

Научная статья

УДК 574.587(265.54)

DOI: 10.26428/1606-9919-2024-204-206-222

EDN: YLGVGF



О КРИТИЧЕСКИХ УРОВНЯХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ: НАТУРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

А.В. Мощенко*

Дальневосточный региональный научно-исследовательский
гидрометеорологический институт,
690091, г. Владивосток, ул. Фонтанная, 24

Аннотация. Посредством множественного линейного пошагового регрессионного анализа связей биотических параметров и факторов среды, а также нелинейного оценивания определена связь показателя экологического стресса (*ПЭС*) и средней суммарной объясняемой дисперсии переменных (*MEV*) как меры воздействия факторов среды. Эта модель имеет S-образную форму с точками начала и окончания линейного роста, приуроченными к *ПЭС* $\approx$ 15–16 и 30 %. Указанные уровни следует рассматривать как граничные критерии состояния сообществ макрозообентоса. При благоприятных условиях среды *ПЭС* не превышает 15 % (I критический уровень), а сообщества донной фауны находятся в состоянии, близком к «биологически сбалансированному». Величины *ПЭС* в диапазоне 15–30 % свидетельствует об усилении влияния лимитирующих факторов, но это воздействие не является разрушающим. Значения *ПЭС*, превышающие 30 % (II критический уровень), указывают на экстремальное ухудшение условий среды и переход сообществ в иное, «физически контролируемое», состояние.

Ключевые слова: экологическое состояние, загрязнение, донные отложения, физически контролируемые и биологически сбалансированные сообщества, макрозообентос, граничные критерии, залив Петра Великого

Для цитирования: Мощенко А.В. О критических уровнях экологического состояния сообществ макрозообентоса залива Петра Великого Японского моря: натурные исследования // Изв. ТИНРО. — 2024. — Т. 204, вып. 1. — С. 206–222. DOI: 10.26428/1606-9919-2024-204-206-222. EDN: YLGVGF.

Original article

On critical levels of ecological status for macrozoobenthic communities in Peter the Great Bay of the Japan Sea: field studies

Alexander V. Moshchenko

Far-Eastern Regional Hydrometeorological Research Institute,
24, Fontannaya Str., Vladivostok, 690091, Russia

D.Biol., leading researcher, avmoshchenko@mail.ru, ORCID 0000-0001-6600-5654

* Мощенко Александр Владимирович, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, avmoshchenko@mail.ru, ORCID 0000-0001-6600-5654.

Abstract. Relationship between the environmental stress index (*PES*) and the mean total explained variance of biotic parameters (*MEV*, as a measure of the environmental factors influence on macrozoobenthic communities) is determined using the methods of multiple linear stepwise regression analysis and non-linear estimation. The relationship is S-shaped, with the points of beginning and end of linear growth confined to the $PES \approx 15\text{--}16\%$ and 30% . These levels should be considered as boundary criteria for the status of macrozoobenthic communities. Under favorable environmental conditions, *PES* does not exceed 15% (the first critical level), that is close to a «biologically balanced» state of the communities. The *PES* values in the range of $15\text{--}30\%$ indicate an increased influence of limiting factors, but this influence is not destructive. The *PES* values $> 30\%$ (the second critical level) indicate extreme deterioration of habitat conditions and transition to a «physically controlled» state of the communities.

Keywords: ecological status, pollution, bottom sediments, physically controlled community, biologically balanced community, macrozoobenthos, boundary criterion, Peter the Great Bay

For citation: Moshchenko A.V. On critical levels of ecological status for macrozoobenthic communities in Peter the Great Bay of the Japan Sea: field studies, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2024, vol. 204, no. 1, pp. 206–222. (In Russ.). DOI: 10.26428/1606-9919-2024-204-206-222. EDN: YLGVGF.

Введение

Сообщества — это группы видов, которые обычно (в статистическом смысле) встречаются совместно, что обусловлено сходством их отношений к факторам среды [Несис, 1977]. Следовательно, сообщество можно определить как группу организмов, обитающих в определенной среде, предположительно взаимодействующих друг с другом и со средой, и которая может быть отделена от других групп методами экологического исследования. По образному выражению Х.-Ф. Будуреску [цит. по: Несис, 1977], каждое сообщество представляет собой «относительный континуум между относительными перерывами континуума» или узел — скопление точек в некоем гиперпространстве, полностью или частично изолированное от других подобных скоплений.

Для разграничения сообществ ранее использовали биомассы видов-доминантов в пробе или группе проб, взятых на одной и той же или соседних станциях [Воробьев, 1949; Нейман, 1963]. Однако концепция сообщества как континуума исключает возможность их выявления таким способом, и с начала 60-х годов прошлого столетия для этого стали применять различные варианты многомерного анализа [Несис, 1977]. Однако в полном объеме их внедрение стало возможным лишь с развитием методов, основанных на технологиях бутстрэппинга и рандомизации. Для дифференциации сообществ бентоса и доказательства ее справедливости с позиций статистики был разработан алгоритм [Мощенко и др., 2021a], применение которого позволило выделить в зал. Петра Великого более трех десятков группировок макрозообентоса [Мощенко и др., 2018a, 2023; Мощенко, 2023a].

При сильной изменчивости абиотических факторов именно они будут оказывать решающее влияние на состав группировок бентоса — такие биотопы заняты «физически контролируемыми сообществами» [Несис, 1977]. По мере снижения влияния этих факторов на первое место выходят биотические отношения, и в биотопах с относительно стабильными условиями среды развиваются «биологически аккомодированные» (пригнанные, сбалансированные) сообщества. Свидетельством наличия общего лимитирующего фактора может быть сильная положительная связь индивидуальных характеристик обилия видов с общими для сообщества показателями [Суханов и др., 1994]. Очевидно, доля видов с такими связями может служить неким показателем силы этого внешнего воздействия — ответной реакции сообщества на изменения факторов среды — показателем экологического стресса (далее — *ПЭС*).

В реальных условиях на донные организмы влияет множество факторов, число которых потенциально неограниченно, но, используя множественную линейную регрессию, обычно удается выделить их конечное число, позволяющее объяснить

некоторую часть от полного варьирования (дисперсии) биотических параметров. В результате такой процедуры можно вычислить среднюю дисперсию (далее — MEV , как мера суммарного внешнего воздействия), объясняемую изменчивостью исследованных факторов среды, причем, имея стандартный набор последних, — получить зависимость $ПЭС$ от MEV . Как показали предварительные исследования, эта зависимость обычной для биосистем S -образной формы, что позволяет приблизительно определить два критических уровня состояния группировок бентоса ($ПЭС \approx 16$ – 17 и 37%) [Мощенко и др., 2018б].

Цель работы — получить и исследовать зависимость $ПЭС$ от MEV для определения критических уровней состояния сообществ макрозообентоса или граничных критериев состояния морской среды.

Материалы и методы

Используемые данные. В работе анализируются результаты комплексных экологических съемок ДВНИГМИ и ННЦМБ ДВО РАН (1992–2019 гг.) в зал. Петра Великого. Это акватория к северу от устья р. Туманной, заливы Посыета, Стрелок, Амурский и Уссурийский, прол. Босфор Восточный, бухты Рифовая, Золотой Рог, Патрокл, Улисс и Диомид. Методы сбора и камеральной обработки опубликованы ранее [Мощенко и др., 2021а–в]. На основе полученных данных были выделены 34 сообщества макрозообентоса [Moshchenko, Belan, 2005; Мощенко и др., 2018а, 2023; Мощенко, 2023а], количественные характеристики которых и послужили материалом для анализа; названия и локализация этих группировок суммированы в таблице.

Кроме того, использованы данные по содержанию частиц разной размерности, гидрологическим параметрам, концентрациям загрязнителей и органического углерода (далее — $ЗВ$ и $C_{орг}$) в грунте, а также результаты их факторного анализа (прил. табл. 1*). Часть этих данных опубликована [Moshchenko et al., 2001; Shulkin et al., 2001; Мощенко и др., 2018а, 2019, 2021в], а общая методология такого подхода к снижению размерности применительно к указанным геоэкологическим элементам изложена ранее [Мощенко и др., 2009].

Анализ данных и статистическая обработка. Общий уровень загрязнения характеризовали индексом TPF_{chem} [Belan, Moshchenko, 2005]. Кроме того, применяли индекс TPF_{bio} , который «настроен» на биоиндикацию степени химического загрязнения грунтов [Мощенко и др., 2022]. Для количественной характеристики макрозообентоса использовали биомассу, плотность поселения (B и A , далее — плотность), индексы видового богатства Маргалефа (R , в наиболее простом его виде — как число видов в пробе), разнообразия Шеннона-Винера и выправненности Пиелу (H' и e). Для описания размерного состава применяли W -статистику Кларка**. Степень антропогенного нарушения бентоса оценивали методом, основанным на зависимости H' двустворчатых моллюсков от TPF_{chem} ; показателями этих нарушений служат величины ERL_q и ERM_q ($TPF_{chem} = 2,8$ и $3,2$) [Мощенко, Белан, 2008]. Экологическое состояние бентоса характеризовали индексами $AMBI$ и $M-AMBI$ [Borja et al., 2004, 2012; Muxika et al., 2007]. $ПЭС$ определяли как долю видов, чьи индивидуальные показатели обилия сильно (коэффициент корреляции $r = 0,7$ и более, при округлении) связаны с общей плотностью и биомассой сообщества (усредняются соответствующие доли для A и B) [Мощенко и др., 2018б]. MEV вычисляли усреднением индивидуальных суммарных (общих) дисперсий биотических показателей (A , B , R , H' , e , W , $AMBI$ и $M-AMBI$), объясненных изменениями стандартного набора параметров среды (прил. табл. 1).

