

**УСЛОВИЯ ОБИТАНИЯ ПРОМЫСЛОВЫХ ОБЪЕКТОВ
ENVIRONMENTS OF FISHERIES RESOURCES**

Научная статья

УДК [574.587:504.5](265.54)

DOI: 10.26428/1606-9919-2022-202-861-879

EDN: MDYUHD

**МЕТОД ОЦЕНКИ ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ БИОИНДИКАЦИИ****А.В. Мощенко, Т.А. Белан, Б.М. Борисов***Дальневосточный региональный научно-исследовательский
гидрометеорологический институт,
690091, г. Владивосток, ул. Фонтанная, 24

Аннотация. Разработан метод оценки степени загрязнения морской среды (TPF_{chem}) с использованием индекса TPF_{bio} , вычисляемого как средняя координата оптимумов кривых отклика (вдоль градиента TPF_{chem}) найденных на станции таксонов макрозообентоса. Основой метода является шкала для определения TPF_{chem} по TPF_{bio} , которая состоит из двух кривых. Первая из них предназначена для определения величин TPF_{chem} по значениям TPF_{bio} (содержание частиц < 0,05 мм более 10–12 %), вторая — для коррекции TPF_{chem} по TPF_{bio} для грунтов с более низкой концентрацией указанных размерностей. Обработке могут быть подвергнуты любые списки видов. Предлагаемый метод, кроме определения уровня химического загрязнения среды, позволяет восстанавливать последовательность изменений в силе антропогенного воздействия в периоды, когда анализ содержания загрязняющих веществ еще не производили; корректировать оценку уровня химического загрязнения; изучать процессы аккумуляции загрязняющих веществ в самой прибрежной части моря, где анализ загрязнения не был выполнен по объективным причинам. В то же время устойчивые результаты применения данного метода можно гарантировать только на прибрежных акваториях Владивостока.

Ключевые слова: мониторинг, зал. Петра Великого, экологическое состояние, загрязнение, донные отложения, макрозообентос

Для цитирования: 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: 10.26428/1606-9919-2022-202-861-879. EDN: MDYUHD.

* Мощенко Александр Владимирович, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, avtoshchenko@mail.ru, ORCID 0000-0001-6600-5654; Белан Татьяна Алексеевна, кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, tbelan@ferhri.ru, ORCID 0000-0003-1077-028X; Борисов Борис Михайлович, научный сотрудник, boris-borisov-54@mail.ru, ORCID 0000-0002-1214-6029.

A method for assessing chemical contamination of bottom sediments using bioassay approach

Alexander V. Moshchenko*, Tatyana A. Belan**, Boris M. Borisov***

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

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

** Ph.D., leading researcher, tbelan@ferhri.ru, ORCID 0000-0003-1077-028X

*** researcher, boris-borisov-54@mail.ru, ORCID 0000-0002-1214-6029

Abstract. A method for assessing the degree of marine pollution (TPF_{chem}) is developed using a bioassay approach. The index TPF_{bio} is calculated as the average coordinate of the optima of response curves (along the TPF_{chem} gradient) known for the taxa of macrozoobenthos found at each station. The scale for correspondence between TPF_{chem} and TPF_{bio} is determined, separately for the fine-grained bottom sediments (with more than 10–12 % of particles < 0.05 mm) and for the sediments with lower portion of fine particles. Any list of species can be processed. Besides the assessing the level of chemical pollution, the method allows to correct results of chemical assessments and to restore dynamics of anthropogenic impact or to trace accumulation of pollutants at the seashore. However, reliable results of this method can be guaranteed for the coastal waters of Vladivostok only.

Keywords: monitoring, Peter the Great Bay, ecological condition, chemical contamination, bottom sediments, macrozoobenthos

For citation: Moshchenko A.V., Belan T.A., 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. (In Russ.). DOI: 10.26428/1606-9919-2022-202-861-879. EDN: MDYYND.

Введение

Одними из наиболее эффективных методов оценки качества водной среды считаются наблюдения за уровнем загрязнения осадков и состоянием донных животных, в частности макрозообентоса. Важнейшее направление таких исследований — использование неких общих параметров, которые характеризуют состояние донного населения [Washington, 1984; Rygg, 1985; Warwick, Clarke, 1995; Протасов, 2002; Ponti et al., 2009; Veríssimo et al., 2011*; и мн. др.]. Прежде всего это так называемые экологические индексы: видового богатства Маргалефа, разнообразия Шеннона-Винера, выравнинности видовых распределений Пиелу, доминирования Симпсона, статистика Кларка.

Более прогрессивны для диагностики качества морской и эстуарной среды интегральные биотические индексы: *AMBI*, *M-AMBI*, *BENTIX*, *IBI*, *EBI*, *B-IBI*, *BEQI* и другие [Bořja et al., 2000; Muxika et al., 2007; Ponti et al., 2009; Veríssimo et al., 2011*]. Эти показатели, образно говоря, являются одними из основных инструментов, при помощи которых в ЕС определяется состояние морской среды и донного населения [2000/60/ЕС, 2000**, 2008/56/ЕС, 2008***; Mee et al., 2008; Van Hoesy et al., 2010]. При этом индексы *AMBI* и *M-AMBI* адаптированы авторами и для применения на акватории зал. Петра Великого [Мощенко и др., 2021a].

В то же время следует признать, что *AMBI* и, как следствие, *M-AMBI*, определяемый на его основе, в большей степени настроены на индикацию уровня эвтрофикации,

* Veríssimo H., Neto J.M., Teixeira H. et al. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. 2011. URL: <https://www.researchgate.net/publication/236033738> (дата обращения 10.10.2022).

** 2000/60/ЕС. Water Framework Directive. 2000. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060> (дата обращения 10.10.2022).

*** 2008/56/ЕС. Marine Strategy Framework Directive. 2008. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0056> (дата обращения 10.10.2022).

а не загрязнения, так как в основе его вычисления лежит классификация макрозообентоса по отношению к содержанию органического углерода (далее — $C_{\text{орг}}$). Однако схемы распределения параметров, характеризующих эвтрофикацию и химическое загрязнение в зал. Петра Великого, похожи, но не идентичны, более того, эвтрофикация и загрязнение обусловлены действием разных факторов: для первой это терригенный сток, для второго — сток индустриальный, включая эоловый разнос и прочее [Мощенко и др., 2019, 2021б; Систематизированные данные..., 2021*].

Для характеристики общего уровня химического загрязнения авторами ранее [Belan, Moshchenko, 2005] был предложен индекс TPF , представляющий собой среднюю величину суммы ранжированных концентраций углеводов, фенолов, свинца, меди и ДДТ. Было показано, что виды макрозообентоса постепенно сменяют друг друга вдоль градиента TPF , образуя ряд, в котором каждый из них максимально обилен при конкретном уровне загрязнения [Мощенко, Белан, 2007]. В этом ряду полихета *Aphelochaeta pacifica* и форонида *Phoronopsis harmeri* являются позитивными, а многощетинковый червь *Maldane sarsi* — негативным индикатором загрязнения. Другие виды — полихеты *Scoloplos armiger*, *Schistomeringos japonica*, *Dipolydora cardalia*, двустворчатые моллюски *Axinopsida subquadrata*, *Alveinus ojanus*, *Raeta pulchella*, гастропода *Thapsiella plicosa* — также могут рассматриваться как индикаторы загрязнения, но, в отличие от *A. pacifica*, *Ph. harmeri* и *M. sarsi*, не его максимального и минимального, а промежуточных уровней. При усилении антропогенного воздействия *A. pacifica* и *Ph. harmeri* исчезают, уступая место полихете *Capitella capitata*, которая является индикатором еще более суровых условий. Следовательно, присутствие и/или максимальная численность того или иного вида-индикатора говорит о совершенно определенном экологическом статусе макрозообентоса.

На основе этой закономерности была разработана шкала, позволяющая определять общий уровень химического загрязнения и состояние морской среды [Мощенко, Белан, 2007]. Коэффициент корреляции TPF , вычисленный по плотности поселения видов-индикаторов, и его значения, определенные по концентрациям загрязняющих веществ (ЗВ) — далее соответственно TPF_{bio} и TPF_{chem} — оказались близкими к единице. Верификация этой шкалы показала возможность применения данного подхода для определения степени антропогенного воздействия. Однако при интерпретации полученных с ее помощью данных следовало быть осторожным и учитывать проявления географической, сезонной и другой изменчивости донного населения.

Кроме того, предложенный метод имел и другие недостатки, что воспрепятствовало его внедрению в практику экологического мониторинга. К основным относятся:

— малое число выявленных видов-индикаторов (11) — в достаточном количестве (не менее трех) они присутствуют далеко не во всех пробах;

— включение в вычисления крайне изменчивого параметра — плотности поселения;

— выпадение станций с песчаными грунтами из облака регрессии — в этих случаях величины TPF_{chem} по сравнению с TPF_{bio} выглядели явно заниженными.

