

Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации
Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
«ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫЙ РЕГИОНАЛЬНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ»
(ФГБУ «ДВНИГМИ»)

УДК 574.632 574.633

Рег. № НИОКТР 122041300033-7

Рег. № ИКРБС

Инв. №

УТВЕРЖДАЮ
Директор ФГБУ «ДВНИГМИ»
Сотников Е. А. Горшков
«15» *января* 2023 г.

ОТЧЕТ
О НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОЙ РАБОТЕ

ПРОВЕРКА ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ В ПРАКТИКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО
МОНИТОРИНГА ОБЩИХ ХАРАКТЕРИСТИКИ НАИБОЛЕЕ ПРЕДСТАВИТЕЛЬНЫХ
ТАКСОНОМИЧЕСКИХ ГРУПП МАКРОЗООБЕНТОСА
(промежуточный)
4.6.3

Руководитель работы
Ведущий научный сотрудник
отдела региональной океанографии
и гидрометеорологии,
доктор биол. наук:



А.В. Мощенко

Владивосток 2023

СПИСОК ИСПОЛНИТЕЛЕЙ

Руководитель работы,
вед. науч. сотр.,
д-р биол. наук



16.12.2023

подпись, дата

А.В. Мощенко
(введение, раздел 1–6,
заключение)

Исполнители темы:

Вед. науч. сотр.,
канд. биол. наук.



16.12.2023

подпись, дата

Т.А. Белан
(раздел 1)

Научный сотр.



16.12.2023

подпись, дата

Б.М. Борисов
(раздел 1)

Нормоконтроль



подпись, дата

С. А. Шабалин

РЕФЕРАТ

Отчет 76 с., 1 кн., 35 рис., 15 таб., 72 источн., 1 прил.: 1 таб.

МОНИТОРИНГ, ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО, ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МОРСКОЙ СРЕДЫ, ЗАГРЯЗНЕНИЕ, ЭВТРОФИКАЦИЯ, ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ, ТАКСОНОМИЧЕСКИЕ ГРУППЫ МАКРОЗООБЕНТОСА

Объектом исследования является макрозообентос залива Петра Великого.

Цель работы — проверить возможность применения в практике экологического мониторинга общих характеристики наиболее представительных таксономических групп макрозообентоса.

В процессе работы систематизированы и реструктурированы данные (261 станция, 1992–2019 гг.) по глубине отбора проб, гранулометрическому составу, содержанию ЗВ и $C_{орг}$ в осадках, характеристикам обилия (частота встречаемости, плотность поселения, биомасса) и экологическим индексам (видового богатства Маргалефа, разнообразия Шеннона-Винера, $AMBI$, $M-AMBI$ и TPF_{bio}) таксономических групп макрозообентоса.

На основе применения стандартных процедур нелинейного оценивания и еНОФ моделирования показано, что в настоящее время существует два приемлемых варианта применения в практике экологического мониторинга общих характеристики таксономических групп макрозообентоса. Во-первых, это определение координат пороговых точек ERL_q и ERM_q , которые ограничивают область прогрессивной деградации донного населения — почти линейного падения моделей изменения индексов видового богатства Маргалефа и разнообразия Шеннона-Винера вдоль градиента общего уровня химического загрязнения грунтов (TPF_{chem}), а также ERD_q — координаты точки, правее которой наступает полная деградация донного населения. Во-вторых, это использование усредненных внутригрупповых координат точек оптимумов встречаемости, плотности поселения и биомассы агломераций, выделенных в результате классификации таксономических групп по отношению к загрязнению. При интерпретации оба этих способа дают сходные результаты, которые почти идентичны таковым, получаемым при применении $ПДУ_{10}$, а также ERL_q и ERM_q , определяемым на основе обобщенной функции состояния сообществ донной фауны (различия соответствующих показателей лежат в пределах вычисления $TPF_{chem} - 0,2$ усл. ед.). Кроме того, они позволяют выполнять картирование водоемов, что удобно, например, для визуального восприятия экологического состояния морских акваторий, как в целом, так и их отдельных участков.

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
1 Материалы и методы.....	11
1.1 Используемые материалы, отбор и обработка проб	11
1.2 Анализ данных	11
1.3 Статистический анализ и алгоритм eNOF моделирования	15
2 Распределение таксономических групп макрозообентоса вдоль градиента загрязнения в заливе Петра Великого и построение индекса TPF_{gr}	22
3 Классификация таксономических групп макрозообентоса по отношению к уровню загрязнения и попытка улучшения TPF_{gr}	35
4 Групповые индексы $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$	43
5 Биотический полихето-амфиподный индекс $BOPA$	46
5.1 Интеркалибрация индекса $BOPA$	46
5.2 Эффективность индекса $BOPA$ при оценке уровня загрязнения и эвтрофикации.....	47
6 Групповые индексы видового богатства Маргалефа, разнообразия Шеннона-Винера и усредненные внутригрупповые координаты точек оптимумов.....	55
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	64
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	66
ПРИЛОЖЕНИЕ А	73

ВВЕДЕНИЕ

Высокий уровень контаминации многих прибрежных акваторий РФ, отсутствие выраженных тенденций к снижению содержания большинства загрязняющих веществ (ЗВ) и интенсивная экономическая эксплуатация этих районов обуславливает необходимость комплексного изучения морской среды. Ее мониторинг должен включать наблюдения как за факторами воздействия (загрязнениями), так и за состоянием элементов биосферы (откликами живых организмов на эти воздействия), за изменением их структурных и функциональных показателей [1, 2]. При этом контроль гидробиологических показателей является приоритетным, поскольку обеспечивает возможность прямой оценки состояния водных экосистем, испытывающих вредное влияние антропогенных факторов.

Одними из наиболее эффективных методов оценки качества водной среды являются наблюдения за уровнем загрязнения осадков и состоянием донных животных, в частности макрозообентоса. Такое исследование включает следующие этапы:

- 1) Изучение изменений состава (прежде всего, наличия или отсутствия видов-индикаторов), обилия и структуры донного населения вдоль градиента загрязнения [3–9]. Для характеристики его уровня желательно применять некие обобщенные количественные параметры, которые можно использовать в уравнениях регрессии или процедурах многомерного анализа [5, 10, 11].
- 2) Сопоставление с данными о реакциях животных при действии на них загрязненных осадков. Чаще всего применяют такие показатели, как *ERL* и *ERM* (effects range-low и range-medium), *TEL* и *PEL* (threshold и probable effects levels), *AET* (apparent effect threshold), T_{20} и T_{50} , LC_{50} (20 и 50-% toxicity, 50-% lethal concentration) и т.д. [12–14 и др.]. При сравнении результатов биологических наблюдений и химического анализа с такими пороговыми величинами необходимо учитывать, что, во-первых, очень часто данная процедура не обоснована – на исследуемой акватории отсутствуют животные, по которым эти цифры были определены. Во-вторых, не учитывается суммация, ослабление или усиление эффектов отдельных веществ. Усиление таких эффектов называется синергизмом — комбинированным воздействием двух или более факторов (обычно химических), которое характеризуется тем, что их совместное биологическое действие значительно превышает эффект каждого компонента и их суммы, что характерно для природных условий [15].
- 3) Использование интегральных индексов, которые характеризуют экологическое состояние донного населения в целом и вычисляются по различным биологическим характеристикам [4, 10, 16–29 и мн. др.].

В практике мониторинга окружающей среды за рубежом наметилась тенденция к разработке показателей, снижающих стоимость и время, необходимое для получения результатов оценки ее состояния. При определении большинства гидробиологических показателей основные временные затраты приходятся на таксономический анализ – определение найденных животных до как можно более низкого, желательно видового, уровня, что занимает несколько недель, а то и месяцев.

Эффект от использования принципа таксономической достаточности был проверен на данных MABES2 (1830 проб и 739 видов из залива и эстуария Сены) [30]. Снижение уровня идентификации с видового уровня до уровня рода или семейства уменьшает количество таксонов на 37 и 65 % соответственно, а также сокращает время, проводимое в лаборатории (рисунок 1). Между значениями индекса Шеннона-Винера H' , рассчитанными на видовом и родовом уровнях наблюдается очень высокий уровень корреляции, а затем сила связи медленно снижается от рода к отряду (рисунок 1). Такая же закономерность наблюдается и у других индексов. Например, коэффициент корреляции Пирсона (r) между значениями $AMBI$, рассчитанными на видовом уровне, и таковыми, вычисленными на уровне рода, составляет 0,992; r на уровне вида и семейства уменьшается до 0,754, между видом и надсемейством – до 0,341 и между видом и отрядом – до 0,298.

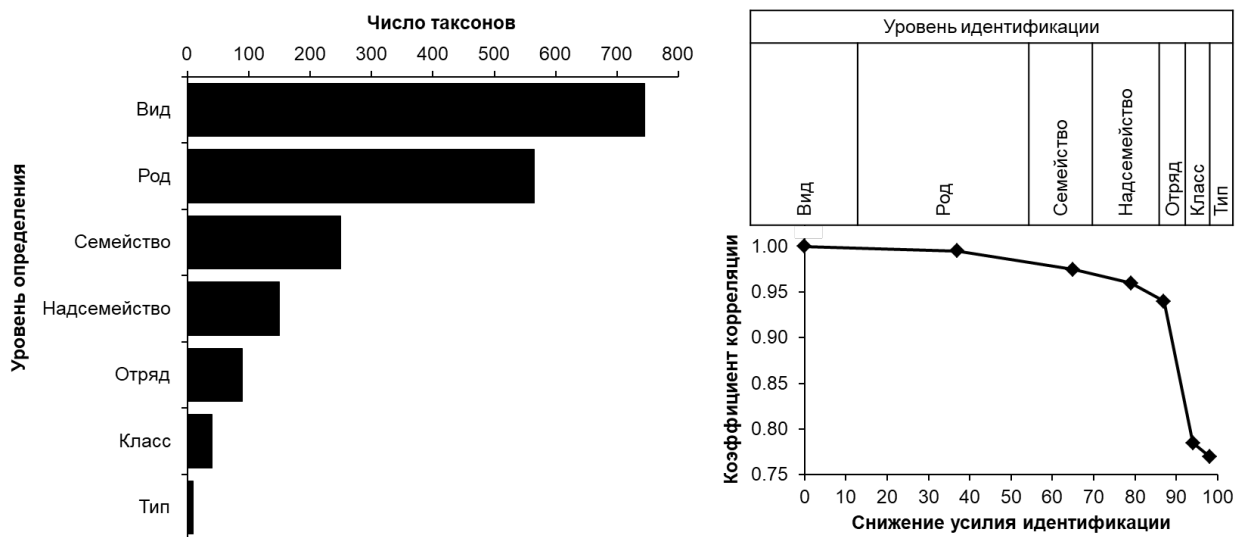


Рисунок 1 – Сокращение числа определяемых таксонов с видового уровня до уровня типа и соответствующее уменьшение усилия идентификации, по [30]

В экологических и гидробиологических исследованиях традиционно применяется деление на так называемые таксономические группы. Для моллюсков и иглокожих (типы Mollusca и Echinodermata) – это классы – Bivalvia, Gastropoda, Echinoidea, Asteroidea, Holothurioidea, Ophiuroidea и так далее, для ракообразных (подтип Crustacea) – это отряды – Amphipoda, Decapoda, Isopoda, Cumacea, Cirripedia и другие. Подчеркнем, что на уровне

класс-отряд снижение таксономического усилия составит до 85–95 % (рисунок 1) и, следовательно, попытка построения биомониторинга на этом уровне, по крайней мере, оправдана, учитывая существенное снижение как временных, так и экономических затрат. Последнее включает, например, подготовку, количество и состав специалистов, необходимых для выполнения оценки качества морской среды на основе биологических данных.