* Все приложения размещены на странице статьи на сайте журнала (<http://izvestiya.tinro-center.ru>) как дополнительный файл.

** Statistical analysis and interpretation of marine community data: reference methods for marine pollution studies. Nairobi: UNEP, 1995. № 64. 75 p.

Сообщества макрозообентоса, найденные в зал. Петра Великого, и их локализация
Macrozoobenthos communities in Peter the Great Bay and their localization

Год	№	Сообщество	n	Основная локализация
1992	I	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Ophiura sarsii</i>	11	Зал. Стрелок и бухта Рифовая
	II	<i>Aphelocheata pacifica</i>	7	Бухта Рифовая
1993	III	<i>Ophiura sarsii</i> + <i>Amphiodia fissa</i>	25	Открытые районы зал. Посыета
	IV	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Macra chinensis</i>	8	Прибрежье открытой части зал. Посыета
	V	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Maldane sarsi</i>	14	Переходная область между открытой и внутренней частями зал. Посыета
	VI	<i>Acila insignis</i>	11	Внутренние районы зал. Посыета
1996	VII	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Echinocardium cordatum</i>	9	Прибрежная и центральная области к северу от устья р. Туманной
	VIII	<i>Ampelisca macrocephala</i>	8	Мористая часть акватории к северу от устья р. Туманной
	IX	<i>Spiophanes</i> sp. + <i>Echinocardium cordatum</i>	3	Отдельные станции в центре акватории к северу от устья р. Туманной
	X	<i>Dipolydora cardalia</i> + <i>Maldane sarsi</i> + <i>Ophiura sarsii</i>	4	Донная депрессия между материком и о. Фуругельма
2001	XI	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Sigambra bassi</i>	15	Амурский залив и северная часть Уссурийского залива
	XII	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Ophiura sarsii</i>	9	Уссурийский залив
	XIII	<i>Philine argentata</i> + <i>Macoma</i> sp.	8*	Прол. Босфор Восточный
	XIV	<i>Aphelocheata pacifica</i>	7*	Бухты Золотой Рог и Диомид
2005	XV	<i>Crassikorophium crassicorne</i>	8*	Зал. Угловой
	XVI	<i>Scoletoma</i> spp.	13	Прибрежный район северной части Амурского залива
	XVII	<i>Aphelocheata pacifica</i> + <i>Phoronopsis harmeri</i>	8	Центральная область северной части Амурского залива
2006–2007	XVIII	<i>Dipolydora cardalia</i>	11	Прибрежье о. Русского
	XIX	<i>Acila insignis</i> + <i>Scalibregma inflatum</i>	4	Кутовая и западная части бухты Патрокл
	XX	<i>Ennucula tenuis</i> + <i>Nicolea</i> sp.	3	Средняя прибрежная часть бухты Патрокл
	XXI	<i>S. armiger</i> + <i>O. sarsii</i> + <i>E. tenuis</i>	11	Центр и устье бухты Патрокл
	XXII	<i>Protocallithaca adamsi</i>	1	О. Русский, бухта Житкова
	XXIII	<i>Aphelocheata pacifica</i> + <i>Capitella capitata</i>	7*	Бухты Золотой Рог и Диомид
2016	XXIV	<i>Ophiura sarsii</i> + <i>Macoma scarlatoi</i>	8*	Прол. Босфор Восточный
	XXV	<i>Ophiura sarsii</i> + <i>Scoletoma</i> spp.	12	Открытые районы Амурского и Уссурийского заливов
	XXVI	<i>Phoronopsis harmeri</i>	6*	Западное побережье п-ова Эгершельд и центр северной части Амурского залива
	XXVII	<i>Maldane sarsi</i>	6	Северные районы Амурского и Уссурийского заливов
	XXVIII	<i>Aphelocheata pacifica</i> + <i>Dipolydora cardalia</i>	2	Восточная часть Амурского залива
2018	XXIX	<i>Scoletoma</i> spp.	8*	Внутренние области Амурского и Уссурийского заливов
	XXX	<i>Praxillella gracilis</i> + <i>Pelonaia corrugata</i>	2	Открытый район Уссурийского залива
	XXXI	<i>Ophiura sarsii</i> + <i>Acila insignis</i>	8	Открытый район Амурского и середина Уссурийского залива
	XXXII	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Ophiura sarsii</i> + <i>Maldane sarsi</i>	15	Восточная прибрежная часть прол. Босфор Восточный
2019	XXXIII	<i>Scoletoma</i> spp. + <i>Macoma scarlatoi</i>	10	Западная часть прол. Босфор Восточный
	XXXIV	<i>Aphelocheata pacifica</i>	8	Бухты Золотой Рог и Диомид

Примечание. Жирным шрифтом выделены номера сообществ, пригодных для вычисления ПЭС и MEV, жирным курсивом — только ПЭС, n — число станций или проб.

* Вычисление ПЭС выполнено для проб.

К сожалению, не все выделенные сообщества оказались пригодны для дальнейшего анализа и вычисления MEV . Для некоторых акваторий — заливов Стрелок, По-сьета и бухты Рифовой — отсутствуют данные по фракционному составу грунтов и содержанию $C_{орг}$; для Углового залива гранулометрические характеристики вызывают сомнение из-за нарушений методологии отбора проб. В других случаях группировки объединяют три и менее станций, что, даже с использованием проб, не позволяет выполнить регрессионный анализ. Требованию репрезентативности соответствуют 18 из 34 выделенных агломераций (шесть-семь и более станций или проб); для анализа зависимостей $ПЭС$ от уровня загрязнения (TPF_{chem} и TPF_{bio}), индексов $AMBI$ и $M-AMBI$ пригодны 27 сообществ (см. таблицу, прил. табл. 2).

Статистическая обработка включала пошаговый линейный регрессионный анализ и нелинейное моделирование с вычислением коэффициента корреляции, параметров регрессии (r и b_i) и их оценкой (ANOVA; нулевые гипотезы H_0 : влияние фактора «модель» отсутствует, $r = 0$ и $b_i = 0$) [Боровиков, Боровиков, 1998]. Нелинейное моделирование выполняли алгоритмами, представленными в ППП STATISTICA (первичная подгонка и ANOVA), и при помощи процедуры рандомизации сигмоидальной функции [Chatzidimitriou, 2012*; Систематизированные данные..., 2021**]. Сравнение реальных и модельных величин $ПЭС$ производили тестами Фридмана и Вилкоксона — непараметрическими аналогами ANOVA и t -критерия для зависимых переменных (H_0 — влияние фактора не приводит к сдвигу распределений относительно друг друга и значения двух переменных имеют одно и то же распределение).

Результаты и их обсуждение

Общие итоги регрессионного анализа. Всего были получены 144 уравнения регрессии; у пяти сообществ, включающих три-пять станций (XIII, XIV, XXIII, XXIV, XXVII), в моделировании использованы параметры, вычисленные для проб (прил. табл. 3). С позиций статистики полученные модели были значимы в 133 случаях, в двух — значимы на маргинальном уровне и в девяти — незначимы. Последнее главным образом было связано с объемом выборок, и искомая значимость достигалась простым их удвоением. Средняя дисперсия биотических характеристик, объясняемая действием факторов среды, достигала $77,9 \pm 1,8 \%$, изменяясь от $72,9 \pm 10,6$ у $M-AMBI$ до $82,8 \pm 5,4 \%$ у $AMBI$ (рис. 1, прил. табл. 3). Доля моделей, объясняющих менее 50 % дисперсии, составила 9 %; такие модели отсутствовали у индексов e и $AMBI$, а их наибольшее количество (почти 17 %) отмечено у B , R и $M-AMBI$. Распределение значений дисперсии относительно числа наблюдений имеет резкую правостороннюю асимметрию: преобладают модели, описывающие > 80 % изменчивости предиката.

Количество предикторов в уравнениях регрессии варьирует от 1 до 5 (в среднем — $2,4 \pm 0,1$), причем преобладают модели с 2–3 независимыми переменными (по 34,0 %), на однокомпонентные зависимости приходится 20,1 %, четыре предиктора отмечены у 7,6 %, пять — у 3,5 % моделей. Среднее число предикторов в моделях варьирует от $2,2 \pm 0,5$ до $2,6 \pm 0,3$ (соответственно у индекса Маргалефа и плотности), наибольшая доля уравнений с одной независимой переменной получена у R (рис. 1). Модели с двумя предикторами чаще всего наблюдаются у B , с тремя — у e , с четырьмя — у A и W , с пятью — у R и $M-AMBI$.