К настоящему времени авторами накоплен обширный материал, включающий результаты измерений концентраций ЗВ и наблюдений над видовым составом донной фауны, что позволяет выполнить более экстенсивный анализ. Цель исследования — разработать метод, позволяющий количественно оценить степень химического загрязнения осадков с использованием макрозообентоса на примере зал. Петра Великого.

* 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 (дата обращения 10.10.2022).

Материалы и методы

Используемые данные. В работе использованы результаты съемок ДВНИГМИ и ННЦМБ ДВО РАН (1992–2019 гг.) в зал. Петра Великого (заливы Посыета, 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 [Belan, Moshchenko, 2005; Мощенко, Белан, 2007; Мощенко и др., 2019, 2021a, б, 2022].

Анализ данных. Общий уровень загрязнения характеризовали индексом $TPF_{chem} = (УВ + ФЕ + Pb + Cu + \Sigma ДДТ)/5$, где УВ, ФЕ, Pb, Cu и $\Sigma ДДТ$ — 5-ранговые оценки (\ln -масштаб) содержания углеводородов, фенолов, свинца, меди и суммы ДДТ [Belan, Moshchenko, 2005]. Степень антропогенного нарушения бентоса оценивали методом, который основан на зависимости индекса Шеннона-Винера двустворчатых моллюсков (H_b') от TPF_{chem} [Мощенко, Белан, 2007, 2008]. Показатели этих нарушений, — величины ERL_q и ERM_q ($TPF_{chem} \approx 2,8$ и $3,2$ усл. ед.), — ограничивают область прогрессивной деградации — почти линейного падения H_b' . Индексы $AMBI$ и $M-AMBI$ определяли при помощи программы, свободно распространяемой в интернете [Bojca et al., 2012].

Для построения индекса TPF_{bio} использовали координаты точек оптимума 211 кривых отклика (далее — КО), полученных при анализе распределения таксонов макрозообентоса вдоль градиента TPF_{chem} с помощью иерархических моделей логистической регрессии Хаусмана-Олфа-Фреско [Мощенко и др., 2022]. Помимо этого, классификация донных животных по отношению к загрязнению (5 групп — крайне и сильно чувствительные, умеренно толерантные, толерантные и экстремально толерантные — соответственно ES, S, MT, T и ET) позволила определить оптимумы групповых модельных КО и средние внутригрупповые оптимумы.

Для каждой станции вычисляли $TPF_{bio} = (\Sigma(Opt_i))/N$, где Opt_i — координата оптимума по TPF_{chem} для встречаемости или плотности каждого таксона (далее F_q и A); N — число найденных видов на станции. Кроме определения TPF_{bio} по индивидуальным оптимумам, исследовали следующие варианты его вычисления:

1–2) на основе координат оптимумов групповых КО встречаемости (для группы MT — правая или усредненная координата);

3) по положению оптимумов групповых КО плотности;

4–5) по среднегрупповым оптимумам КО встречаемости и плотности.

В вариантах 1–3 использовали модельные, а в вариантах 4 и 5 — усредненные внутри групп координаты оптимумов.

Статистический анализ. В работе использованы линейный регрессионный анализ и нелинейное оценивание с вычислением коэффициента корреляции, параметров регрессии (R и b_1) и их статистической оценкой (ANOVA и проверка нулевых гипотез $H_0: R = 0$ — влияние фактора «модель» отсутствует, $b_1 = 0$) [Боровиков, Боровиков, 1998]. Нелинейное оценивание выполняли алгоритмами, представленными в ППП STATISTICA, и при помощи процедуры рандомизации сигмоидальной функции [Chatzidimitriou, 2012*; Систематизированные данные..., 2021**].

Для проверки данных на соответствие нормальному распределению и равенству внутригрупповых дисперсий (гомоскедастичности) применяли тесты Шапиро-Уилка и Ливина (H_0 : распределение соответствует нормальному, и дисперсии гомоскедастичны), а для трансформации результатов наблюдений — алгоритм Бокса-Кокса, реализованный в пакете 'AID' среды R [Мастицкий, Шитиков, 2014]. Поскольку все попытки трансформации оказались безуспешными, при сравнении выборок использованы непараметриче-

* Chatzidimitriou K. Fitting a sigmoid curve in R. 2012. URL: <https://kyrcha.info/2012/07/08/tutorials-fitting-a-sigmoid-function-in-r> (дата обращения 10.10.2022).

** Систематизированные данные... [2021]. http://ferhri.ru/images/stories/ferhri/NIR/Otchet/otchet_4.6.2_2021_moschenko.pdf (дата обращения 10.10.2022).

ские аналоги однофакторного дисперсионного анализа и t -критерия — тесты Крускала-Уоллиса и Манна-Уитни (H_0 — влияние фактора не приводит к сдвигу распределений и два распределения величин неких характеристик идентичны). На заключительных этапах регрессионного анализа вместо проверки нормальности распределения значений зависимой переменной оценивали нормальность распределения остатков модели [Мастичкий, Шитиков 2014]. Ковариационный анализ (ANCOVA) выполнен при помощи обобщенных линейных моделей, которые не требуют нормальности и гомоскедастичности данных, так как не используют метод наименьших квадратов.

Результаты и их обсуждение

Первичный анализ. Индексы TPF_{bio} и TPF_{chem} , определенные по индивидуальным оптимумам таксонов макрозообентоса, заметно коррелируют между собой: доля объясненной дисперсии, вычисленной на основе плотности и встречаемости TPF_{bio} , составляет соответственно 65,1 и 67,7 % (рис. 1). При этом были выбракованы станции, где присутствуют один-два вида-индикатора (не во всех случаях); для TPF_{bio} по F_q таких «выбросов» оказалось четыре, а для TPF_{bio} по A — два.

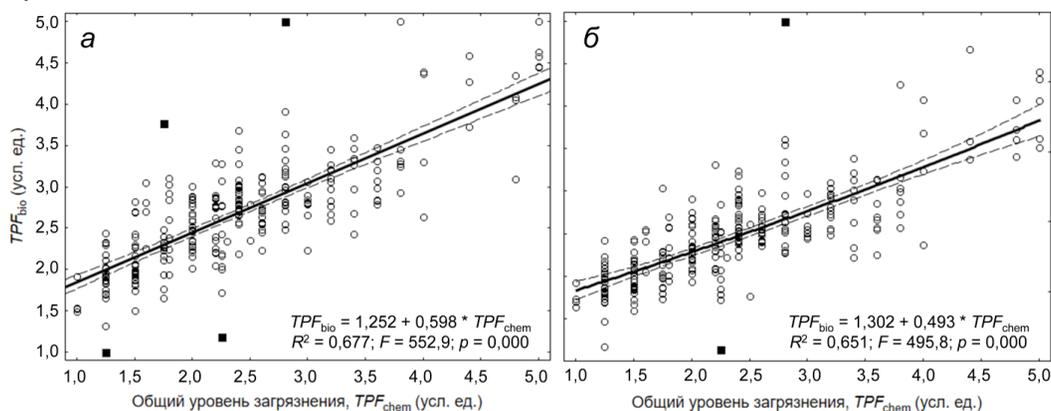


Рис. 1. Результаты регрессионного анализа: **а** — для встречаемости; **б** — плотности; *квадраты* — выбракованные точки. Здесь и далее: R — коэффициент корреляции; F — критерий Фишера; p — вероятность справедливости H_0 ; *штриховые линии* — 95 %-ные доверительные границы

Fig. 1. Results of regression analysis: **а** — for frequency of occurrence; **б** — for population density. *Squares* — discarded points. Hereinafter: R — correlation coefficient; F — Fisher's criterion; p — probability of H_0 validity; *dotted lines* — 95 % confidence limits

Необходимость наличия в пробе не менее трех видов-индикаторов отмечена выше, однако теперь имеется уже 191, а не 11 таксонов таких животных, что увеличивает долю станций (проб), для которых возможно вычисление TPF_{bio} , в 17,4 раза (из анализа исключены модели с «плоским ответом»). Однако уровень детерминации невысок, что связано с большой «лишней» дисперсией, которая снижает предикторские возможности искомого индекса. Следовательно, необходимо применить процедуры, направленные на ее уменьшение, которые были разработаны ранее [Мощенко, Белан, 2007, 2008; Moshchenko et al., 2009].

Снижение индивидуальной изменчивости координат точек оптимума.

Дисперсия, маскирующая реальную форму зависимостей и силу связи предиктора и предиката, может быть обусловлена различиями условий в районах исследования, межгодовой и сезонной изменчивостью биологических и химических параметров, действием факторов среды (глубина, тип грунта и т.п.), а также индивидуальными особенностями видов. На первом этапе снизим вариабельность, вызываемую различиями в положении оптимумов таксонов макрозообентоса, для чего используем полученную ранее классификацию животных по отношению к химическому загрязнению осадков.

Максимальный коэффициент детерминации R^2 обнаружен у вариантов 4 и 5 — 74,2 и 75,3 % (рис. 2, а, б). В остальных случаях доля объясненной дисперсии была ниже 70 %, составляя соответственно 54,0, 66,1 и 69,2 %. Таким образом, применение данной классификации позволило увеличить объясняемую дисперсию исследованных параметров на 6,7 и 10,2 %.