Для характеристики общего уровня химического загрязнения донных отложений авторами был предложен индекс TPF_{chem} (Total Pollutant Factor), представляющий собой среднюю величину суммы ранжированных концентраций углеводородов, фенолов, свинца, меди и ДДТ (*ln*-масштаб, 5 рангов) [4, 16, 17]. Эти элементы и соединения относятся к приоритетным ЗВ, а их набор для залива Петра Великого определяется методами факторного анализа [подробно см. 31]. Распределение видов макрозообентоса вдоль градиента TPF_{chem} было изучено при помощи еNOF моделей, что позволило создать классификацию животных по отношению к загрязнению. На ее основе, был разработан индекс TPF_{bio} , вычисляемый как усреднённая координата оптимумов встречаемости и плотности поселения видов-индикаторов вдоль градиента TPF_{chem} на основе среднегрупповых величин этих параметров (группы, выделенные в результате классификации) [32, 33].

За рубежом для диагностики состояния морской (и эстуарной) среды применяются интегральные биотические индексы – *AMBI*, *M-AMBI*, *BENTIX*, *IBI*, *EBI*, *B-IBI*, *BEQI* и другие [18, 21, 24, 27, 29, 34–40]. Использование большинства из них регламентировано общими правилами Евросоюза, которые касаются экологического качества различных водоемов, и сформулированы в Рамочной Директиве по водным ресурсам и Рамочной Директиве ЕС о морской стратегии (соответственно Water Framework Directive – WFD, Marine Strategy Framework Directive – MSFD) [41, 42, 43, 44]. Указанные параметры, образно говоря, являются одними из основных «инструментов», при помощи которых в ЕС определяется состояние морской среды и донного населения. Для применения этих индексов на некой «новой» акватории необходима их адаптация, что связано с видовым своеобразием донной фауны любого района Мирового Океана; ранее такая адаптация для акватории залива Петра Великого произведена для индексов *AMBI* и *M-AMBI* [45, 46].

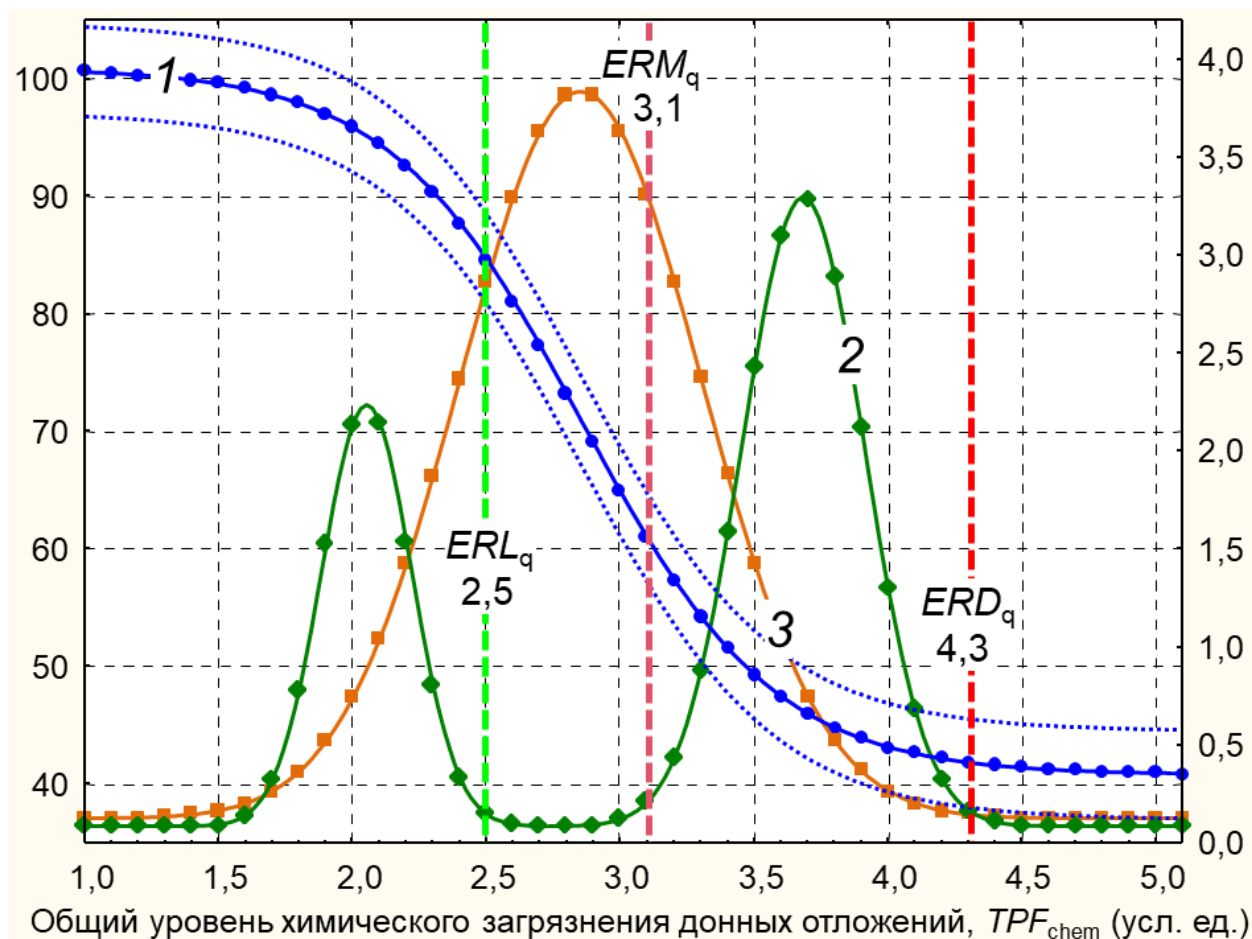
Первый из них определяется по сумме удельных плотностей пяти групп видов, по-разному относящихся к содержанию органического углерода в донных отложениях ($C_{орг}$), второй – на основе процедуры факторного анализа с использованием индексов *AMBI*, видового богатства Маргалефа и разнообразия Шеннона-Винера (R и H') [18, 24, 35]. Для их вычисления существует программное обеспечение, свободно распространяемое в

интернете [47]. Индекс *AMBI*, по мнению авторов, в наибольшей степени приспособлен для описания степени нарушения среды обитания макрозообентоса вследствие загрязнения, *M-AMBI* – для характеристики его экологического состояния [24, 47]. В целом, индекс *M-AMBI* эквивалентен *BEQI*, который вычисляется усреднением *AMBI*, *R* и *H'*, нормализованных по отношению к их референтным для данной акватории величинам (коэффициент детерминации $r^2 \sim 0,999$), что дает возможность для его упрощенного вычисления и облегчения интерпретации [48].

Перечисленные выше биотические показатели требуют для своего вычисления детальной видовой идентификации. Однако существуют индексы, для определения которых такая идентификация не нужна. К таким показателям относится биотический полихето-амфиподный индекс *BOPA*, который рассчитывается как десятичный логарифм отношения нормализованной по плотности частоты встречаемости видов-оппортунистов многощетинковых червей к таковой всех разноногих раков (см. раздел 1.2) [30]. В заливе Петра Великого оппортунистические виды полихет, как по отношению к эвтрофикации (оппортунисты I и II порядков), так и химическому загрязнению донных отложений (толерантные и экстремально толерантные виды), выделены при помощи *eNOF* моделирования и последующей классификации с применением алгоритма, основанного на теории нечетких множеств [32, 33].

Наконец, авторами был разработан метод оценки степени антропогенного нарушения бентоса, который основан на зависимости изменений индекса Шеннона-Винера для двустворчатых моллюсков (H_b') от TPF_{chem} [4, 10]. Показатели этих нарушений — координаты точек ERL_q и ERM_q ($TPF_{chem} = 2,8$ и $3,2$), которые ограничивают область прогрессивной деградации — почти линейного падения модели, описывающей изменения H_b' вдоль градиента TPF_{chem} . Кроме индекса Шеннона-Винера, были исследованы вариации плотности поселения, биомассы, индексов видового богатства Маргалефа и выравнинности Пиелу, а кроме бивалвий, — еще и полихеты — на момент исследования только у этих двух групп имелись репрезентативные выборки. Модели изменения характеристик обилия многощетинковых червей и двустворчатых моллюсков имели куполообразную форму, что делало их непригодными для дальнейших построений. Снижение экологических индексов у полихет было близко к экспоненциальному, что также неприемлемо, и лишь у двустворок оно описывалось выраженными логистическими функциями, а максимальные коэффициенты детерминации продемонстрировали индексы Маргалефа и Шеннона-Винера, которые, очевидно, и следует использовать для калибровки — определения координат ERL_q , ERM_q и ERD_q . Последняя точка — координата выхода кривой модели индекса H_b' на плато после своего падения (второй минимум кривизны). Усовершенствованный метод такой

калибровки с использованием функций кривизны модельной кривой, описывающей изменения того или иного индекса, и ее приращений представлен на рисунке 2. Следует подчеркнуть, что однажды откалибровав TPF_{chem} (имея, естественно, репрезентативные выборки R и H'), в дальнейшем можно вообще отказаться от таксономических процедур и, если необходимо, использовать биологические данные только для детализации картины состояния макрозообентоса и степени его повреждения.



Штриховые линии показывают положение величин ERL_q , ERM_q и ERD_q , цифры – координаты ERL_q , ERM_q и ERD_q в единицах TPF_{chem} , 1, 2 и 3 – обобщенная функция состояния макрозообентоса, ее кривизна и приращение (соответственно основная, первая и вторая дополнительные оси ординат)

Рисунок 2 – Шкала для определения пороговых величин ERL_q , ERM_q и ERD_q по [31], модифицировано

Таким образом, представляется, что возможны четыре основных варианта применения в практике экологического мониторинга общих характеристик таксономических групп макрозообентоса:

- 1) По аналогии с индексом TPF_{bio} и, основываясь на принципах и методике его построения, разработать индекс TPF_{gr} , используя параметры моделей распределения таксономических групп вдоль градиента TPF_{chem} ;

- 2) Применять индексы $AMBI$ и $M-AMBI$, вычисляемые по плотности поселения таксономических групп, основываясь на их классификации по отношению к общему уровню загрязнения (TPF_{chem});
- 3) Пойти на компромисс и использовать методы, которые предполагают определение до видового уровня лишь небольшого числа таксономических групп, или даже одной; к таким показателям относится биотический полихето-амфиподный индекс $BOPA$;
- 4) Откалибровать параметр, описывающий общий уровень загрязнения, по моделям изменения показателей видового богатства и разнообразия (индексы Маргалефа и Шеннона-Винера) с определением координат точек, ограничивающих линейное или почти линейное (наиболее быстрое) падение этих индексов.

