

Научная статья

УДК 574.587(265.54)

DOI: 10.26428/1606-9919-2024-204-383-398

EDN: HZUVAC



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

А.В. Мощенко*

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

Аннотация. В результате обработки карт распределения биотических и косных параметров методом интерполяции получены репрезентативные выборки этих показателей, причем высокая степень соответствия реальных и модельных данных позволила использовать последние для корректного вычисления средней объясненной дисперсии (*MEV*) при помощи регрессионного анализа. Показано, что величина и структура изменчивости *MEV* зависят от силы внешнего воздействия, что доказывает возможность ее применения как меры суммарного влияния косных факторов. Среди множества вариантов вычисления показателя экологического стресса (*ПЭС*) наилучшие результаты при моделировании дает его определение выбором максимальной величины из всех вариантов корреляций индивидуальных плотностей поселения и биомасс таксонов с их суммарными для станций (проб) значениями. Данный способ является и наиболее биологически правдоподобным: донные животные, как и любые другие, весьма разнообразны по размерам и межвидовым связям, и необязательно, что их плотность сильно коррелирует именно с общей плотностью, а не с общей биомассой и наоборот. Результаты натурных исследований зависимости *ПЭС* от *MEV* подтверждены моделированием на основе виртуальных значений *MEV*, причем различия реальных и рассчитанных по моделям величин *ПЭС* статистически незначимы. Модели, полученные на основе виртуальных данных, характеризуются более широким диапазоном *MEV* и менее отчетливым перегибом модельной кривой при ее выходе на плато. Итоговая зависимость имеет *S*-образную форму, ее наибольшая кривизна приходится на 85,4 % *MEV*, а точка начала роста после достижения минимума (начало выхода модельной кривой на плато) — на 94,0 %, что соответствуют *ПЭС* в 15 и 36 %, причем изменения предиктора объясняют 93,9 % дисперсии предиката. Очевидно, указанные значения являются критическими для сообществ макрозообентоса, причем вычисление *ПЭС* на основе биологически более обоснованного способа позволило скорректировать величину второго критического уровня, определенную ранее в 30 %.

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

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

Для цитирования: Мощенко А.В. О критических уровнях экологического состояния сообществ макрозообентоса залива Петра Великого Японского моря: модельные исследования // Изв. ТИНРО. — 2024. — Т. 204, вып. 2. — С. 383–398. DOI: 10.26428/1606-9919-2024-204-383-398. EDN: HZUVAC.

Original article

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

Abstract. Representative sets of biotic and abiotic parameters were taken from maps of their distribution at the sea bottom, using interpolation. Good correspondence between real and modeled data was noted that allowed to engage the latter for correct estimation of the mean explained variance (*MEV*) by regression analysis. The magnitude and structure of *MEV* variability depended on external influence that proves possibility of its application as a measure for total effect of abiotic factors. Among many variants of the ecological stress index (*PES*), the more convenient for modeling was that one with the maximum correlation between distribution density or biomass of certain taxa and the total density or biomass of macrozoobenthos at stations (in samples). This approach provides better biological plausibility, as well, so as the benthic dwellers, like other animals, are very diverse in size and interspecific relations, that's why the distribution density of a species correlates well with either total density or total biomass, and the same for biomass of a species. Results of *in situ* studies of *PES* dependence on *MEV* were confirmed by modeling with virtual *MEV* values. The difference between real and modeled *PES* values was statistically insignificant, but the *MEV* ranged wider in the models with virtual values and the dependence curve had weaker inflection when reached a plateau. The final dependence is *S*-shaped ($r^2 = 0.939$), with the greatest curvature at 85.4 % of *MEV* (*PES* of 15 %), and the point of minimum or beginning of growth (beginning of the model curve plateauing) at 94.0 % of *MEV* (*PES* of 36 %). These levels are critical for macrozoobenthos communities. The *PES* level for the 2nd critical level was previously estimated as 30 %, but this value was corrected to 36 % by calculation with biologically more reasonable method.

Keywords: ecological state, 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: model studies, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2024, vol. 204, no. 2, pp. 383–398. (In Russ.). DOI: 10.26428/1606-9919-2024-204-383-398. EDN: HZUVAC.

Введение

Анализ связей количественных характеристик сообществ макрозообентоса и факторов среды позволил определить зависимость показателя экологического стресса от средней объясняемой дисперсии биотических параметров как меры внешнего воздействия (далее — *ПЭС* и *MEV*) [Мощенко и др., 2018а; Мощенко, 2024]. Эта зависимость имеет *S*-образную форму с точками начала и окончания линейного роста, приуроченными к *ПЭС* ~ 15–16 и 30 %, причем изменения предиктора объясняют более 91 % дисперсии предиката. При благоприятных условиях среды *ПЭС* не превышает 15–16 %, а сообщества донной фауны находятся в состоянии, близком к биологически сбалансированному. Величины *ПЭС* в диапазоне 15–30 % свидетельствуют об усилении влияния неких лимитирующих факторов (необязательно антропогенных), но это воздействие не является разрушающим. Значения *ПЭС*, превышающие 30 %, свидетельствуют о резком изменении условий среды обитания и переходе сообществ в иное — физически контролируемое — состояние.

Однако эти результаты можно рассматривать лишь как предварительные из-за недостаточной репрезентативности выборок, которая необходима для определения средней объясненной дисперсии посредством регрессионного анализа. В частности, это касается проверки соответствия данных нормальному распределению — одному из главных требований метода наименьших квадратов (далее — МНК) — основы общих линейных моделей [Кабаков, 2014]. Исправить ситуацию возможно увеличением объема выборок за счет интерполяции значений биотических и косных параметров путем обработки соответствующих файлов решетки, получаемых в среде Surfer. Кроме того, использование *MEV* в качестве меры внешнего воздействия все еще не доказано; также существует довольно много относительно простых вариантов вычисления показателя экологического стресса, что требует сравнительной оценки их пригодности.

Всего было проанализировано чуть больше половины найденных группировок донных животных (18 из 34), что обусловлено главным образом отсутствием натуральных данных по гранулометрическому составу и содержанию органического углерода (далее — $C_{\text{орг}}$) в грунтах целого ряда акваторий [Мощенко, 2024]. Однако, имея карты грунтов, можно получить характеристики их фракционного состава, подвергнуть их факторному анализу и использовать эти показатели при определении *MEV*. Концентрации $C_{\text{орг}}$ для этого можно вычислить по их зависимостям от содержания алевропелитов и общего уровня загрязнения TPF_{chem} , которые обладают весьма высоким уровнем детерминации. Это позволит включить в анализ еще шесть-восемь сообществ.

