

ДОПУСТИМЫЙ РИСК ДЛЯ ЭКОСИСТЕМ АРКТИЧЕСКОГО ШЕЛЬФА НА ОСНОВЕ ВЕРОЯТНОСТНЫХ МОДЕЛЬНЫХ РАСЧЕТОВ

Н. В. Соловьева, Л. И. Лобковский

Институт океанологии имени П. П. Ширшова РАН (Москва, Российская Федерация)

Статья поступила в редакцию 11 октября 2021 г.

Приведены оценки экологического риска для экосистем арктического шельфа на основе вероятностной модели. При расчетах использовались материалы наблюдений сезонных вариаций биомассы фитопланктона в морях Арктики и данные о вероятностях воздействия на морские экосистемы со стороны стрессоров с учетом рисков со стороны технологических процессов освоения ресурсов шельфа. Полученные результаты позволили рассчитать вероятности допустимых воздействий на высокопродуктивные и низкопродуктивные экосистемы арктического шельфа. Показано, что в силу низкой продуктивности морских экосистем не следует снижать надежные требования к технологическим процессам, обеспечивающим безопасность освоения ресурсов Арктики.

Ключевые слова: вероятностные оценки экологического риска, допустимый риск, экосистемы шельфа, Арктика.

Введение

Морские системы прибрежных и шельфовых акваторий Арктики обеспечены большими запасами минеральных и биологических ресурсов, интенсивность разработки которых увеличивается в последние десятилетия. В этом смысле морские экосистемы Арктики занимают исключительно ключевое положение в решении проблемы ресурсов [1], и при решении проблем экологической безопасности их освоения требуются количественные оценки риска. Шельфовые экосистемы Арктики значительно различаются по физико-химическим, биологическим и географическим характеристикам, а следовательно, отклик на климатические и антропогенные воздействия будет различным.

Для оценки последствий воздействия стрессоров на морские экосистемы Арктики со стороны технологий освоения ресурсов необходимы количественные методы, основанные на имеющихся знаниях о методах расчета рисков. В настоящее время экосистемный подход [2] является всеобъемлющим в отношении мониторинга, оценки состояния экосистем и управления. Вместе с тем оценки экологического риска при внешних воздействиях различных типов и масштабов остаются в основном качественными или полуколичественными [3; 4]. Используя только

матричные методы [3] или экспертные оценки [2; 4], весьма затруднительно выявить, при каких сочетаниях стрессоров и периодах воздействия риск будет выше: например, при длительном воздействии на вспышке биомассы (сезонном максимуме) или при кратковременном воздействии на минимуме биомассы. Возможность получения оценок риска усложняется при переходе от высокопродуктивных экосистем к низкопродуктивным. При этом экспертные оценки могут приводить к ошибкам первого и второго рода. Так, при ошибке первого рода безопасная ситуация принимается как представляющая угрозу безопасности экосистемы. В этом случае чрезмерная осторожность, связанная с ложной тревогой, не так опасна, как ошибка второго рода, когда опасная ситуация скрыта внешним благополучием. Например, гипотеза о том, что разработка минеральных ресурсов в акваториях низкопродуктивных экосистем будет иметь менее негативные последствия, чем для высокопродуктивных [5], нуждается в тщательной проверке. Оценка последствий множества возможных сочетаний естественного хода биомасс компонентов морской экосистемы, вариаций стрессоров, объемов и режимов воздействий на экосистему не поддается только экспертному анализу. Анализ различных подходов к оценке экологического риска для морских систем показывает, что для повышения эффективности и востребованности

методов необходимо сочетать динамику стрессоров с динамикой функционирования морской экосистемы [6; 7], что фактически реализовано в настоящей работе для арктических морских экосистем различной биопродуктивности.

Мы не ставили задачу привести в данной статье пример расчета конкретного варианта воздействия стрессоров для определенной акватории арктического шельфа. Цель работы — предложить современный количественный метод расчета риска, показать на основе модельных расчетов возможность оценивать экологический риск шельфовых экосистем Арктики с дальнейшими оценками вероятности допустимых воздействий на экосистемы. С помощью вероятностной модели рассчитываются внутригодовые вариации экологического риска в зависимости от действия стрессоров в конкретные периоды естественного функционирования морских систем. Воздействия стрессоров в различные периоды внутригодового функционирования экосистем имеют различные отклики и различные последствия в экосистемах. Годовые вариации степени опасности на фоне естественных годовых вариаций компонентов морской системы отражаются на годовых колебаниях экологического риска. Предложенный метод позволяет выявить интервалы повышенного экологического риска в течение года и в зависимости от этого рассчитать приемлемую вероятность антропогенного воздействия. Расчеты проведены для двух типов экосистем — высокопродуктивных и низкопродуктивных.

Выбор данных натуральных наблюдений для модельных расчетов

Все входные данные для модели риска могут быть получены как на основе данных натуральных наблюдений [8—24], так и с помощью расчетов по динамическим экосистемным моделям [6; 7; 25; 26]. В нашем случае использовались обобщенные данные натуральных наблюдений в различных по продуктивности экосистемах. Особенности формирования биопродуктивности определяются различными по происхождению факторами: интенсивностью фотосинтетически активной радиации [16], динамикой водных масс [23], стратифицированностью водного слоя [22], притоком биогенных элементов [8], топографическими параметрами, присутствием льда [20] и другими [8; 21]. Особое значение для биопродуктивности любой морской экосистемы имеют фронтальные зоны и районы апвеллинга, особенно при наложении экстремальных атмосферных приповерхностных явлений. Географические особенности, гидротермодинамические и гидрохимические режимы функционирования экосистем арктического шельфа [8] формируют благоприятные условия для высокой биопродуктивности районов Баренцева моря [21], каньона Барроу (Чукотское море) [10], эстуариев крупных сибирских рек.

Экспедиционные исследования морских экосистем Арктики выявили уникальные особенности как

в распределении биомасс и численностей основных компонентов различных экосистем [8; 9], так и в их функционировании [9; 10; 14; 16; 17; 19—24]. Весенний период активности фитопланктона в акватории Баренцева моря длится с середины марта до начала июня при наибольших значениях численности и биомассы 1—8 млн кл./л (клеток на литр) и 1—1,7 мг/л соответственно [11] до истощения запасов зоопланктона и трофической активности зоопланктона, которая приводит к снижению биомассы фитопланктона. С конца июня до конца августа максимальная численность пелагических водорослей не превышает 20 тыс. кл./л [11]. С середины сентября (осенний максимум биомассы фитопланктона) до начала ноября численность не превышает 2 тыс. кл./л, к началу декабря — 1 тыс. кл./л, а биомасса — менее 5 мкг/л [11]. При продвижении в сторону высоких широт осенний максимум практически не присутствует в годовой динамике фитопланктона, которая приобретает однопиковый характер. Стадия покоя для фитопланктонного сообщества этой экосистемы длится с середины ноября до середины марта. Изменения в структуре функционирования экосистемы Баренцева моря, увеличение продуктивности за 1970—2009 гг., уменьшение площади и сокращение среды обитания для арктических видов обусловлены потеплением. В субарктических прибрежных экосистемах наблюдаются три максимума — ранневесенний, поздневесенний и осенний [11]. Первый весенний максимум приходится на середину апреля с численностью до 2 млн кл./л и биомассой от 1 до 3 мг/л. Второй весенний максимум с конца мая до начала июня обусловлен континентальным стоком. При этом максимально зарегистрированная численность фитопланктона составила 8 млн кл./л, биомасса — 1,7 мг/л. Осенний максимум формируют диатомовые, биомасса которых не превышает 5 мкг/л [11].