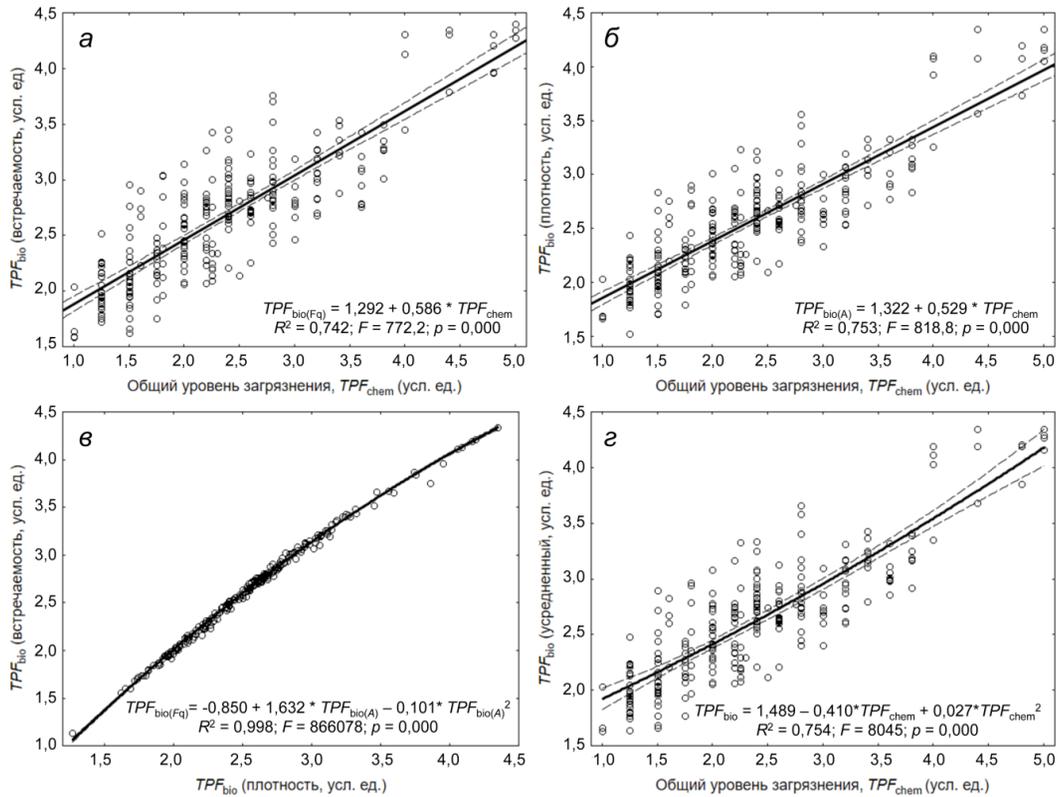


Рис. 2. Результаты регрессионного анализа TPF_{bio} и TPF_{chem} (пояснения в тексте)
 Fig. 2. Results of regression analysis for TPF_{bio} and TPF_{chem} (see explanations in the text)

Индексы TPF_{bio} , вычисленные на основе встречаемости и плотности, сильно коррелируют друг с другом ($R^2 = 0,998$, $p = 0,000$; рис. 2, в). Поэтому достаточно использовать один индекс, полученный, например, усреднением TPF_{bio} для обеих среднегрупповых характеристик. В итоге доля объясненной дисперсии составила 75,4 % (рис. 2, г). Это примерно в 1,5 раза выше, чем у индексов $AMBI$ и $M-AMBI$ (49–51 %, не показано) и, следовательно, индекс TPF_{bio} «настроен» на наилучшее отображение именно уровня химического загрязнения среды.

За рубежом процедура проверки соответствия разных индексов весьма распространена и носит название интеркалибровки, или калибровки. Связь TPF_{bio} , вычисленного на основе A и F_q , весьма близка к таковой для индексов $M-AMBI$ и $BEQI2$ ($R^2 \approx 0,999$) [Van Loon et al., 2015]. Последние показатели определяются по одним и тем же параметрам, но разными способами: первый — методом факторного анализа с использованием индексов $AMBI$, видового разнообразия Шеннона-Винера и богатства Маргалефа, второй — усреднением указанных характеристик, нормализованных по референтным для данной акватории значениям. При калибровке индексов, применяемых в ЕС, R^2 варьирует в пределах 6–84 % [Vorja et al., 2007, 2008; Simboura, Reizorouloу, 2008]. В этом ряду объясненные для TPF_{bio} и TPF_{chem} 75 % дисперсии занимают третье место. Таким образом, наши результаты хорошо согласуются с данными зарубежных исследователей, и поэтому уже в этом виде вполне пригодны для мониторинга и биоиндикации.

Снижение дисперсии, обусловленной межгодовой изменчивостью и основными абиотическими факторами. В работе Боря с соавторами [Borja et al., 2007] показана отчетливая неоднородность облаков регрессии различных индексов. Причины такого распада, как было указано выше, связаны с объединением данных из разных районов, сборов разных лет и сезонов, а также с действием факторов среды. К сожалению, в нашем распоряжении нет материалов, достаточных для оценки «географической» составляющей дисперсии TPF_{bio} и TPF_{chem} (должны быть результаты съемок одного года, но разных районов, близких по величинам других параметров). Но в то же время, имеются три выборки, сделанные на прибрежной акватории Владивостока (2001, 2016 и 2018–2019 гг.) в один сезон (август) примерно на одних и тех же или близкорасположенных станциях.

Состав, структура и состояние зообентоса акваторий вблизи Владивостока определяются прежде всего уровнем химического загрязнения и особенностями придонного гидрологического режима; последний во многом обусловлен интенсивностью терригенного стока [Предложения..., 2020*]. Кроме того, важную роль играют различные характеристики гранулометрического состава осадков, которые в конечном итоге определяют тип грунта. В качестве интегрального фактора, характеризующего гидрологический режим, с некоторыми оговорками можно использовать глубину отбора проб.

Статистически значимое влияние факторов «съемка» и «глубина» на индексы TPF_{bio} и TPF_{chem} , а также фактора «содержание тонких частиц» на TPF_{bio} отсутствует (результаты тестов Крускала-Уоллиса/Манна-Уитни: вероятность справедливости H_0 $p = 0,069–0,383$). Однако воздействие последнего фактора на TPF_{chem} значимо с позиций статистики ($p = 0,000$), что подтверждается результатами ковариационного анализа (см. таблицу).

Результаты различных вариантов ковариационного анализа (обобщенные линейные модели)
Results for different variants of covariate analysis (generalized linear models)

Фактор	Сумма квадратов отклонений	Число степеней свободы	Критерий Фишера F	p
Модель: $TPF_{chem} = \text{Съемка} + \text{poly}(TPF_{bio}, \text{degree} = 3)$				
Съемка	0,132	2	0,860	0,426
TPF_{bio}	22,77	2	149,0	0,000
Остатки	8,104	106		
Модель: $TPF_{chem} = \text{Глубина} + \text{poly}(TPF_{bio}, \text{degree} = 3)$				
Глубина	0,198	1	2,631	0,108
TPF_{bio}	23,74	2	158,0	0,000
Остатки	8,037	107		
Модель: $TPF_{chem} = \text{МАП} + \text{poly}(TPF_{bio}, \text{degree} = 3)$				
МАП	2,006	1	34,46	0,000
TPF_{bio}	25,72	2	220,9	0,000
Остатки	6,229	107		
Модель: $TPF_{chem} = \text{Съемка} + \text{Глубина} + \text{МАП} + \text{poly}(TPF_{bio}, \text{degree} = 3)$				
Съемка	0,393	2	1,560	0,215
Глубина	0,389	1	3,087	0,082
МАП	12,497	1	99,21	0,000
TPF_{bio}	38,560	3	102,0	0,000
Остатки	12,975	103		

Примечание. МАП — содержание частиц < 0,05 мм; poly — полином; degree — степень; p — вероятность справедливости H_0 .

* Предложения по установлению граничных критериев для оценки классов состояния морской среды на базе одного или комплекса биологических параметров с учетом передового международного опыта: отчет о НИР (промежуточ.) / ДВНИГМИ. № ГР АААА-А20-120042190045-6. Владивосток, 2020. 167 с. URL: http://ferhri.org/images/stories/FERHRI/NIR/Otchet/otchet_462_moschenko.pdf.

Отделение трех съемок друг от друга добавляет (в соответствии с целью работы) зависимости были инвертированы: предиктором стал TPF_{bio} , предикатом — TPF_{chem} в среднем около 9 % объясненной дисперсии, а если исключить песчано-крупноалевритовые осадки — еще около 4–5 % (рис. 3, 4). В итоге доля объясненной дисперсии в среднем составила 90,7 % (рост на 36,6 % по сравнению с результатами первичного анализа), что дает возможность уверенно использовать индекс TPF_{bio} для оценки общего уровня химического загрязнения среды.