Цель работы — определить величины критических уровней состояния сообществ макрозообентоса на основе зависимости показателя экологического стресса от средней объясненной дисперсии с использованием реальных величин *ПЭС* и *MEV*, вычисленной с соблюдением требований МНК. Для этого необходимо получить репрезентативные выборки значений биотических параметров и факторов среды, доказать возможность применения *MEV* как меры внешнего воздействия и оценить пригодность различных вариантов вычисления *ПЭС*.

Материалы и методы

Используемые данные. В работе анализируются результаты комплексных экологических съемок ДВНИГМИ и ННЦМБ ДВО РАН (1992–2019 гг.) в зал. Петра Великого (заливы Посьета, Стрелок, Амурский и Уссурийский, акватория к северу от устья р. Туманной, прол. Босфор Восточный, бухты Рифовая, Патрокл, Золотой Рог, Диомид и Улисс). 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., 2018б, 2023; Мощенко, 2023], количественные характеристики которых и послужили материалом для анализа (прил. табл. 1*).

Кроме того, использованы данные по содержанию частиц разной размерности, гидрологическим параметрам, концентрациям загрязняющих веществ (далее — *ЗВ*) и $C_{\text{орг}}$ в грунте, а также результаты их факторного анализа (прил. табл. 2). Часть этих данных опубликована [Мощенко и др., 2000, 2001, 2018б, 2019, 2021в], а общая методология такого подхода к снижению размерности применительно к указанным геоэкологическим элементам изложена ранее [Мощенко и др., 2009]. Для бухты Рифовой, заливов Стрелок и Посьета с целью получения данных по фракционному составу осадков использовали карты грунтов, опубликованные в работах О.В. Дударева с соавторами [2002] и Н.И. Григорьевой [2012]. Рисунки сканировали, переносили в среду Surfer, совмещали с картой-схемой расположения станций и считывали типы грунтов в точках реального опробования. Гранулометрический состав каждого типа осадков

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

заимствовали у Ф.Р. Лихта с соавторами [1983]. Для определения содержания $C_{\text{орг}}$ в грунтах интактных районов (бухта Рифовая, заливы Стрелок и Посыета) использовали зависимость его концентрации от суммы алевритов и пелитов (частицы $< 0,1$ мм), для загрязненных акваторий (бухта Патрокл и северное побережье о. Русского) — таковую от TPF_{chem} . Эти зависимости выражаются полиномами второй степени, а объясняемая дисперсия составляет около 80 % ($r^2 = 0,793$ и $0,839$, $p = 0,000$)*.

Интерполяцию точек опробования осуществляли в пределах каждого сообщества (15–20 «виртуальных» станций), для которого был вычислен показатель экологического стресса. Файлы решетки для значений биотических параметров и факторов среды рассчитывали на основе реальных данных методом кригинга в среде Surfer. Извлечение значений производили при помощи программы PointsInGrid, разработанной главным специалистом ДВНИГМИ А.В. Шишигиным, которая позволяет одновременную обработку всего пакета файлов*.grd для каждого полигона.

Анализ данных. Данные о фракционном составе осадков применяли для вычисления среднего размера зерен, квадратичного отклонения, нормированной энтропии, коэффициентов асимметрии и эксцесса (прил. табл. 2). Общий уровень загрязнения характеризовали индексом TPF_{chem} [Belan, Moshchenko, 2005; Мощенко, Белан, 2008]. Для количественного описания бентоса использовали биомассу ($\text{г}/\text{м}^2$), плотность поселения ($\text{экз.}/\text{м}^2$, B и A , далее — плотность), индексы видового богатства Маргалефа (R , в наиболее простом его виде — как число видов в пробе), разнообразия Шеннона-Винера и выравненности Пиелу (H' и e). Для описания размерного состава применяли W -статистику Кларка**. Экологическое состояние бентоса характеризовали индексами $AMBI$ и $M-AMBI$ [Vořja et al., 2004, 2012; Muxika et al., 2007]. Показатель экологического стресса 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., 2018а; Мощенко, 2024].

Среднюю объясняемую дисперсию вычисляли усреднением индивидуальных суммарных дисперсий биотических показателей (A , B , R , H' , e , W , $AMBI$ и $M-AMBI$), объясненных изменениями стандартного набора параметров среды (прил. табл. 2). Количество предикторов варьировало в соответствии с результатами факторного анализа содержания частиц и концентраций ЗВ (всего 23–30 параметров), поскольку для разных акваторий число экстрагированных «гранулометрических» и «загрязняющих» факторов часто заметно различалось. Всего MEV была определена у 26 сообществ (см. прил. табл. 1). Оставшиеся восемь ассоциаций оказались не пригодными для исследования из-за невозможности вычисления у них $ПЭС$ [Мощенко, 2024].

Статистическая обработка включала стандартные процедуры и тесты, предлагаемые пакетом прикладных программ STATISTICA и средой R [Боровиков, Боровиков, 1998; Кабаков, 2014; R Core Team, 2024***]:

1) тест Шапиро-Уилка для проверки соответствия распределения данных нормальному паттерну (нулевая гипотеза H_0 — распределение соответствует нормальному) и алгоритм Бокса-Кокса для их трансформации;

2) тесты Крускала-Уоллиса и Манна-Уитни, а также Фридмана и Вилкоксона — непараметрические аналоги дисперсионного анализа (ANOVA) и t -критерия Стьюдента соответственно для независимых и зависимых переменных (H_0 — влияние фактора не

* 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.

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

*** R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. <https://www.R-project.org/>.

приводит к сдвигу распределений относительно друг друга и значения двух переменных имеют одно и то же распределение);

3) линейный регрессионный анализ, включая пошаговую процедуру, и нелинейное оценивание с вычислением коэффициента корреляции, параметров регрессии (r , b_i) и их статистической оценкой (ANOVA и проверка $H_0: r = 0, b_i = 0$).

Включение параметров в уравнения регрессии прерывали на уровне прироста суммарной дисперсии в 3 % (чисто волевое решение), даже несмотря на значимость присоединения последующих параметров с позиций статистики. Вместо проверки нормальности распределения значений переменных проверяли нормальность распределения остатков моделей [Мастицкий, Шитиков, 2014]. Нелинейное оценивание выполняли алгоритмами, представленными в ППП STATISTICA (первичная подгонка и ANOVA), и при помощи процедуры рандомизации сигмоидальной функции*. Для определения критических уровней состояния макрозообентоса использовали кривизну (K) модельных кривых. Первый максимум K соответствует точке перегиба функции, а начало ее увеличения после достижения минимума — замедлению роста параметра и началу выхода кривой на плато.