Весенний пик фитопланктона в Белом море приурочен к началу разрушения ледового покрова. Для начала мая характерная численность его может достигать значений 2,3—3,8 млн кл./л при биомассе 1,8—1,5 г/м³. К июню численность снижается до сотен клеток на 1 л, а в июле по мере повышения температуры нарастает до 1—2 млн кл./л [11; 19]. Второй летний пик обусловлен сменой доминирующих видов. В отдельные годы для Белого моря были отмечены три максимума биомассы фитопланктона [11].

Для Карского моря интенсивность функционирования фитопланктона в отличие от Баренцева моря сокращается в среднем в два раза и составляет примерно четыре месяца в году [11; 15]. Анализ сезонного хода биомассы фитопланктона [13] и интегральной первичной продукции [13; 16—18] показал, что весенняя вегетация в прибрежных районах Оби и Енисея начинается в конце февраля задолго до таяния ледяного покрова. Значения биомассы диатомовых водорослей составляют от 35 до 103 мкг/л,

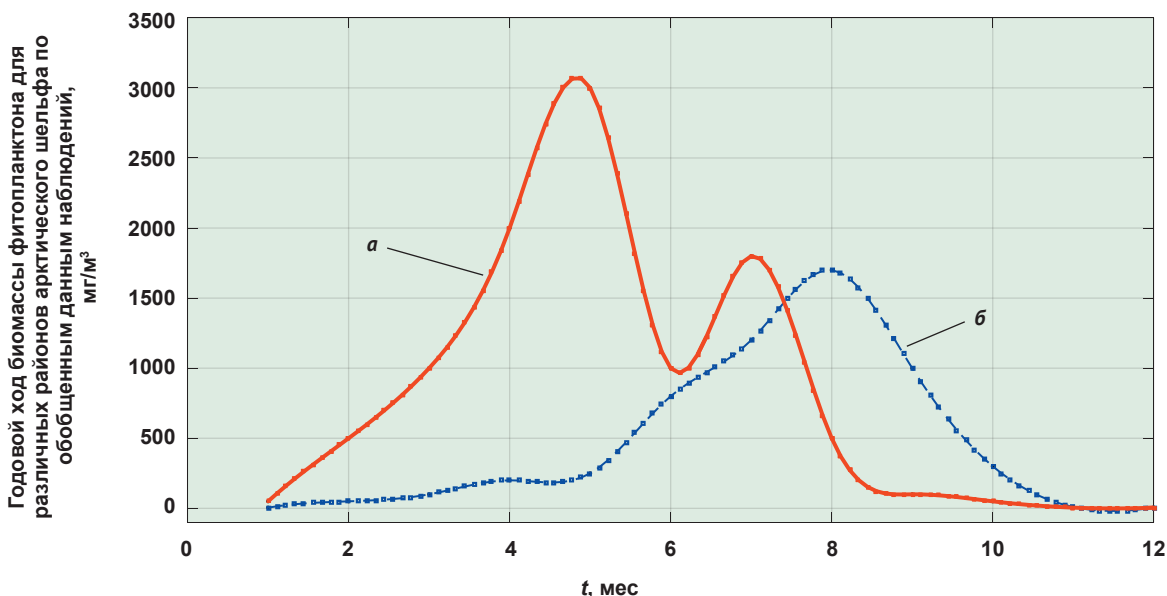


Рис. 1. Годовые изменения биомассы фитопланктона (мг/м³) по данным обобщенных экспедиционных наблюдений [8–24]: а – для высокопродуктивных, б – для низкопродуктивных экосистем Арктики
 Fig. 1. Annual changes in phytoplankton biomass (mg/m³) according to generalized expedition observations [8–24] for: a – highly productive, б – low-productive Arctic ecosystems

численность — от 4 до 40 тыс. кл./л [13]. В конце апреля наблюдается начало массового цветения при смене доминирующих видов [15]. Нарастание биомассы сообщества весной до 1,5 мг/л имеет резкий характер, как и последующий стремительный спад значений [13]. В июле при увеличении температуры, образовании стратифицированного слоя и усилении распреснения достигаются максимальные значения численности 10³ тыс. кл./л и биомассы 5 мг/л за весь сезон вегетации [12; 13]. Быстрое понижение температуры в конце сентября — начале октября способствует постепенному убыванию численности фитопланктона до 8 тыс. кл./л при биомассе 50 мг/л [13]. Годовой минимум активности сообщества приурочен к зимнему периоду с биомассой 5–20 мг/л.

На основе экспедиционных данных было проанализировано все многообразие сезонных изменений биомассы фитопланктона в морях Баренцевом, Белом, Чукотском, Карском, Лаптевых, Восточно-Сибирском за 1996–2018 гг., и в качестве входных данных в модели риска выбраны два характерных варианта годового цикла: для продуктивных экосистем с двумя максимумами биомассы (рис. 1а) и для низкопродуктивных с одним максимумом (рис. 1б).

Вероятностная модель экологического риска

Матричные или полуколичественные методы оценки риска могут ошибочно давать меньший риск от воздействий на низкопродуктивные экосистемы, чем на высокопродуктивные. Количественные оценки, основанные на приведенной ниже вероятностной модели, выявили более сложный отклик на

внешние воздействия для морских систем различной продуктивности. Такие оценки позволяют очертить особо опасные области в пространстве значений риска. В подтверждение работоспособности метода приведены три сценария расчетов, которые осуществлялись пошагово как в отношении учитываемых компонентов экосистемы, так и в отношении сочетания и режимов воздействия стрессоров — от наименее опасной области к более опасной.

Основные соотношения модели основаны на элементах теории вероятностей [27] и отражают зависимость экологического риска от времени [6; 7]. В соотношениях модели учитываются 2M внутригодовых состояния «вспышка-спад» для биомассы фитопланктона и K внутригодовых состояний технической системы (технологического режима), связанной с техникой разработки ресурсов шельфа [6; 7; 27]:

$$y_k \leq \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M p_{km} y_{km} = \sum_{k=1}^K q_k \bar{y}_a, \quad (1)$$

$$\bar{y}_a = \sum_{m=q}^M (p_{am} y_{am} + p'_{am} y'_{am}), \quad (2)$$

где q_k — вероятность антропогенного воздействия (может осуществляться со стороны технической системы или технологического процесса освоения ресурсов шельфа) в течение года; p_{km} — вероятность m-го состояния биосистемы при k-м состоянии технической системы; y_k — вероятность риска биосистемы при k-м состоянии технической системы; y_{km} — вероятность риска биосистемы при k-м состоянии

технической системы и m -м состоянии биосистемы; p_{am} , y_{am} и p'_{am} , y'_{am} — вероятности пребывания биосистемы в m -м внутригодовом состоянии вспышки и спада и ее риск в них соответственно; y_a — вероятность пребывания экосистемы в состоянии вспышки/спада в течение года:

$$\sum_{m=1}^M (p_{am} + p'_{am}) = 1, \quad \sum_{k=1}^K q_k = 1. \quad (3)$$

Значения p'_{am} и y'_{am} определяются относительной продолжительностью вспышек и спадов:

$$p_{am} = \frac{t_m}{t}, \quad p'_{am} = \frac{t'_m}{t}, \quad \sum_{m=1}^M (t_m + t'_m) = t, \quad (4)$$

где t_m , t'_m и t — продолжительности вспышек, спадов и года соответственно в произвольных единицах измерения.