Предикторы можно объединить в четыре группы: гидрологические (глубина, содержание O_2 , факторы терригенного стока), гранулометрические (соответствующие

* Chatzidimitriou K. Fitting a sigmoid curve in R. 2012. URL: <https://kyrcha.info/2012/07/08/tutorials-fitting-a-sigmoid-function-in-r>.

** Систематизированные данные по факторам среды и общим характеристикам сообществ макрозообентоса: отчет о НИР (промежуточ.) / ДВНИГМИ. № ГР АААА-А20-120042190045-6. Владивосток, 2021. 110 с. http://ferhri.ru/images/stories/FERHRI/NIR/Otchet/otchet_4.6.2_2021_moschenko.pdf.

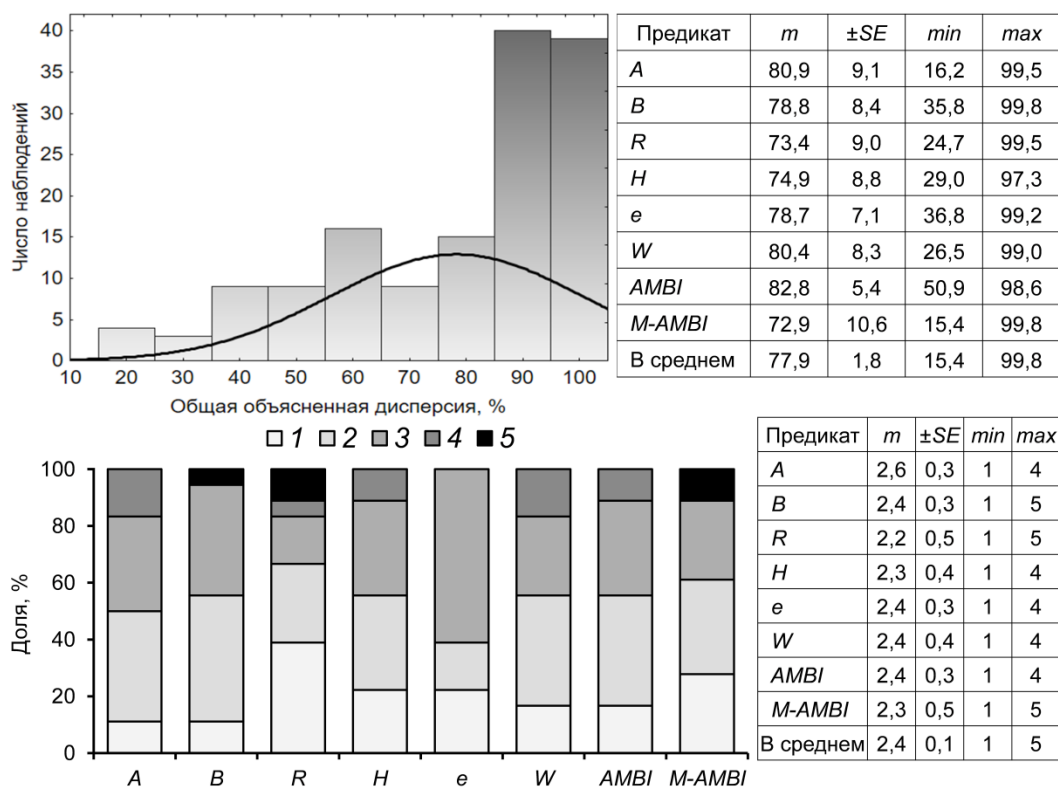


Рис. 1. Гистограмма значений общей объясненной дисперсии и ее величины у биотических параметров (**вверху**), доля уравнений с разным числом предикторов и среднее количество предикторов в моделях биотических параметров (**внизу**): m , min , max — среднее, минимальное и максимальное значения; SE — ошибка репрезентативности; 1–5 — число предикторов

Fig. 1. Histogram of the total explained variance and its values for certain biotic parameters (**top panels**); percentage of models with a certain number of predictors and the mean number of predictors in the models of biotic parameters (**bottom panels**): m , min , max — mean, minimum and maximum values, SE — standard error, 1–5 — number of predictors

факторы и общие параметры фракционных спектров), характеристики контаминации (TPF_{chem} , факторы загрязнения) и концентрация $C_{орг}$. Указанное деление весьма условно. Так, с уменьшением глубины происходит деформация и разрушение волн, что влияет на средний размер зерен, стандартное отклонение фракционных распределений и значения гранулометрических факторов, которые характеризуют соответственно энергию среды гидрогенного седиментогенеза, ее изменчивость и сортировку донных отложений. В свою очередь, содержание ЗВ и $C_{орг}$ зависит от состава осадков, возрастая с увеличением содержания алевропелитов.

Наибольший вклад в общую дисперсию биотических характеристик вносят гранулометрические параметры, наименьший — содержание $C_{орг}$ (соответственно $42,6 \pm 3,3$ и $6,5 \pm 1,5$ %), роль гидрологических показателей и загрязнения примерно одинакова ($24,7 \pm 2,8$ и $26,1 \pm 3,0$ %). Влиянию гидрологических факторов в наибольшей степени подвержены индексы H , $M-AMBI$ и R , гранулометрических — e , A и B (рис. 2). Факторы загрязнения сильнее всего воздействуют на величину W -статистики, содержание $C_{орг}$ — на значения индексов $AMBI$, $M-AMBI$ и Шеннона-Винера. Такая структура объясненной дисперсии биотических характеристик вполне ожидаема.

Например, вычисление индекса $AMBI$ основано на распределении таксонов бентоса вдоль градиента концентраций $C_{орг}$, а зависимость обилия и разнообразия донных животных от гидрологического режима и типа грунта является классической

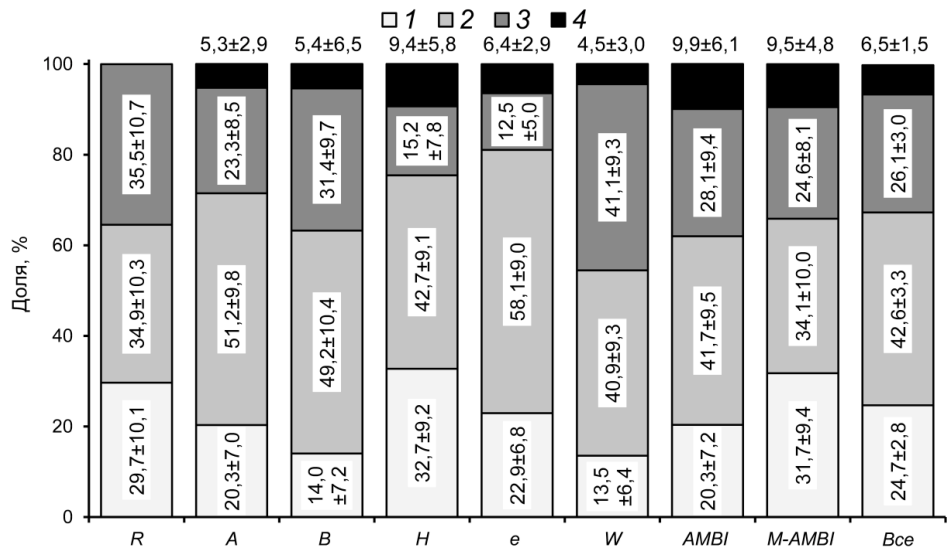


Рис. 2. Вклад гидрологических и гранулометрических факторов, показателей загрязнения и содержания $C_{\text{орг}}$ (1–4, см. текст) в общую объясненную дисперсию биотических параметров: цифры на графике — частные вклады, %

Fig. 2. Contribution of hydrological, granulometric and pollution factors, and TOC (total organic carbon content) to the total explained variance of biotic parameters (1–4, with explanation in the text). The partial contribution is indicated by numbers (%)

для гидробиологических и экологических исследований. Неэкстремальные гидродинамические воздействия на состав и количественные характеристики макрозообентоса, меняющиеся с изменением глубины и влияющие на состав донных отложений, подробно рассмотрены в монографии автора А.В. Мощенко [2006]. Следует отметить, что процедура ANCOVA (ковариаты — TPF_{chem} и содержание $C_{\text{орг}}$, категориальные факторы — глубина и тип грунта), выполненная без учета синэкологической составляющей — дифференциации макрозообентоса на сообщества, — дает несколько иные результаты [Мощенко, 2023б]. Наибольшую роль в изменчивости биотических параметров, рассматриваемых в настоящей работе, играют непрерывные переменные, чьи вклады в среднем примерно равны и превышают таковые дискретных факторов в два-три раза, причем суммарная дисперсия, которую описывают последние, в разы ниже. Вероятно, в этом проявляются эмерджентные свойства донного населения, агломерированного в сообщества.