Результаты и их обсуждение

Соответствие интерполированных и реальных данных и общие итоги регрессионного анализа. Статистически значимые расхождения интерполированных (далее — модельных, виртуальных) и реальных значений параметров среды и биоты выявлены примерно в 1 % сравнений (у биотических показателей и факторов среды соответственно в двух и восьми случаях), что гарантирует применимость модельных величин для дальнейшего анализа (рис. 1, прил. табл. 3). Доля различий, значимая на маргинальном уровне, также была незначительной (1,0 и 1,7 %, два и 12 параметров).

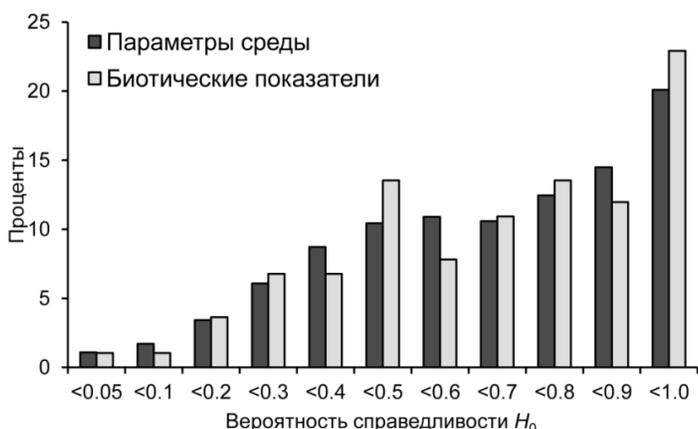


Рис. 1. Результаты теста Манна-Уитни: вероятности справедливости H_0 об идентичности распределений значений двух переменных

Fig. 1. Mann-Whitney test results: probabilities of validity H_0 on identity of distributions for two variables

Различия по одному параметру, значимые с позиций статистики, наблюдались в выборках факторов среды для зал. Посыета, акватории к северу от устья р. Туманной, прол. Босфор Восточный (соответственно энтропия гранулометрического распределения, TPF_{chem} и суммарное содержание псефитов у сообществ IV, VII и XXI). В большей степени «пострадала» съемка в прибрежной зоне Владивостока, выполненная в 2016 г. (шесть параметров: сообщество XXIV — нагрузки гранулометрических факторов GrL_2

* 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... [2021].

и GrL_3 , XXVI — фактор загрязнения $OrgF_2$, XXVII — факторы загрязнения PoF_1 , PoF_3 и $OrgF_1$). Среди выборок биотических показателей статистически значимые отличия были отмечены у плотности сообщества IV в зал. Посъета и у биомассы группировки XXIII (бухты Золотой Рог и Диомид).

В результате вычислений получено 208 уравнений регрессии, причем распределение остатков у 194 из них соответствует нормальному паттерну (прил. табл. 4–6). У оставшихся 14 моделей зависимые переменные были трансформированы, и во всех случаях эти преобразования оказались успешными (тест Шапиро-Уилка: вероятность справедливости $H_0, p = 0,253–0,737$). Все параметры среды, значимо различающиеся у выборок реальных и виртуальных данных, были отсеяны на этапе пошаговой процедуры и не вошли в итоговые модели (прил. табл. 4). Ситуация с биологическими показателями оказалась сложнее. Исключить их из расчетов невозможно: пришлось бы либо убрать обе характеристики обилия у всех сообществ для соблюдения равенства выборок параметров при определении средней объясненной дисперсии, либо же исключить из анализа два сообщества, число которых и так невелико.

Группировка макрозообентоса, обитающая в бухтах Золотой Рог и Диомид, опробовалась трижды (2001, 2016 и 2019 гг.). Выборки реальных и виртуальных биомасс значимо различались только в 2016 г., и, более того, не было найдено таких различий при сравнении модельных биомасс 2016 г., с одной стороны, и реальных и модельных значений этого параметра 2001 и 2019 гг. — с другой (тест Манна-Уитни: вероятность справедливости $H_0, p = 0,146–0,999$). При исключении из модельной выборки станции с максимальной биомассой ее отличие от реальных значений становится статистически незначимым и в 2016 г. ($p = 0,058$; прил. табл. 3). Ассоциация IV в зал. Посъета была выявлена на основе разовой съемки (1993 г.). Для «выравнивания» выборок реальных и виртуальных данных потребовалось исключение из последней шести точек опробования с экстремально высокими для этого сообщества плотностями поселения (в результате — $p = 0,061$). В вычислениях для указанных показателей этих районов использованы сокращенные таким способом выборки виртуальных B и A .

Количество предикторов в уравнениях регрессии варьирует от 1 до 9 (в среднем — $4,0 \pm 0,1$), причем их распределение относительно числа наблюдений имеет явную левостороннюю асимметрию: преобладают модели с 3–4 независимыми переменными (в сумме около 82 %; рис. 2). Среднее число таких переменных в моделях отдельных биотических параметров примерно одинаково ($3,5 \pm 0,2–4,2 \pm 0,4$ предиктора, минимальное — у индекса $AMBI$, максимальное — у статистики Кларка и индекса Маргалефа). Средняя суммарная дисперсия биотических параметров, объясняемая действием факторов среды, составила $87,7 \pm 1,0$ %, изменяясь от $85,5 \pm 4,4$ у биомассы до $89,7 \pm 2,5$ % у W -статистики. У плотности она достигает $85,7 \pm 4,2$ %, у индексов R , H , e , $AMBI$ и $M-AMBI$ — соответственно $88,4 \pm 3,0$, $88,5 \pm 4,4$, $89,3 \pm 3,1$, $89,1 \pm 2,3$ и $85,7 \pm 3,5$. Распределение значений дисперсии относительно числа наблюдений, в отличие от числа предикторов, имеет резкую правостороннюю асимметрию: преобладают модели, описывающие > 80 % изменчивости предиката ($87,7$ %; рис. 2).

