней и нижней оценками $\underline{y} \leq y \leq \bar{y}$.

Точность оценок риска зависит от объема привлеченной информации и повышается при расширении объема используемых данных различной природы и методов моделирования.

Расчеты риска в теории экологического скрининга основаны на верхних оценках [17, 24]. Учитывая L внешних для экосистемы стрессоров, согласно неравенствам Буля, оценка риска будет соответствовать максимальной из оценок от отдельного i -го воздействия

$$\max_i y_i = y_l \leq y \leq y_h = \sum_{i=1}^L y_i$$

Будем принимать техногенные воздействия в качестве стрессоров, для которых в технических проектах закладывается допустимая вероятность воздействий q_k [9]. При этом для k -го состояния технического объекта (q_k) в модель введена условная вероятность p_{mk} m -го состояния экосистемы. И риск от i -го воздействия стрессора по формуле полной вероятности имеет вид [25, 26]:

$$y_i = \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M p_{mk} y_{imk}, i = \overline{1, L}. \quad (2)$$

В общем случае для внутригодового риска в зависимости от времени имеем соотношения [17, 36]:

$$\begin{aligned} y_k(t) &\leq \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M p_{km} y_{km} = \\ &= \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M (p_{am} y_{am} + p'_{am} y'_{am})_k = \\ &= \sum_{k=1}^K q_k y_a(t), \end{aligned}$$

$$y_a(t) \leq \left\{ \begin{array}{l} \frac{1 - \overline{Ev}(t)/N_{max}}{(1 - N_{cr}/N_{max})^2} \\ \exp\left(-\frac{(1 - N_{cr}/N_{max})^2}{2(1 - \overline{Ev}(t)/N_{max})}\right) \end{array} \right\}, \quad (3)$$

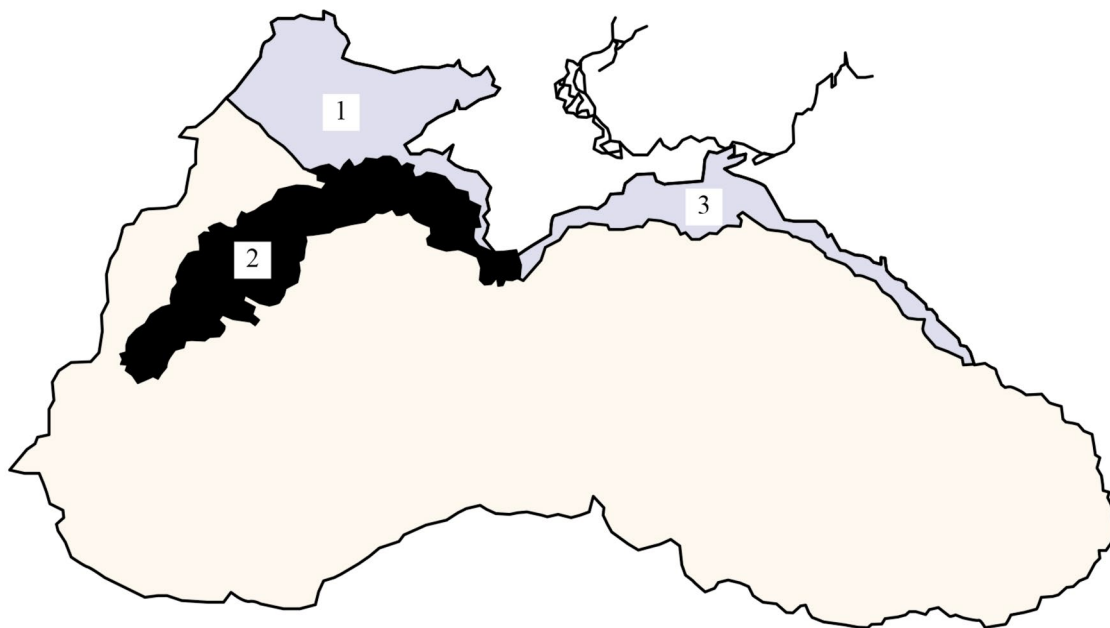


Рис. 1. Области расчета экологического риска: Приднепровский район северо-западного шельфа (1), область свала глубин от 50 до 500 м (2), область Кавказского и Крымского побережья (3).

$$\sum_{m=1}^M (p_{am} + p'_{am}) = I, \sum_{k=1}^K q_k = I;$$

$$p_{am} = \frac{t_m}{t}; p'_{am} = \frac{t'_m}{t}; \sum_{m=1}^M (t_m + t'_m) = t;$$

Все переменные модели (3) сведены в табл. 1.

Значения N_{cr} and N_{max} определяют возможную максимальную амплитуду колебаний биомассы по данным наблюдений или динамического моделирования. Значения математического ожидания биомассы на вспышках $E_m v(t)$, спадах $E'_m v(t)$ и в течение года $\bar{E}v(t)$ зависят от времени. Такая зависимость обусловлена естественными вариациями биомасс организмов в течение различных сезонов года:

$$\bar{E}v(t) = \sum_1^M (p_{am} E_m v(t) + p'_{am} E'_m v(t))_k. \quad (4)$$

Построенная модель внутригодовых вариаций риска (3), (4) позволяет перейти к оценкам динамики допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров на экосистему (5). Именно такой порядок в иерархии действий отражает соблюдение экологического приоритета при освоении ресурсов морских акваторий [26]. Первичным является определение экологического риска, а затем на основе полученных результатов — допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров. Для случая зависимости допустимой вероятности воздействия от времени

$Q(t)$ уравнения экоскрининга [24] были расширены до вида [36]:

$$Q(t) = \begin{cases} 1, & \text{при } y_k(t) \leq y_d \\ \frac{y_d}{y_k(t)}, & \text{при } y_d < y_k(t) < 1 \\ y_d, & \text{при } y_k(t) = 1 \end{cases} \quad (5)$$

где $Q(t)$ — предельно допустимая вероятность антропогенного воздействия на экосистему; $y_k(t)$ определяется уравнениями (3); y_d — предельно допустимый риск для экосистемы при различных требованиях к сохранению качества среды.