Экологическая обусловленность ПЭС. Показатель экологического стресса увеличивается с ростом антропогенного воздействия. У сообществ открытых районов Амурского и Уссурийского заливов он не превышает 12,0 % ($TPF_{\text{chem}} < ERL_q$), на внутренних акваториях этих заливов его значения возрастают до 20–30 %, а в самых загрязненных областях — бухтах Золотой Рог и Диомид ($TPF_{\text{chem}} > ERM_q$) — близки к 40 % или превышают эту величину [Мощенко, 2023а]. В интактных и почти интактных районах — заливах Посыета, Стрелок, бухте Рифовой, на акватории к северу от устья р. Туманной — ПЭС варьирует в пределах 8,5–17,2 %, причем несколько увеличивается у группировок, обитающих вблизи населенных пунктов и в областях «остаточного» загрязнения [Мощенко и др., 2023]. Все эти факты свидетельствуют о зависимости ПЭС от состояния морской среды.

Действительно, ПЭС коррелирует с индексами TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M-AMBI$, причем это относится как к усредненным по сообществам, так и к постанционным данным (рис. 3, прил. рис. 1). Все эти зависимости значимы с позиций статистики (ANOVA — $F = 67-664$, $p = 0,000$; выбракованы по три-пять сообществ). В первом

случае изменения предикторов объясняют 77,1–83,5 % дисперсии ПЭС, во втором — уровень детерминации, естественно, несколько ниже (52,1–73,7 %). Различия реальных и рассчитанных по обеим моделям величин ПЭС, как и самих его модельных значений, статистически не значимы (тесты Фридмана и Вилкоксона — $p = 0,438–0,877$ и $0,330–0,951$). Это свидетельствует о равноценности уравнений, полученных на основе разных наборов данных, но таковые для усредненных результатов обладают большей наглядностью.

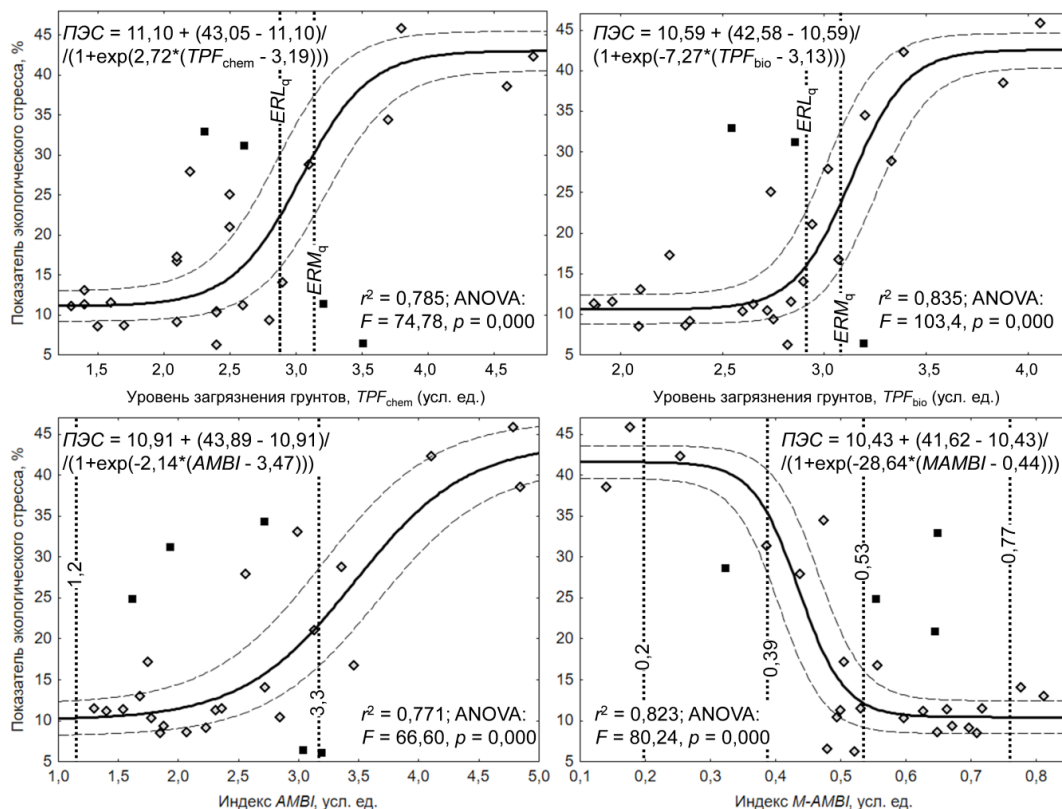


Рис. 3. Зависимости ПЭС от общего уровня загрязнения (TPF_{chem} и TPF_{bio}), индексов $AMBI$ и $M-AMBI$: r — коэффициент корреляции, F — критерий Фишера, p — вероятность справедливости H_0 ; *квадраты* — выбракованные значения; *штриховые линии* — доверительные границы, *точечные* — границы уровней загрязнения (ERL_q и ERM_q), степени повреждения и экологического статуса (прил. табл. 4)

Fig. 3. Dependence of environmental stress index (PES) on total pollution level (TPF_{chem} and TPF_{bio}) and $AMBI$ and $M-AMBI$ indices: r — correlation coefficient, F — Fisher criterion, p — probability of validity H_0 ; *squares* — rejected values; *dashed lines* — confidence bounds. Different levels of contamination (ERL_q and ERM_q), disturbance, and ecological status are separated by *dotted lines*

Разброс значений ПЭС наиболее выражен при относительно невысоком загрязнении (TPF_{chem} и $TPF_{bio} < ERM_q$), легком нарушении среды ($AMBI < 3,3$ усл. ед.), умеренном и хорошем статусе донной фауны ($M-AMBI > 0,39$ усл. ед.; рис. 3). Однако во всех случаях модельные кривые выходят на плато при экстремальной контаминации, выраженном повреждении местообитаний, обедненном и плохом состоянии макрозообентоса ($ПЭС \sim 34–46\%$). Очевидно, в этих условиях сообщества становятся физически контролируемыми или, по крайней мере, приближаются к такому состоянию.

С экологической точки зрения высокая изменчивость ПЭС при умеренных величинах предикторов имеет ясное объяснение. Для TPF_{chem} и TPF_{bio} это действие других факторов — интенсивности терригенного стока, летнего снижения содержания O_2 . Так,

сообщество XXVI приурочено к области формирования летней гипоксии (станции *a9*, *a26* и *a35*; рис. 4). Этот дефицит O_2 возникает в основном из-за микробиологического окисления избыточной биомассы диатомей в условиях слабой динамики вод и при низкой интенсивности фотосинтетически активной радиации [Tishchenko et al., 2016]. В свою очередь, вспышки численности микроводорослей во многом обусловлены паводковыми сбросами биогенов, а в объемах среднегодового стока р. Раздольной с 2003 г. наблюдается отчетливый положительный тренд [Мощенко и др., 2020]. Об увеличении поступления биогенных элементов вблизи впадения водотоков, и в частности р. Раздольной, свидетельствуют множество наблюдений [например, Шулькин, Семькина, 2012]. Группировка XXVII (станции *a2*, *a4*, *a16*, *u6*, *u13* и *u21*) располагается в областях, подверженных сильному влиянию терригенного стока (рис. 4). Его негативное воздействие обусловлено прежде всего потоком тонкодисперсной взвеси, которая засоряет фильтрующие аппараты, затрудняя дыхание, питание и другие процессы метаболизма, а то и просто засыпает донных животных. Например, в период паводка в 2018 г. (середина августа) слой наилка достигал 7–8 мм, причем на весьма значительных расстояниях от устьев водотоков, впадающих в северные части Амурского и Уссурийского заливов.

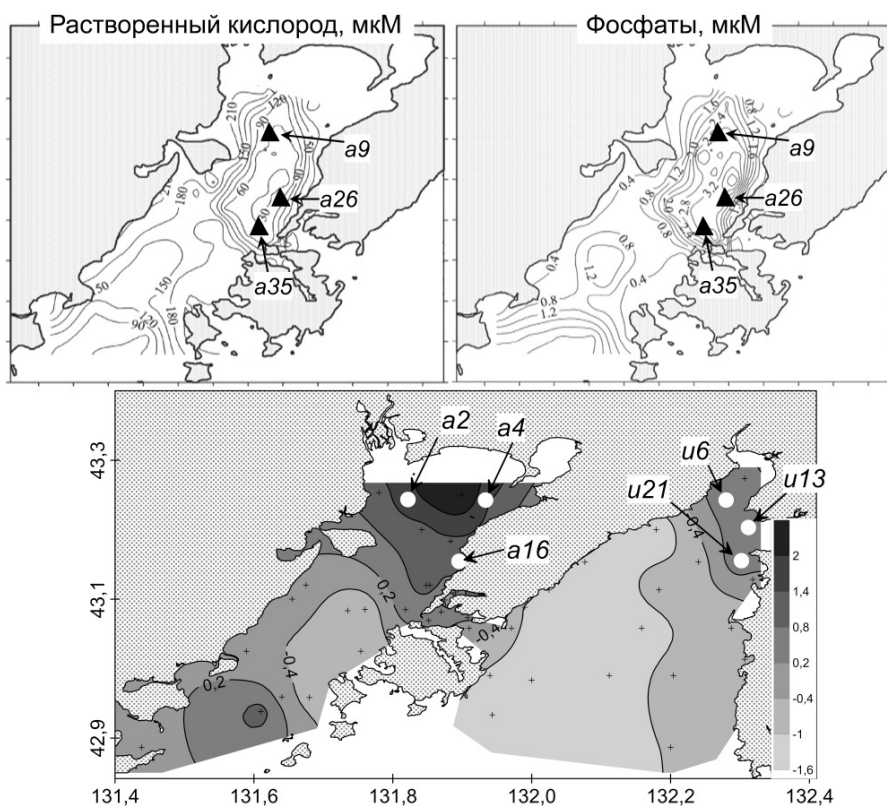


Рис. 4. Распределение некоторых океанографических элементов у дна в августе 2008 г. (вверху — по: Тищенко и др., 2011), значений фактора PoF_2 , характеризующего «терригенный сток» (внизу — по: Мощенко и др., 2019) и сообщества макрозообентоса (см. текст)