С учетом (1)—(4) вероятность пребывания экосистемы в состоянии вспышки в течение года формулируется следующими соотношениями:

$$y_{am} \leq \begin{cases} \frac{1 - Ev / N_{\max}}{(1 - N_{cr} / N_{\max})^2}; \\ \exp\left(-\frac{(1 - N_{cr} / N_{\max})^2}{2(1 - Ev / N_{\max})}\right), \end{cases} \quad (5)$$

$$Ev = \sum_{k=1}^M (p_{am} E_m v + p'_{am} E'_m v)_k,$$

где $E_m v$ и $E'_m v$ — математическое ожидание численности популяции на вспышках и спадах соответственно.

Эти значения взяты на основе данных натуральных наблюдений. Величины N_{cr} и N_{\max} являются видоспецифическими постоянными значениями для популяции, не зависящими от m -го состояния ее внутри года и определяющими возможную амплитуду колебаний значений биомассы от минимально возможных значений N_{cr} до максимальных N_{\max} . Зависимыми от времени величинами являются только $E_m v$ и $E'_m v$.

При недостатке данных или необходимости уточнения расчетов можно использовать численные эксперименты с экосистемной (динамической) математической моделью [25; 26].

Для определения предельно допустимого воздействия на экосистему получим ее вероятность из соотношений экоскрининга [27; 7]:

$$Q = \begin{cases} 1 & \text{при } y_k \leq y_d; \\ \frac{y_d}{y_k} & \text{при } y_d < y_k < 1; \\ y_d & \text{при } y_k = 1, \end{cases} \quad (6)$$

где y_k определяется оценкой (1); Q — предельно допустимая вероятность антропогенных воздействий для экологической системы; y_d — предельно допустимый экологический риск при различных видах техногенной деятельности.

Для расчета y_a и Q используются значения N_{\max} , N_{cr} , p_{am} , p'_{am} , $E_m v$ и $E'_m v$, полученные на основе данных натуральных наблюдений.

Естественные режимы функционирования морских экосистем не являются статичными, а претерпевают изменения под действием как внешних факторов, включая антропогенные, так и внутренних, зависящих от самих компонентов экосистемы. Каждый такой режим функционирования можно принимать за квазиравновесное состояние, что подтверждается данными наблюдений. Оценки риска в каждом новом квазиустойчивом состоянии экосистемы будут определяться новыми условиями. Сходство в структуре и функциях морских экосистем не является критерием равнозначности рисков для каждой из них. В рамках одного и того же континуума экосистемы изменяются в результате физически и биологически обусловленных процессов. При этом наблюдаемые экологические реакции существенно нелинейны и изменчивы для различных видов в пределах двух регионов одного и того же континуума. Это обстоятельство обуславливает наложение региональных особенностей (с использованием данных наблюдений) на универсальную модель экологического риска — соотношения (1)—(6).

Результаты расчетов

Все входные данные для модели риска — значения N_{\max} , N_{cr} , p_{am} , p'_{am} , $E_m v$ и $E'_m v$ были получены из обобщенных данных натуральных наблюдений (см. рис. 1а и 1б). Руководствуясь типологией морских и эстуарных опасностей, долгосрочных и краткосрочных, а также крупномасштабных и мелкомасштабных перспектив [2—4], авторы составили для расчетов сценарии, в которых учтены различные значения вероятностей для стрессоров.

Интервал значений вероятности допустимого экологического риска при различных видах и этапах технологической деятельности составляет от 10^{-7} до 10^{-1} [3]. Допустимый риск y_d можно связывать, в частности, с качеством среды. Если возможно при определенных условиях увеличить значения допустимого риска, это может означать возможность снижения требований к качеству среды, а следовательно, возможность расширения диапазона воздействий Q . На основании этих данных для расчета Q выбраны три значения, соответствующие повышенным ($y_d = 10^{-5}$), средним ($y_d = 10^{-4}$) и ослабленным ($y_d = 10^{-3}$) требованиям к качеству экосистемы. Вероятность воздействия на экосистему со стороны технических систем q_k выбиралась из диапазона от 10^{-4} до 10^{-1} [3]. Были выбраны значения вероятности редкого события $q_1 = 10^{-3}$, события средней $q_2 = 10^{-2}$ и высокой $q_3 = 10^{-1}$ частоты.