Входными данными в вероятностную модель риска служат данные наблюдений за сезонными вариациями значений биомасс популяций. Заметим, что предложенный метод учитывает агрегированные компоненты экосистемы. Текущий этап модельных исследований связан с расчетом риска для агрегированной компоненты фитопланктон. Обобщение метода на случай всех основных компонент экосистемы выявит наиболее уязвимое звено трофической цепи, которое и будет определять риск для всей экосистемы. Входными данными в вероятностную модель риска являются значения N_{max} , N_{cr} , p_{am} , p'_{am} , $\bar{E}v(t)$, q_k , y_d . Эти значения могут быть получены из данных наблюдений или расчета по динамической (экосистемной) модели [1, 36]. Отметим, что в случае использования динамической модели рассчитываются внутригодовые вариации одновременно всех основных компонент экосистемы [1]. Входные данные в мо-

Таблица 1. Переменные вероятностной модели риска

Обозначение переменной	Содержание переменной
y_i	Риск от отдельного i -го воздействия со стороны стрессоров (технического объекта)
q_k	Вероятность k -го состояния технического объекта
p_{mk}	Условная вероятность m -го состояния экосистемы при k -ом состоянии технической системы
y_{imk}	Условный риск от отдельного i -го фактора воздействия при k -ом состоянии технического объекта и m -ом состоянии экосистемы
$Ev(t)$	Математическое ожидание значения биомассы популяции
$y_{k(t)}$	Внутригодовой риск биосистемы при k -ом состоянии технического объекта
p_{am}	Вероятность пребывания биосистемы в m -ом внутригодовом состоянии вспышки биомассы
p'_{am}	Вероятность пребывания биосистемы в m -ом внутригодовом состоянии спада биомассы
y_{am}	Риск в состоянии вспышки биомассы
y'_{am}	Риск в состоянии спада биомассы
$\bar{y}_a$	Экологический риск в течение года
y_{km}	вероятность риска биосистемы при k -ом состоянии технического объекта и m -ом состоянии биосистемы
t_m	Продолжительность вспышки биомассы
t'_m	Продолжительность спада биомассы
$Q(t)$	Предельно допустимая вероятность антропогенных воздействий для экосистемы
y_d	Предельно допустимый экологический риск при различных требованиях к сохранению качества среды

дель разбиты на два блока, относящихся к биоэкологической и технологической составляющей. На этапе текущих исследований будем оценивать риск для агрегированной компоненты — фитопланктон, используя данные наблюдений в Черном море. Многолетние данные экспедиционных [6, 18] и дистанционных наблюдений [15, 16, 27, 32, 38] за сезонными вариациями хлорофилла a , биомассы, численности фитопланктона, проведенные в Черном море для различных акваторий шельфа [32], отдельных бухт [10], открытых и глубинных вод [28, 29], показывают большой разброс значений наблюдаемых показателей в различные годы и внутригодовые интервалы. Особенно это проявляется при быстро меняющихся факторах, ответственных за цветение и распределение биомассы фитопланктона [33, 34].

В настоящей работе использовали результаты модельных расчетов биомассы фитопланктона [7, 15, 16] в акваториях 1–3 (см. рис. 1). Расчеты были проведены по данным наблюдений, полученным спутниковым сканером SeaWiFS в 2001 и 2003 гг., и MODIS-Aqua и MODIS-Terra в 2008, 2011 и 2014 гг. [7]. Для биомассы фитопланктона использовали спутниковые данные SeaWiFS\ R2018.0\MLAC\ Level-2, MODIS-Aqua\R2018.0\ LAC\Level-2 и MODIS-Terra\R2018.0\LAC\ Level-2 [30] <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> (дата обращения 22.05.2019). Концентрация хлорофилла, рассчитана на основе алгоритма, разработанного в Морском гидрофизическом институте для

SeaWiFS и MODIS [37]. Температура в поверхностном слое получена из спутниковых наблюдений MODIS-Aqua/Terra, интенсивность ФАР в диапазоне 400–700 нм [31] <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> (дата обращения 22.05.2019). Осредненные за двухнедельный период данные использовали для расчетов биомассы фитопланктона с помощью модели [15], разработанной на культурах десяти видов водорослей. Результаты модельных расчетов [7, 15, 16] сезонных вариаций биомассы фитопланктона (рис. 2) показали непостоянство периодов и масштабов «цветения» для шельфовых акваторий 1–3 (см. рис. 1). Так, в 2001 г. в акватории 3 наблюдались невысокие значения биомассы на протяжении всего года без выраженных максимумов, тогда как в акватории 1 отмечен пик в июне с биомассой до 117 мгС/м³, этот максимум проявился и в акватории 2 (см. рис. 2). Незначительное повышение биомассы в районах 1 и 3 наблюдалось во второй половине октября. В 2003 г. в трех районах на фоне более высоких зимних величин выражен мартовский максимум, при этом наибольшим он был в акватории 3 — до 110 мгС/м³. Летний пик в области 1 сместился к июлю и был значительно ниже. Незначительный осенний максимум отмечен в областях 1 и 2. В 2008 г. максимальные значения биомассы не превышали 78 мгС/м³ и наблюдались весной. Для 2008 г. заметно увеличение значений биомассы планктона во второй половине октября по сравнению с предыдущими двумя годами. Повышенные значения

в зимний период и весенний пик в марте-апреле с биомассой до 100 мгС/м^3 наблюдались в 2011 г. Осеннее возрастание биомассы в этом году происходило с сентября в области 1 и с октября в области 2. В 2014 г. наибольшим в годовой динамике был зимний пик в трех районах с биомассой до 100 мгС/м^3 . Мартовский максимум во всех исследуемых районах достигал 80 мгС/м^3 . В течение 2014 г. наблюдалось существенное возрастание значений биомассы в мае, сентябре, октябре, ноябре в области 1 и в осенний период в области 2.