Цель работы — проверить возможность применения в практике экологического мониторинга общие характеристики наиболее представительных таксономических групп макрозообентоса. Для ее достижения необходимо решить четыре основные задачи:

- 1) Систематизировать и реструктуризировать данные по уровню загрязнения, содержанию органического углерода, гранулометрическому составу, частоте встречаемости, характеристикам обилия (плотность поселения, биомасса) и экологическим индексам (видового богатства Маргалефа, разнообразия Шеннона-Винера, $AMBI$, $M-AMBI$ и TPF_{bio}) таксономических групп макрозообентоса за период с 1992 г.
- 2) Исследовать распределение характеристик обилия таксономических групп вдоль градиента TPF_{chem} при помощи eNOF моделирования, разработать индекс TPF_{gr} , основываясь на методике построения TPF_{bio} , и оценить его индикаторные возможности;
- 3) Вычислить групповые индексы $AMBI_{gr}$, $M-AMBI_{gr}$ и биотический полихето-амфиподный индекс $BOPA$ и сопоставить величины этих показателей с таковыми параметров, хорошо зарекомендовавших себя при исследовании уровня загрязнения биотопов макрозообентоса, состояния и степени повреждения донного населения ($AMBI$, $M-AMBI$, TPF_{chem} и TPF_{bio});
- 4) Откалибровать индекс TPF_{chem} для определения порогов ERL_q , ERM_q и ERD_q по моделям изменения индексов видового богатства Маргалефа и разнообразия Шеннона-Винера у наиболее представительных таксономических групп и оценить возможность их применения в практике биомониторинга таким способом.

1 Материалы и методы

1.1 Используемые материалы, отбор и обработка проб

Материалом для анализа послужили результаты съемок ФГБУ «ДВНИГМИ» и ННЦМБ «ИБМ ДВО РАН» (1992–2019 гг.) в заливе Петра Великого. Это акватория к северу от устья реки Туманной*, заливы Посыета, Стрелок, Амурский и Уссурийский, пролив Босфор Восточный, бухты Рифовая, Золотой Рог, Патрокл, Улисс и Диомид (всего 261 станция) (рисунок 1.1, 1.2). Пробы грунта отбирали дночерпателем Ван-Вина (0,11 м², 1–4 пробы); на каждой станции часть верхнего слоя осадков (2–3 см) одной из проб замораживали для последующего измерения концентраций ЗВ. Для биологического анализа грунт промывали на сите с ячейей 1 мм и фиксировали макробентос 4 % буферным раствором формальдегида.

Концентрации металлов (Cu и Pb), углеводов, фенолов и хлорорганических пестицидов – сумму ДДТ и его метаболитов ДДД и ДДЭ – в донных отложениях измеряли в лаборатории мониторинга загрязнения морских вод ФГБУ «Приморское УГМС» по стандартным методикам Росгидромета [49]. Содержание $C_{\text{орг}}$ анализировали методом окисления смесью $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 - \text{H}_2\text{SO}_4$ с колориметрическим окончанием в ННЦМБ «ИБМ ДВО РАН» [50, 51]. Гранулометрический состав определяли комбинацией ситового метода и метода А-22 в ФГБУН «ТОИ ДВО РАН» [52, 53]. Таксономическая принадлежность макрозообентоса установлена сотрудниками ФГБУ «ДВНИГМИ» и ННЦМБ «ИБМ ДВО РАН». Животных, определенных до вида или более высокого таксономического ранга, подсчитывали и взвешивали с точностью до 0,01 г после обсушивания на фильтровальной бумаге. С целью определения плотности поселения и биомассы (соответственно А и В, экз./м² и г/м²) полученные данные пересчитывали на 1 м² площади дна.

1.2 Анализ данных

Общий уровень загрязнения характеризовали индексом:

$$TPF_{\text{chem}} = (\text{УВ} + \text{ФЕ} + \text{Pb} + \text{Cu} + \Sigma \text{ДДТ})/5 \quad (1.1)$$

где УВ, ФЕ, Pb, Cu и $\Sigma \text{ДДТ}$ – 5-ранговые оценки (*ln*-масштаб) содержания углеводов, фенолов, свинца, меди, суммы ДДТ и его метаболитов [4, 16, 17].

*Далее – притуманганская акватория: Туманган – корейское название реки Туманной.

Вычисление TPF_{chem} производили при помощи программ TpfCalc, разработанный одним из авторов в среде STATISTICA.

Кроме частоты встречаемости, плотности поселения и биомассы (далее – F_q , A и B), в Отчете использован упрощённый индекс видового богатства Маргалефа (число видов на станции или в пробе, R) и индекс видового разнообразия Шеннона-Винера (H'). Этот показатель подсчитывали по формуле:

$$H' = -\sum(p_i \times (\log_2 p_i)) \quad (1.2)$$

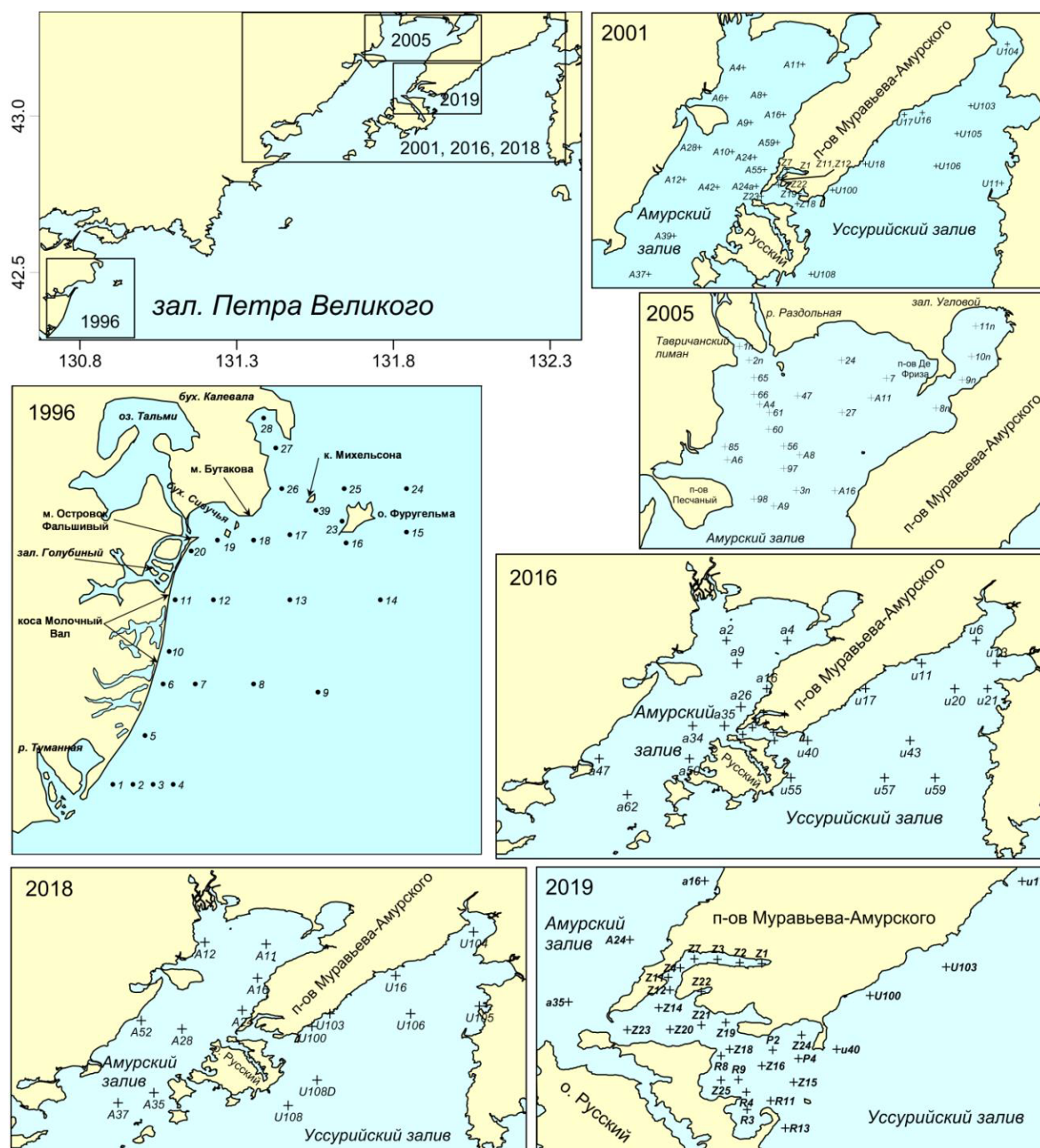


Рисунок 1.1 – Районы работ на акватории зал. Петра Великого в разные годы

указанным группам, опубликован авторами ранее [45, 46]. Второй индекс, *M-AMBI* или *Multivariate AMBI*, вычисляется на основе процедуры факторного анализа с использованием индексов *AMBI*, *R* и *H'*.

Для сравнения использовали индекс TPF_{bio} , разработанный авторами в процессе выполнения НИР в 2021 г., который «настроен» на определение степени химического загрязнения донных отложений [32, 54]:

$$TPF_{bio} = (\sum(Opt_i))/R \quad (1.4)$$

где Opt_i – усредненная координата оптимума по TPF_{chem} для групповой встречаемости и плотности каждого таксона.

Кроме того, в работе использован биотический полихето-амфиподный индекс *BOPA*, вычисляемый на основе плотности амфипод и оппортунистических видов полихет по формуле [30]:

$$BOPA = \log_{10}((fp/(fa + 1) + 1) \quad (1.5)$$

где fp – частота встречаемости оппортунистических полихет, т.е. отношение числа оппортунистических полихет к общему числу особей в выборке;

fa – частота встречаемости амфипод, т.е. отношение числа амфипод к общему числу особей в выборке.

Два члена «+1» в уравнении необходимы для выполнения операции деления и логарифмического преобразования, если fp или fa равны нулю.

Для определения критических уровней состояния макрозообентоса (пороговых величин ERL_q , ERM_q и ERD_q) использовали кривизну модельных кривых, которую вычисляли по формуле:

$$K = y''(x)/(1 + y'^2)^{3/2} \quad (1.6)$$

где y' и y'' – первая и вторая производные уравнений регрессии.

Максимум K соответствует точке перегиба функции, а начало ее увеличения после достижения минимума – замедлению роста параметра и началу выхода кривой на плато. Вычисление кривизны производили при помощи программы *CurvLog*, разработанной одним из авторов для логистических моделей в среде *STATISTICA*.