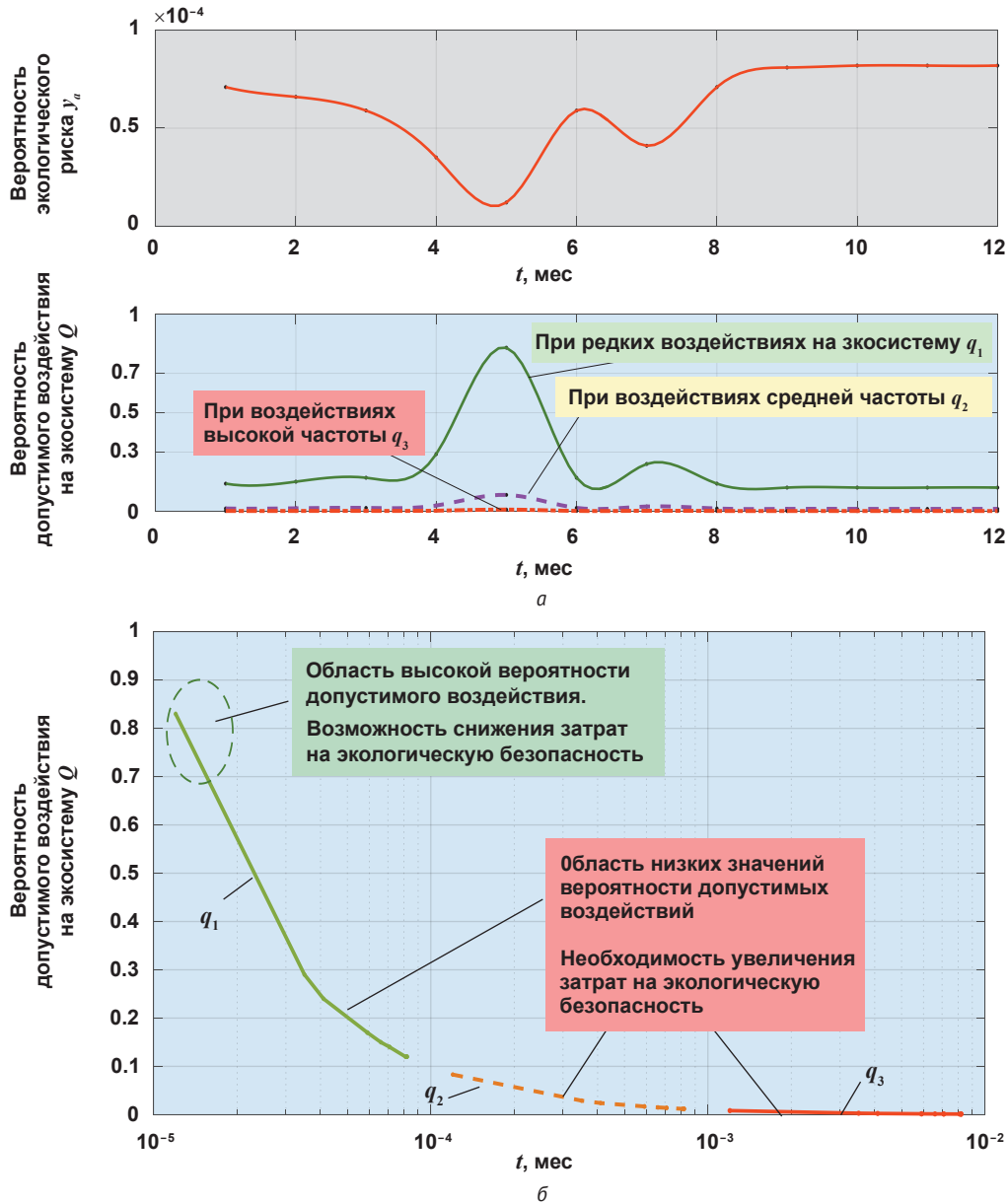


Рис. 2. Результаты модельного расчета: а – вероятности экологического риска; б – вероятности допустимых воздействий; в – зависимости Q от y_a при редкой q_1 , средней q_2 и высокой q_3 вероятностей осуществления воздействий на высокопродуктивную экосистему при повышенных требованиях к качеству среды $y_d = 10^{-5}$

Fig. 2. The results of the model calculation: а – the probability of environmental risk; б – the probability of acceptable impacts; в – the dependence of Q on y_a with a rare q_1 , medium q_2 and high q_3 probability of impacts on a highly productive ecosystem with increased environmental quality requirements $y_d = 10^{-5}$

С использованием приведенных выше условий в соотношениях (1)–(6) были рассчитаны вероятность экологического риска y_a и допустимая вероятность воздействия Q на экосистему для следующих сценариев.

Сценарий 1. Для высокопродуктивной экосистемы с двумя максимумами в расчетах учитывались значения $E_m v$, взятые из данных натуральных наблюдений (см. рис. 1а). Для биомассы фитопланктона задавались значения $N_{max} = 3 \cdot 10^5$ мг/м³, $N_{cr} = 0,5$ мг/м³, $p_{am} = t_m/t = 1/12$. Рассчитаны внутригодовые вари-

ации экологического риска и вероятности допустимого воздействия при значениях $q_1 = 10^{-3}$, $q_2 = 10^{-2}$, $q_3 = 10^{-1}$ и $y_d = 10^{-5}$ (рис. 2). Результаты показали снижение экологического риска при высоких значениях биомассы планктона и высокие вероятности риска при минимальных значениях биомассы (см. рис. 2а). Расчеты для вероятности допустимых воздействий выявили интервалы безопасного воздействия и интервалы с низкими значениями допустимых воздействий в течение года (см. рис. 2б). Анализ результатов показывает, что только при редких воздействи-

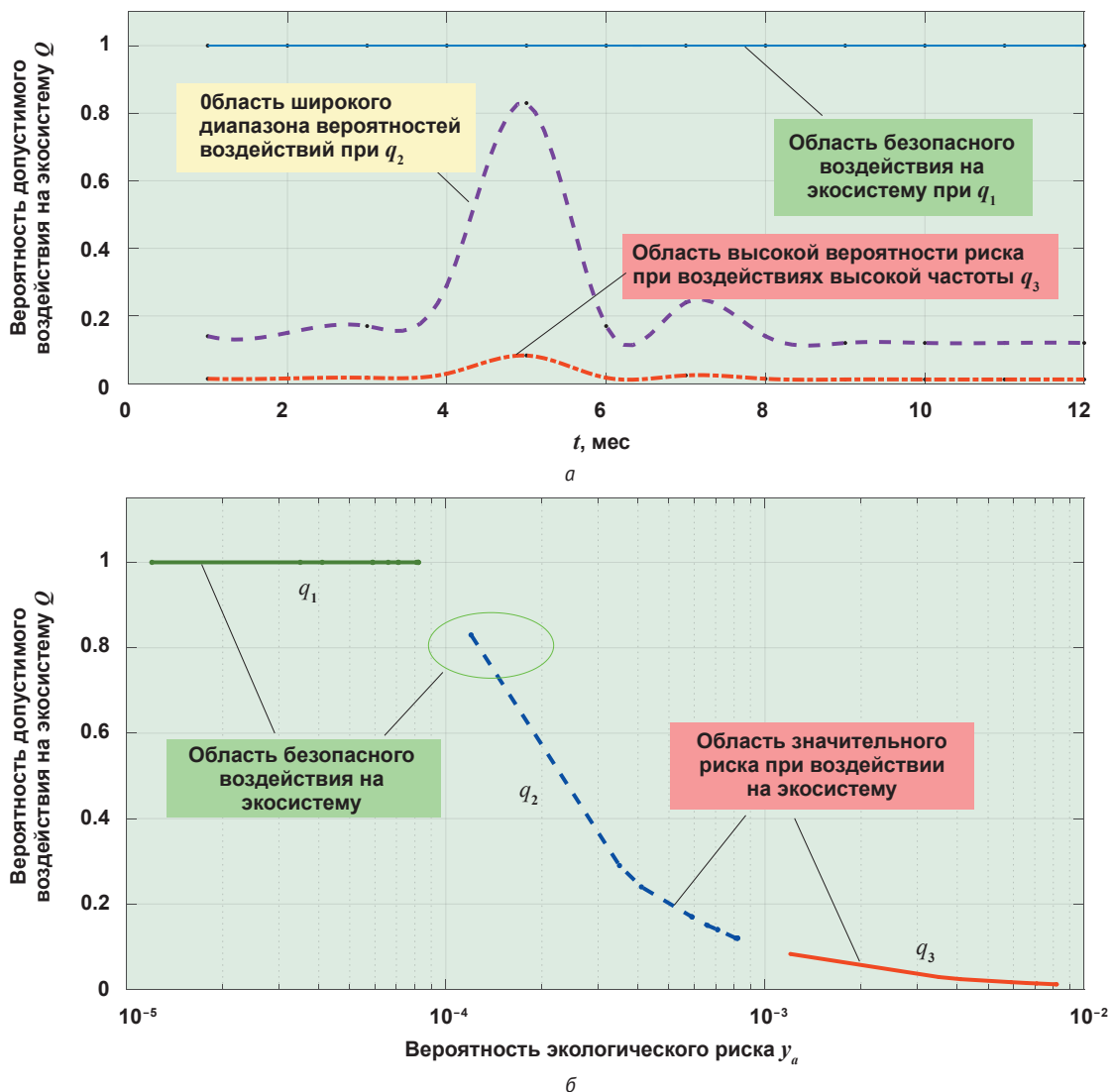


Рис. 3. Результаты модельных расчетов значений: а – годового хода вероятности допустимых воздействий; б – зависимости Q от y_a при редкой q_1 , средней q_2 и высокой q_3 вероятности осуществления воздействий на высокопродуктивную экосистему при сниженных требованиях к качеству среды $y_d = 10^{-4}$