Для приднепровского района характерна наибольшая средняя величина показателя биомассы $45.8 \pm 17.9 \text{ мгС/м}^3$ за пятилетний период исследований. В области свала глубин это значение составляет $41.6 \pm 18.1 \text{ мгС/м}^3$, а для прибрежной акватории Крыма и Кавказа — $37.5 \pm 15.9 \text{ мгС/м}^3$. Крайние значения биомассы за двухнедельный период осреднения в трех районах близки друг к другу и составляют: от 16 до 117 мгС/м^3 (район 1), от 15 до 100 мгС/м^3 для области 2 и от 14 до 110 мгС/м^3 для области 3 [7]. В приднепровском районе в сезонной изменчивости фитопланктона в различные годы наблюдалось от 3-х до 6-ти максимумов биомассы. Наибольший среди них

соответствовал весеннему периоду. Для этой акватории шельфа можно отметить характерный зимний, а в отдельные годы летний и осенний максимумы. Такие изменения биомассы связаны с климатическими особенностями в различные годы, стоком рек, динамическими факторами [33] и антропогенной нагрузкой. В областях 2 и 3 наблюдалась более стабильная сезонная динамика с максимумами значений биомассы в зимне-весенний период и минимумами в летний. Для района свала глубин характерен выраженный весенний пик биомассы в рассмотренные годы. Отмечены возрастания биомассы зимой, весной (в марте-апреле) и в конце октября — ноябре. В прибрежной акватории Крыма и Кавказа характерно возрастание биомассы преимущественно в зимний и весенний период, с наибольшими пиками величин в марте. В области 3 отмечено от 2 до 3 максимумов биомассы фитопланктона [7].

Анализ результатов модельных расчетов [7, 15, 16] сезонных вариаций биомассы фитопланктона (см. рис. 2) выявил согласие с данными натурных наблюдений [10, 13], а полученные ре-

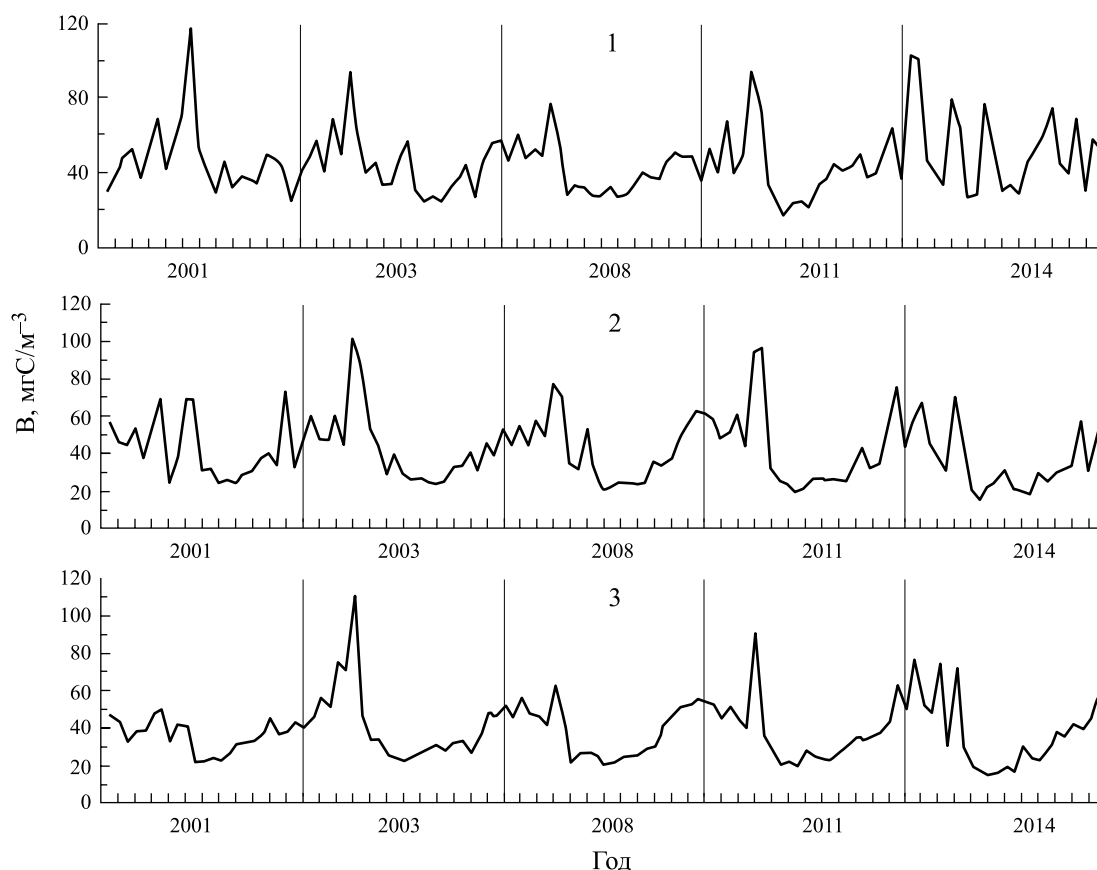


Рис. 2. Сезонная динамика биомассы фитопланктона в различные годы в шельфовой области Черного моря в трех районах [7].