1.3 Алгоритм eNOF моделирования и статистический анализ

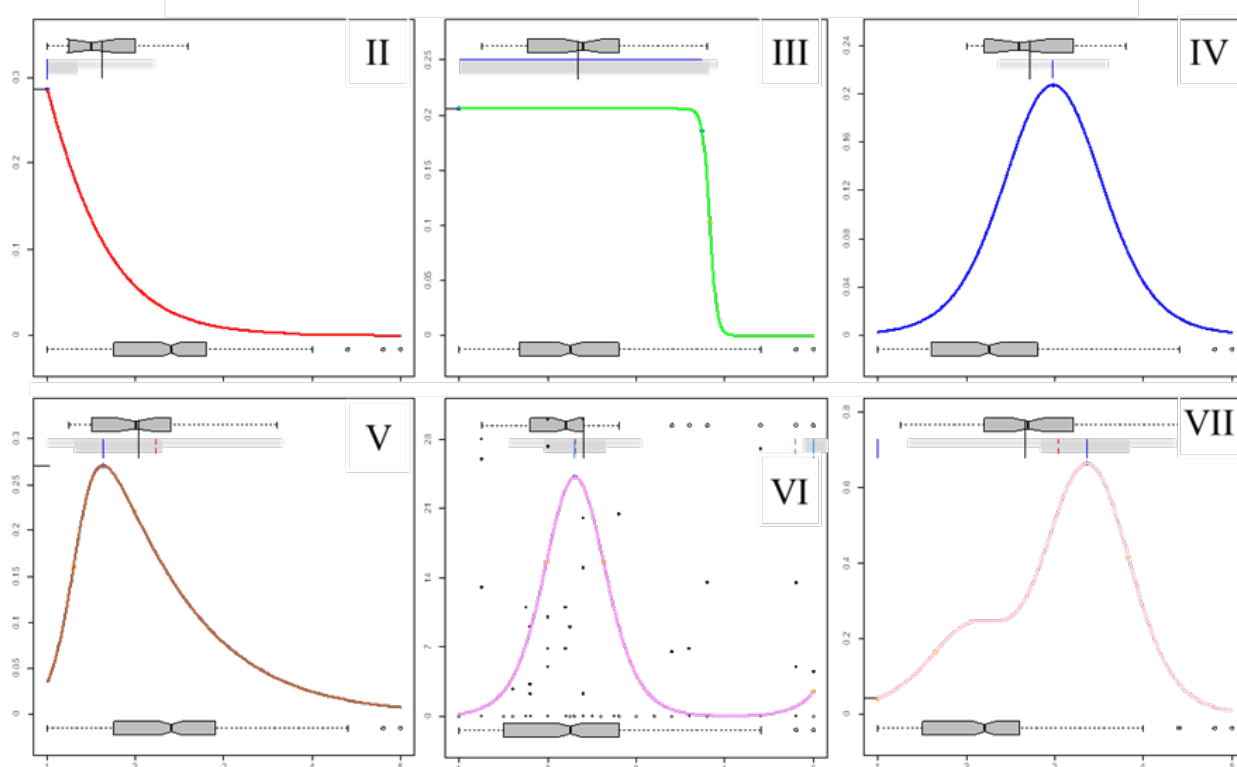
Для описания распределения таксономических групп вдоль градиента загрязнения использовали иерархические модели логистической регрессии Хаусмана-Олфа-Фреско (NOF), реализованные в модуле eNOF статистической среды R [55, 56, 57, 58]. Считается, что в настоящее время эти модели позволяют наиболее гибко учитывать всю совокупность априорных исходных ограничений и теоретических предположений, традиционно связываемых с характером кривых отклика (далее КО), и, вероятно, предоставляют наилучший результат с экологической точки зрения [59]. Основное отличие этого подхода от других моделей – обобщенных линейных и аддитивных, сверхниши и т. п. – состоит в наличии в уравнениях максимально возможной величины обилия – параметра M (таблица 1.1).

Всего существует семь типов моделей возрастающей сложности (таблица 1.1, рисунок 1.3). Модель первого типа (I) представляет собой «плоский ответ», означающий отсутствие значимого тренда в обилии вида вдоль градиента фактора среды. В принципе, эта модель может служить нулевой гипотезой и гарантировать, что только виды с отчетливым откликом будут описываться одним из остальных типов моделей. Модель второго типа (II) представляет собой монотонный сигмоид с вершиной на одном из концов градиента, кривая отклика третьего типа (III) также является монотонным сигмоидом, но имеет плато ниже максимального верхнего значения обилия. Кривая четвертого типа (IV) – характеризует классическую форму видового отклика – одновершинную симметричную модель, V – унимодальную ассиметричную модель, а модели VI и VII типов имеют по два оптимума, причем у шестой они одинаковы.

Таблица 1.1 – Формулы моделей Хаусмана-Олфа-Фреско и число коэффициентов

Модель	Формула	Число коэффициентов
I	$\frac{M}{1 + e^a}$	1
II	$\frac{M}{1 + e^{a+b-x}}$	2
III	$\frac{M}{(1 + e^{a+b \times x}) \times (1 + e^c)}$	3
IV	$\frac{M}{(1 + e^{a+b-x}) \times (1 + e^{c-b-x})}$	3
V	$\frac{M}{(1 + e^{a+b \times x}) \times (1 + e^{c-d \times x})}$	4
VI	$\frac{M}{(1 + e^{a+b \times x}) \times (1 + e^{c-b \times x})} + \frac{M}{(1 + e^{a+b \times (x-d)}) \times (1 + e^{c-b \times (x-d)})}$	4
VII	$\frac{M}{(1 + e^{a+b \times x}) \times (1 + e^{c-b \times x})} + \frac{M}{(1 + e^{a+b \times (x-d)}) \times (1 + e^{c-f \times (x-d)})}$	5

Выбор модели, описывающей распределение вида вдоль градиента фактора среды в наилучшей степени, производится на основе оценок стандартных отклонений и информационных критериев Акаике и Байеса (AIC и BIC, по желанию). Кроме самих кривых откликов, получаемые графики содержат и дополнительную информацию о диапазоне встречаемости вида и самой выборке (ширина внешней и центральной ниш, положение оптимума и субоптимумов, нижние и верхние квартили, 90 % перцентили, а также выбросы). Характеристики встречаемости вида обычно располагаются в верхней части диаграммы, а самой выборки – в нижней (рисунок 1.3). К сожалению, у этих моделей есть один существенный недостаток – в выборке у группы должно присутствовать как минимум 10 ненулевых значений. Поэтому, для таксонов, найденных на 5–9 станциях, в выборку с помощью генератора случайных чисел внутри диапазона встречаемости были добавлены значения 0,1 % (для частоты встречаемости – 1).



Ось абсцисс – фактор, ось ординат – характеристика обилия; дополнительная информация в тексте

Рисунок 1.3 – Возможные модели распределения таксонов вдоль градиента фактора среды, получаемые в модуле eNOF (II–VII, модель I типа – прямая горизонтальная линия – не показана)

Расчеты выполняли при помощи следующего алгоритма (на компьютере должна быть установлена среда R и ее необходимые модули [60]).

1. Открываем модули (в последних версиях R файлы Excel легко открываются при помощи интерфейса Rcmdr):


```
library(xlsx) (1.7)
```

```
library(eHOF) (1.8)
```

2. Импортируем данные:

```
workbook <- "d:/Название папки/.../Название файла.xlsx" (1.9)
```

```
A <- read.xlsx(workbook, n, row.names="xxx") (1.10)
```

где A – количественная характеристика таксона, n – номер листа книги Excel, row.names – столбец листа Excel, который содержит коды станций*.

3. Затем можно проверить то, что получилось:

```
fix(A) (1.11)
```

4. «Прикрепляем» наши данные:

```
attach(A) (1.12)
```

5. Просто смотрим на них и выбираем начальную величину параметра M:

```
plot(A$TPF, название вида) (1.13)
```

пример показан на рисунке 1.4.

6. Выбираем одну или несколько групп:

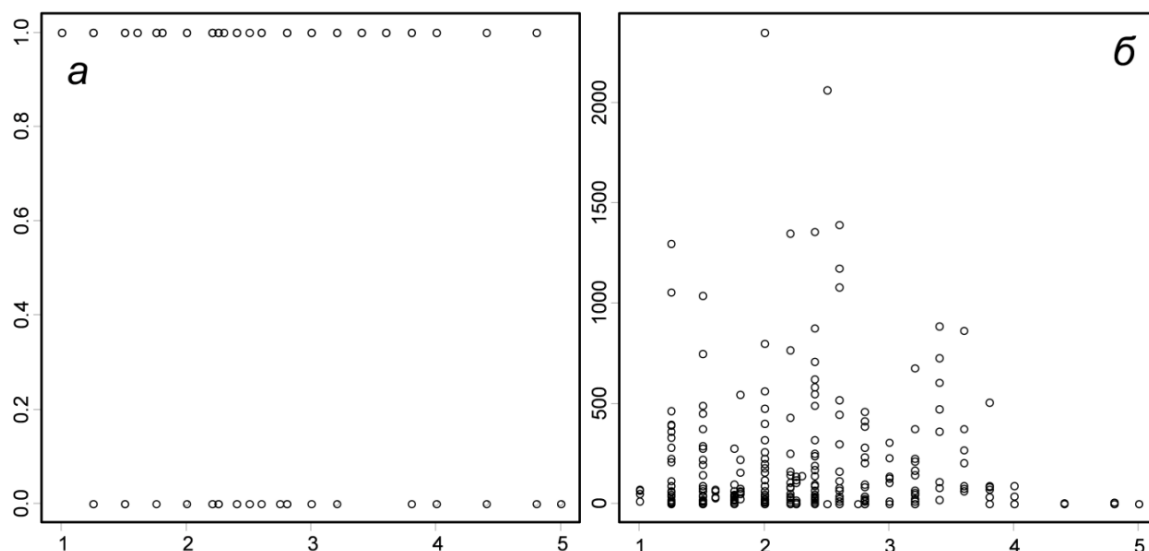
```
sel <- c('название группы') (1.14)
```

```
sel <- c('название группы 1', ... 'название группы n') (1.15)
```

7. Выполняем моделирование:

```
mods <- HOF(A[match(sel, names(A))], A$TPF, M=max,  
            family=gaussian, bootstrap=NULL) (1.16)
```

*Чтобы команда (1.9) сработала, на компьютере должна быть установлена программа Java. Если название какой-либо папки или файла написано кириллицей, следует переключить клавиатуру на кириллицу.



Оси абсцисс и ординат – соответственно общий уровень загрязнения (TPF_{chem} , усл. ед.), встречаемость и плотность поселения (экз./м²). Для встречаемости параметр M равен единице, для плотности, в данном случае, – 2800

Рисунок 1.4 – Пример выполнения команды (1.13) для частоты встречаемости и плотности

```
mods <- HOF(A[match(sel, names(A))], A$TPF, M=1,
            family=binomial, bootstrap=NULL)      (1.17)
```

где M – ваше максимальное значение, family может быть binomial, poisson, gaussian, в зависимости от данных (соответственно дискретные двоичные, целые и непрерывные). Кроме того, для достижения «одновершинности» кривых отклика M можно увеличить, подбирая его величину экспериментально.

8. Выводим результаты выбора наилучшей модели (по AIC; рисунок 1.5):

```
mods      (1.18)
```

9. Строим кривые отклика, сначала для наилучшей по AIC модели, затем, если потребуется, все возможные:

```
plot(mods, para=TRUE, onlybest=TRUE,
      lwd=3, yl=c(0,0.75))      (1.19)
```

```
plot(mods, para=TRUE, onlybest=FALSE,
      lwd=3, yl=c(0,0.75))      (1.20)
```

где lwd – толщина кривой отклика, yl – диапазон изменения оси ординат (по умолчанию – $c(0, 1)$). Естественно, здесь можно «настроить» рисунок с большей детализацией (см. [60]).