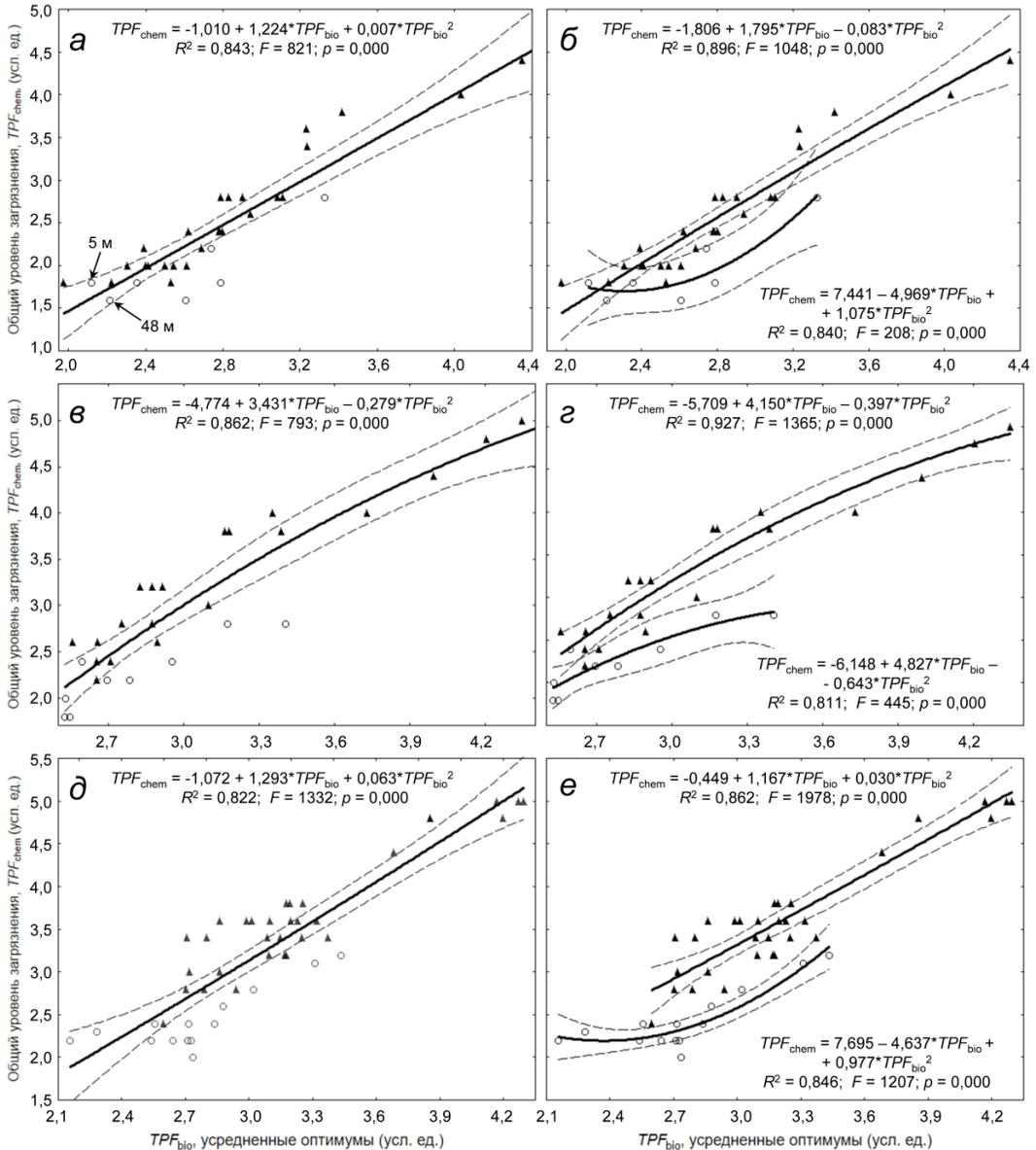


Рис. 3. Результаты регрессионного анализа: **а, б** — 2001, **в, г** — 2016, **д, е** — 2018–2019 гг.; **а, в, д** — обобщенные данные; **б, г, е** — для разных грунтов, *Треугольники* и *кружки* — соответственно мелкоалевритовые-пелитовые и песчано-крупноалевритовые осадки

Fig. 3. Results of regression analysis: **а, б** — 2001, **в, г** — 2016, **д, е** — 2018–2019; **а, в, д** — pooled data; **б, г, е** — data for certain types of sediments. *Triangles* and *circles* — fine-aleurite-pelitic and sandy-coarse-aleurite sediments, respectively

Результаты теста Шапиро-Уилка для всех 9 моделей, представленных на рис. 3, свидетельствуют о нормальном распределении остатков (вероятность справедливости

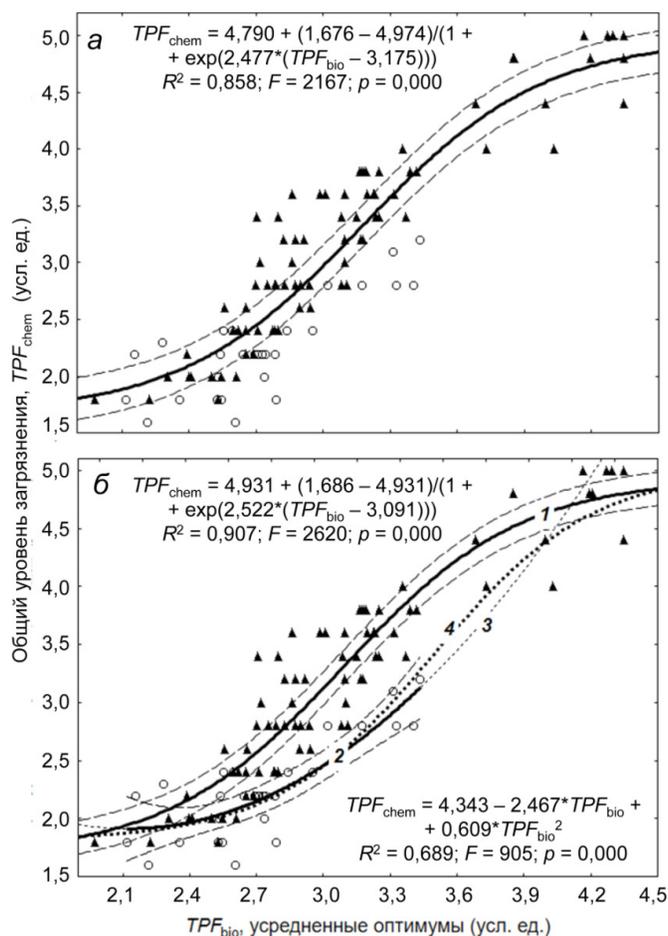


Рис. 4. Результаты регрессионного анализа всей выборки (а) и для разных грунтов по отдельности (б): 1 и 2 — соответственно мелкоалевритовые-пелитовые и песчано-крупноалевритовые осадки; 3 — модельная кривая для 2 продлена за область определения TPF_{bio} ; 4 — теоретически наиболее вероятная форма кривой 2

Fig. 4. Results of regression analysis for pooled sample (a) and separately for certain sediments (б): 1 and 2 — fine-aleurite-pelitic and sandy-coarse-aleurite sediments, respectively; 3 — model curve for the sandy-coarse-aleurite sediments extended beyond the definitional domain for TPF_{bio} ; 4 — the most theoretically available curve for the sandy-coarse-aleurite sediments

$H_0 p = 0,182-0,531$). Таким образом, значения коэффициентов детерминации корректны с позиций статистики и могут быть использованы в дальнейших построениях, а выводы, сделанные на их основе, будут статистически непротиворечивы. Для сравнения: у остатков моделей полных выборок $p = 0,000-0,002$.

Необходимо подчеркнуть, что выполненный анализ не позволяет полностью исключить влияние факторов «съемка» и «глубина» на разброс значений исследуемых индексов. Воздействие этих факторов незначимо статистически, однако общий уровень загрязнения в 2001 г. был явно ниже, чем в 2016 и 2018–2019 гг. (см. рис. 3). Влияние глубины (маргинальный уровень значимости $H_0 p = 0,069$) можно увидеть, например, в облаке регрессии для съемки 2001 г. — две станции в его начале (песчано-крупноалевритовые осадки) опробованы на глубинах 5 и 48 м (рис. 3, а). Поэтому влияние этих факторов следует считать недоказанным с позиций статистики и, вполне вероятно, что при поступлении новых материалов их эффекты могут быть вычленены и оценены.

Зависимости TPF_{chem} от TPF_{bio} для обобщенных данных трех съемом на прибрежной акватории Владивостока в наилучшей степени аппроксимируются логистическими функциями и полиномом второй степени* (соответственно для всех типов осадков, мелкоалевритовых-пелитовых и песчано-крупноалевритовых отложений). Такая форма зависимостей отражает выравнивание величин индексов TPF_{chem} и TPF_{bio} при незначительном и сильном загрязнении грунтов, что вполне логично с позиции самого процесса контаминации. Более того, можно предположить, что полиномиальная модель, адекватная имеющимся данным, неадекватна теоретически и также должна быть логистической, при этом обе функции очерчивали бы фигуру, напоминающую петлю гистерезиса (рис. 4).