зультаты (см. рис. 2) для прибрежных акваторий (см. рис. 1) были использованы в качестве входных данных в модель риска.

В качестве входных данных для моделирования риска необходимо также задать вероятности воздействий со стороны технических объектов q_k и качества среды y_d . Для этих параметров существуют нормативы, сформированные на основе статистических исследований [2, 4, 9]. Вероятность состояния технических систем, воздействующих на экосистему (авария, штатный режим эксплуатации, степень и режимы воздействия), включается в проекты технической эксплуатации и нормируется по ряду признаков, включая вероятность отказа технических устройств с последствиями определенного уровня (класса), частоту реализации поражающих факторов для акватории, ожидаемый ущерб и другие [2, 9]. Для расчетов были использованы ориентировочные допустимые риски воздействий на морские экосистемы на основных этапах освоения нефтегазовых ресурсов [2, 9] (табл. 2) и выбран ряд значений q_k в диапазоне от 10^{-3} до 10^{-1} . В качестве входных значений параметра y_d , учитывая состояние прибрежных экосистем Черного моря [8] в условиях присутствия нефтяных углеводородов, были выбраны значения в диапазоне от 10^{-3} до 10^{-2} . Выбор диапазона значений q_k обусловлен наличием данных [9] о проектных значениях допустимого риска для различных видов работ (см. табл. 2) на шельфе при нефтедобыче.

МОДЕЛЬНЫЕ РАСЧЕТЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА И ВЕРОЯТНОСТИ ДОПУСТИМЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ

Чтобы показать значимость внутригодового состояния экосистемы и ее компонентов для оценки риска в модели, поддерживались постоянными значения воздействий со стороны стрессоров техногенного происхождения q_k в диапазоне от 10^{-3} до 10^{-1} и параметра y_d , ассоциированного с качеством среды, в диапазоне от 10^{-3} до 10^{-2} . Для трех акваторий шельфа (см. рис. 1) были выбраны внутригодовые вариации значений биомассы: в 2001, 2008 и 2014 гг. — для акватории 1; в 2003, 2008 и 2014 гг. — для акватории 2; в 2001, 2003 и 2011 гг. — для акватории 3 (рис. 3а, 4а, 5а). В каждом варианте модельных расчетов задавались значения $N_{\max}$, $N_{\text{сг}}$, $p_{\text{ам}}$, $p'_{\text{ам}}$, $E_{\text{м}}v$, $E_{\text{м}}v$ соответственно выбранному году.

Расчет риска $y_k(t)$ по модели (2)–(4) при различных вариациях параметров воздействия q_k и y_d для акваторий 1 (рис. 3б), 2 (рис. 4б) и 3 (рис. 5б) показал следующее. Невысокие значения экологического риска, обусловленные заданными параметрами стрессоров, претерпевают значительные внутригодовые вариации с минимумами на пике биомассы фитопланктона. При снижении требований к качеству среды на порядок расчет показал снижение риска. Так, при анализе расчетов для акватории 1 в 2008 г. и 2001 г. при $q_k = 10^{-1}$ (см. рис. 3б) выявлено снижение риска до практически безопасных значений (до 2%),

Таблица 2. Ориентировочные допустимые риски воздействий на морские экосистемы и частота возникновения опасных ситуаций на основных этапах освоения нефтегазовых ресурсов [2, 9]

Ожидаемая частота возникновения (1/год)	Частый отказ	Вероятный отказ	Возможный отказ	Редкий отказ	Крайне редкий отказ
	>1	$1-10^{-2}$	$10^{-2}-10^{-4}$	$10^{-4}-10^{-6}$	$<10^{-6}$
Виды антропогенного воздействия на экосистемы	Масштаб воздействия		Ориентировочный допустимый риск		
Сейсмическая разведка	Пространственный	Временной			
Бурение разведочных скважин	Местный	Временный			
Промысловые работы с одиночных платформ	Локальный	Кратковременный			
Промысловые региональные работы	Местный	Временный			
Строительство платформ, трубопроводов и др.	Региональный	Долговременный			
Эксплуатация трубопроводов в безаварийном режиме	Локальный	Временный			
Танкерные перевозки в безаварийном режиме	Региональный	Долговременный			
	Субрегиональный	Временный			

а при снижении на два порядка вероятности воздействия q_k с 10^{-1} до 10^{-3} (см. рис. 3б, 2014 г.) риск снижается практически до нуля. Аналогичные выводы можно получить при анализе расчетов для акваторий 2 (см. рис. 4б) и 3 (см. рис. 5б). Внутригодовые вариации значений риска для акваторий 2 и 3 более близки друг к другу, чем для аквато-

рии 1, где разброс значений выше. Это отразилось в последующих расчетах зависимости допустимой вероятности воздействий $Q(y_k)$ от риска с учетом соотношений (5) при вариации воздействия стрессоров (рис. 6–8). Для анализа полученных результатов выделим область, соответствующую менее 30% и более 75% вероятности допустимых