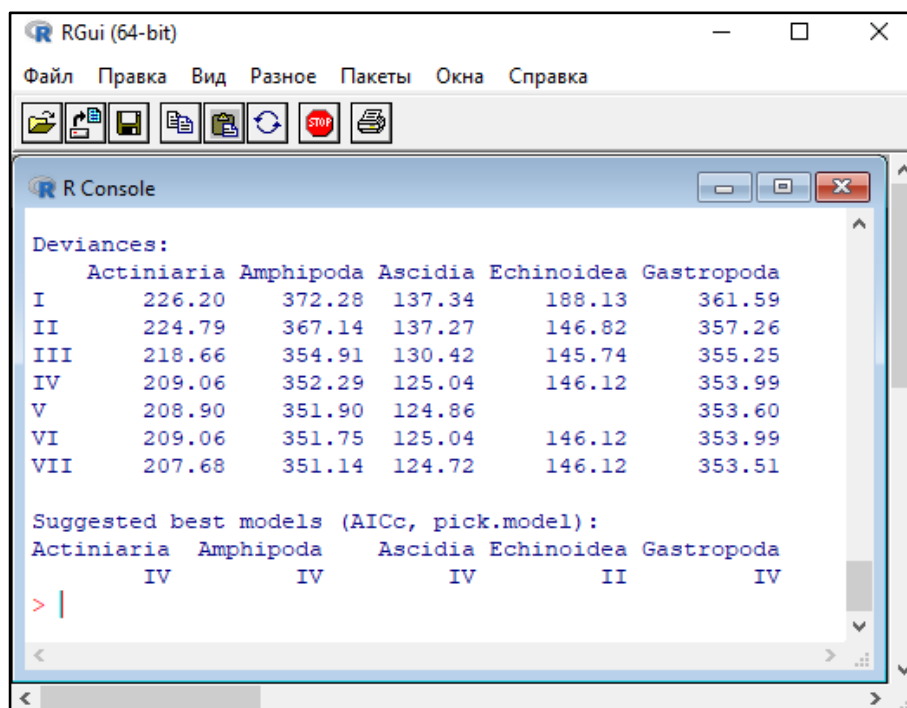


Рисунок 1.5 – Пример выполнения команды (1.18) для пяти групп макрозообентоса

10. Формируем таблицу с параметрами модели:

```
ddd <- Para(mods); ddd
```

(1.21)

```
df1 <- data.frame(matrix(unlist(ddd), nrow=length(ddd),  
byrow=T)); df1
```

(1.22)

```
write.table(df1,"d:/Папка/Файл.txt", sep="\t", col.names=TRUE,  
row.names=TRUE, quote=TRUE, na="NA")
```

(1.23)

Выводимый файл может быть в формате Excel, но можно его и не создавать, а поместить полученные параметры модели в буфер обмена (подробнее см. [60]). Предварительно, имеется возможность просмотреть и даже отредактировать эти параметры; последнее в формате R-статистики является весьма трудоемким процессом (рисунок 1.6):

```
fix(ddd)
```

(1.24)

```
editDataset(df1)
```

(1.25)

Для классификации таксономических групп по отношению к уровню загрязнения применяли процедуру, основанную на теории нечетких множеств (метрика — евклидово расстояние) [61]. Этот метод использует коэффициент разделения Данна и предполагает, что каждый объект принадлежит к нескольким кластерам сразу, но «притягивается» к ним с

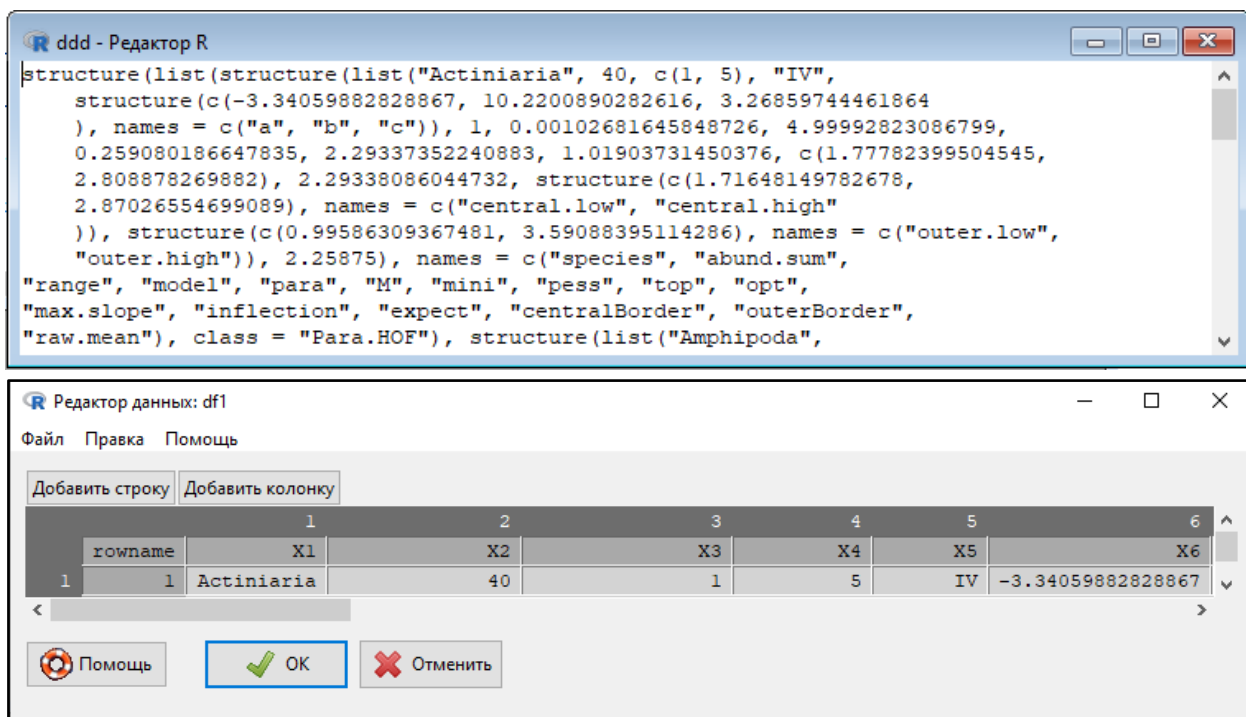


Рисунок 1.6 – Пример выполнения команд (1.22) и (1.23): X1–X7 на нижнем рисунке – названия параметров модели, приведенные на верхнем

разной силой [59]. Предварительно, для определения приблизительного количества групп, использовали различные варианты кластерного анализа — методы Варда, одиночной и полной связи, метрики — эвклидово расстояние и его квадрат, манхэттенское расстояние, коэффициент корреляции [62]. Статистическую значимость разбиения на группы оценивали на основе пермутационного теста ANOSIM с вычислением общей статистики R (нулевая гипотеза H_0 – агломерация отсутствует) [63].

Кроме того, в работе использован линейный регрессионный анализ и нелинейное оценивание, с вычислением коэффициента корреляции (r), параметров регрессии (b_i) и их статистической оценкой (ANOVA и проверка нулевой гипотезы $H_0: r=0$ – влияние фактора «модель» отсутствует, $b_i=0$) [64]. Нелинейное оценивание производили последовательным применением (по необходимости, если предыдущий вариант не давал решения) алгоритмов Квази-Ньютона, Симплекс, Хука-Дживза или Розенброка (предварительное вычисление коэффициентов модели), Гаусса-Ньютона или Левенберга-Марквардта (статистическая оценка коэффициентов и ANOVA) и на последнем этапе – при помощи процедуры рандомизации сигмоидальной функции (подробно – см. [65]). При сравнении моделей использован непараметрический аналог t -критерия для зависимых выборок – тест Вилкоксона (проверяется нулевая гипотеза H_0 – распределения величин неких характеристик идентичны). Детальное описание тонкостей нелинейного оценивания и результатов, получаемых при помощи разных алгоритмов, выполнено авторами в Отчете по теме 4.6.2 текущего года [31, раздел 4].

Для проверки данных на соответствие нормальному распределению и равенство внутригрупповых дисперсий (гомоскедастичность) применяли тесты Шапиро-Уилка, Ливина и Брюша-Пэгэна (нулевые гипотезы H_0 – распределение соответствует нормальному, данные и остатки гомоскедастичны), а для трансформации результатов наблюдений – алгоритм Бокса-Кокса реализованный в пакете AID среды R [66, 67]. Поскольку преобразование индекса $BOPA$ оказалось успешным (в отличие от такового в классификационных построениях), оценка его эффективности для экологического мониторинга (ANCOVA) была выполнена при помощи общих линейных моделей, в основе которых лежит метод наименьших квадратов (далее – МНК) [60, 67]. При определении наилучшей модели ANCOVA применяли процедуру ступенчатого выбора; в качестве ковариат использовали TPF_{chem} и содержание C_{org} , в качестве факторов – глубину и тип грунта (таблица 1.2). Как было показано ранее [68] правая часть итоговой модели должна состоять из полинома третьей степени ковариаты, обеих категориальных переменных (по три градации), и не должна включать эффекты взаимодействия независимых параметров.

Таблица 1.2 – Градации факторов, использованные в ANCOVA

Параметр, ед. изм.	Обозначение	Диапазон		
		1	2	3
Содержание алевропелитов (частиц < 0,01 мм), %	$FSed$	$\leq 30,0$ (San)	30,1–70,0 (Mix)	> 70,0 (AP)
Глубина, м	$FDth2$	< 14,0	14,0 и более	
Глубина, м	$FDth3$	< 14,0 (Sha)	14,0–27,0 (Mid)	28,0 и более (Dee)

Примечание. В скобках – сокращенные названия диапазонов изменения факторов.

Подгонку и тестирование модели производили в четыре этапа на основе протокола разведочного анализа данных и базовых диагностических графиков, предназначенных для проверки основных допущений МНК-моделей – линейности, нормальности распределения и гомоскедастичности, наличия выбросов, точек высокой напряженности и влиятельных наблюдений [60, 69]. На первом этапе для каждого параметра выполняли вычисления на основе первичной модели, определяли точки «выбросов» и удаляли их из данных. Эту операцию повторяли до достижения приемлемого результата, но не более четырех раз, что обычно сокращает набор данных не более чем на 6–8 %; после каждого сокращения проверяли нормальность и гомоскедастичность остатков модели, не допуская падения величины общей объясненной дисперсии (TEV). Далее осуществляли итоговые вычисления для оценки модели и вклада независимых переменных в TEV .

2 Распределение таксономических групп макрозообентоса вдоль градиента загрязнения в заливе Петра Великого и построение индекса TPF_{gr}

В период работ (1992–2019 гг.) на исследованных акваториях залива Петра Великого было найдено 30 таксономических групп макрозообентоса; абсолютная встречаемость в пять раз и более наблюдалась у 22 из них (таблица 2.1). Для встречаемости, плотности поселения и биомассы этих животных были получены 65 кривых отклика (у Hydrozoa плотность поселения неопределима), модели первого типа не были обнаружены (у полихет кривая отклика встречаемости весьма близка к этому типу), а во всех случаях преобладали кривые отклика четвертого и пятого типа (рисунок 2.1). Это классические для экологии симметричные колоколообразные функции с одним оптимумом, двумя субоптимумами и пессимумами и унимодальные ассиметричные модели (обычно в левую сторону, за исключением таковых у форонид, полихет и приапулид) (рисунок 2.2–2.6).

У встречаемости чаще всего наблюдались кривые отклика четвертого типа, затем следовали модели третьего, далее, с равной частотой, – второго и пятого типов, и в одном случае – у офиур – седьмого, КО шестого типа отмечены не были. Для плотности по частоте появления первыми были кривые отклика пятого типа, вторыми – четвертого, затем – по убывающей – модели третьего, шестого–седьмого и второго типов. У моделей биомасс первенствовали КО четвертого и пятого типа, наблюдавшиеся с равной частотой, два раза были отмечены модели второго типа и по одному – третьего и шестого. Основные параметры и характеристики моделей приведены в таблицах 2.2–2.4.