Fig. 4. Distribution of some oceanographic parameters at the sea bottom in August 2008 (**top panel**, from [Tishchenko et al., 2011]), values of PoF_2 factor describing «terrigeneous runoff» (**bottom panel**, from [Moshchenko et al., 2019]), and macrozoobenthic communities (see details in the text)

Основной разброс точек в зависимостях $ПЭС$ от индексов $АМВІ$ и $М-АМВІ$ приходится на сообщества прол. Босфор Восточный XIII, XVIII, XXIV, XXXII и XXXIII. Даже сам этот список (см. таблицу) говорит о частой смене группировок, в отличие, например, от агломераций в бухте Золотой Рог, где на протяжении 35 лет существует

ассоциация полихет *Aphelochaeta pacifica*, *Capitella capitata* и *Schistomeringos japonica* [Мощенко и др., 2017, 2019; Moshchenko et al., 2017; Мощенко, 2023a]. Сообщества пролива обитают при повышенном загрязнении (близком к ERM_q), но не экстремальном, как в бухте Золотой Рог. У группировок, существующих в таких условиях, устойчивость к внешним факторам снижается и при дополнительном негативном воздействии (например, падении содержания O_2) происходят резкие изменения видового состава и обилия [Мощенко и др., 2018a]. При оценке этих ассоциаций на основе общепринятых показателей они часто выглядят довольно благополучно.

Скорее всего, эти сообщества находятся на разных стадиях сукцессии, причем в современных условиях они могут вообще не достигать климакса. Известно, что там, где есть процесс реколонизации, можно найти множество существенных различий в значениях структурных параметров на близко расположенных станциях, которые выражаются во внезапном увеличении богатства, разнообразия и обилия [Borja et al., 2006]. По степени повреждения, обусловленной экологическим стрессом, такие группировки являются несбалансированными (от легкого до выраженного дисбаланса) [Salen-Picard, 1983]. В них исчезают редкие и пролиферируют устойчивые виды, снижается разнообразие, а затем начинают доминировать позитивные индикаторы загрязнения. Именно эти явления и наблюдаются в указанном районе [Мощенко и др., 2018a, 2023; Мощенко, 2023a].

Форма зависимости ПЭС от MEV и критические уровни состояния сообществ макрозообентоса. Зависимость показателя экологического стресса от средней объясненной дисперсии имеет S-образную форму и гораздо более отчетлива, чем его вариации вдоль градиентов TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M-AMBI$: изменения предиктора объясняют более 91 % дисперсии предиката (ANOVA — $F = 129,3$, $p = 0,000$; рис. 5). Как и для зависимостей ПЭС от перечисленных индексов, различия его реальных и рассчитанных по разным моделям величин (усредненные для сообществ и постанционные данные) статистически не значимы (тесты Фридмана и Вилкоксона: $p = 0,607$ и $0,267-0,777$),

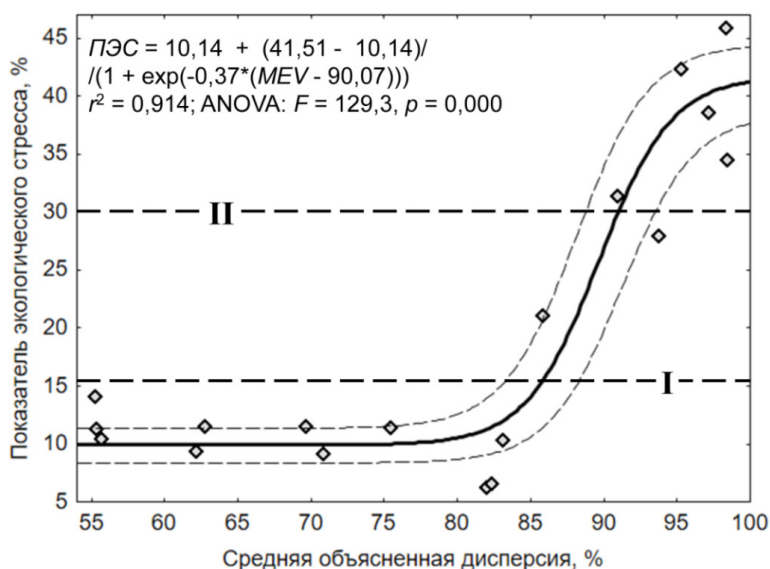


Рис. 5. Зависимость ПЭС от средней объясненной дисперсии и граничные критерии для оценки классов состояния морской среды (римские цифры): r — коэффициент корреляции, F — критерий Фишера, p — вероятность справедливости H_0 , штриховые линии — доверительные границы

Fig. 5. Dependence of environmental stress index PES on mean explained variance and boundary criteria for assessing the state of marine environment: r — correlation coefficient, F — Fisher criterion, p — probability of validity H_0 , dashed lines — confidence bounds. The classes of the state of marine environment are indicated by Roman numerals

а объясненная дисперсия несколько ниже (73,6 %; ANOVA — $F = 407$, $p = 0,000$; прил. рис. 2). Начало почти линейного роста модельной кривой приходится примерно на $ПЭС = 15\text{--}16\%$, его окончание — начало ее выхода на плато — на $ПЭС \approx 30\%$ (рис. 5). Очевидно, что эти уровни для сообществ донной фауны являются «критическими» и могут рассматриваться как граничные критерии для оценки классов состояния морской среды. Картографический пример использования $ПЭС$ представлен на рис. 6.

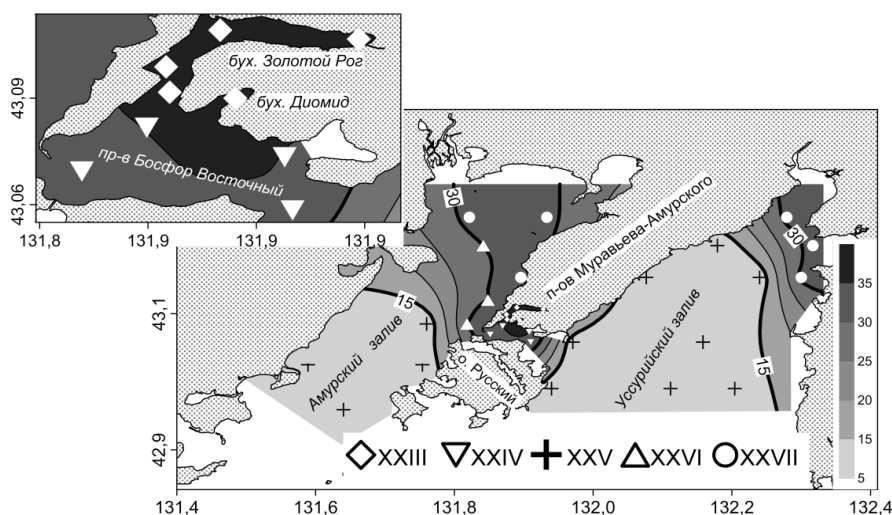


Рис. 6. Распределение показателя экологического стресса на прибрежной акватории Владивостока в 2016 г.: римские цифры — сообщества (см. таблицу)

Fig. 6. Distribution of ecological stress index in the coastal waters at Vladivostok in 2016. Macrozoobenthic communities are indicated by Roman numerals (see the list of communities in Table)

При «докритическом» уровне связь индивидуальных характеристик обилия с общей биомассой и плотностью низка, поскольку среда благоприятна и не оказывает заметного влияния на агрегацию животных — сообщества макрозообентоса биологически сбалансированы или, по крайней мере, стремятся к такому состоянию. Однако, учитывая высокий уровень объясняемой дисперсии (в среднем, во всех случаях $> 50\%$), следует отметить, что в нашей выборке (до 60 м) явно отсутствуют биологически сбалансированные сообщества в понимании К.Н. Несиса [1977] и, вероятно, следует говорить лишь о степени такой сбалансированности.