Так, осадки на станции, расположенной вблизи устья р. Объяснения (кутовая часть бухты Золотой Рог), содержат очень мало естественных гранулометрических разностей и состоят в основном из различных био- и антропогенных остатков органического происхождения. По классификации Ф.Р. Лихта с соавторами [1983] грунты в этой точке опробования относятся к алевритам песчаным, при этом доля песков, крупных, мелких алевритов и всех пелитов составляет соответственно 26,2, 18,7, 38,0 и 17,1 %. Встречается здесь только экстремально толерантный к загрязнению эврибионтный вид *S. capitata*. В результате TPF_{bio} достигает на этом участке предельно возможной величины (4,34 усл. ед.), а TPF_{chem} по многолетним данным составляет $4,43 \pm 0,07$, варьируя от 4,0 до 4,8 усл. ед.

С приближением к устью р. Объяснения гранулометрический состав осадка должен меняться в соответствии с законами осаждения взвешенного материала: в упрощенном виде, вблизи источника выпадают гидравлически более крупные частицы, а более тонкие — выносятся все дальше и дальше в водоем, последовательно опускаясь на дно в соответствии со своей крупностью. Поэтому вполне вероятно, что ближе к устью в осадках будут преобладать пески, но TPF_{bio} и TPF_{chem} не изменятся: в условиях экстремального загрязнения и эвтрофикации, отягощенных процессами гниения и летней гипоксией, выжить может только *S. capitata*, а общий уровень загрязнения определяется накоплением ЗВ в органических остатках.

Ситуация с выравниванием низких значений TPF_{chem} и TPF_{bio} для разных грунтов объясняется гораздо проще: когда поступление ЗВ невелико, их мало или нет ни в осаждающейся взвеси, ни в осадке ($TPF_{chem} \rightarrow 1,00$). Массово развиваются стено- и стено-эврибионтные организмы, абсолютно не толерантные или слабо и умеренно толерантные к загрязнению среды ($TPF_{bio} \rightarrow 1,13$). Эти величины (1,00 и 1,13) являются предельно возможными для индексов TPF_{chem} и TPF_{bio} . Однако на исследованной акватории TPF_{chem} в алевропелитовых отложениях не опускается ниже 1,8, как и средний TPF_{bio} у трех первых чистолюбивых групп, почти облигатных в таких условиях.

Метод оценки общего уровня химического загрязнения. Основой предлагаемого метода является шкала для определения уровня химического загрязнения донных отложений, полученная на основе координат оптимумов кривых отклика (усреднены координаты внутригрупповых оптимумов по плотности и встречаемости, индекс TPF_{bio}) видов и более крупных таксонов макрозообентоса (рис. 5). Эта номограмма представляет собой зависимость индекса химического загрязнения осадков (TPF_{chem}), определяемого на основе концентраций приоритетных ЗВ, от TPF_{bio} и состоит из двух кривых (логистической функции и полинома второй степени). Первая из них предназначена для определения величин TPF_{chem} по значениям TPF_{bio} (грунты, содержащие более 10–12 % частиц < 0,05 мм), вторая — для коррекции TPF_{chem} по TPF_{bio} для грунтов с более низкой концентрацией частиц указанных размерностей (крупноалевритовые, песчаные и более грубые осадки). Обработке могут быть подвергнуты любые списки

* Следует отметить, что и у этих моделей распределение остатков соответствует нормальному паттерну ($p = 0,172-0,854$), хотя в случае логистической модели и алгоритма, использованного для ее получения, этого не требуется.

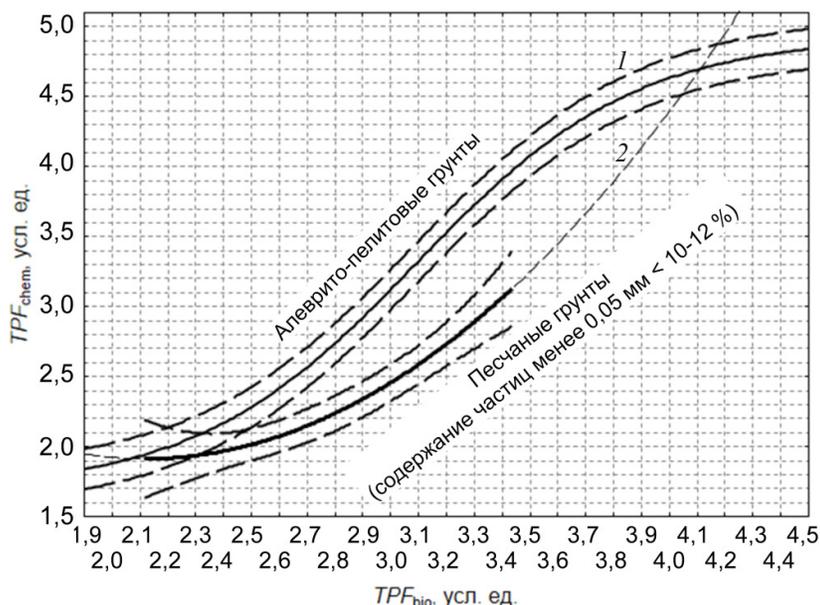


Рис. 5. Шкала для определения уровня химического загрязнения донных отложений (индекс TPF_{chem}) по величинам индекса TPF_{bio} : 1 — ERL_q ; 2 — ERM_q

Fig. 5. Scale for assessing the level of chemical contamination for bottom sediments (TPF_{chem} index) by the values of TPF_{bio} index: 1 — ERL_q ; 2 — ERM_q

видов и, что особенно важно, не включающие количественные характеристики. Ниже представлены несколько примеров применения предлагаемого метода.

Ретроспективный анализ видовых списков. Любой список таксонов животных и растений несет некую зашифрованную информацию, в частности о степени загрязнения среды их обитания. Предлагаемый метод, образно говоря, позволяет подобрать код к этому шифру.

К.М. Дерюгин и Н.М. Сомова [1941] по результатам съемок 1931–1933 гг. выделили на акваториях прол. Босфор Восточный, Амурского и Уссурийского заливов 7 «биоценозов», первые 5 из которых были локализованы на глубинах до 80 м, что примерно совпадает с глубинами наших сборов (до 65 м). Вычисления показали, что средние TPF_{bio} и TPF_{chem} у этих агломераций варьировали в пределах соответственно 1,5–2,3 и 1,7–2,0 (рис. 6).

Антропогенное загрязнение осадков металлами (Hg, Pb, Cu и др.) вблизи Владивостока началось в первой половине прошлого века и совпало с началом промышленного развития прибрежных территорий [Аксентов, 2008; Поляков, 2008]. Загрязнение этих районов нефтепродуктами стартовало в 40–50-е гг. прошлого столетия, что связано с переходом судов на дизельное топливо [Шорников, Зенина, 2014]. Таким образом, в начале 1930-х гг. какое-либо существенное загрязнение осадков вряд ли имело место, и поэтому полученные максимальные величины TPF_{bio} и TPF_{chem} в 2,3 и 2,0 усл. ед. следует рассматривать в качестве реперных, или предельно допустимых, для данной акватории. Необходимо отметить, что примерно на эти значения приходится начало снижения индекса Шеннона-Винера для двустворчатых моллюсков [Мощенко, Белан, 2007, 2008].

Таким образом, связь TPF_{bio} и TPF_{chem} позволяет получить информацию о загрязнении морской среды из любого списка видов (пока только на прибрежных акваториях Владивостока). Это, в свою очередь, дает возможность найти ответ на вопрос, когда же антропогенное воздействие достигло уровня, влияющего на видовой состав и структуру донного населения, или когда его воздействие стало «существенным».

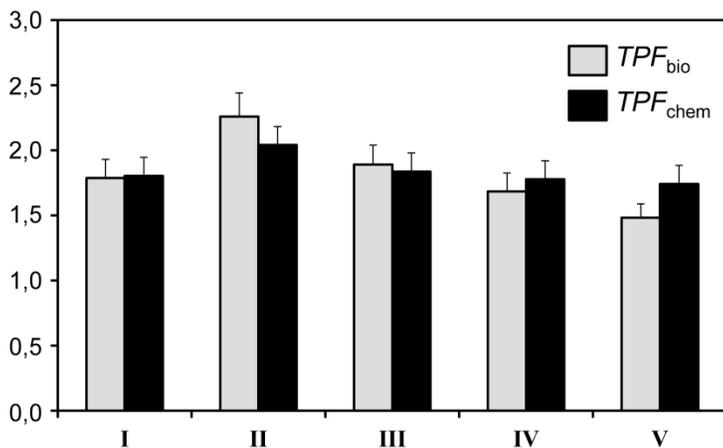


Рис. 6. Соотношение TPF_{bio} и TPF_{chem} для некоторых «биоценозов» зал. Петра Великого, выделенных К.М. Дерюгиным и Н.М. Сомовой [1941] по результатам съемок 1931–1933 гг. Здесь и далее: планки погрешностей — ошибка репрезентативности

Fig. 6. Ratio of TPF_{bio} and TPF_{chem} for some «biocenoses» of Peter the Great Bay defined by K.M. Deryugin and N.M. Somova [1941] on results of their surveys in 1931–1933. Hereinafter: error bars — standard errors

Коррекция TPF_{chem} по TPF_{bio} . Пространственные вариации степени химического загрязнения грунтов на исследованной в 2016 г. акватории отчетливо проявлялись в распределении значений индекса TPF_{chem} (рис. 7). Наиболее благоприятные для биологических объектов условия среды наблюдались в мористой и восточной частях Уссурийского залива ($TPF_{chem} < 2,0$). С продвижением на север и северо-запад TPF_{chem} последовательно возрастал и достигал критических значений вокруг южной оконечности п-ова Муравьева-Амурского (3,2) с максимумами в бухтах Золотой Рог и Диомид (4,8–5,0), затем вновь несколько снижался к западу, северо-западу и северо-востоку. Изолиния 2,9 (ERL_q , $\approx 20\%$ снижение разнообразия двустворчатых моллюсков) показывает границу, за которой начинается область прогрессивной деградации сообществ бентоса, изолиния 3,2 (ERM_q , уменьшение $> 54\%$) — область, где прогрессивная деградация заканчивается.