Таблица 2.1 – Некоторые характеристики таксономических групп макрозообентоса и типы полученных eNOF моделей

Таксон	Абсолютная F_q	Тип модели		
		F_q	A	B
Actiniaria	41	IV	VI	V
Amphipoda	129	IV	III	III
Anthozoa	2	–	–	–
Ascidia	19	IV	V	IV
Asteroidea	47	II	V	IV
Bivalvia	240	III	V	V
Cirripedia	12	V	IV	V
Copepoda	1	–	–	–
Cumacea	79	IV	III	IV
Decapoda	88	IV	V	IV
Echinoidea	30	III	V	V
Echiurida	6	IV	IV	II
Gastropoda	168	IV	V	V
Hirudinea	2	–	–	–

Продолжение таблицы 2.1

Таксон	Абсолютная F_q	Тип модели		
		F_q	A	B
Holothuroidea	14	III	III	IV
Hydrozoa	7	IV	–	IV
Insecta	2	–	–	–
Isopoda	23	II	II	IV
Leptostraca	3	–	–	–
Mysida	10	II	IV	II
Nemertea	172	V	V	V
Ophiuroidea	152	VII	VI	VI
Pantopoda	3	–	–	–
Phoronida	41	V	V	V
Polychaeta	273	II	VII	V
Priapulida	27	V	VII	V
Sipuncula	30	III	V	IV
Solenogastres	14	III	IV	IV
Spongia	1	–	–	–
Stomatopoda	3	–	–	–

Примечание. F_q – абсолютная встречаемость.

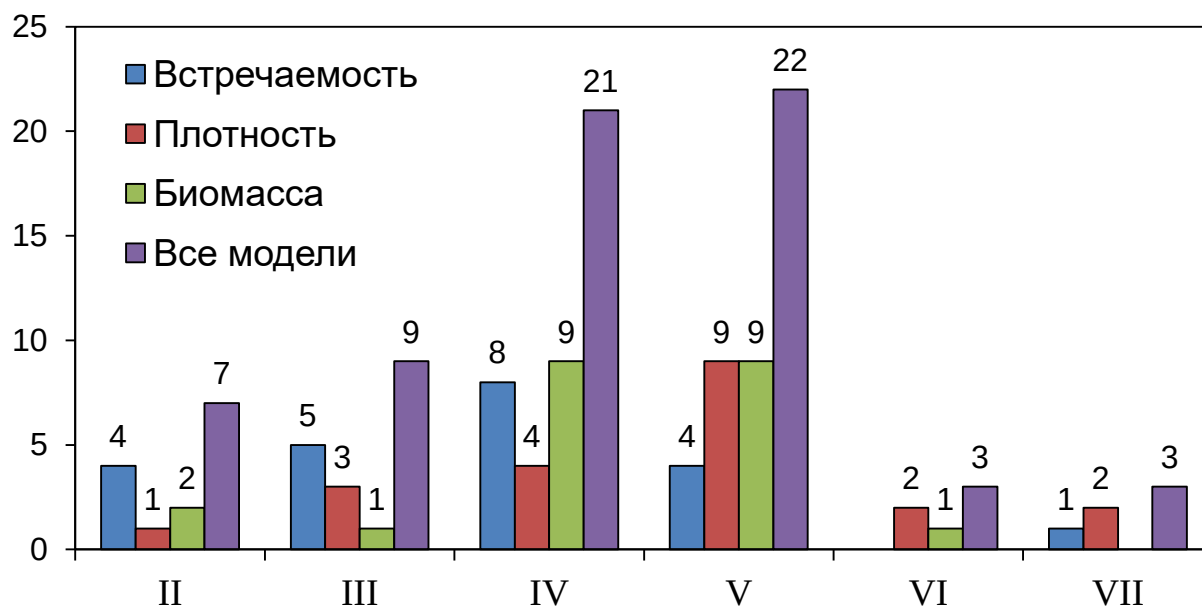
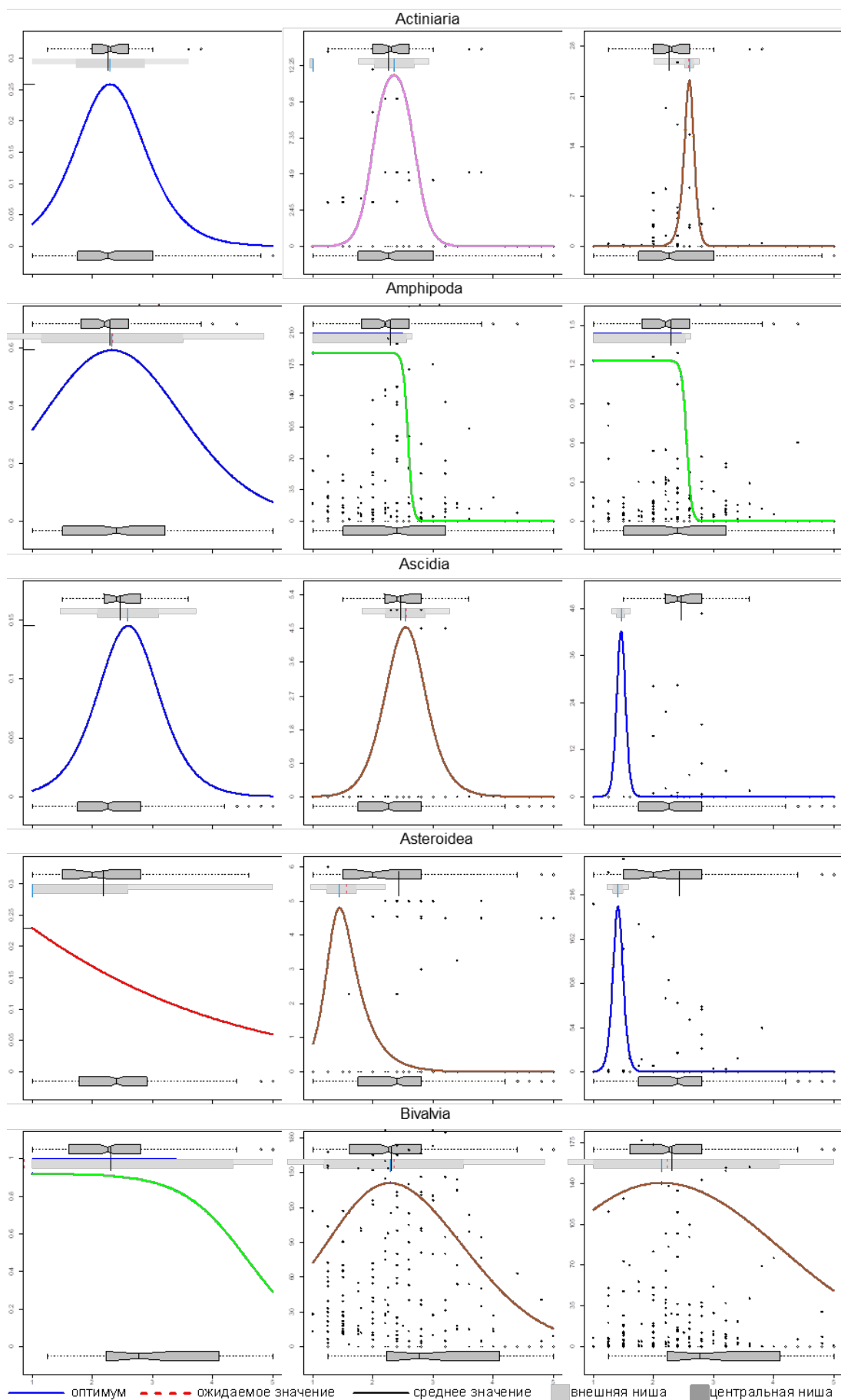
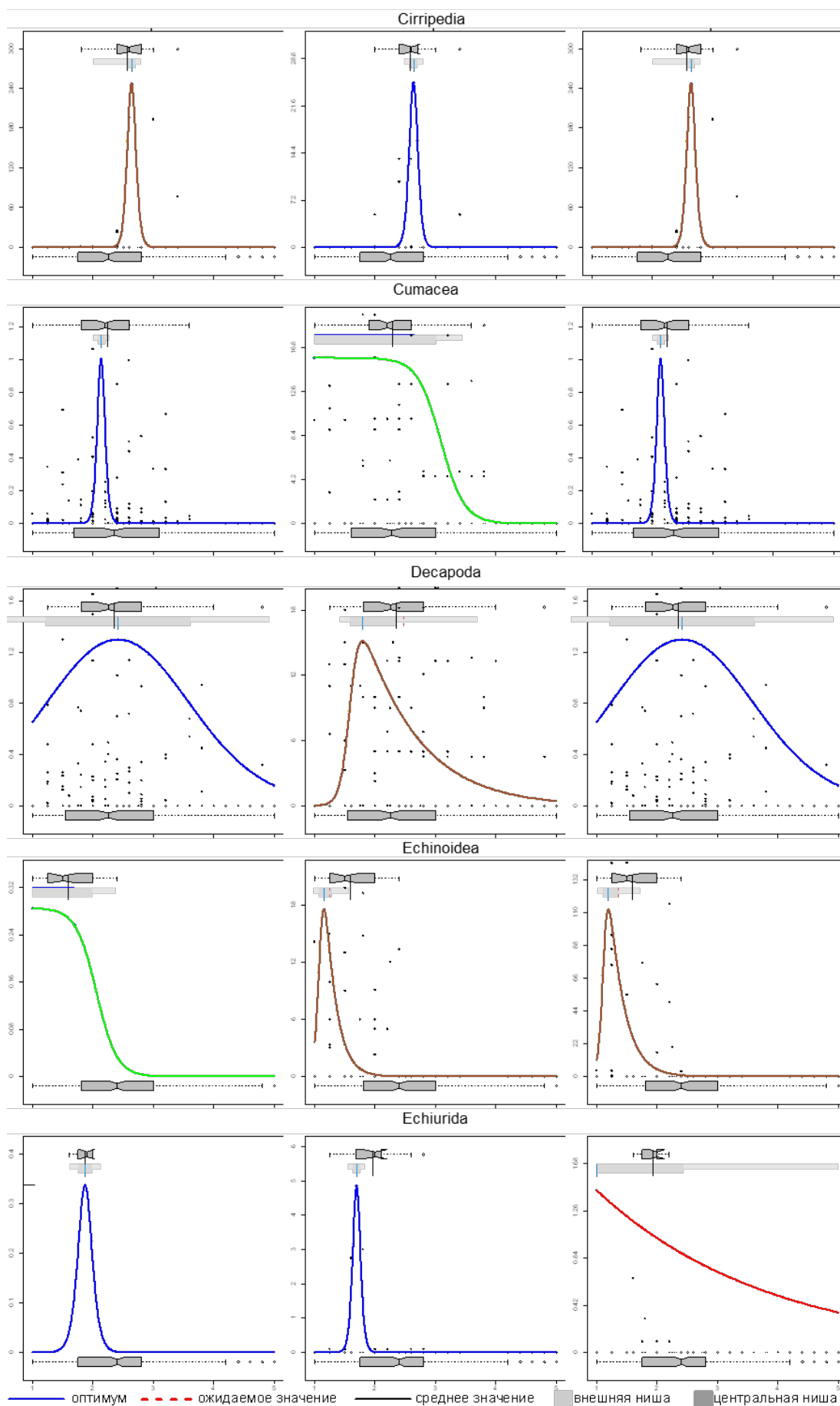
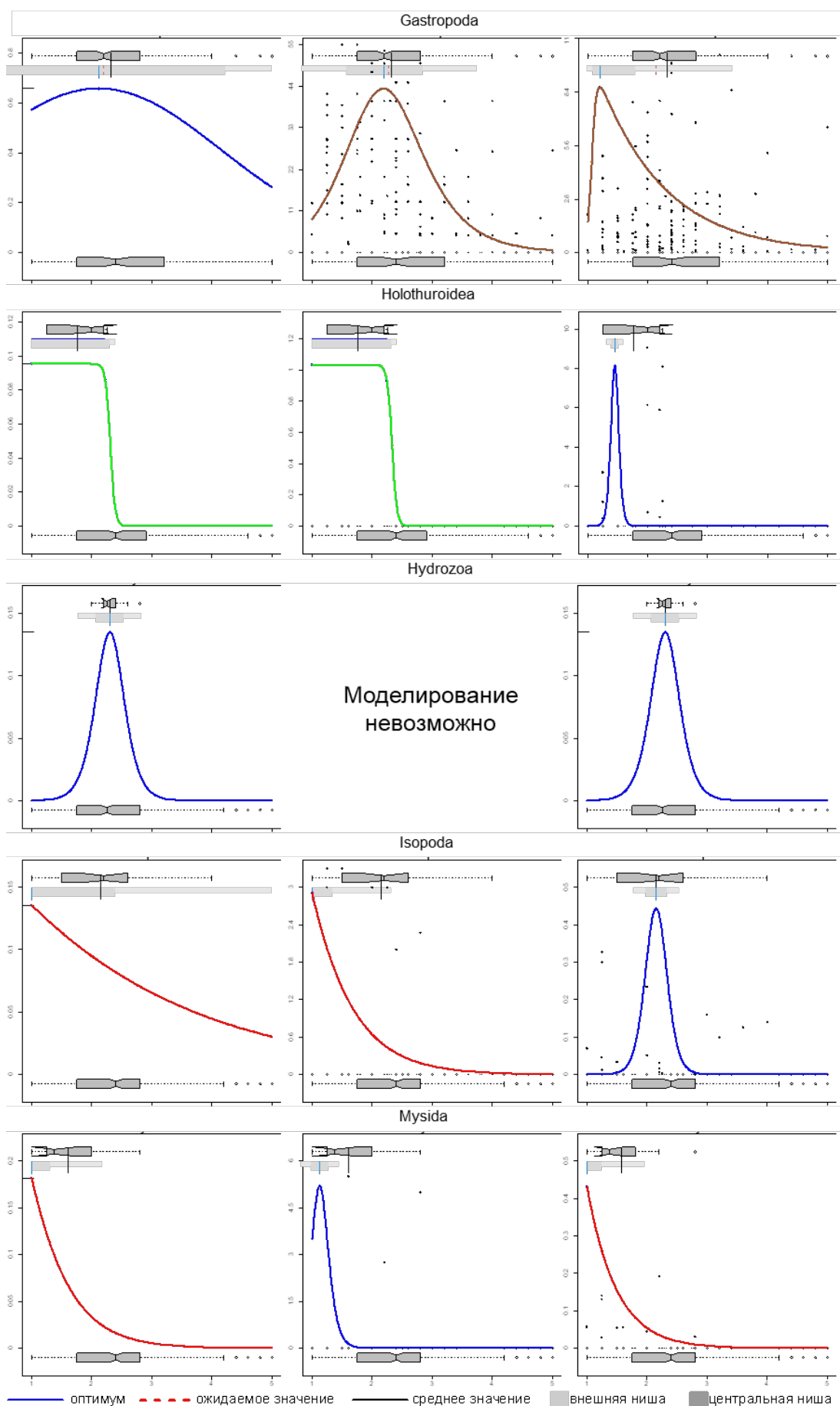