Абиотические предикторы условно можно объединить в четыре группы: гидрологические (глубина, концентрация O_2 , факторы терригенного стока), гранулометрические (соответствующие факторы и общие параметры фракционных спектров), характеристики контаминации (TPF , факторы загрязнения) и содержание C_{opr} [Мощенко, 2024]. Вклад факторов перечисленных групп в суммарную дисперсию биотических характеристик варьирует незначительно — от $21,2 \pm 4,4$ % у C_{opr} до $27,5 \pm 1,4$ % у гранулометрических параметров (у гидрологических показателей — $26,7 \pm 3,0$, у факторов загрязнения — $24,6 \pm 1,4$). Но у отдельных предикатов структура объясненной дисперсии более вариативна (рис. 3). Гидрологические параметры явно лидируют по вкладу в среднюю объясненную дисперсию у индексов R и $M-AMBI$, гранулометрические являются основными для плотности и индекса Пиелу, содержание C_{opr} — для $AMBI$. Факторы загрязнения в этом списке ни разу не выходили на первое место, однако их

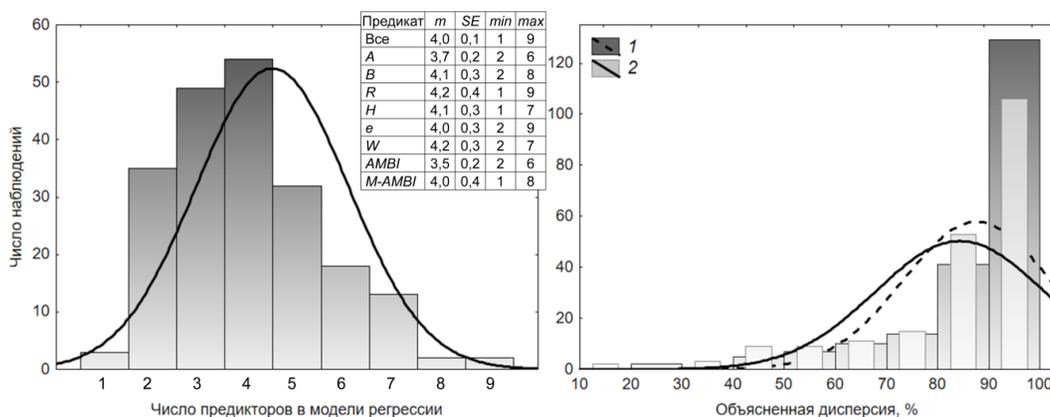


Рис. 2. Гистограммы числа предикторов в уравнениях множественной регрессии и суммарной дисперсии биотических параметров, объясненной вариациями факторов среды: 1 и 2 — обычная и скорректированная дисперсия; линии — нормальная аппроксимация

Fig. 2. Histograms of the predictors number in the equations of multiple regression and total variance of biotic parameters explained by variations of abiotic factors: 1 and 2 — normal and adjusted variance; lines — normal approximation

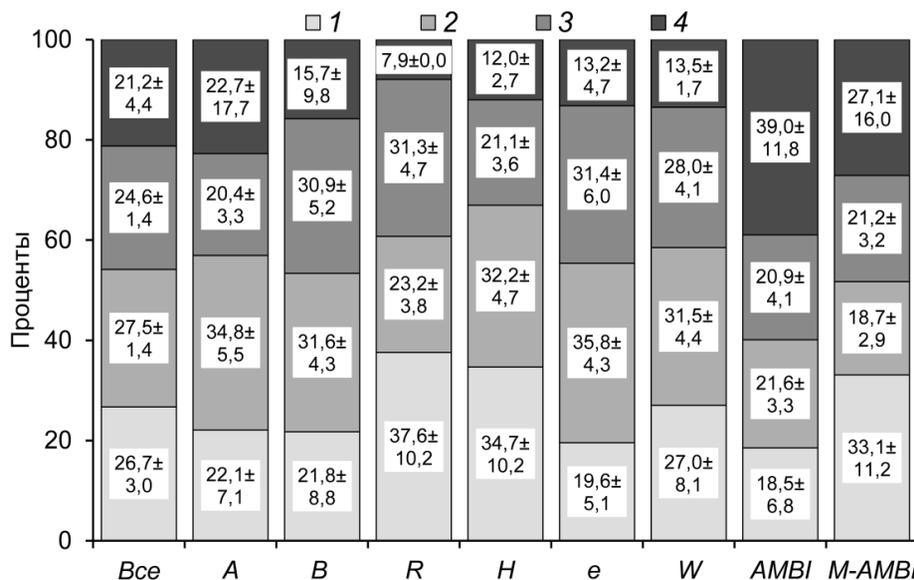


Рис. 3. Вклад гидрологических и гранулометрических факторов, показателей загрязнения и содержания $C_{орг}$ (1–4) в суммарную объясненную дисперсию биотических параметров: цифры на графике — частные вклады \pm ошибка репрезентативности (%)

Fig. 3. Contribution of hydrological and granulometric factors, pollution indices and total organic carbon content (1–4) to the total explained variance of biotic parameters: partial contributions \pm standard errors (%) are shown by numbers

роль была сопоставима с таковой параметров второй группы у биомассы, W -статистики и т.д. Как было показано ранее, такая структура объясненной дисперсии биотических характеристик является вполне ожидаемой [Мощенко, 2024].

Связь структуры и величины средней объясненной дисперсии с уровнем загрязнения. Число предикторов в уравнениях регрессии зависит от силы внешнего воздействия, что проще всего продемонстрировать на примере общего уровня загрязнения донных отложений — удобного модельного фактора. Максимальное количество независимых переменных наблюдается при $TPF_{chem} = 2,7-3,6$ усл. ед., минимальное — при самом сильном загрязнении (рис. 4). Однако с позиций статистики влияние TPF_{chem} на