Точки опробования вдоль восточного побережья п-ова Муравьева-Амурского приурочены исключительно к песчаным осадкам с содержанием мелких псаммитов $> 90\%$, причем станция U103с располагается рядом со старой городской свалкой в бухте Горностаи, которая не эксплуатируется уже более 10 лет и закрыта саркофагом (рис. 7). Однако низкий уровень загрязнения на этой акватории противоречит как здравому смыслу, так и результатам других авторов. Интенсивная аккумуляция металлов из-за просачивания ЗВ с грунтовыми водами, отмечена, например, у водорослей (устное сообщение ст. науч. сотр. ТИГ ДВО РАН Е.Н. Черновой). Коррекция TPF_{chem} по TPF_{bio} исправляет эту ситуацию и показывает, что экологическая обстановка здесь несколько не лучше таковой вдоль западного побережья этого полуострова, где в осадках преобладают мелкие алевриты и пелиты, а высокое содержание ЗВ наблюдается уже на протяжении нескольких десятилетий.

Загрязнение прибрежных акваторий. В архиве авторов имеются данные по бентосу целого ряда прибрежных полигонов (80–90-е гг. прошлого века), на которых была детально изучена придонная физическая среда обитания гидробионтов — физико-механические свойства грунтов, сила и структура водообменных процессов, осаждение-взмучивание взвешенного материала и осадка. В то же время измерений содержания химических элементов и соединений, за исключением концентраций $C_{оп}$, не производили. При сопоставлении результатов этих исследований с распределением

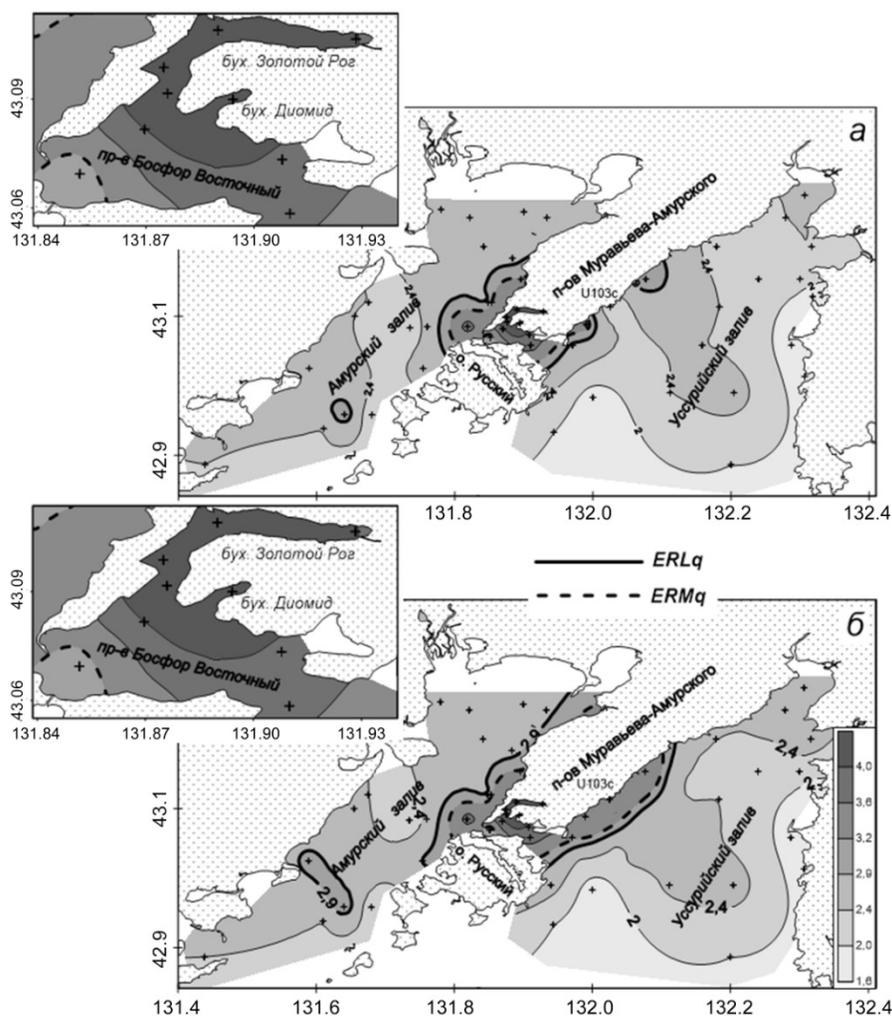


Рис. 7. Коррекция TPF_{chem} по TPF_{bio} (песчаные осадки): **а** и **б** — соответственно до и после внесения исправлений; ERL_q и ERM_q — начало и окончание области прогрессивной деградации донного населения

Fig. 7. Correction of TPF_{chem} by TPF_{bio} for sandy sediments: **а** — TPF_{chem} before the correction; **б** — TPF_{chem} after the correction; ERL_q and ERM_q — beginning and termination of the area of progressive degradation for benthic population

TPF_{bio} и TPF_{chem} можно определить положение и механизмы функционирования «барьеров», препятствующих аккумуляции ЗВ на мелководье (рис. 8, 9).

Вдоль разреза в бухте Западной (о. Фуругельма) было обнаружено 155 таксонов макрозообентоса, 62 из которых — виды-индикаторы загрязнения. Их число на станциях (каждые 5 м) варьировало от двух до 26, достигая в среднем 13 ± 1 . Это составит $55,2 \pm 1,7$ и $25,0-78,8$ % от общего числа найденных таксонов, причем до 45 м трансекты включительно количество таких животных в точках опробования не превышало 5. На большинстве же станций (на 35 из 54) число видов-индикаторов составляло 10 и более и, следовательно, выборки для определения TPF_{bio} были достаточно представительны. Для сравнения, напротив бухты Западной, в проливе между материком и о. Фуругельма (глубины 21–35 м), соотношение числа видов-индикаторов к общему количеству видов в среднем также превышало 55 %, изменяясь в диапазоне 42–74 % (по 18–35 видов на станцию). Следует подчеркнуть, что величина TPF_{bio} определяется вариациями доли видов-индикаторов менее чем на 20 %, как и сама доля, — увели-

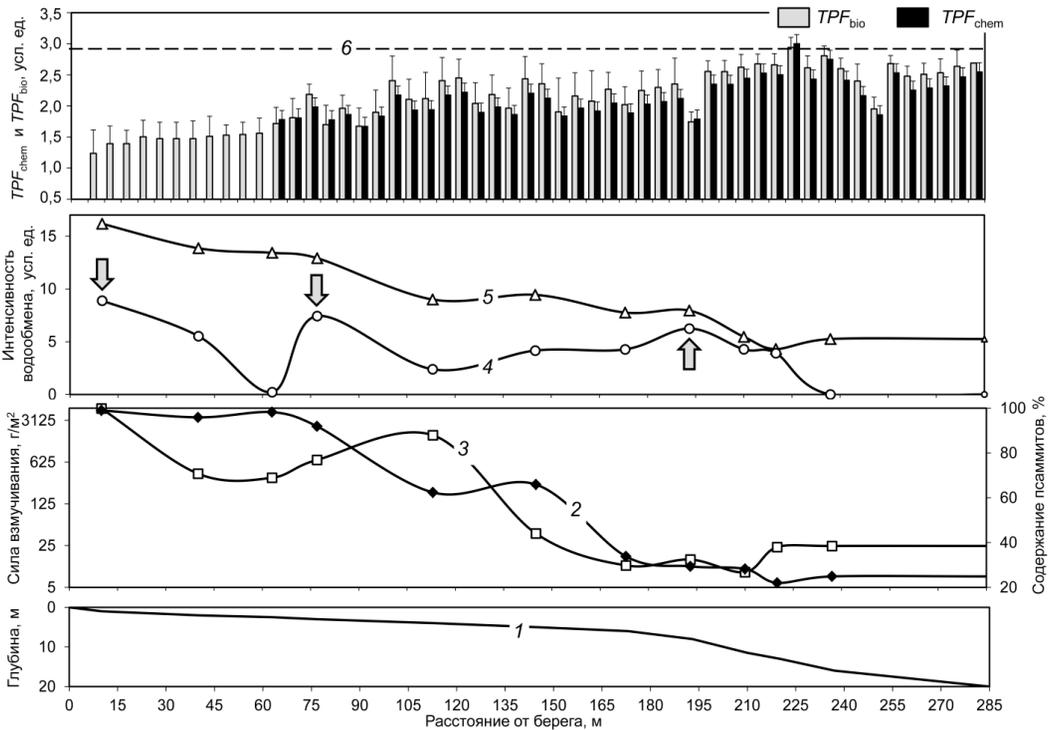


Рис. 8. Распределение TPF_{bio} , TPF_{chem} и некоторых характеристик придонной физической среды вдоль разреза у о. Фуругельма (волнение 3–4 балла): 1 — профиль дна; 2 — содержание псаммитов; 3 — сила взмучивания (логарифмический масштаб); 4–5 — соответственно интенсивность общего водообмена у дна и его вертикальной составляющей (1–5 — по: [Мощенко, 2006]); 6 — ERL_q ; стрелки — проникающее волнение