Между I и II критическими уровнями косные факторы начинают оказывать на сообщества заметное воздействие, агрегация животных возрастает ($ПЭС \sim 15\text{--}30\%$) и при дальнейшем росте внешнего давления группировки переходят в иное, физически контролируемое, состояние ($ПЭС > 30\%$), что свидетельствует о наличии некоего общего косного лимитирующего фактора. Лимитирующий фактор — это совершенно не обязательно степень антропогенного воздействия (к примеру, уровень загрязнения): сообщество XXVII имеет повышенный $ПЭС$ из-за влияния терригенного стока (см. рис. 4), причиной усиления которого вряд ли является деятельность человека (если не рассуждать о парниковом эффекте и глобальных климатических изменениях).

Другой пример влияния неантропогенного фактора, хотя и в созданной человеком экосистеме, — изменение $ПЭС$ в ассоциациях обрастателей водозаборных тоннелей ТЭЦ-2 Владивостока [Звягинцев, Мощенко, 2010]. Лимитирующим фактором здесь является степень и продолжительность осушения. На днище тоннеля, которое в процесс эксплуатации постоянно затоплено, у сообщества двустворчатого моллюска *Mytilus trossulus* $ПЭС$ составлял 8,9 %; на его стенках, которые периодически осушаются в зависимости от режима работы водозаборной системы, особенно в верхних по отношению к морю отделах, у группировки *Balanus rostratus* $ПЭС$ возрастал до 16,3 %; наконец, на

своде, который по большей части являлся зоной заплеска (постоянно затоплен лишь в нижней части), у ассоциации амфиподы *Jassa marmorata* ПЭС достигал 72,2 %.

В ЕС, США и Канаде выделяют две степени загрязнения почв и осадков [Circular..., 2000*; Buchman, 2008]. Первая, так называемое «заданное значение» (target value) — это уровень, к которому следует стремиться, чтобы восстановить функциональные свойства почвы (осадка) для жизни людей, растений и животных. Вторая — «значение коррекции» (intervention value) — уровень, когда такие свойства сильно снижены или представляют опасность. Основу такому делению положила работа Е.Р. Лонга с соавторами [Long et al., 1995], которые ввели понятие пороговых показателей *ERL* и *ERM* (effect range-low и effect range-medium). Первый отделяет минимальный уровень воздействия, когда эффекты редки и концентрации ЗВ не оказывают заметного влияния на состав и структуру донного населения. Между *ERL* и *ERM* лежит область постепенного роста проявления таких воздействий; после *ERM* эти эффекты почти облигатны. Подобное деление для морских акваторий Канады и США выполнили Дж. Бойд с коллегами [Boyd et al., 1998], определив *TEL* и *PEL* (threshold и probable effect levels). Вводимые граничные критерии по смыслу соответствуют заданному значению и величине коррекции (соответственно I и II критические уровни), а также показателям указанных авторов и таковым, предложенным нами ранее (*ERL_q* и *ERM_q*; [Мощенко, Белан, 2008]). В этом отношении логично именовать их как *CERL* и *CERM* (community effect range-low и community effect range-medium).

Преимущество предлагаемых критериев заключается в отсутствии необходимости точной таксономической идентификации животных: достаточно чтобы одни и те же виды были обозначены одинаковыми символами (например, цифрами). Это повышает оперативность получения заключений об экологическом состоянии морской среды. Известно, что полная видовая идентификация, необходимая для вычислений индексов *AMBI*, *M-AMBI* и *TPF_{bio}*, занимает много недель, а то и месяцев. К недостаткам следует отнести репрезентативность выборки: желательно, чтобы число станций или проб, включенных в сообщество, было не менее шести-семи, что в реальных условиях иногда оказывается недостижимым.

Отчетливая связь ПЭС и *MEV* и высокая степень детерминации предиктором зависимой переменной позволяют разработать метод оценки экологического состояния донного населения. Но в настоящее время препятствие недостаточная репрезентативность данных, необходимая для регрессионного анализа и, в частности, их проверки на соответствие нормальному распределению, что является одним из главных требований метода наименьших квадратов — основы всех методик с применением общих линейных моделей. Исправить ситуацию можно интерполяцией значений биотических параметров и факторов среды посредством обработки файлов решетки, получаемых при построении карт распределения этих показателей в среде Surfer. Кроме того, имея карты грунтов (бухта Рифовая, заливы Посьета и Стрелок), можно получить характеристики фракционного состава, подвергнуть их факторному анализу и использовать эти показатели при определении *MEV*. Концентрации $C_{орг}$ для этого можно вычислить по их зависимостям от TPF_{chem} и содержания алевропелитов, которые часто обладают весьма высоким уровнем детерминации. Это даст возможность включить в анализ еще шесть-восемь сообществ.

Заключение

Итак, в результате множественного линейного пошагового регрессионного анализа связей биотических параметров, включая характеристики обилия и экологические индексы, и факторов среды, а также нелинейного оценивания определена зависимость показателя экологического стресса от средней суммарной объясняемой дисперсии

* Circular on Target Values and Intervention Values for Soil/Sediment Remediation, Spatial Planning and Environment of Netherlands, Amsterdam: Ministry of Housing, 2000. 75 p.

перечисленных переменных как меры внешнего воздействия. Эта зависимость имеет S-образную форму с точками начала и окончания линейного роста, приуроченными к $ПЭС \approx 15\text{--}16$ и 30% , причем изменения предиктора объясняют более 91% дисперсии предиката. Данные уровни $ПЭС$ следует рассматривать как граничные критерии состояния группировок макрозообентоса. При благоприятных условиях $ПЭС$ не превышает $15\text{--}16\%$ (I критический уровень), а сообщества находятся в состоянии, близком к биологически сбалансированному. Величины $ПЭС$ в диапазоне $15\text{--}30\%$ показывают усиление влияния неких лимитирующих факторов (не обязательно антропогенных), но это воздействие не является разрушающим. Значения $ПЭС$, превышающие 30% (II критический уровень), свидетельствуют об экстремальном ухудшении условий среды обитания и переходе сообществ в иное, физически контролируемое, состояние. Отчетливая зависимость $ПЭС$ от MEV и высокая степень детерминации предиктором зависимой переменной позволяют в дальнейшем разработать метод оценки экологического состояния донного населения на основе структуры взаимосвязей животных внутри сообществ донных животных.

Благодарности (ACKNOWLEDGEMENTS)

Автор благодарен сотрудникам ДВНИГМИ Т.А. Белан и Б.М. Борисову за предоставление материала, а также всем рецензентам за ценные замечания, которые были учтены при подготовке настоящей рукописи к печати.

The author is grateful to T.A. Belan and B.M. Borisov (FERHRI) for providing materials for the study and to anonymous reviewers for their valuable comments taken into account.

Финансирование работы (FUNDING)

Исследование не имело спонсорской поддержки.

The study had no sponsor funding.

Соблюдение этических стандартов (COMPLIANCE WITH ETHICAL STANDARDS)

Все применимые международные, национальные и/или институциональные принципы ухода и использования животных были соблюдены.

Автор заявляет, что у него нет конфликта интересов.

All applicable international, national and/or institutional principles for the care and use of animals have been observed.

The author states that he has no conflict of interest.

Список литературы

Боровиков В.П., Боровиков И.П. STATISTICA® — Статистический анализ и обработка данных в среде Windows® : моногр. — М. : Инф.-издат. дом «Филинь», 1998. — 608 с.

Воробьев В.П. Бентос Азовского моря : моногр. — Симферополь : Крымиздат, 1949. — 193 с. (Тр. АзЧерНИРО; вып. 13.)

Звягинцев А.Ю., Мощенко А.В. Морские техноэкосистемы энергетических станций : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2010. — 343 с.

Мощенко А.В. Роль микромасштабной турбулентности в распределении и изменчивости бентосных животных : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2006. — 321 с.

Мощенко А.В. Сообщества макрозообентоса рыхлых грунтов прибрежных акваторий залива Петра Великого близ Владивостока (Японское море) и их экологическое состояние // Изв. ТИНРО. — 2023а. — Т. 203, вып. 3. — С. 618-638. DOI:10.26428/1606-9919-2023-203-618-638. EDN: EJWBOB.

Мощенко А.В. Изменчивость общих характеристик донного населения и их эффективность для мониторинга качества морской среды // Изв. ТИНРО. — 2023б. — Т. 203, вып. 4. — С. 925-943. DOI: 10.26428/1606-9919-2023-203-925-943. EDN: MNRKIR.