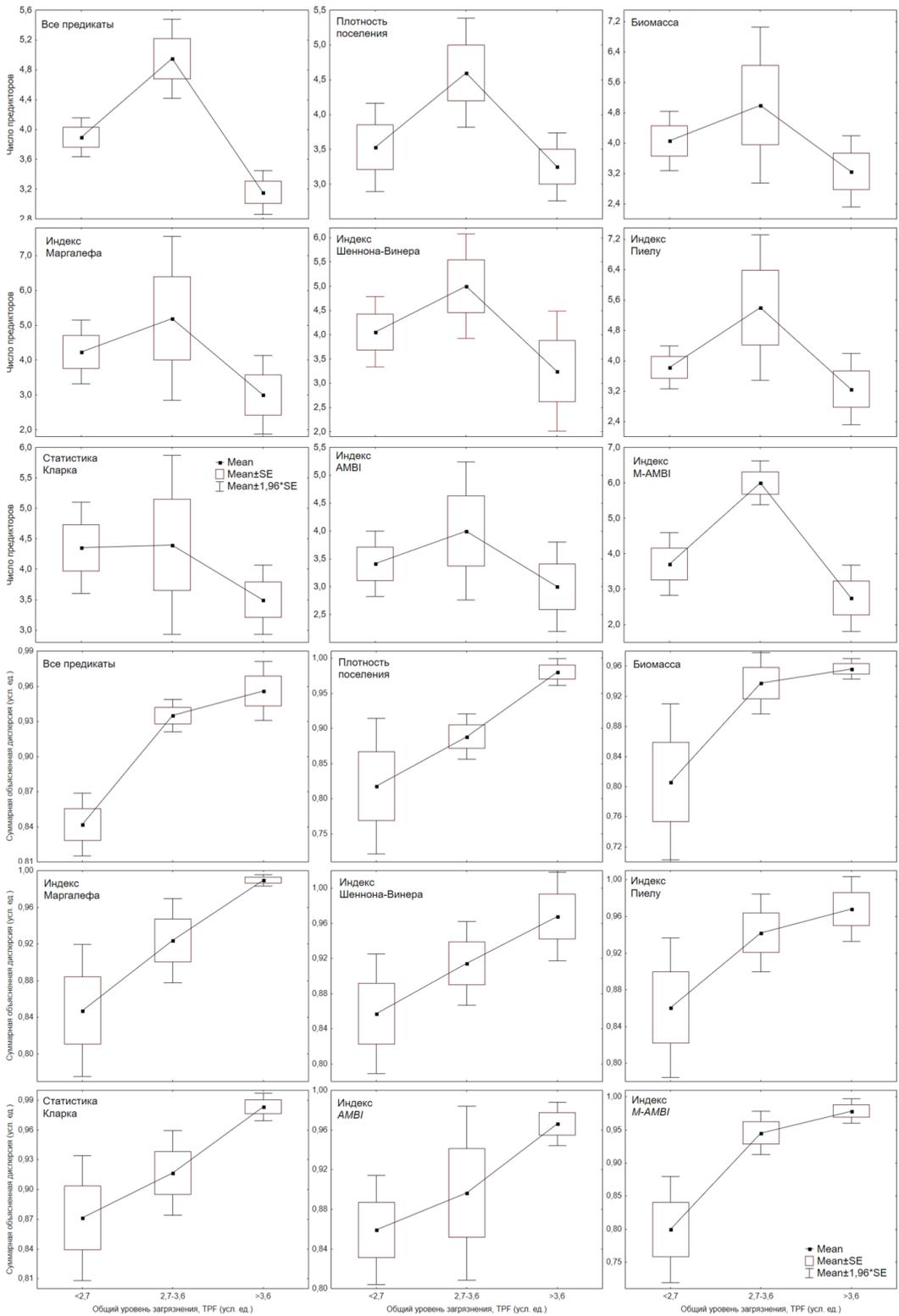


Рис. 4. Изменения количества предикторов и средней объясненной дисперсии в моделях линейной регрессии биотических параметров: *Mean* — среднее значение; *SE* — ошибка репрезентативности

Fig. 4. Number of predictors and mean explained variance in linear regression models of biotic parameters: *Mean* — mean value; *SE* — standard error

количество предикторов значимо только для их числа у всех предикатов и индекса *M-AMBI* (тест Крускала-Уоллиса: вероятность справедливости H_0 $p = 0,000$ и $0,019$; в остальных случаях — $p = 0,111–0,579$). Скорее всего, это связано с объемом выборок: для обобщенных данных число наблюдений для диапазонов $TPF_{chem} < 2,7$, $2,7–3,6$ и $> 3,6$ усл. ед. составило соответственно 136, 40 и 32, а для отдельных предикатов — 17, 5 и 4.

Сила внешнего воздействия влияет и на величину средней объясненной дисперсии, и на структуру вкладов в нее абиотических факторов. Средняя объясненная дисперсия почти монотонно возрастает с увеличением уровня загрязнения, и это повышение значимо с позиций статистики (тест Крускала-Уоллиса: $p = 0,000$; рис. 4). Подобный рост характерен и для предикатов по отдельности, однако он значим только у *W*-статистики, индексов *R* и *M-AMBI* ($p = 0,004–0,025$), у плотности и индекса Шеннона-Винера его значимость проявляется на маргинальном уровне, а у остальных параметров это увеличение незначимо ($p = 0,057, 0,081$ и $0,126–0,144$). Для условных групп факторов среды статистически значимым оказалось только увеличение вклада гидрологических параметров ($p = 0,005$; в остальных случаях $p = 0,275–0,914$). При этом роль концентраций $C_{орг}$ практически не изменялась, наименьшие доли дисперсии, объясняемые вариациями гранулометрических показателей и факторами загрязнения, были приурочены к самым загрязненным акваториям; максимум воздействия первых из них наблюдался при слабом и умеренном загрязнении, вторых — в диапазоне $2,7–3,6$ ед. TPF_{chem} (рис. 5).

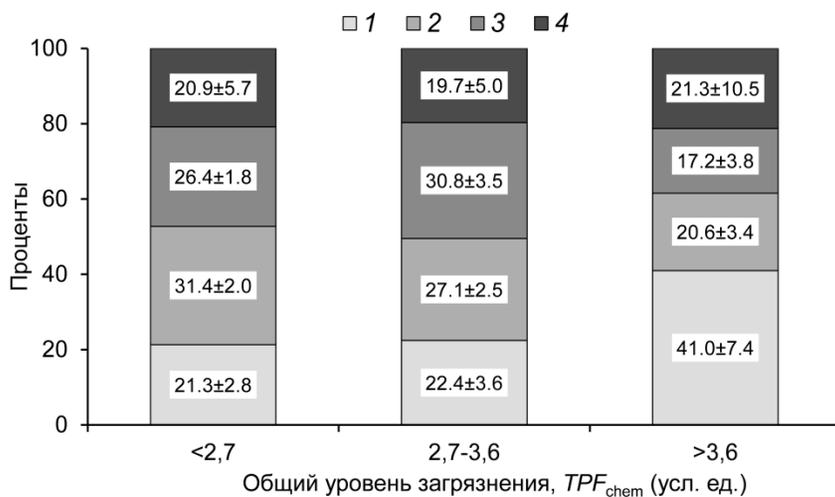


Рис. 5. Вклад абиотических факторов условных групп 1–4 (\pm ошибка репрезентативности, %; см. текст) в общую объясненную дисперсию при разных уровнях загрязнения осадков