Рисунок 2.1 – Результаты eNOF моделирования: типы моделей, полученные при анализе встречаемости и характеристик обилия

Кривые отклика всех найденных типов по форме весьма разнообразны. Даже классические колоколообразные КО (модели IV типа) во многих случаях были сильно ассиметричны в левую сторону, причем до такой степени, что соответствующая точка, отделяющая области оптимума и субоптимума, отсутствовала (КО встречаемости у гастропод, плотности у мизид) (рисунок 2.1). Модели V типа по форме иногда были почти

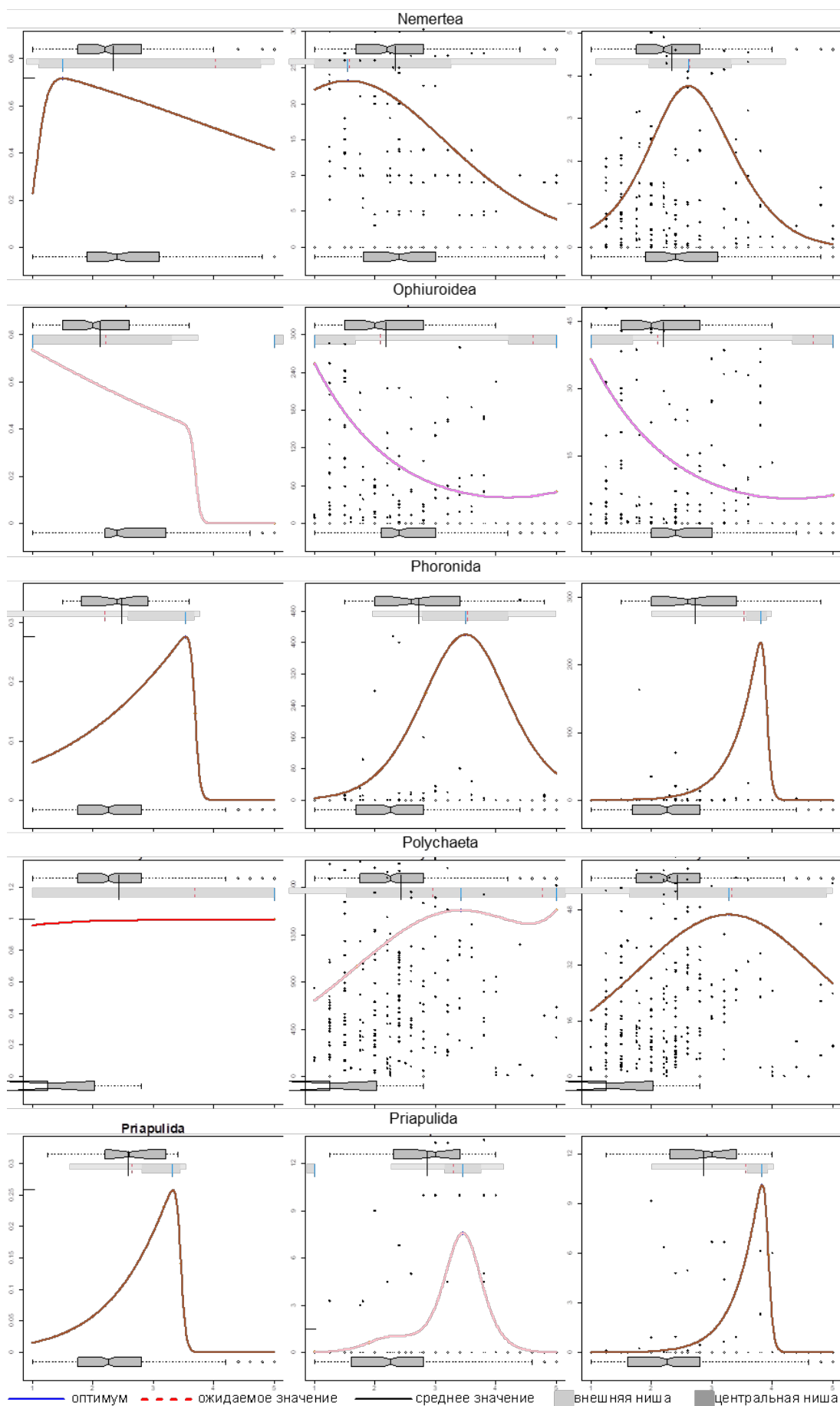


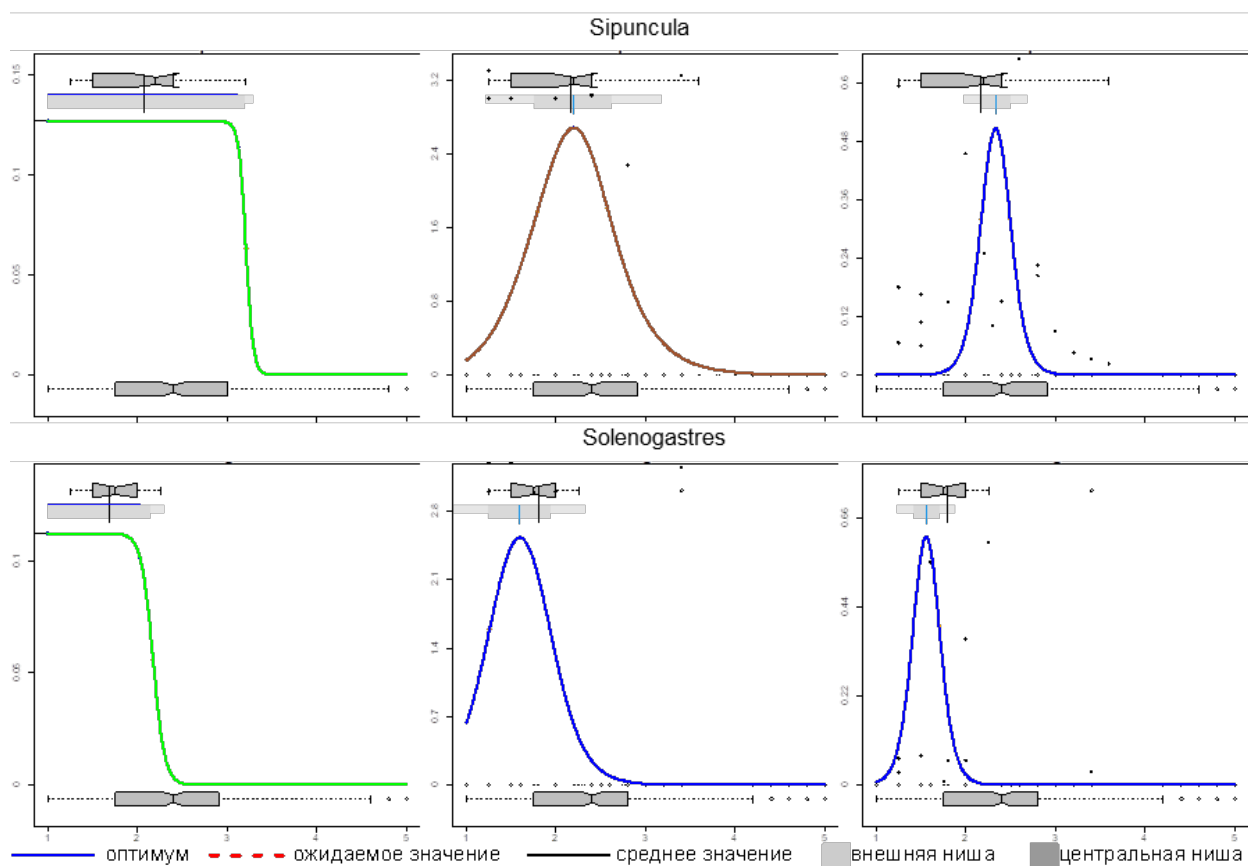




Ось абсцисс – TPF_{chem} (усл. ед.), ось ординат – встречаемость, плотность и биомасса (соответственно левый, средний и правый столбец, доли, экз./м² и г/м²)

Рисунок 2.4 – Распределение групп макрозообентоса вдоль градиента загрязнения





Ось абсцисс – TPF_{chem} (усл. ед.), ось ординат – встречаемость, плотность и биомасса (соответственно левый, средний и правый столбец, доли, экз./м² и г/м²)

Рисунок 2.6 – Распределение групп макрозообентоса вдоль градиента загрязнения

идентичны таковым четвертого (КО встречаемости и биомассы усоногих раков, плотности у асцидий, биомассы у актиний). У всех моделей VI и VII типов «двухвершинность» не была выражена, а КО плотности и биомассы офиур (VI тип) могли бы быть описаны и моделями II типа.