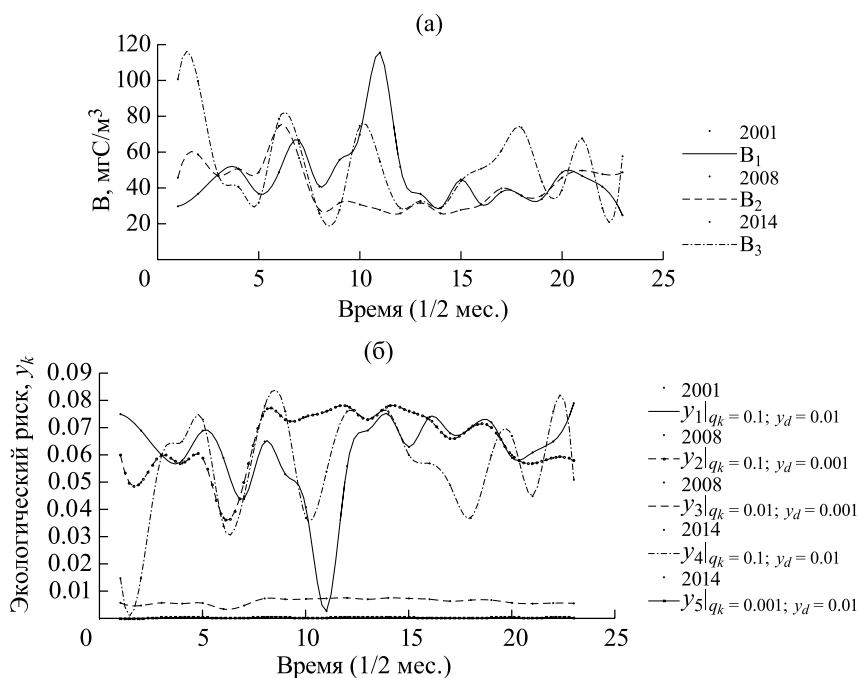


Рис. 3. Годовой ход биомассы фитопланктона по данным наблюдений [7] в акватории 1 (а) и модельный расчет внутригодовых вариаций экологического риска (б).

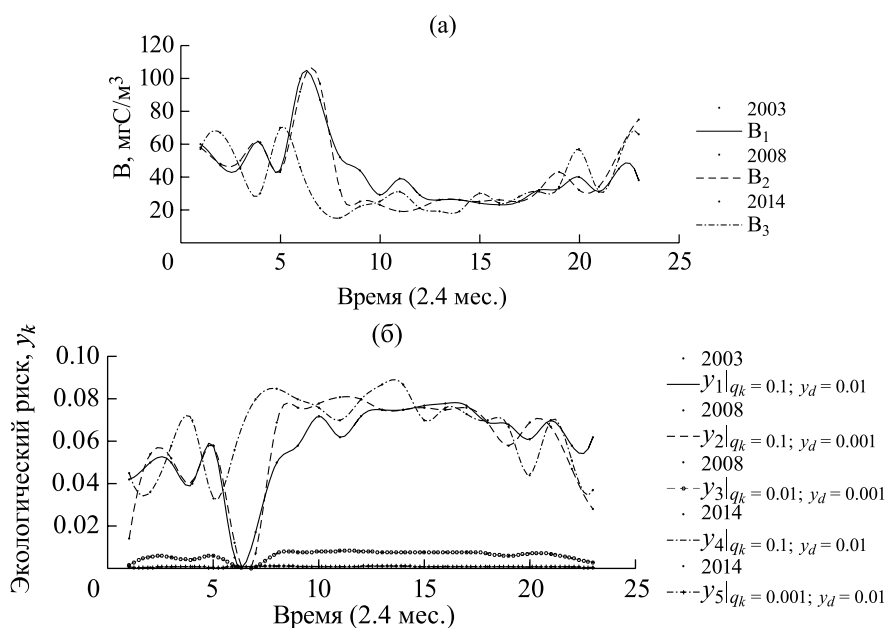


Рис. 4. Годовой ход биомассы фитопланктона по данным наблюдений [7] в акватории 2 (а) и модельный расчет внутригодовых вариаций экологического риска (б).

воздействий. Первая соответствует области повышенного риска и требует мероприятий по поддержанию экологической безопасности. Вторая соответствует области, близкой к безопасной. Другими словами, расчеты выявили сочетания параметров воздействия со стороны стрессоров с внутригодовыми естественными вариациями биомассы фитопланктона, определяющие область допустимых воздействий менее 30% как область опасности и более 75% как безопасную.

Этот нетривиальный вывод касается ошибок 1-го и 2-го рода, когда безопасная ситуация может представляться опасной (ошибка 1-го рода) или когда опасная ситуация скрыта внешним

благополучием (ошибка 2-го рода). В результате модельных расчетов были получены области возможных ошибок 2-го рода (см. рис. 6–8), которые более опасны, чем ошибки 1-го рода, которые ведут к перерасходу средств на поддержание экологической безопасности. Области, выделенные как возможные ошибки 2-го рода, выявляют сочетания параметров воздействия, которые дают небольшие значения экологического риска. Тем не менее допустимая вероятность воздействия рассчитана не высокая. Этот вывод может быть полезен в практической области принятия решений для обеспечения экологической безопасности шельфа.

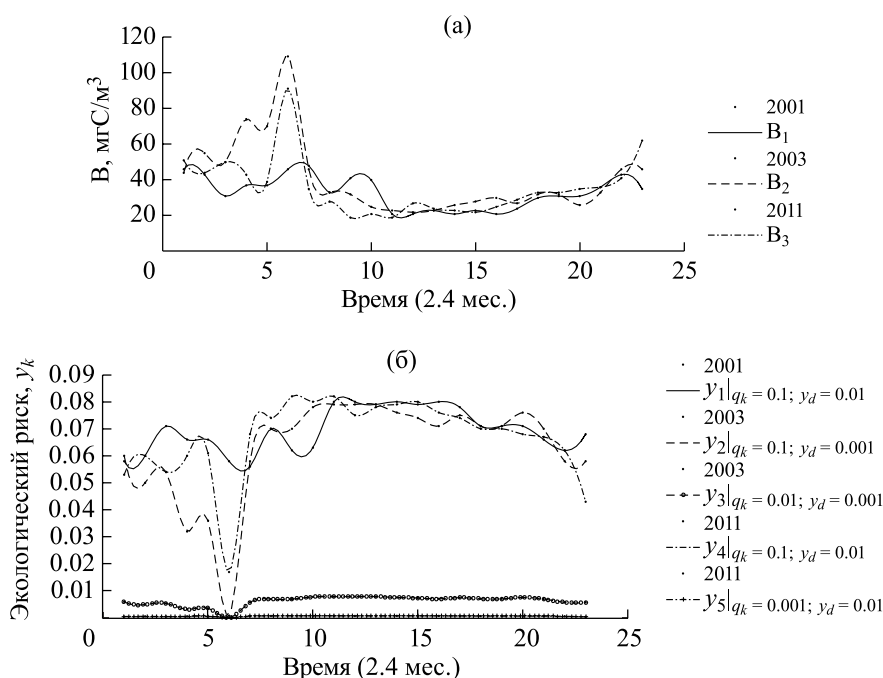


Рис. 5. Годовой ход биомассы фитопланктона по данным наблюдений [7] в акватории 3 (а) и модельный расчет внутригодовых вариаций экологического риска (б).