Fig. 5. Contribution of abiotic factors of conditional groups 1–4 (\pm standard error, %; see the text) to the total explained variance at different levels of sediment contamination

В диапазоне TPF_{chem} $2,7–3,6$ ед. происходят наиболее отчетливые изменения состава, обилия и структуры сообществ донных животных [Мощенко и др., 2018а, б]. Эти группировки долгое время обитают в стрессовых условиях загрязнения и находятся на грани перестройки (разбалансированное состояние), теряют устойчивость и при любом дополнительном негативном внешнем воздействии переходят в состояние, характерное для разрушенных или сильно поврежденных агрегаций. В таких сообществах доминируют эврибионтные толерантные и экстремально толерантные к загрязнению гидробионты [Мощенко, 2023; Мощенко и др., 2023]. При снижении уровня контаминации преимущество получают первые организмы, при увеличении — вторые, причем такие изменения наблюдаются в течение относительно короткого периода (2–3 года по нашим наблюдениям). Иными словами, бентосные группировки постоянно находятся здесь в процессе сукцессии и никогда не достигают стадии климакса. Вероятно, это и объясняет высокую поликомпонентность моделей множественной регрессии.

Рост средней объясненной дисперсии с увеличением уровня загрязнения отражает переход от биологически сбалансированного через разбалансированное к физически контролируемому состоянию. В конечном итоге четко проявляется жесткое действие одного или малого количества лимитирующих факторов. Решающая роль гидрологических параметров в этой ситуации, и прежде всего глубины, объясняется тем, что на экстремально загрязненных акваториях (бухты Золотой Рог и Диомид, в отдельные годы — прол. Босфор Восточный) ее изменения хорошо отражают и аккумуляцию тонких частиц, обогащенных ЗВ, и кислородный режим, и т.п.

Форма зависимости ПЭС от MEV и критические уровни состояния сообществ. Итоговые результаты вычисления средней скорректированной объясненной дисперсии биотических параметров суммированы в прил. табл. 7. Скорректированная дисперсия, естественно, сильно коррелирует с «обычной» ($r = 0,988$), но дает более робастную оценку изменчивости. В среднем она составляет $83,9 \pm 1,1$ %, что на 3,8 % ниже, чем у обычной дисперсии, и варьирует от 11,4 % у биомассы сообщества V до 99,7 % у плотности поселения группировки XXXIV. Как и у обычной дисперсии, в ее выборке отчетливо преобладают значения > 80 % (76,4 %, см. рис. 2).

Первая попытка выяснения зависимости показателя экологического стресса от средней объясненной дисперсии была предпринята на основе результатов исследования акватории к северу от устья р. Туманной, северной части Амурского залива, прол. Босфор Восточный, бухт Золотой Рог и Диомид (соответственно сообщества 1 и 2, 3 и 4, 5–7, 8; рис. 6, а) [Мощенко и др., 2018а]. В сообществе 8 были объединены данные 1986–1989 и 2001 гг.; в дальнейшем первые были исключены в связи с проблемами определения фракционного состава осадков. Имеющиеся на тот момент результаты съемки 2001 г., за исключением группировок 7 и 8 (XIII и XIV), не были использованы из-за путаницы при выделении сообществ существующими в то время методами и средствами программного обеспечения. Необходимо также подчеркнуть, что набор факторов среды был далек от стандартного, а списки видов включали множество синонимичных таксонов.

Эта ситуация была исправлена созданием алгоритма для выделения сообществ [Мощенко и др., 2021б]. Его применение (естественно, на фоне коррекции видовых списков) дало возможность в конечном итоге классифицировать по единой схеме все группировки макрозообентоса на всех исследованных полигонах, причем на основе строгих статистических доказательств такой ординации. Корреляционный анализ зависимостей биологических параметров от факторов среды позволил уже на иной основе (натурные данные для 18 сообществ) определить зависимость показателя экологического стресса от средней суммарной объясняемой дисперсии переменных (рис. 6, б) [Мощенко, 2024]. Оставалась проблема с репрезентативностью данных, которая и была решена в настоящей работе.

Модель, полученная на основе виртуальных данных, описывает изменчивость показателя экологического стресса несколько лучше, чем таковая реальной выборки (рис. 6, в). Различия реальных и рассчитанных по обеим моделям величин ПЭС не значимы с позиций статистики (тесты Вилкоксона и Фридмана: $p = 0,215$ – $0,948$ и $0,348$). Как и для натуральных данных, полученная зависимость имеет S-образную форму примерно с теми же точками начала и окончания линейного роста (15–16 и 30 %). Таким образом, результаты натуральных исследований подтверждены моделированием с использованием виртуальных значений средней объясненной дисперсии. В то же время модель, полученная на основе виртуальных данных, характеризуется более широким диапазоном MEV и менее отчетливым перегибом модельной кривой при ее выходе на плато.

До сих пор вычисление показателя экологического стресса производили усреднением долей видов, чьи индивидуальные показатели обилия (биомасса и плотность поселения) сильно связаны с их общими для сообщества величинами. На самом же деле существует как минимум десять подобных простых способов определения ПЭС