Fig. 8. Distribution of TPF_{bio} , TPF_{chem} and some near-bottom physical properties along the transect at Furugelm Island (sea roughness 3–4 points): 1 — bottom topography; 2 — content of sandy particles; 3 — force of resuspension (logarithmic scale); 4–5 — rate of total and vertical water exchange at the sea bottom, respectively; 6 — ERL_q ; arrows — wave penetration (1–5 — after [Moshchenko, 2006])

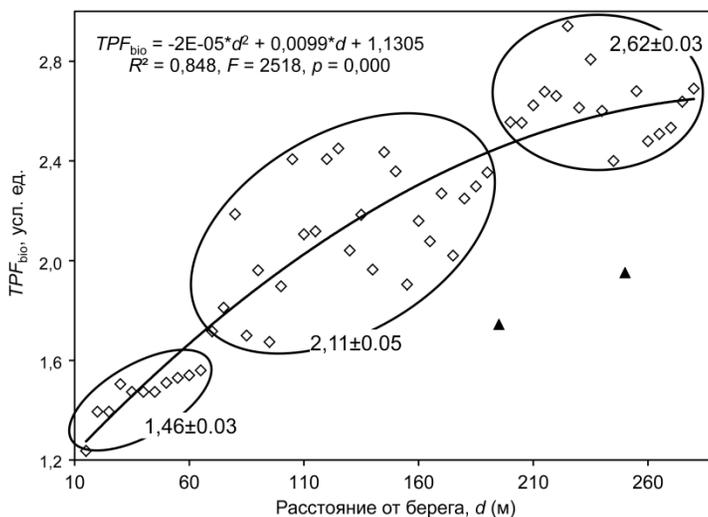


Рис. 9. Зависимость индекса TPF_{bio} от расстояния от берега: цифры на диаграмме — среднее значение \pm ошибка репрезентативности; треугольники — выбранные значения TPF_{bio}

Fig. 9. Dependence of TPF_{bio} index on distance from the shore: numerals at the diagram — mean values \pm standard errors; triangles — discarded values of TPF_{bio}

чением расстояния от берега (положительный тренд в обоих случаях; $R^2 = 0,190$ и $0,174$, $p = 0,001$ и $0,002$).

Общая тенденция распределения индексов TPF_{bio} и TPF_{chem} вдоль разреза — увеличение их значений от берега в сторону моря* (рис. 8, 9). Этот рост явно неравномерен, и у TPF_{bio} наблюдаются по крайней мере два скачкообразных положительных инкремента: один в области 65–70 м трансекты, второй — в районе 190–200 м, составляющих по отношению к исходному значению 44,5 и 24,2 % (рис. 9). Эти приращения выше таковых, которые должны были бы наблюдаться в результате увеличения доли видов-индикаторов с дистанцией от берега.

Первый инкремент приурочен ко второй области разрушения волнения (из трех зафиксированных при данной гидродинамической ситуации) и началу снижения содержания частиц песчаных фракций, второй — к первой области разрушения волн и перегибу донного профиля, где формирование такой зоны почти облигатно при любых (кроме, вероятно, штилевых) условиях [Мощенко, 2006]. Естественно, проникающее волнение интенсифицирует эрозию склона и, соответственно, процессы взмучивания донных отложений, иными словами — их сортировку, вымывание илисто-глинистых (алеврито-пелитовых) частиц в сторону открытого моря (по современным представлениям о циркуляции воды в вертикальной плоскости прибрежной зоны), а именно такие частицы аккумулируют все типы ЗВ в наибольшей степени. Таким образом, барьерами для накопления загрязнителей на мелководье являются прежде всего области проникающего волнения и сам характер движения воды в прибрежной зоне моря.

Заключение

На основе результатов моделирования и созданной ранее классификации таксонов макрозообентоса по отношению к общему уровню загрязнения донных отложений разработан индекс TPF_{bio} , вычисляемый усреднением координат оптимумов кривых отклика видов-индикаторов вдоль градиента TPF_{chem} , полученных для их встречаемости и плотности поселения. Использование индекса TPF_{bio} позволило разработать метод индикации общего уровня химического загрязнения. Кроме того, данный метод дает возможность:

- восстанавливать последовательность изменений в силе антропогенного воздействия в периоды, когда анализ содержания загрязняющих веществ еще не производили;
- корректировать оценки уровня химического загрязнения донных осадков;
- исследовать процессы аккумуляции ЗВ в самой прибрежной части моря, где анализ загрязнения не был выполнен по объективным причинам.

Обработке могут быть подвергнуты любые списки видов и, что особенно важно, не включающие их количественные характеристики. Необходимо подчеркнуть, что «устойчивые» результаты применения данного метода можно гарантировать только в прибрежных районах Владивостока, а для расширения области его применения на другие акватории требуются дополнительные исследования, включая экспедиционные, и соответствующая верификация на основе тщательного статистического анализа. Методика построения индекса TPF_{bio} может быть применена для проектирования подобных показателей для индикации любых других параметров среды.

Благодарности (ACKNOWLEDGEMENTS)

Авторы благодарны рецензентам за ценные замечания, которые были учтены при подготовке настоящей рукописи к печати.

The authors are grateful to the reviewers for their valuable comments, which were taken into account when preparing the manuscript for publication.

* Вычисление TPF_{chem} оказалось возможным только после 65 м трансекты, поскольку ближе к берегу значения TPF_{bio} (1,24–1,56 усл. ед.) были ниже минимальной границы его области определения.

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.
Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.
All applicable international, national and/or institutional principles for the care and use of animals have been observed.
The authors state that they have no conflict of interest.

Информация о вкладе авторов (AUTHOR CONTRIBUTIONS)

Все авторы принимали участие в получении и первичной обработке данных, обсуждении полученных результатов и редактировании текста рукописи; статистическая обработка и написание текста — А.В. Мощенко.
Data collection and primary processing; results discussing — all authors; statistical processing of the data and writing the text — A.V. Moshchenko.

Список литературы

- Аксентов К.И.** Ртуть в абиотических компонентах экосистемы залива Петра Великого // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря. — М. : ГЕОС, 2008. — С. 173–184.
- Боровиков В.П., Боровиков И.П.** STATISTICA® Статистический анализ и обработка данных в среде Windows® : моногр. — М. : Инф.-издат. дом «Филинь», 1998. — 608 с.
- Дерюгин К.М., Сомова Н.М.** Материалы по количественному учету бентоса зал. Петра Великого (Японское море) // Исслед. дальневост. морей СССР. — 1941. — Вып. 1. — С. 13–36.
- 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.** Роль микромасштабной турбулентности в распределении и изменчивости бентосных животных : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2006. — 321 с.
- 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.** Новые методы оценки экологического состояния природной среды Дальневосточных морей России // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. — Владивосток : Дальнаука, 2007. — С. 276–313.
- 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., Борисов Б.М.** Распределение и классификация макрозообентоса залива Петра Великого Японского моря по отношению к загрязнению донных отложений // Изв. ТИНРО. — 2022. — Т. 202, вып. 3. — С. 623–639. DOI: 10.26428/1606-9919-2022-623-639.
- 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. — 2021а. — 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.** 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. — 2021б. — Вып. 156. — С. 142–181.
- Поляков Д.М.** Накопление тяжелых металлов донными осадками Амурского залива (Японское море) // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря. — М. : ГЕОС, 2008. — С. 163–173.

Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсиконология : моногр. — Киев : Академперіодика, 2002. — 105 с.

Шорников Е.И., Зенина М.А. Остракоды как индикаторы состояния и динамики водных экосистем (на примере залива Петра Великого Японского моря) : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2014. — 334 с.

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 A., Dauer D., Diaz R. et al. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices // *Ecological Indicators.* — 2008. — Vol. 8, Iss. 4. — P. 395–403.