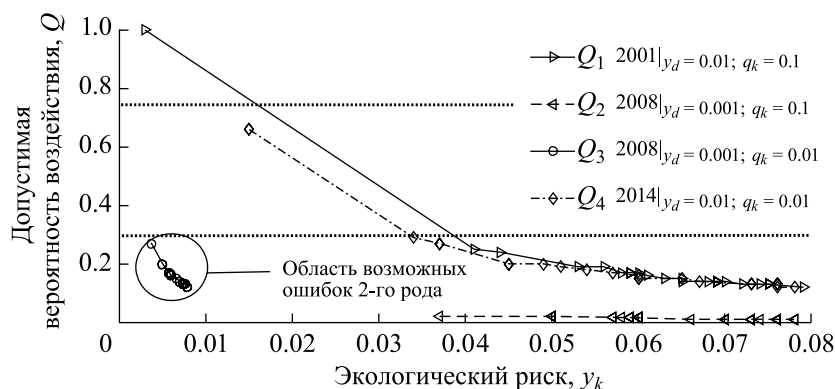


Рис. 6. Модельный расчет зависимости допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров от экологического риска для акватории 1.

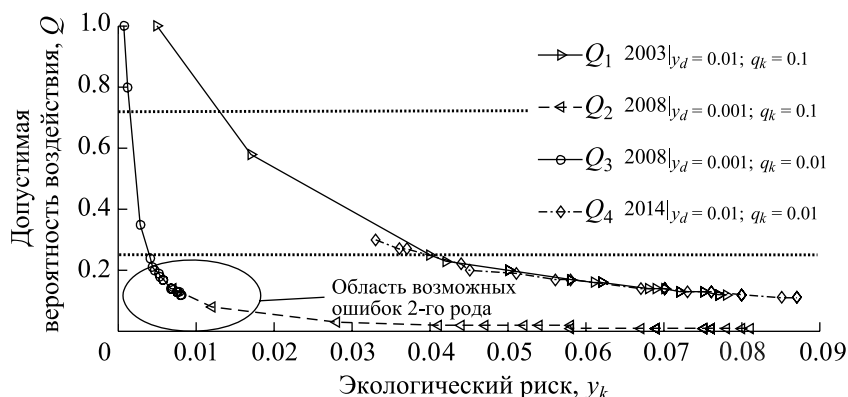


Рис. 7. Модельный расчет зависимости допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров от экологического риска для акватории 2.

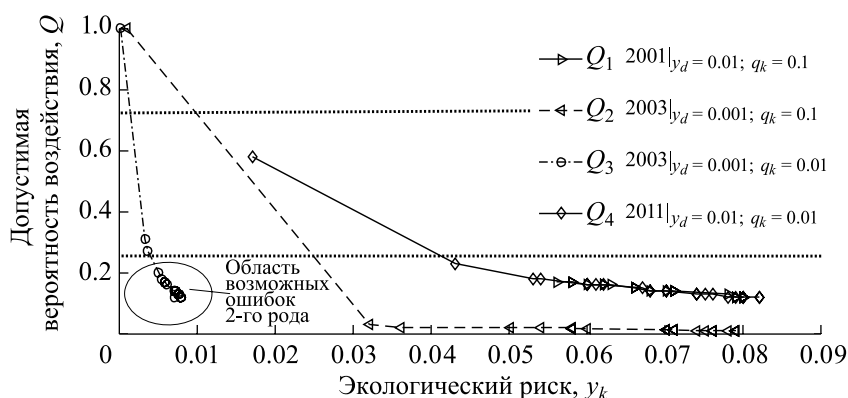


Рис. 8. Модельный расчет зависимости допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров от экологического риска для акватории 3.

ВЫВОДЫ

Полученные модельные оценки экологического риска при одинаковых значениях воздействия стрессоров (см. рис. 3–5) показывают существенную зависимость риска от внутригодового состояния компонент экосистемы, что было выявлено на примере агрегированной компоненты фитопланктона. Обобщенные на случай J популяций соотношения (3)–(5) модели позволяют определять допустимые значения вероятности воздействия стрессоров по отношению к j -ой популяции экосистемы. Если существование всех J популяций нам одинаково дорого, тогда к функционированию технических систем, воздействующих на экосистему, необходимо предъявлять требование допустимой годовой вероятности воздействия $Q(t)$, удовлетворяющей условию $Q(t) = \min_j Q(t)_j$ [24]. Другими словами, требование к допустимой вероятности воздействия на всю экосистему в целом будет определяться по той популяции, которая подвергается наибольшему риску среди других при действии стрессоров. При

таком подходе значение величины критического состояния экосистемы не является постоянным, а нелинейно зависит от внешних естественных условий, антропогенных воздействий и самого состояния экосистемы в текущий и предшествующий моменты времени.