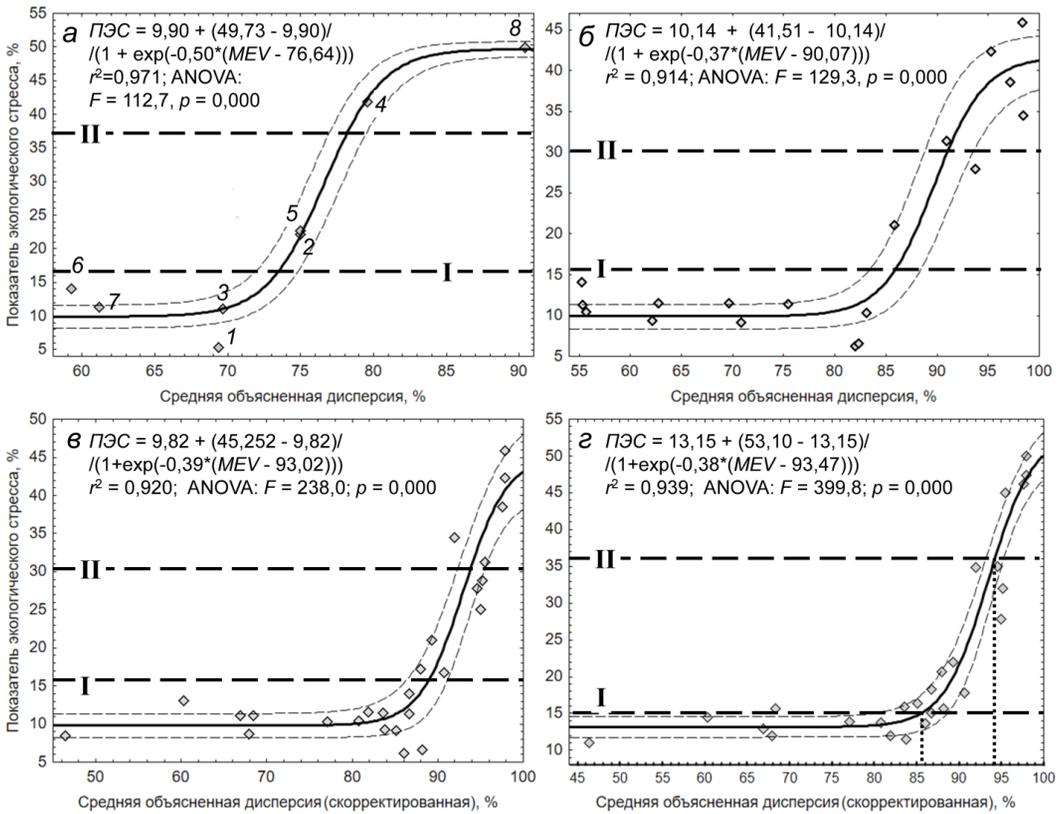


Рис. 6. Зависимость показателя экологического стресса от средней объясненной дисперсии и граничных критерии состояния морской среды (римские цифры): а, б — реальные данные [по: Мощенко и др., 2018а; Мощенко, 2024]; в, г — модельные. Штриховые линии — доверительные границы; точечные — координаты точек наибольшей кривизны и начала выхода на плато модельной кривой (см. текст); I–8 — сообщества, r — коэффициент корреляции, F — критерий Фишера, p — вероятность справедливости H_0

Fig. 6. Dependence of the ecological stress index on mean explained variance vs boundary criteria for the state of marine environment (Roman numerals): а, б — real data [from: Moshchenko et al., 2018a; Moshchenko, 2024]; в, г — model data. Dashed lines — confidence limits; dotted lines — coordinates of points of the greatest curvature and beginning of the model curve plateauing (see the text); I–8 — communities, r — correlation coefficient, F — Fisher's criterion, p — probability of H_0 validity

(см. таблицу). При разных вариантах вычисления показатель экологического стресса варьирует в пределах 1,1–50,0 %, а диапазон изменения его средних величин составляет $15,0 \pm 2,2$ – $22,7 \pm 2,5$ % соответственно у $PЭС_{ba}$ и $PЭС_{амх}$ (прил. табл. 8). Наибольший показатель объясненной дисперсии ($r^2 = 93,9$ %) был получен при использовании предиката $PЭС_{амх}$ (далее — $PЭС$). Следует подчеркнуть, что этот вариант вычисления является и наиболее биологически правдоподобным. Донные животные, как и любые другие, весьма разнообразны по размерам и межвидовым связям, и совершенно необязательно, что их плотность сильно коррелирует именно с общей плотностью, а не с общей биомассой, и наоборот.

Зависимость выбранного варианта вычисления показателя экологического стресса от средней объясненной дисперсии также весьма отчетлива (рис. 6, г). Наибольшая кривизна модельной кривой приходится на 85,4 % MEV , а начало ее роста после достижения минимума — почти точно на 94,0 %, что соответствуют $PЭС$ в 15 и 36 % (рис. 6, г). Совершенно очевидно, учитывая экологическую определенность $PЭС$ [Мощенко, 2024], что эти уровни для сообществ донных животных являются критическими и мо-

Некоторые результаты моделирования зависимостей показателя экологического стресса от средней объясненной дисперсии

Some results of modeling of the ecological stress index dependence on mean explained variance

Обозначение, способ определения	r^2	F	p
$ПЭС_{aa}$, корреляция A_i и A_t	0,825	96,4	0,000
$ПЭС_{bb}$, корреляция B_i и B_t	0,807	85,4	0,000
$ПЭС_m$, усреднение вариантов aa и bb	0,912	219,0	0,000
$ПЭС_{mx}$, выбор максимальной величины из вариантов aa и bb	0,899	210,9	0,000
$ПЭС_{ab}$, корреляция A_i-B_t	0,663	39,9	0,000
$ПЭС_{ba}$, корреляция B_i-A_t	0,634	35,6	0,000
$ПЭС_{mc}$, усреднение вариантов ab и ba	0,868	134,6	0,000
$ПЭС_{cmx}$, выбор максимальной величины из вариантов ab и ba	0,895	192,9	0,000
$ПЭС_{tm}$, усреднение вариантов aa , bb , ab и ba	0,920	238,0	0,000
$ПЭС_{amx}$, выбор максимальной величины из вариантов aa , bb , ab и ba	0,939	399,8	0,000

Примечание. A_i и A_t — индивидуальная и общая плотность поселения; B_i и B_t — индивидуальная и общая биомасса; r — коэффициент корреляции; F — критерий Фишера; p — вероятность справедливости H_0 ; жирным шрифтом выделен наилучший результат.

гут рассматриваться как граничные критерии для оценки классов состояния морской среды, причем вычисление $ПЭС$ с использованием биологически более обоснованного способа позволяет скорректировать величину Π критического уровня с 30 до 36 %.