Fig. 3. Results of model calculations of the values of: а – the annual cycle of the probability of acceptable impacts; б – the dependence of Q on y_a with a rare q_1 , medium q_2 and high q_3 probability of impacts on a highly productive ecosystem with reduced environmental quality requirements $y_d = 10^{-4}$

ях на экосистему $q_1 = 10^{-3}$ достигаются относительно безопасное ее состояние и соответственно высокие значения допустимых воздействий Q от 70% до 85% (см. рис. 2б и 2в).

Анализ результатов расчетов показывает, что относительно безопасные воздействия при редкой вероятности их осуществления q_1 со стороны стрессоров возможны только на пике биомассы фитопланктона (см. рис. 2б и 2в). Этот участок выделен на рис. 2в и отражает рассчитанную зависимость вероятности допустимого воздействия от экологического риска при соблюдении высокой степени качества среды $y_d = 10^{-5}$. В течение остальной части года допустимая вероятность воздействия крайне низка, менее 30% (см. рис. 2в).

Сценарий 2. В расчетах была учтена возможность снижения требований качества среды для высокопродуктивной экосистемы, т. е. задавалось увеличенное значение допустимого риска до $y_d = 10^{-4}$. Значения биомасс задавались такими же, как в сценарии 1: $N_{\max} = 3 \cdot 10^3$ мг/м³, $N_{cr} = 0,5$ мг/м³, $p_{am} = t_m/t = 1/12$. Полученные результаты демонстрируют значительное расширение области безопасности, практически стопроцентную допустимость редких воздействий q_1 и достаточно высокую допустимую вероятность воздействий средней частоты q_2 , но только при максимуме биомассы фитопланктона (рис. 3). Для воздействий высокой частоты $q_3 = 10^{-1}$ вероятность допустимого осуществления воздействия $Q_3 < 0,1$ (меньше 10%). Анализ расчетов показал, что ослабление

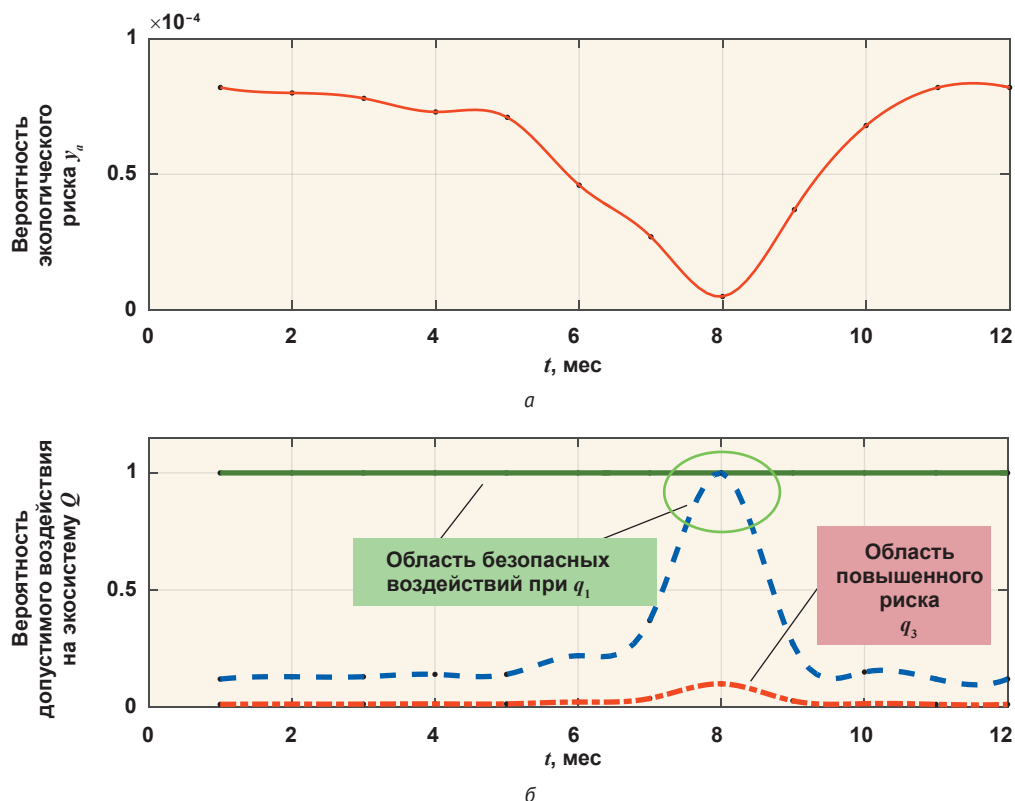


Рис. 4. Результаты модельных расчетов значений: а – вероятности экологического риска; б – годового хода вероятности допустимых воздействий на низкопродуктивную экосистему при сниженных требованиях к качеству среды $y_d = 10^{-4}$
 Fig. 4. Results of model calculations of values: а – probability of environmental risk; б – annual cycle of probability of acceptable impacts on a low-productive ecosystem with reduced requirements for environmental quality $y_d = 10^{-4}$

требований к качеству экосистемы существенно расширяет диапазон допустимых воздействий. Рассчитанная зависимость вероятности допустимого воздействия от экологического риска (см. рис. 3б) для этого сценария существенно отличается от подобного расчета в сценарии 1 (см. рис. 2в) и выявляет области безопасного воздействия q_1 на экосистему и области значительного риска q_3 . Такие расчеты полезны для согласования экологических и экономических требований при освоении ресурсов Арктики. Годовые вариации риска позволяют перераспределить финансовые затраты на обеспечение безопасности в течение года с оптимальной пользой. Увеличение экологического риска и соответствующее ему уменьшение вероятности допустимых воздействий со стороны стрессоров требуют соответствующего увеличения затрат на поддержание безопасности. И напротив, уменьшение риска и увеличение допустимых воздействий позволит сокращать на этот период затраты на поддержание мер безопасности.