Оценка риска по предлагаемой методике позволяет дать ответ на вопрос о принципиальной допустимости воздействий определенных масштабов со стороны стрессоров в различных акваториях шельфа Черного моря. Модельные расчеты зависимости допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров от экологического риска (см. рис. 6–8) выявили области безопасности и области повышенной опасности при различных сочетаниях степени воздействия. При этом особо важным результатом является выявление областей возможных ошибок 2-го рода (см. рис. 6–8), когда опасная ситуация скрыта внешним благополучием (низкие значения экологического риска).

Грубость оценок риска зависит от объема привлеченной информации об исследуемой экоси-

стеме. Уточнение оценок риска их достоверность определяется объемом информации, разнообразием, скоростью передачи, обновления и усвоения различных по природе данных, применением всех известных методов моделирования. При минимуме такой информации оценки риска становятся тривиальными либо могут возникать ошибки первого и второго рода. Понижение неопределенности ситуации ведет к уточнению значения допустимой вероятности воздействий. Другими словами, в перспективе задача оценки рисков выходит на уровень привлечения парадигмы Big Data [3], а использование предложенных методик позволит удовлетворить вынужденным условиям снижения затрат на природоохранные мероприятия при сохранении приоритетности экологических требований.

Источники финансирования. Исследования выполнены в рамках государственного задания Института океанологии РАН по теме № 0128-2021-0004 и Института биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН по теме № 121041400077-1.

Благодарности. Авторы благодарят сотрудников ИО РАН: академика РАН М.В. Флинта за проведенные экспедиционные работы на шельфе Черного моря и доктора биологических наук В.А. Силкина за обсуждение вопросов моделирования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беляев В.И., Кондуфорова Н.В. Математическое моделирование экологических систем шельфа. Киев: Наукова Думка, 1990. 240 с.
2. Вялышев А.И., Лисовский И.В., Большагин А.Ю. Возможные последствия чрезвычайных ситуаций, обусловленных разливами нефти и нефтепродуктов на морских акваториях // Технологии гражданской безопасности. 2012. Т. 9. № 1 (31). С. 62–69.
3. Гвишиани А.Д., Лобковский Л.И., Соловьева Н.В. Перспективы синтеза моделей экологического риска и технологий больших данных для морских экосистем // Физика Земли. 2022. № 4. С. 101–112. <https://doi.org/10.31857/S0002333722040044>
4. Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М. Методология достоверной оценки качества воды. IV. Вероятность удовлетворительного нормирования и контроля (статистический анализ, непараметрический подход) // Экология и промышленность России. 2023. Т. 27. № 1. С. 40–45. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2023-1-40-45>
5. Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М. Стандарты и качество экологического регулирования // Стандарты и качество. 2012. № 4. С. 46–50.
6. Демидов А.Б. Сезонная изменчивость и оценка годовых величин первичной продукции фитопланктона в Черном море // Океанология. 2008. Т. 48. № 5. С. 718–733.
7. Ковалёва И.В., Суслин В.В. Сезонная динамика биомассы фитопланктона в различные годы в шельфовой зоне северной и северо-западной части Черного моря в трех районах // Материалы 20-й Международной конференции «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса». Электронный сборник материалов конференции. Институт космических исследований Российской академии наук. Москва, 2022. С. 174. <https://doi.org/10.21046/20DZZconf-2022a>
8. Миронов О.А., Миронов О.Г. Современные данные по загрязнению прибрежной акватории Азово-Черноморского региона России нефтяными углеводородами // Юг России: экология, развитие. 2020. Т. 15. № 3. С. 77–85. <https://doi.org/10.18470/1992-1098-2020-3-77-85>
9. Патин С.А. Нефть и экология континентального шельфа: в 2-х т. 2-е изд. Т. 1: Морской нефтегазовый комплекс: состояние, перспективы, факторы воздействия. М.: Изд-во ВНИРО, 2017. 326 с.
10. Селифонова Ж.П., Ясакова О.Н. Фитопланктон акваторий портовых городов северо-восточного шельфа Черного моря // Морской экологический журнал. 2012. Т. 11. № 4. С. 67–77. <https://www.researchgate.net/publication/320866124>
11. Соловьева Н.В. Метод модельных оценок экологического риска для экосистем Арктического шельфа различной продуктивности // Океанология. 2021. Т. 61. № 2. С. 1–13. <https://doi.org/10.31857/S0030157421020179>
12. Соловьева Н.В. Оценки экологического риска для шельфовых экосистем на основе моделирования // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 3. С. 107–121. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-3-107-121>
13. Стельмах Л.В. Закономерности сезонной изменчивости отношения между органическим углеродом и хлорофиллом *a* в нано- и микрофитопланктоне поверхностного слоя прибрежных вод Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Сб. науч. Трудов. Севастополь. 2014. Вып. 28. С. 247–256.
14. Ярмак Л.П., Суслов О.Н., Сущенко О.А., Яценко М.М. Оценка антропогенной напряженности экосистемы Черного моря на основе интегрального показателя экологической напряженности // Водное хозяйство России. 2008. № 5. С. 72–83.
15. Финенко З.З., Ковалева И.В., Суслин В.В. Новый подход к оценке биомассы фитопланктона и ее вариабельности в поверхностном слое Черного моря по спутниковым данным // Успехи современной биологии. 2018. Т. 138. № 2. С. 1–13. <https://doi.org/10.7868/S0042132418030079>