Мощенко А.В., Белан Т.А. Метод оценки антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса рыхлых грунтов // Биол. моря. — 2008. — Т. 34, № 4. — С. 279-292.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М. Метод оценки химического загрязнения донных осадков с использованием биоиндикации // Изв. ТИНРО. — 2022. — Т. 202, вып. 4. — С. 861—879. DOI: 10.26428/1606-9919-2022-861-879. EDN: MDYYND.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М. Сообщества макрозообентоса рыхлых грунтов прибрежных акваторий открытой части залива Петра Великого Японского моря и их экологическое состояние // Изв. ТИНРО. — 2023. — Т. 203, вып. 3. — С. 581—600. DOI: 10.26428/1606-9919-2023-203-581-600. EDN: ZEVAIV.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М. и др. К методике выделения сообществ макрозообентоса: простой алгоритм для практики экологического мониторинга // Тр. ДВНИГМИ. — 2021а. — Вып. 156. — С. 111—141.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М. и др. Адаптация метода оценки качества морской среды по данным биологического анализа на основе индексов AMBI и M-AMBI для залива Петра Великого Японского моря // Тр. ДВНИГМИ. — 2021б. — Вып. 156. — С. 142—181.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Лишавская Т.С. и др. Основные тенденции временного хода концентраций приоритетных поллютантов в осадках прибрежных акваторий Владивостока (залив Петра Великого Японского моря) // Изв. ТИНРО. — 2021в. — Т. 201, вып. 2. — С. 440—457. DOI: 10.26428/1606-9919-2021-201-440-457.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М. и др. Современное загрязнение донных отложений и экологическое состояние макрозообентоса в прибрежной зоне Владивостока (залив Петра Великого Японского моря) // Изв. ТИНРО. — 2019. — Т. 196. — С. 155—181. DOI: 10.26428/1606-9919-2019-196-155-181.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Ивин В.В. Сообщества макрозообентоса восточной части пролива Босфор Восточный (залив Петра Великого Японского моря) // Изв. ТИНРО. — 2018а. — Т. 193. — С. 112—142. DOI: 10.26428/1606-9919-2018-193-112-142.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М., Лишавская Т.С. Допустимый уровень химического загрязнения донных отложений и сообщества макрозообентоса // Прибрежно-морская зона Дальнего Востока России: от освоения к устойчивому развитию : Всерос. науч. конф. с междунар. участием, посвящ. 20-летию Международной кафедры ЮНЕСКО «Морская экология» ДВФУ. — Владивосток : ДВФУ, 2018б. — С. 92—94.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Лишавская Т.С., Борисов Б.М. Экологическое состояние морской среды и макрозообентоса у южной оконечности полуострова Муравьева-Амурского // Тр. ДВНИГМИ. — 2017. — Вып. 155. — С. 178—220.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Лишавская Т.С. и др. Многолетняя динамика концентраций приоритетных поллютантов и общего уровня химического загрязнения прибрежных акваторий Владивостока (залив Петра Великого Японского моря) // Изв. ТИНРО. — 2020. — Т. 200, вып. 2. — С. 377—400. DOI: 10.26428/1606-9919-2020-200-377-400.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Олейник Е.В. Влияние загрязнения на сообщества рыхлых грунтов в заливе Петра Великого Японского моря: выбор переменных // Экологические исследования и состояние экосистем Амурского залива и эстуарной зоны реки Раздольная (Японское море). — Владивосток : Дальнаука, 2009. — Т. 2. — С. 173—204.

Нейман А.А. Количественное распределение бентоса на шельфе и верхних горизонтах склона восточной части Берингова моря // Тр. ВНИРО. — 1963. — Т. 48. — С. 145—206.

Несис К.Н. Общие экологические понятия в приложении к морским сообществам. Сообщество как континуум // Биология океана. Т. 2 : Биологическая продуктивность океана. — М. : Наука, 1977. — С. 5—13.

Суханов В.В., Петропавловский Б.С., Чавтур Н.А. Структура растительных сообществ Сихотэ-Алинского заповедника : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 1994. — 220 с.

Тищенко П.Я., Лобанов В.Б., Звалинский В.И. и др. Сезонная гипоксия Амурского залива (Японское море) // Изв. ТИНРО. — 2011. — Т. 165. — С. 136—157.

Шулькин В.М., Семькина Г.И. Поступление загрязняющих веществ в залив Петра Великого и оценка их вклада в создание экологических проблем // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря. — Владивосток : Издат. дом ДВФУ, 2012. — С. 252—287.

Belan T.A., Moshchenko A.V. Polychaete taxocenoses variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (the East Sea/Japan Sea) // Ocean Science J. — 2005. — Vol. 40, № 1. — P. 1—10.

Borja Á., Franco J., Muxika I. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools // Mar. Pollut. Bull. — 2004. — Vol. 48, № 3—4. — P. 405—408.

- Borja Á., Mader J., Muxika I.** Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0) // Revista de Investigacion Marina. — 2012. — Vol. 19, № 3. — P. 71–82.
- Borja Á., Muxika I., Franco J.** Long-term recovery of soft bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (Southern Bay of Biscay) // Mar. Ecol. Progr. Ser. — 2006. — Vol. 313. — P. 43–55. DOI: 10.3354/meps313043.
- Boyd J., Baumann J., Hutton K. et al.** Sediment quality in Burrard Inlet using various chemical and biological benchmarks : Burrard Inlet Environmental Action Program. — Burnaby : B.C., 1998. — 37 p.
- Buchman M.F.** NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. — Seattle WA, 2008. — 34 p.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // Environ. Management. — 1995. — Vol. 19, Iss. 1. — P. 81–97.
- Moshchenko A.V., Belan T.A.** Near-bottom environmental conditions and macrobenthos of the inner part of Amursky Bay (Peter the Great Bay, Japan Sea) // Pacific Oceanography. — 2005. — Vol. 3, № 2. — P. 121–136.
- Moshchenko A.V., Belan T.A., Borisov B.M., Lishavskaya T.S.** Macrozoobenthic Population under Heavy Anthropogenic Impact: Coastal Area of Vladivostok (Peter the Great Bay, Sea of Japan) // Int. J. Oceanogr. Aquac. — 2017. — Vol. 1, № 4. 000123. DOI: 10.23880/IJOAC-16000123.
- Moshchenko A.V., Vanin N.S., Lamykina A.E.** Bottom relief, sediments and hydrological conditions of the Russian part of the mouth area of Tumen River // The state of environment and biota of the southwestern part of Peter the Great Bay and the Tumen River mouth. — Vladivostok : Dalnauka, 2001. — Vol. 1. — P. 39–71.
- Muxika I., Borja Á., Bald J.** Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // Mar. Pollut. Bull. — 2007. — Vol. 55, № 1–6. — P. 16–29.
- Salen-Picard C.** Schemas d'évolution d'une biocenose macrobenthique du substrat meuble // Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris. — 1983. — Vol. 296. — P. 587–590.
- Shulkin V.M., Moshchenko A.V., Lishavskaya T.S.** Pollution level and factors determining contaminant contents in the bottom sediments of the Russian part of the Tumen River mouth area // The state of environment and biota of the southwestern part of Peter the Great Bay and the Tumen River mouth. — Vladivostok : Dalnauka, 2001. — Vol. 1. — P. 83–95.
- Tishchenko P., Tishchenko P., Lobanov V. et al.** Summertime in situ monitoring of oxygen depletion in Amursky Bay (Japan/East Sea) // Cont. Shelf Res. — 2016. — Vol. 118. — P. 77–87. DOI: 10.1016/j.csr.2016.02.014.

References

- Borovikov, V.P. and Borovikov, I.P.,** *STATISTICA. Statisticheskii analiz i obrabotka dannykh v srede Windows* (STATISTICA. Statistical Analysis and Data Processing in the Windows Environment), Moscow: Filin, 1998.
- Vorobyev, V.P.,** *Bentos Azovskogo morya* (Benthos of the Sea of Azov), Simferopol: Krymizdat, 1949.
- Zvyagintsev, A.Yu. and Moshchenko, A.V.,** *Marine techno-ecosystems of power plants*, Vladivostok: Dal'nauka, 2010.
- Moshchenko, A.V.,** *Rol mikromasshtabnoi nurbulentnosti v raspredelenii i izmenchivosti bentosnykh zhivotnykh* (The part of microscale turbulence in distribution and variability of benthic animals), Vladivostok: Dal'nauka, 2006.
- Moshchenko, A.V.,** Communities of macrozoobenthos on soft sediments in the coastal areas of Peter the Great Bay near Vladivostok (Japan Sea) and their ecological status, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2023, vol. 203, no. 3, pp. 618–638. doi 10.26428/1606-9919-2023-203-618-638. EDN: EJWBOB.
- Moshchenko, A.V.,** Variability of general characteristics of the bottom population and their effectiveness for monitoring the quality of the marine environment, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2023, vol. 203, no. 4, pp. 925–943. doi 10.26428/1606-9919-2023-203-925-943. EDN: MNRKIR.
- Moshchenko, A.V. and Belan, T.A.,** Method for the appraisal of anthropogenic disturbance of macrozoobenthic communities of soft substrata, *Russ. J. Mar. Biol.*, 2008, vol. 34, no. 4, pp. 235–248.
- Moshchenko, A.V., Belan, T.A., and Borisov, B.M.,** A method for assessing chemical contamination of bottom sediments using bioassay approach, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn.*

Khoz. Okeanogr., 2022, vol. 202, no. 4, pp. 861–879. doi 10.26428/1606-9919-2022-202-861-879. EDN: MDYYHD.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., and Borisov, B.M., Communities of macrozoobenthos on soft sediments in the coastal areas of open parts of Peter the Great Bay, Japan Sea and their ecological status, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2023, vol. 203, no. 3, pp. 581–600. doi 10.26428/1606-9919-2023-203-581-600. EDN: ZEVAIV.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., and Ivin, V.V., Macrozoobenthic communities in the eastern part of the Eastern Bosphorus Strait (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2018, vol. 193, pp. 112–142. doi 10.26428/1606-9919-2018-193-112-142