Сценарий 3. Чтобы выявить особенности изменения риска при переходе от высокопродуктивных к низкопродуктивным экосистемам, были смоделированы следующие условия. Для низкопродуктивной экосистемы с одним максимумом биомассы фитопланктона задавались значения $N_{max} = 1,7 \cdot 10^3$ мг/м³, $N_{cr} = 0,5$ мг/м³, $p_{am} = t_m/t = 1/12$, значения E_m в взяты

из данных натурных наблюдений (см. рис. 1б). Значения допустимого экологического риска $y_d = 10^{-4}$ принималось таким же, как в сценарии 2, для дальнейшего сравнения полученных результатов. На рис. 4 представлены результаты расчета внутригодовых вариаций экологического риска (см. рис. 4а) и допустимого воздействия (см. рис. 4б) при значениях $q_1 = 10^{-3}$, $q_2 = 10^{-2}$, $q_3 = 10^{-1}$. Анализ показывает, что для низкопродуктивной экосистемы шельфа существует возможность безопасного воздействия, достигающего 100% на коротком интервале внутригодовых вариаций — при максимуме биомассы и минимальном риске. Вместе с внутригодовыми вариациями экологического риска y_a и допустимого воздействия Q были рассчитаны зависимости Q как функции y_a (рис. 5). Результат выявил области с допустимой вероятностью воздействий выше 80% и области со значениями $Q < 20\%$.

Сравнительный анализ результатов расчета для экосистем различной степени продуктивности позволил сделать нетривиальные выводы. Сравнение рис. 3, 4 и 5 позволяет заметить, что при одинаковом допустимом значении экологического риска $y_d = 10^{-4}$ значения вероятности допустимого воздействия на экосистемы очень близки при редких воздействиях $q_1 = 10^{-3}$ (в обоих случаях достигается практически стопроцентная безопасность), а при

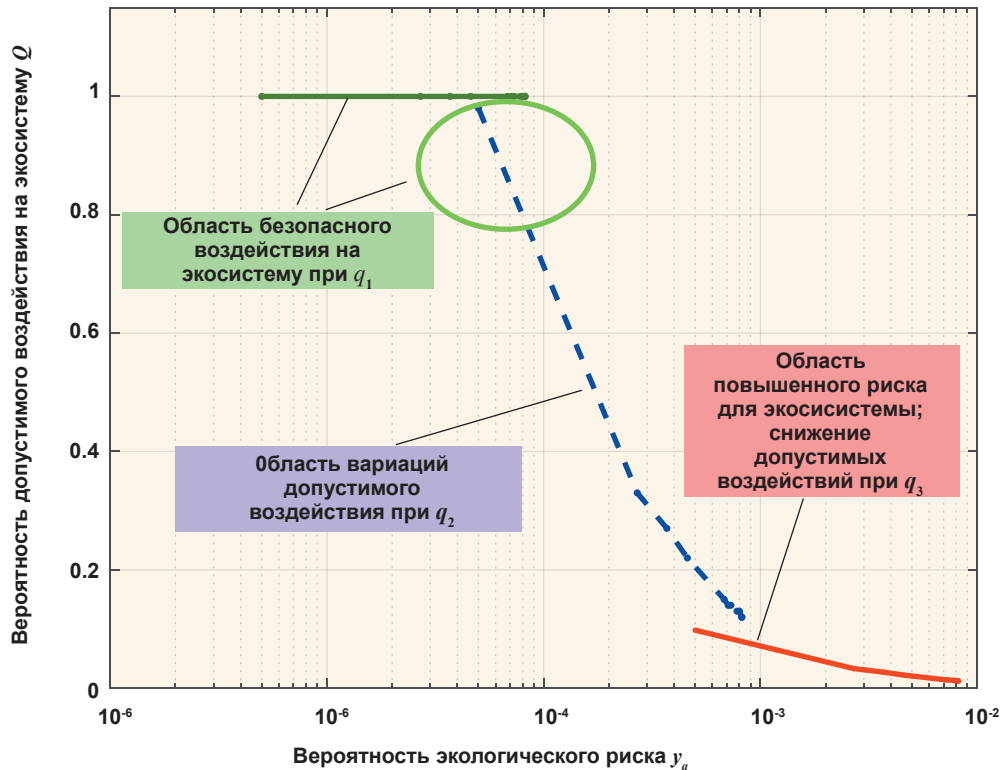


Рис. 5. Результаты модельных расчетов зависимости Q от y_a при редкой q_1 , средней q_2 и высокой q_3 вероятностях осуществления воздействий на низкопродуктивную экосистему при сниженных требованиях к качеству среды $y_d = 10^{-4}$
 Fig. 5. Results of model calculations of the dependence of Q on y_a with a rare q_1 , medium q_2 and high q_3 probabilities of impacts on a low-productive ecosystem with reduced environmental quality requirements $y_d = 10^{-4}$

воздействиях высокой частоты $q_3 = 10^{-1}$ вероятность допустимости таких воздействий ниже 20%.

Сравнение результатов, полученных в трех сценариях модельных расчетов, показало, что экосистемы различной степени продуктивности могут давать близкий отклик на стрессовые воздействия при определенных условиях. Этот нетривиальный вывод позволяет утверждать, что сам отклик на воздействия носит существенно нелинейный характер в силу нелинейности процессов в экосистеме. При ослаблении требований к качеству среды (увеличении значений y_d) для редких ($q_1 = 10^{-3}$) и частых ($q_3 = 10^{-1}$) воздействий на экосистемы с различной степенью продуктивности полученные результаты выявили эти нелинейные эффекты (см. рис. 2—5). Такой результат демонстрирует возможности предложенного метода учесть асимметрию требований по устранению ошибок первого и второго рода. Так, экспертные заключения, ошибочно указывающие меньший риск от воздействий на низкопродуктивные экосистемы, чем на высокопродуктивные, могут приводить к ошибкам второго рода. Предложенный метод позволяет уменьшить риск возникновения подобных ошибок.

Выводы

Преимущество предложенного подхода к оценке экологического риска для экосистем арктического шельфа заключается в возможности получить не

только общую оценку риска, но и ее вариации в течение года с учетом действия стрессоров. Такие результаты, в свою очередь, позволяют рассчитать вероятности допустимого воздействия со стороны стрессоров для каждой конкретной морской системы в каждый конкретный период времени. На примере контрастных по продуктивности экосистем арктического шельфа проведенные модельные расчеты по трем сценариям показали эффективность предложенного метода.

Важным практическим выводом из проведенных расчетов является отсутствие оснований снижать требования по экологической безопасности и подвергать более интенсивному воздействию низкопродуктивные экосистемы арктического шельфа. Предположение, что последствия антропогенного воздействия на низкопродуктивные экосистемы менее негативны по сравнению с воздействиями на системы высокопродуктивные, не подтверждается. Иными словами, не следует ослаблять надежные требования к техническим системам и технологическим процессам освоения ресурсов арктического шельфа в случае перехода от высокопродуктивных экосистем к низкопродуктивным.

Грубость оценок риска зависит от объема привлеченной информации. И если данные наблюдений не отвечают требованиям непрерывности их проведения, то можно использовать динамические

экосистемные модели для получения непрерывных во времени и пространстве данных, используемых в качестве входных для вероятностной модели [7; 24; 25]. Наиболее важным вопросом при получении оценок риска является первичность определения допустимой величины риска для экологических систем, а не, наоборот, определение допустимой интенсивности антропогенного воздействия.