Borja Á., Franco J., Perez V. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments // *Mar. Pollut. Bull.* — 2000. — Vol. 40, № 12. — P. 1100–1114.

Borja A., Josefson A.B., Miles A. et al. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive // *Mar. Pollut. Bull.* — 2007. — Vol. 55, Iss. 1–6. — P. 42–52.

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.

Mee L.D., Jefferson R.L., Laffoley D.d.A., Elliott M. How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive // *Mar. Pollut. Bull.* — 2008. — Vol. 56, Iss. 2. — P. 187–204. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.09.038.

Moshchenko A.V., Belan T.A., Oleynik E.V. Influence of contamination on soft-bottom communities in Peter the Great Bay, Sea of Japan: choice of variables // *Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan).* — Vladivostok : Dalnauka, 2009. — Vol. 2. — P. 173–204.

Muxika I., Borja Á., Bald J. Using historical data, expert judgment and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // *Mar. Pollut. Bull.* — 2007. — Vol. 55, Iss. 1–6. — P. 16–29. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.05.025.

Ponti M., Vadrucchi M.R., Orfanidis S., Pinna M. Biotic indices for ecological status of transitional water ecosystems // *Transit. Waters Bull.* — 2009. — Vol. 3, № 3. — P. 32–90. DOI: 10.1285/i1825229Xv3n3p32.

Rygg B. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords // *Mar. Pollut. Bull.* — 1985. — Vol. 16, Iss. 12. — P. 469–474. DOI: 10.1016/0025-326X(85)90378-9.

Simboura N., Reizopoulou S. An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece) // *Mar. Pollut. Bull.* — 2008. — Vol. 56, Iss. 1. — P. 116–126. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.09.042.

Van Hoey G., Borja A., Birchenough S. et al. The use of benthic indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive // *Mar. Pollut. Bull.* — 2010. — Vol. 60, Iss. 12. — P. 2187–2196.

Van Loon W.M.G.M., Boon A.R., Gittenberger A. et al. Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters // *J. Sea Res.* — 2015. — Vol. 103. — P. 1–13. DOI: 10.1016/j.seares.2015.05.002.

Warwick R.M., Clarke K.R. New «biodiversity» measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* — 1995. — Vol. 129. — P. 301–305.

Washington H.G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems // *Water Res.* — 1984. — Vol. 18, Iss. 6. — P. 653–694. DOI: 10.1016/0043-1354(84)90164-7.

References

Aksentov, K.I., Mercury in Abiotic components of the Peter-the-Great Bay ecosystem, in *Sovremennoe sostoyanie i tendencii izmeneniya prirodnoi sredy zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya* (Current Environmental condition and tendencies of its change in the Peter the Great Bay, the Sea of Japan), Moscow: GEOS, 2008, pp. 173–184.

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.

Deryugin, K.M. and Somova, N.M., Contributions to quantitative estimate of the benthonic population of Peter the Great Bay (Sea of Japan), *Issled. Dal'nevost. morey SSSR*, 1941, no. 1, pp. 13–36.

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 fraksii Yaponskogo morya* (Structure of sediments and facies of 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://ranalytics.blogspot.com>. Cited January, 25, 2022.

Moshchenko, A.V., *Rol mikromasshtabnoi nurbulentnosti v raspredelenii i izmenchivosti bentosnykh zhidivotnykh* (The part of microscale turbulence in distribution and variability of benthic animals), Vladivostok: Dal'nauka, 2006.

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. and Belan, T.A., New methods of assessment of ecological condition of the natural environment in the Far Eastern seas of Russia, in *Dinamika morskikh ekosistem i sovremennye problemy sokhraneniya biologicheskogo potentsiala morei Rossii* (Dynamics of Marine Ecosystems and the Current Problems of Conservation of the Biological Potential of the Russian Seas), Vladivostok: Dal'nauka, 2007, pp. 276–313.

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 Borisov, B.M., Distribution and classification of macrozoobenthos in Peter the Great Bay of Japan Sea in relation to contamination of bottom sediments, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2022, vol. 202, no. 3, pp. 623–639. doi 10.26428/1606-9919-2022-202-623-639

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., 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.

Polyakov, D.M., Accumulation of heavy metals by bottom sediments in Amursky Bay (Sea of Japan), in *Sovremennoe sostoyanie i tendentsii izmeneniya prirodnoi sredy zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya* (Current Environmental condition and tendencies of its change in the Peter the Great Bay, the Sea of Japan), Moscow: GEOS, 2008, pp. 163–173.

Protasov, A.A., *Bioraznoobrazie i ego otsenka. Kontseptualnaya diversikologiya* (Biodiversity and its assessment. Conceptual diversicology), Kiev: Akademperiodika, 2002.

Schornikov, E.I. and Zenina, M.A., *Ostrakody kak indikatory sostoyaniya i dinamiki vodnykh ekosistem (na primere zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya)* (Ostracods as Indicators of Conditions and Dynamics of Water Ecosystems (on the Example of Peter the Great Bay, Sea of Japan)), Vladivostok: Dalnauka, 2014.

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, A., Dauer, D., Diaz, R., Llanso, R.J., Muxika, I., Rodriguez, J.G., and Schaffner, L., Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices, *Ecological Indicators*, 2008, vol. 8, no. 4, pp. 395–403.

Borja, Á., Franco, J., and Perez, V., A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments, *Mar. Pollut. Bull.*, 2000, vol. 40, no. 12, pp. 1100–1114.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgard, F., Phillips, G., Rodriguez, G., and Rygg, B., An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive, *Mar. Pollut. Bull.*, 2007, vol. 55, no. 1–6, pp. 42–52.

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

Mee, L.D., Jefferson, R.L., Laffoley, D.d'A., and Elliott, M., How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive, *Mar. Pollut. Bull.*, 2008, vol. 56, no. 2, pp. 187–204. doi 10.1016/j.marpolbul.2007.09.038

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, *Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan)*, Vladivostok: Dalnauka, 2009, vol. 2, pp. 173–204.

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. doi 10.1016/j.marpolbul.2006.05.025

Ponti, M., Vadrucci, M.R., Orfanidis, S., and Pinna, M., Biotic indices for ecological status of transitional water ecosystems, *Transit. Waters Bull.*, 2009, vol. 3, no. 3, pp. 32–90. doi 10.1285/i1825229Xv3n3p32

Rygg, B., Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords, *Mar. Pollut. Bull.*, 1985, vol. 16, no. 12, pp. 469–474. doi 10.1016/0025-326X(85)90378-9

Simboura, N. and Reizopoulou, S., An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece), *Mar. Pollut. Bull.*, 2008, vol. 56, no. 1, pp. 116–126. doi 10.1016/j.marpolbul.2007.09.042

Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schröder, A., and Zettler, M.L., The use of benthic indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive, *Mar. Pollut. Bull.*, 2010, vol. 60, no. 12, pp. 2187–2196. doi 10.1016/j.marpolbul.2010.09.015

Van Loon, W.M.G.M., Boon, A.R., Gittenberger, A., Walvoort, D.J.J., Lavaleye, M., Duineveld, G.C.A., and Verschoor, A.J., Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters, *J. Sea Res.*, 2015, vol. 103, pp. 1–13. doi 10.1016/j.seares.2015.05.002

Warwick, R.M. and Clarke, K.R., New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 1995, vol. 129, pp. 301–305.

Washington, H.G., Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems, *Water Res.*, 1984, vol. 18, no. 6, pp. 653–694. doi 10.1016/0043-1354(84)90164-7

Verissimo, H., Neto, J.M., Teixeira, H., Franco, J.N., Fath, B.D., Marques, J.C., and Patricio, J., Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management, 2011, <https://www.researchgate.net/publication/236033738>. Cited October, 10, 2022.

2000/60/EC. *Water Framework Directive*, 2000. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060>. Cited January, 25, 2022.

2008/56/EC. *Marine Strategy Framework Directive*, 2008. <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0056>. Cited January, 25, 2022.

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/Otchety/otchet_4.6.2_2021_moschenko.pdf. Cited October 10, 2022.

Chatzidimitriou, K., *Fitting a sigmoid curve in R*, 2012. <https://kyrcha.info/2012/07/08/tutorials-fitting-a-sigmoid-function-in-r>. Cited October 10, 2022.

Otchet Nauchno-Issled. Rab. “Predlozheniya po ustanovleniyu granichnykh kriteriyev dlya otsenki klassov sostoyaniya morskoy sredy na baze odnogo ili kompleksa biologicheskikh parametrov s uchetom peredovogo mezhdunarodnogo opyta” (Res. Rep. “Proposals for establishing boundary criteria for assessing the state of the marine environment on the basis of one or a set of biological parameters, taking into account international best practices”), 2020. http://ferhri.ru/images/stories/FERHRI/NIR/Otchety/otchet_462_moschenko.pdf. Cited January, 25, 2022.

Поступила в редакцию 7.11.2022 г.

После доработки 21.11.2022 г.

Принята к публикации 21.11.2022 г.

The article was submitted 7.11.2022; approved after reviewing 21.11.2022; accepted for publication 21.11.2022