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Borisov, B.M., and Lishavskaya, T.S., Permissible level of chemical contamination of bottom sediments and macrozoobenthic communities, in *Pribrezhno-morskaya zona Dal'nego Vostoka Rossii: ot osvoyeniya kustoychivomu razvitiyu: Vserossiyskaya nauchnaya konferentsiya s mezhdunarodnym uchastiyem, posvyashchennaya 20-letiyu Mezhdunarodnoy kafedry YUNESKO «Morskaya ekologiya»* (Coastal and marine zone of the Russian Far East: from exploration to the sustainable development, Russian scientific conference with international participation, dedicated to the 20th anniversary of the UNESCO “Marine Ecology” International Chair of FEF), Vladivostok: Publishing House of the Far Eastern Federal University, 2018, pp. 92–94.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Borisov, B.M., Lishavskaya, T.S., and Sevastyanov, A.V., To the methodology of the differentiation of macrozoobenthic soft-bottom communities: simple algorithm for ecological monitoring practice, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, 2021, vol. 156, pp. 111–141.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Borisov, B.M., Lishavskaya, T.S., and Sevastyanov, A.V., Adaptation of the method of appraisal of marine environment quality using biological data analysis at the base of *AMBI* and *M-AMBI* indices for Peter the Great Bay (Sea of Japan), *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, 2021, vol. 156, pp. 142–181.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Lishavskaya, T.S., Sevastianov, A.V., and Borisov, B.M., Main tendencies of temporal changes for concentration of priority pollutants in sediments of the coastal areas at Vladivostok (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2021, vol. 201, no. 2, pp. 440–457. doi 10.26428/1606-9919-2021-201-440-457

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Borisov, B.M., Lishavskaya, T.S., and Sevastianov, A.V., Modern contamination of bottom sediments and ecological state of macrozoobenthos in the coastal zone at Vladivostok (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2019, vol. 196, pp. 155–181. doi 10.26428/1606-9919-2019-196-155-181

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Lishavskaya, T.S., and Borisov, B.M., Ecological condition of the marine environment and macrozoobenthos off the southern tip of the Muravyov-Amursky Peninsula, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, 2017, vol. 155, pp. 178–220.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Lishavskaya, T.S., Sevastianov, A.V., and Borisov, B.M., Longterm dynamics of prior pollutants concentration and total level of chemical contamination in the coastal areas at Vladivostok (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2020, vol. 200, no. 2, pp. 377–400. doi 10.26428/1606-9919-2020-200-377-400

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., and Oleynik, E.V., Influence of contamination on soft-bottom communities in Peter the Great Bay, Sea of Japan: choice of variables, in *Ecological Studies and the State of the Ecosystem of Amursky Bay and the Estuarine Zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan)*, Vladivostok: Dal'nauka, 2009, vol. 2, pp. 173–204.

Nejman, A.A., Quantitative distribution of benthos on the shelf and upper slope horizons of the eastern Bering Sea, *Tr. Vses. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 1963, vol. 48, pp. 145–206.

Nesis, K.N., General environmental concepts applied to marine communities. Community as a continuum, in *Biologiya okeana. T. 2: Biologicheskaya produktivnost' okeana* (Biology of the Ocean, vol. 2: Biological Capacity of the Ocean), Moscow: Nauka, 1977, pp. 5–13.

Sukhanov, V.V., Petropavlovsky, B.S., and Chavtur, N.A., *Struktura rastitel'nykh soobshchestv Sikhote-Alinskogo zapovednika* (The Structure of the Plant Communities of the Sikhote-Alin Nature Reserve), Vladivostok: Dal'nauka, 1994.

Tishchenko, P.Ya., Lobanov, V.B., Zvalinsky, V.I., Sergeev, A.F., Volkova, T.I., Koltunov, A.M., Mikhailik, T.A., Sagalaev, S.G., Tishchenko, P.P., and Shvetsova, M.G., Seasonal hypoxia in Amur Bay (Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2011, vol. 165, pp. 136–157.

Shul'kin, V.M. and Semykina, G.I., Input of pollutants in Peter the Great Bay and assessment of their role in forming of ecological problems, in *Current Ecological State of Peter the Great Bay, Sea of Japan*, Vladivostok: Izd. Dom DVFU, 2012, pp. 252–287.

Belan, T.A. and Moshchenko, A.V., Polychaete taxocenes variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (the East Sea/Japan Sea), *Ocean Sci. J.*, 2005, vol. 40, no. 1, pp. 1–10.

Borja, Á., Franco, J., and Muxika, I., The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools, *Mar. Pollut. Bull.*, 2004, vol. 48, no. 3–4, pp. 405–408.

Borja, Á., Mader, J., and Muxika, I., Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0), *Rev. Invest. Mar.*, 2012, vol. 19, no. 3, pp. 71–82.

Borja, Á., Muxika, I., and Franco, J., Long-term recovery of soft bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (Southern Bay of Biscay), *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 2006, vol. 313, pp. 43–55. doi 10.3354/meps313043

Boyd, J., Baumann, J., Hutton, K., Bertold, S., and Moore, B., *Sediment Quality in Burrard Inlet Using Various Chemical and Biological Benchmarks*, Burnaby, B.C.: Burrard Inlet Environ. Action Program, 1998.

Buchman, M.F., NOAA screening quick reference tables, *NOAA OR&R Report 08-1*, Office of Response and Restoration Division, Seattle, WA: Natl. Oceanic Atmos. Adm., 2008.

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., and Calder, F.D., Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, *Environ. Manage.*, 1995, vol. 19, no. 1, pp. 81–97.

Moshchenko, A.V. and Belan, T.A., Near-bottom environmental conditions and macrobenthos of the inner part of Amursky Bay (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Pacific Oceanography*, 2005, vol. 3, no. 2, pp. 121–136.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Borisov, B.M., and Lishavskaya, T.S., Macrozoobenthic population under heavy anthropogenic impact: Coastal area of Vladivostok (Peter the Great Bay, Sea of Japan), *Int. J. Oceanogr. Aquacult.*, 2017, vol. 1, no. 4, art. ID 000123. doi 10.23880/IJOAC-16000123

Moshchenko, A.V., Vanin, N.S., and Lamykina, A.E., Bottom relief, sediments and hydrological conditions of the Russian part of the mouth area of Tumen River, *The state of environment and biota of the southwestern part of Peter the Great Bay and the Tumen River mouth*, Vladivostok: Dalnauka, 2001, vol. 1, pp. 39–71.

Muxika, I., Borja, Á., and Bald, J., Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive, *Mar. Pollut. Bull.*, 2007, vol. 55, nos. 1–6, pp. 16–29.

Salen-Picard, C., Schemas d'évolution d'une biocenose macrobenthique du substrat meuble, *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 1983, vol. 296, pp. 587–590.

Shulkin, V.M., Moshchenko, A.V., and Lishavskaya, T.S., Pollution level and factors determining contaminant contents in the bottom sediments of the Russian part of the Tumen River mouth area, *The state of environment and biota of the southwestern part of Peter the Great Bay and the Tumen River mouth*, Vladivostok: Dalnauka, 2001, vol. 1, pp. 83–95.

Tishchenko, P., Tishchenko, P., Lobanov, V., Sergeev, A., Semkin, P., and Zvalinsky, V., Summertime in situ monitoring of oxygen depletion in Amursky Bay (Japan/East Sea), *Cont. Shelf Res.*, 2016, vol. 118, pp. 77–87. doi 10.1016/j.csr.2016.02.014

Statistical analysis and interpretation of marine community data: reference methods for marine pollution studies, Nairobi: UNEP, 1995, no. 64.

Chatzidimitriou, K., *Fitting a sigmoid curve in R*, 2012. <https://kyrcha.info/2012/07/08/tutorials-fitting-a-sigmoid-function-in-r>. Cited March 10, 2023.

Otchet Nauchno-Issled. Rab. "Sistematizirovannyye dannyye po faktoram sredy i obshchim kharakteristikam soobshchestv makrozoobentosa" (Res. Rep. "Systematized data on environmental factors and general characteristics of macrozoobenthos communities"), Available from DVNIGMI, 2021, Vladivostok, no. GR AAAA-A20-120042190045-6. http://ferhri.ru/images/stories/FERHRI/NIR/Otchet_4.6.2_2021_moschenko.pdf. Cited March 10, 2023.

Circular on Target Values and Intervention Values for Soil/Sediment Redemption, Spatial Planning and Environment of Netherlands, Amsterdam: Ministry of Housing, 2000.

Поступила в редакцию 19.12.2023 г.

После доработки 12.01.2024 г.

Принята к публикации 1.03.2024 г.

The article was submitted 19.12.2023; approved after reviewing 12.01.2024; accepted for publication 1.03.2024