Отметим, что предложенный подход следует рассматривать в рамках вероятности допустимого риска, когда полное устранение риска либо практически невозможно, либо экономически неоправданно. В процессе реализации проектов освоения минеральных ресурсов арктического шельфа ошибки в оценке рисков могут привести к значительным экологическим и экономическим потерям, которых можно избежать, используя предложенный метод.

Авторы благодарят сотрудников Института океанологии им. П. П. Ширшова РАН: академика РАН М. В. Флинта за организацию экспедиционных исследований арктических экосистем и доктора биологических наук В. А. Силкина за обсуждение вопросов моделирования процессов в экосистемах.

Работа выполнена по государственному заданию, тема № FMWE-2021-0004 «Тектоника деформируемых литосферных плит, геодинамическая эволюция литосферы, опасные и аномальные природные явления: геодинамическая эволюция Арктики, Северо-Восточной Азии и зоны перехода от Тихого океана к Евразии; развитие катастрофических и потенциально опасных процессов, а также аномальных явлений на шельфе, в зонах субдукции, окраинных, внутренних морях и береговой зоне, анализ их геоэкологических последствий; оценка и генезис полезных ископаемых континентальных окраин и внутриокеанических областей, окраинных и внутренних морей».

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов, требующего раскрытия в данной статье.

Литература/References

1. Лобковский Л. И. Сейсмогенно-триггерная гипотеза усиления эмиссии метана и изменения климата в Арктике // Земля и Вселенная. — 2020. — № 6. — С. 27—36.
2. Elliott M. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures — A numbered guide. *Marine Pollution Bull.*, 2011, vol. 62, no. 4, pp. 651—655. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.033>.
3. Патин С. А. Нефть и экология континентального шельфа: В 2 т. — Т. 1: Морской нефтегазовый комплекс: состояние, перспективы, факторы воздействия: 2-е изд. — М.: Изд-во ВНИРО, 2017. — 326 с.

факторы. Vol. 1. Moscow, Izd-vo VNIRO, 2017, 326 p. (In Russian).

4. 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, vol. 250, pp. 25—33.

5. Solovjova N. V. Ecological risk simulation assessment in marine ecosystems of the Arctic shelf. *Marine Pollution Bull.*, 2021, vol. 169, p. 112577. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112577>.

6. Соловьева Н. В., Лобковский Л. И. Метод оценки экологического риска при освоении ресурсов арктического шельфа // Арктика: экология и экономика. — 2019. — № 1 (33). — С. 50—60. — DOI: 10.25283/2223-4594-2019-1-50-60.

Solovjova N. V., Lobkovsky L. I. A method for assessing environmental risk in the development of Arctic shelf resources. *Arktika: ekologiya i ekonomika*. [Arctic: Ecology and Economy], 2019, no. 1 (33), pp. 50—60. DOI: 10.25283/2223-4594-2019-1-50-60. (In Russian).

7. Solovjova N. V. Ecological risk modelling in developing resources of ecosystems characterized by varying vulnerability level. *Ecological Modelling*, 2019, vol. 40, pp. 60—72. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.05.015>.

8. Silkin V., Pautova L., Giordano M., Artemiev V. Interannual variability of *Emiliania huxleyi* blooms in the Barents Sea: In situ data 2014-2018. *Marine Pollution Bull.*, 2020, vol. 158, p. 111392. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111392>.

9. Флинт М. В. Биоресурсы Арктических морей России: изменения под воздействием климата и факторов антропогенной природы, экосистемные основы охраны // Научно-технические проблемы освоения Арктики / Рос. акад. наук. — М.: Наука, 2015. — С. 55—71.

Flint M. V. Bioresources of the Arctic seas of Russia: changes under the influence of climate and anthropogenic factors, ecosystem bases of protection. *Nauchno-tekhnicheskie problemy osvoeniya Arktiki*. Ros. akad. nauk. Moscow, Nauka, 2015, pp. 55—71. (In Russian).

10. Flint M. V., Poyarkov S. G., Rymisky-Korsakov N. A. Ecosystems of the Siberian Arctic Seas-2017 (Cruise 69 of the R/V Akademik Mstislav Keldysh). *Oceanology*, 2018, vol. 58, pp. 315—318. Available at: <https://doi.org/10.1134/S0001437018020042>.

11. Matishov G. G., Dzhenyuk S. L., Moiseev D. V. Climate and large marine ecosystems of the Arctic. *Herald of Russian Academy of Sciences*, 2017, vol. 87, no. 1, pp. 30—39. Available at: <https://doi.org/10.1134/S1019331617010087>.

12. Makarevich P. R., Oleinik A. A. Structure of the annual cycle of phytoplankton community evolution in the Ob-Yenisei shoal of the Kara Sea. *Dokl. Earth Sc.*, 2009, vol. 426, pp. 669—671.

13. Макаревич П. Р., Ларионов В. В. Годовой цикл развития планктонного фитоценоза Обь-Енисейского мелководья Карского моря // Океанология. — 2011. — Т. 37, № 1. — С. 3—8.