Заключение

Итак, высокая степень соответствия реальных и интерполированных данных позволила использовать последние для корректного вычисления средней объясненной дисперсии посредством регрессионного анализа с учетом требований, которые предъявляет метод наименьших квадратов. Число предикторов в моделях, величина и структура изменчивости MEV зависят от силы внешнего воздействия, что доказывает возможность применения MEV как меры суммарного влияния абиотических факторов. Среди множества вариантов вычисления показателя экологического стресса наилучшие результаты при моделировании дает его определение выбором максимальной величины из всех вариантов корреляций индивидуальных плотностей поселения и биомасс таксонов с их суммарными для станций (проб) значениями. Данный вариант является и наиболее биологически правдоподобным: донные животные, как, впрочем, и любые другие, весьма разнообразны по размерам и межвидовым связям, и совершенно необязательно, что их плотность сильно коррелирует именно с общей плотностью, а не с общей биомассой, и наоборот. В целом результаты натурных исследований зависимости $ПЭС$ от MEV подтверждены моделированием на основе виртуальных значений MEV , причем различия реальных и рассчитанных по обоим моделям величин $ПЭС$ не значимы с позиций статистики. Основное отличие модели для виртуальных данных от таковой, полученной по реальным наблюдениям, состоит в более широком диапазоне MEV и менее отчетливом перегибе модельной кривой при ее выходе на плато. Итоговая зависимость имеет S -образную форму, ее наибольшая кривизна приходится на 85,4 % MEV , а начало роста после достижения минимума (начало выхода модельной кривой на плато) — на 94,0 %, что соответствуют $ПЭС$ в 15 и 36 %, причем изменения предиктора объясняют 93,9 % дисперсии зависимой переменной. Очевидно, учитывая экологическую определенность $ПЭС$, указанные значения являются критическими для сообществ макрозообентоса и могут рассматриваться как граничные критерии для оценки классов состояния морской среды, причем вычисление $ПЭС$ с использованием биологически более обоснованного способа позволило скорректировать величину второго критического уровня.

Благодарности (ACKNOWLEDGEMENTS)

Автор благодарен сотрудникам ДВНИГМИ Т.А. Белан и Б.М. Борисову за предоставление материала, главному специалисту ДВНИГМИ А.В. Шишигину за создание программы PointsInGrid, 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, to A.V. Shishigin (FERHRI) for developing the PointsInGrid software, and to all reviewers for their valuable comments, which were taken into account when preparing the manuscript for publication.

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.

Григорьева Н.И. Залив Посыета: физико-географическая характеристика, климат, гидрологический режим // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря. — Владивосток : Издат. дом ДВФУ, 2012. — С. 31–61.

Дударев О.В., Боцул А.И., Чаркин А.Н. и др. Современная геоэкологическая обстановка зал. Петра Великого (Японское море) // Изв. ТИНРО. — 2002. — Т. 131. — С. 132–140.

Кабаков Р.И. R в действии. Анализ и визуализация данных в программе R : пер. с англ. П.А. Волковой : моногр. — М. : ДМК Пресс, 2014. — 588 с.

Лихт Ф.Р., Астахов А.С., Боцул А.И. и др. Структура осадков и фации Японского моря : моногр. — Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1983. — 287 с.

Мастицкий С.Э., Шитиков В.К. Статистический анализ и визуализация данных с помощью R : моногр. — Хайдельберг ; Лондон ; Тольятти : 2014. — 401 с. <http://r-analytics.blogspot.com>.

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.

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

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. 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., 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, 2018а. — С. 92–94.

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

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

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

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., 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.

Мощенко А.В., Ванин Н.С., Ламыкина А.Е. Рельеф дна, донные отложения и гидрологические условия российской части приустьевой зоны реки Туманная // Состояние среды и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. — Владивосток : Дальнаука, 2000. — Т. 1. — С. 42–75.

Мощенко А.В., Шулькин В.М., Лишавская Т.С. Факторы, контролирующие содержание загрязняющих веществ в прибрежно-морских донных отложениях района, примыкающего к устью р. Туманная // Геохимия. — 2001. — Т. 39, № 2. — С. 204–211.

Belan T.A., Moshchenko A.V. Polychaete taxocenosis variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (the East Sea/Japan Sea) // Ocean Sci. 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.

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.

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.

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.

Grigoryeva, N.I., The Possyet Bay: physical-geographical characteristic, climate, and hydrological-hydrochemical regime, in *Current Ecological State of Peter the Great Bay, Sea of Japan*, Vladivostok: Izd. Dom DVFU, 2012, pp. 31–61.

Dudarev, O.V., Botsul, A.I., Charkin, A.N., Biryulina, M.G., and Gavrilova, G.S., Recent geocological situation in Peter the Great Bay (the Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2002, vol. 131, pp. 132–140.

Kabakov, R.I., *R v deistvii. Analiz i vizualizatsiya dannykh v programme R* (R in Action: Data Analysis and Visualization in the R Software), Moscow: DMK, 2014. [transl. from English by P.A. Volkova].

Likht, F.R., Astakhov, A.S., Botsul, A.I., Derkachev, A.N., Dudarev, O.V., Markov, Yu.D., and Utkin, I.V., *Struktura osadkov i fatsii Yaponskogo morya* (Structure of Sediments and Facies in the Sea of Japan), Vladivostok: Dal'nevost. Nauchn. Tsentr, Akad. Nauk SSSR, 1983.

Mastitsky, S.E. and Shitikov, V.K., *Statisticheskii analiz i vizualizatsiya dannykh s pomoshch'yu R* (Statistical Analysis and Data Visualization with R), Khaidelberg; London; Tolyatti, 2014. <http://r-analytics.blogspot.com>.

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. doi 10.26428/1606-9919-2024-204-206-222. EDN: YLGVGF.

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., 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., 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., Borisov, B.M., and Lishavskaya, T.S., Permissible level of chemical contamination of bottom sediments and macrozoobenthic communities, in *Pribrzhzhno-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., 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., 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., 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.*, 2021b, vol. 156, pp. 111–141.

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., 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.

Moshchenko, A.V., Vanin N.S., and Lamykina, A.E., Bottom relief, sediments and hydrological condition of the mouth area of Tumannaya River, in *Ecological condition and biota of southwest part of the Peter the Great Bay and mouth of the Tumannaya River*, Vladivostok: Dal'nauka, 2000, vol. 1, pp. 42–75.

Moshchenko, A.V., Shul'kin, V.M., and Lishavskaya, T.S., Factors controlling the pollutant contents in the near-shore bottom sediments of the area adjacent to the mouth of the Tumannaya River, *Geochem. Int.*, 2001, vol. 39, no. 2, pp. 177–184.

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.

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.

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, no. 1–6, pp. 16–29.

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/otchet_4.6.2_2021_moschenko.pdf.

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

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. <https://www.R-project.org/>. Cited March 22, 2024.

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.

Поступила в редакцию 14.02.2024 г.

После доработки 11.04.2024 г.

Принята к публикации 5.06.2024 г.

*The article was submitted 14.02.2024; approved after reviewing 11.04.2024;
accepted for publication 5.06.2024*