16. Финенко З.З., Мансурова И.М., Суслин В.В. Временная динамика биомассы фитопланктона в поверхностном слое Черного моря по данным спутниковых наблюдений // *Океанология*. 2022. Т. 62. № 3. С. 416–427.
17. Флейшман Б.С. Основы системологии. М.: Радио и связь, 1982. 368 с.
18. Флинт М.В., Поляков С.Г. Комплексные исследования экосистемы Черного моря (100-й рейс научно-исследовательского судна «Профессор Штокман») // *Океанология*. 2010. Т. 50. № 2. С. 312–315.
19. Astles K.L. Food for Thought: Linking risk factors to risk treatment in ecological risk assessment of marine biodiversity. // *J. of Marine Science*. 2014. 72. № 3. P. 1116–1132. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu207>
20. Austen M.C., Crowe T.P., Elliott M. et al. Vectors of change in the marine environment: ecosystem and economic impacts and management implications // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2018. V. 201. P. 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.01.009>
21. Chen S.Q., Chen B., Fath B.D. Ecological risk assessment on the system scale: a review of state-of-the-art models future perspectives // *Ecological Modelling*. 2013. V. 250. P. 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.10.015>
22. Elliott M., Borja A., Cormier R. Activity-footprints, pressures-footprints and effects-footprints — Walking the pathway to determining and managing human impacts in the sea // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. V. 155. 111201. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111201>
23. Fath B.D., Asmus H., Asmus R. et al. Ecological network analysis metrics: The need for an entire ecosystem approach in management and policy // *Ocean & Coastal Management*. 2019. V. 174. P. 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.007>
24. Fleishman B.S. Stochastic theory of ecological interactions // *Ecological Modelling*. 1982. V. 17. № 2. P. 65–73. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(82\)90043-6](https://doi.org/10.1016/0304-3800(82)90043-6)
25. Fleishman B.S. Contribution to the theory of adaptation with application to ecology // *Ecological Modelling*. 1984. V. 26. № 1-2. P. 21–31. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(84\)90090-5](https://doi.org/10.1016/0304-3800(84)90090-5)
26. Fleishman B.S. Hyperbolic law of reliability and its logarithmic effects in ecology // *Ecological Modelling*. 1991. V. 55. № 1-2. P. 75–88. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90066-A](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90066-A)
27. Kopelevich O.V., Burenkov V., Sheberstov S. et al. Satellite monitoring of coccolithophore blooms in the Black Sea from ocean color data // *Remote Sensing of Environment*. 2014. V. 146. P. 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.09.009>
28. Mikaelyan A.S., Pautova L.A., Fedorov A.V. Seasonal evolution of deep phytoplankton assemblages in the Black Sea // *Journal of Sea Research*. 2021. V. 178. P. 102125. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102125>
29. Mikaelyan A.S., Kubryakov A.A., Silkin V.A. et al. Regional climate and patterns of phytoplankton annual succession in the open waters of the Black Sea // *Deep Sea Res. I*. 2018. V. 142. P. 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.08.001>
30. NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Aqua Ocean Color Data; 2018. Reprocessing. NASA OB.DAAC, Greenbelt, MD, USA. <https://doi.org/10.5067/AQUA/MODIS/L2/OC/2018>. Accessed on 05/22/2019.
31. NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Terra Ocean Color Data; 2018. Reprocessing. NASA OB.DAAC, Greenbelt, MD, USA. <https://doi.org/10.5067/TERRA/MODIS/L2/OC/2018>. Accessed on 05/22/2019.
32. Oguz T., Deshpande A.G., Malanotte-Rizzoli P. The role of mesoscale processes controlling biological variability in the Black Sea coastal waters: inferences from SeaWiFS-derived surface chlorophyll field // *Continental Shelf Research*. 2002. V. 22. № 1. P. 1477–1492. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(02\)00018-3](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00018-3)
33. Silkin V., Mikaelyan A.S., Pautova L., Fedorov A. Annual Dynamics of Phytoplankton in the Black Sea in Relation to Wind Exposure // *Journal of Marine Science and Engineering*. 2021. V. 9. № 12. 1435. <https://doi.org/10.3390/jmse9121435>
34. Silkin V.A., Pautova L.A., Giordano M. et al. Drivers of phytoplankton blooms in the northeastern Black Sea // *Marine Pollution Bulletin*. V. 138. P. 274–284. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.042>
35. Solovjova N.V. Risk assessment simulation for shelf ecosystems based on the ecoscreening and dynamic methods synthesis // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2020. V. 243. 106881. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106881>
36. Solovjova N.V. Ecological risk modelling in developing resources of ecosystems characterized by varying vulnerability levels // *Ecological Modelling*. 2019. № 406. P. 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.05.015>
37. Suslin V.V., Churilova T.Ya. Regional algorithm for separating light absorption by chlorophyll-a and colored detrital matter in the Black Sea, using 480–560 nm bands from ocean color scanners // *Intern. J. Rem. Sens*. 2016. V. 37. № 18. P. 4380–4400. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1211350>
38. Yunev O., Carstensen J., Stelmakh L. et al. Temporal changes of phytoplankton biomass in the western Black Sea shelf waters: evaluation by satellite data (1998–2018) // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2022. V. 271. P. 107865. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107865>

SIMULATION BASED ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF THE BLACK SEA ECOSYSTEM

N.V. Solovjova^{a,*}, I. V. Kovalyova^b

^a *Shirshov Institute of Oceanology of Russian Academy of Sciences, Moscow, 117997, Russia*

^b *A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia*

^{*}*e-mail: soloceanic@yandex.ru*

The article presents results of the conducted simulation research in ecological risk for three shelf areas of the Black Sea exposed to different combinations of the external stressors. Simulated risk calculations were performed for the aggregated phytoplankton taking into account the intra-annual variations in biomass values obtained from the observation data. The results revealed significant dependence of the ecological risk on the intra-annual state of phytoplankton, and also made it possible to calculate dependence of the acceptable probability of impacts on the ecological risk. The latter identified areas of probable errors of the second kind, which is of practical importance for ensuring ecological safety in the shelf resources development.

Keywords: ecological risk, simulation, probability of acceptable impact, Black Sea, phytoplankton