- Makarevich P. R., Larionov V. V. Annual cycle of development of planktonic phytocenosis of the Ob-Yenisei shallow water of the Kara Sea. *Okeanologiya*, 2011, vol. 37, no. 1, pp. 3—8. (In Russian).
14. Sukhanova I. N., Flint M. V., Pautova L. A. et al. Phytoplankton of the western Arctic in the spring and summer of 2002: Structure and seasonal changes. *Deep-Sea Res. II*, 2009, vol. 56, pp. 1223—1236.
15. Суханова И. Н., Флинт М. В., Дружкова Е. И. и др. Фитопланктон северо-западной части Карского моря // *Океанология*. — 2015. — Т. 55, № 4. — С. 605—619.
- Suhanova I. N., Flint M. V., Druzhkova E. I. et al. Phytoplankton of the north-western part of the Kara Sea. *Okeanologiya*, 2015, vol. 55, no. 4. pp. 605—619. (In Russian).
16. Demidov A. B., Mosharov S. A., Makkaveev P. N. Patterns of the Kara Sea primary production in autumn: Biotic and abiotic forcing of subsurface layer. *J. Mar. Sys.*, 2014, vol. 132, pp. 130—149.
17. Demidov A. B., Kopelevich O. V., Mosharov S. A. et al. Modelling Kara Sea phytoplankton primary production: development and skill assessment of regional algorithms. *J. Sea Res*, 2017, vol. 125, pp. 1—17.
18. Мошаров С. А., Демидов А. Б., Симакова У. В. Особенности процессов первичного продуцирования в Карском море в конце вегетационного периода // *Океанология*. — 2016. — Т. 56, № 1. — С. 90—100.
- Mosharov S. A., Demidov A. B., Simakova U. V. Features of primary production processes in the Kara Sea at the end of the growing season. *Okeanologiya*, 2016, vol. 56, no. 1, pp. 90—100. (In Russian).
19. Ильях Л. В., Ратькова Т. Н., Радченко И. Г., Житина Л. С. Фитопланктон Белого моря // Система Белого моря. Т. 2: Водная толща и взаимодействующие с ней атмосфера, криосфера, речной сток и биосфера. — М.: Науч. мир, 2012. — С. 605—639.
- Il'yash L. V., Rat'kova T. N., Radchenko I. G., Zhitina L. S. Phytoplankton of the White Sea. System of the White Sea. Vol. 2. The water column and the atmosphere interacting with it, the cryosphere, river runoff and the biosphere. Moscow, Nauch. mir, 2012, pp. 605—639. (In Russian).
20. Dalpadado P., Ingvaldsen R. B., Stige L. C., Bogstad B., Knutsen T., Ottersen G., Ellertsen B. Climate effects on the Barents Sea ecosystem dynamics. *ICES J. of Marine Science*, 2012, vol. 69, pp. 1303—1316.
21. Hunt Jr G. L., Blanchard A. L., Boveng P., Dalpadado P., Drinkwater K. F., Eisner L., Hopcroft R. R., Kovacs K. M., Norcross B. L., Renaud P., Reigstad M., Renner M., Skjoldal H. R., Whitehouse A., Woodgate R. A. The Barents and Chukchi Seas: Comparison of tow Arctic shelf ecosystems. *J. of Marine Systems*, 2013, vol. 109—110, pp. 43—68. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2012.08.003>.
22. Zatsepin A. G., Zavialov P. O., Kremenetskiy V. V., Poyarkov S. G., Soloviev D. M. The upper desalinated layer in the Kara Sea. *Oceanology*, 2010, vol. 50, pp. 657—667. Available at: <https://doi.org/10.1134/S0001437010050036>.
23. Zatsepin A. G., Poyarkov S. G., Kremenetskiy V. V. et al. Hydrophysical features of deep water troughs in the western Kara Sea. *Oceanology*, 2015, vol. 55, pp. 472—484. Available at: <https://doi.org/10.1134/S0001437015040165>.
24. Walsh J., Dieterle D., Maslowski W., Grebmeier J., Whitledge T., Flint M., Sukhanova I., Bates N., Cota G., Stockwel D., Moran S., Hansell D., McRoy C. A numerical model of seasonal primary production within the Chukchi/Beaufort Seas. *Deep-Sea Research, part 2*, 2005, vol. 52 (24), pp. 3541—3576. DOI: 10.1016/j.dsr2.2005.09.009.
25. Беляев В. И. Моделирование морских систем. — Киев: Наук. думка, 1987. — 203 с.
- Belyaev V. I. Modelling of marine systems. Kiev, Nauk. dumka, 1987, 203 p. (In Russian).
26. Беляев В. И., Кондуфорова Н. В. Математическое моделирование экологических систем шельфа. — Киев: Наук. думка, 1990. — 240 с.
- Belyaev V. I., Konduforova N. V. Mathematical modeling of ecological systems of the shelf. Kiev, Nauk. dumka, 1990, 240 p. (In Russian).
27. Флейшман Б. С. Основы системологии. — М.: Радио и связь, 1982. — 368 с.
- Fleishman B. S. Basics of systemology. Moscow, Radio i svyaz', 1982, 368 p. (In Russian).

Информация об авторах

Соловьева Наталья Владимировна, доктор физико-математических наук, ведущий научный сотрудник, Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН (117997, Россия, Москва, Нахимовский просп., д. 36), e-mail: soloceanic@yandex.ru.

Лобковский Леопольд Исаевич, доктор физико-математических наук, профессор, академик РАН, научный руководитель Геологического направления, руководитель лаборатории, Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН (117997, Россия, Москва, Нахимовский просп., д. 36), e-mail: llobkovsky@ocean.ru.

Библиографическое описание данной статьи

Соловьева Н. В., Лобковский Л. И. Допустимый риск для экосистем арктического шельфа на основе вероятностных модельных расчетов // *Арктика: экология и экономика*. — 2022. — Т. 12, № 2. — С. 172—182. — DOI: 10.25283/2223-4594-2022-2-172-182.

ACCEPTABLE RISK FOR ARCTIC SHELF ECOSYSTEMS BASED ON PROBABILISTIC MODEL CALCULATIONS

Solovjova, N. V., Lobkovsky, L. I.

Shirshov Institute of Oceanology of Russian Academy of Sciences (Moscow, Russian Federation)

The article was received on October 11, 2021

Abstract

The article presents environmental risk assessments for Arctic shelf ecosystems based on a probabilistic model. Calculations were carried out using observations of seasonal variations of phytoplankton biomass in the Arctic seas. To calculate the environmental risk according to the probabilistic model, the authors used data on the probabilities of impact on marine ecosystems from stressors, taking into account the risks from technological processes of offshore resource development. The results made it possible to calculate the probabilities of acceptable impacts on highly productive and low-productive ecosystems of the Arctic shelf. Comparison of risk modeling results showed that due to the low productivity of marine ecosystems, reliability requirements for technological processes that ensure the safety of Arctic resource development should not be reduced.

Keywords: *probabilistic assessments of environmental risk, acceptable risk, shelf ecosystems, Arctic.*

The authors thank the staff of Shirshov Institute of Oceanology of Russian Academy of Sciences, namely, Academician M. V. Flint for organizing expeditionary studies of Arctic ecosystems and Dr. Biol. Sci. V. A. Silkin for discussing the modeling of processes in ecosystems.

The work was carried out according to the State assignment, topic No. FMWE-2021-0004. "Tectonics of deformable lithospheric plates, geodynamic evolution of the lithosphere, dangerous and anomalous natural phenomena: geodynamic evolution of the Arctic, Northeast Asia and the transition zone from the Pacific Ocean to Eurasia; development of catastrophic and potentially dangerous processes, as well as anomalous phenomena on the shelf, in subduction zones, marginal, inland seas and coastal zone, analysis of their geoecological consequences; assessment and genesis of mineral resources of continental margins and intra-oceanic regions, marginal and inland seas".

The authors declare no conflict of interest requiring disclosure in this article.

Information about the authors

Solovjova, Natalia Vladimirovna, Doctor of Physical and Mathematical Sciences, Leading Researcher, Shirshov Institute of Oceanology of Russian Academy of Sciences (36, Nahimovskiy prospekt, Moscow, Russia, 117997), e-mail: soloceanic@yandex.ru.

Lobkovsky, Leopold Isaevich, Doctor of Physical and Mathematical Sciences, Professor, Academician of RAS, Head of Geology and Geodynamics Department, Head of Laboratory, Shirshov Institute of Oceanology of Russian Academy of Sciences (36, Nahimovskiy prospekt, Moscow, Russia, 117997), e-mail: llobkovsky@ocean.ru.

Bibliographic description of the article

Solovjova, N. V., Lobkovsky, L. I., Acceptable risk for Arctic shelf ecosystems based on probabilistic model calculations. *Arktika: ekologiya i ekonomika*. [Arctic: Ecology and Economy], 2022, vol. 12, no. 2, pp. 172—182 DOI: 10.25283/2223-4594-2022-2-172-182. (In Russian).

© Solovjova N. V., Lobkovsky L. I., 2022