Основными параметрами кривых отклика, которые характеризуют распределение таксона вдоль градиента фактора среды, являются ширина внешней и центральной ниш, положение оптимума и субоптимумов (рисунок 2.7). Размер ниш характеризует степень бионтности таксона: чем они уже, тем он более стенобионтен и наоборот. Ширина внешней и центральной ниш, как для встречаемости, так и для плотности поселения и биомассы, заметно коррелируют друг с другом (коэффициент детерминации $r^2 = 0,785$, $0,867$ и $0,946$, $p = 0,000$), но форма зависимостей и наклон линий регрессии явно определяется типом модели (рисунок 2.8). Например, соотношение размеров ниш у модели III типа в большинстве случаев близко к единице, а линия регрессии – к таковой для равенства центральной и внешней ниш; зависимость для КО третьего типа явно линейная, а у четвертого и пятого – экспоненциальная или полиномиальная (полином третьей степени). В дальнейшем, размеры ниш понадобятся при классификации откликов таксономических групп по отношению к общему уровню загрязнения (см. раздел 3).

Таблица 2.2 – Некоторые параметры кривых отклика, полученных на основе встречаемости таксономических групп макрозообентоса

Таксон	Тип модели	Коэффициенты модели					Параметр <i>M</i>	Оптимум		Точки перегиба				Ожидаемое значение 1	Ожидаемое значение 2	Границы внешней ниши				Границы центральной ниши				Среднее значение
										1		2				1		2		1		2		
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>		1	2	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя			нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	
Actiniaria	IV	-3,34	10,22	3,27	–	–	1,00	2,29	–	–	–	–	–	2,29	–	1,00	3,59	–	–	1,72	2,87	-3,3	10,2	3,27
Amphipoda	IV	-3,11	5,76	0,71	–	–	1,00	2,33	–	–	–	–	–	2,33	–	-0,2	4,85	–	–	1,15	3,51	-3,1	5,76	0,71
Ascidia	IV	-4,25	11,91	5,23	–	–	1,00	2,59	–	–	–	–	–	2,59	–	1,46	3,72	–	–	2,08	3,10	-4,3	11,9	5,23
Asteroidea	II	1,21	1,55	–	–	–	1,00	1,00	–	–	–	–	–	0,03	–	1,00	5,00	–	–	1,00	2,58	–	–	2,17
Bivalvia	III	-6,59	7,36	0,15	2,00	1,00	3,39	1,70	4,58	–	–	0,85	–	1,00	5,00	–	–	1,00	4,35	–	–	2,31	-6,6	7,36
Cirripedia	V	-5,97	15,38	7,23	–	–	1,00	2,72	–	2,35	3,08	–	–	2,72	–	1,83	3,60	–	–	2,32	3,12	-6,0	15,4	7,23
Cumacea	IV	-2,62	6,19	1,59	–	–	1,00	2,36	–	1,48	3,25	–	–	2,36	–	0,18	4,54	–	–	1,38	3,34	-2,6	6,19	1,59
Decapoda	IV	-0,28	2,11	1,79	18,54		1,00	1,97	–	1,34	2,70	–	–	3,42	–	0,90	5,00	–	–	1,37	3,60	–	–	2,35
Echinoidea	III	-6,25	23,63	2,57	4,00	1,00	1,69	1,69	2,06	–	–	-0,46	–	1,00	2,37	–	–	1,00	1,98	–	–	1,59	-6,3	23,63
Echiurida	IV	-11,5	51,75	10,90	–	–	1,00	1,87	–	–	–	–	–	1,87	–	1,61	2,13	–	–	1,75	1,98	-12	51,8	10,90
Gastropoda	IV	-2,41	3,42	-0,50	–	–	1,00	2,11	–	–	–	–	–	2,19	–	-0,8	5,00	–	–	0,01	4,22	-2,4	3,42	-0,50
Holothuroidea	III	-32,7	100	2,25	1,00	1,00	2,22	2,39	2,31	–	–	-0,35	–	1,00	2,38	–	–	1,00	2,29	–	–	1,76	-33	100
Hydrozoa	IV	-7,85	25,82	8,94	–	–	1,00	2,30	–	2,09	2,51	–	–	2,30	–	1,78	2,82	–	–	2,06	2,54	-7,9	25,8	8,94
Isopoda	II	1,85	1,62	–	–	–	1,00	1,00	–	–	–	–	–	-0,27	–	1,00	5,00	–	–	1,00	2,39	–	–	2,15
Mysida	II	1,51	7,45	–	–	–	1,00	1,00	–	–	–	–	–	-1,26	–	1,00	2,17	–	–	1,00	1,31	–	–	1,61
Nemertea	V	-1,15	1,49	0,83	43,68	–	1,00	1,50	–	1,07	4,07	–	–	4,02	–	0,90	5,00	–	–	1,11	4,78	–	–	2,34
Ophiuroidea	VII	31,45	100	1,76	0,99	-1,23	2,00	1,00	5,00	1,00	3,70	5,00	5,00	2,22	5,00	1,00	3,74	5,00	9,04	1,00	3,30	5,00	9,00	2,11
Phoronida	V	-67,2	100	2,69	2,77	–	1,00	3,53	–	3,36	3,69	–	–	2,19	–	0,19	3,77	–	–	2,57	3,68	–	–	2,47
Polychaeta	II	-3,21	-4,89	–	–	–	1,00	5,00	–	5,00	–	–	–	3,68	–	1,00	5,00	–	–	1,00	5,00	–	–	2,42
Priapulida	V	-61,2	100	4,15	5,43	–	1,00	3,32	–	3,18	3,45	–	–	2,65	–	1,61	3,53	–	–	2,82	3,45	–	–	2,59
Sipuncula	III	-55,2	100	1,93	1,00	1,00	3,12	3,17	3,21	–	–	0,10	–	1,00	3,28	–	–	1,00	3,19	–	–	2,07	-55	100
Solenogastres	III	-18,0	61,43	2,07	1,00	1,00	2,03	1,72	2,17	–	–	-0,41	–	1,00	2,29	–	–	1,00	2,14	–	–	1,68	-18	61,43

Таблица 2.3 – Некоторые параметры кривых отклика, полученных на основе плотности поселения таксономических групп макрозообентоса

Таксон	Тип модели	Коэффициенты модели					Параметр <i>M</i>	Оптимум		Точки перегиба				Ожидаемое значение 1	Ожидаемое значение 2	Границы внешней ниши				Границы центральной ниши				Среднее значение
		1		2		1				2		1				2								
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>		1	2	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя			нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	
Actiniaria	VI	-8,23	33,31	14,17	26,01	–	4900	1,00	2,34	1,00	1,00	2,34	5,00	1,00	2,34	1,00	1,00	1,75	2,94	0,94	1,00	2,01	2,68	2,26
Amphipoda	III	-39,5	100	3,59	–	–	7000	1,00	2,49	2,58	–	–	–	-0,21	–	1,00	2,65	–	–	1,00	2,56	–	–	2,28
Ascidia	V	-4,96	17,38	9,33	22,48	–	90	2,54	–	2,22	2,84	–	–	2,55	–	1,81	3,28	–	–	2,20	2,87	–	–	2,46
Asteroidea	V	1,14	12,92	3,34	36,91	–	100	1,44	–	1,24	1,64	–	–	1,56	–	0,96	2,20	–	–	1,22	1,72	–	–	2,42
Bivalvia	V	-1,33	7,05	4,17	5,51	–	6000	2,28	–	1,26	3,47	–	–	2,35	–	-0,1	4,86	–	–	1,18	3,51	–	–	2,31
Cirripedia	IV	-37,1	93,3	39,2	–	–	360	2,64	–	2,57	2,70	–	–	2,64	–	2,48	2,79	–	–	2,57	2,71	–	–	2,58
Cumacea	III	-10,7	20,60	3,24	–	–	420	1,00	2,66	3,09	–	–	–	0,05	–	1,00	3,45	–	–	1,00	3,00	–	–	2,28
Decapoda	V	0,91	4,68	7,58	50,63	–	120	1,79	–	1,58	2,01	–	–	2,47	–	1,41	3,69	–	–	1,58	2,35	–	–	2,35
Echinoidea	V	0,63	23,18	2,35	100	–	120	1,15	–	1,07	1,24	–	–	1,25	–	0,98	1,56	–	–	1,07	1,29	–	–	1,59
Echiurida	IV	-16,5	100	18,1	–	–	50	1,69	–	1,64	1,75	–	–	1,69	–	1,56	1,83	–	–	1,63	1,76	–	–	1,95
Gastropoda	V	-0,56	7,43	3,65	12,12	–	550	2,19	–	1,62	2,73	–	–	2,27	–	0,83	3,74	–	–	1,57	2,84	–	–	2,32
Holothuroidea	III	-33,3	100	5,26	–	–	200	1,00	2,24	2,33		–	–	-0,33	–	1,00	2,41	–	–	1,00	2,31	–	–	1,76
Hydrozoa	Моделирование невозможно																							
Isopoda	II	2,23	6,37	–	–	–	30	1,00	–			–	–	-1,46	–	1,00	2,31	–	–	1,00	1,34	–	–	2,15
Mysida	IV	1,65	-42,0	-0,98	–	–	30	1,13	–			–	–	1,13	–	0,81	1,44	–	–	0,98	1,27	–	–	1,61
Nemertea	V	-0,26	4,18	1,69	3,10	–	250	1,55	–	NA	3,12	–	–	1,57	–	-1,0	5,00	–	–	1,00	3,25	–	–	2,34
Ophiuroidea	VI	2,39	3,23	-7,63	4,70	–	3000	1,00	5,00	1,00	1,00	5,00	5,00	2,08	4,61	1,00	4,20	4,20	5,00	1,00	1,68	4,20	5,00	2,18
Phoronida	V	-3,05	7,78	7,22	10,73	–	8000	3,50	–	2,83	4,12	–	–	3,52	–	1,95	5,00	–	–	2,78	4,20	–	–	2,72
Polychaeta	VII	-1,56	3,21	2,22	1,04	10,07	9000	3,42	5,00	1,70	4,08	5,00	5,00	2,95	4,78	-0,8	4,55	4,55	9,04	1,52	4,55	4,55	9,00	2,42
Priapulida	VII	-11,8	20,15	12,97	-0,32	16,07	60	1,00	3,45	1,00	1,00	1,90	3,73	1,00	3,29	1,00	1,00	2,27	4,13	0,88	1,00	3,14	3,76	2,86
Sipuncula	V	-1,33	12,31	5,96	18,35	–	80	2,20	–	1,79	2,57	–	–	2,20	–	1,21	3,18	–	–	1,75	2,63	–	–	2,17
Solenogastres	IV	-1,61	20,6	4,51	–	–	70	1,60	–	1,26	1,93	–	–	1,60	–	0,86	2,33	–	–	1,25	1,95	–	–	1,81

Таблица 2.4 – Некоторые параметры кривых отклика, полученных на основе биомассы таксономических групп макрозообентоса

Таксон	Тип модели	Коэффициенты модели					Параметр <i>M</i>	Оптимум		Точки перегиба				Ожидаемое значение 1	Ожидаемое значение 2	Границы внешней ниши				Границы центральной ниши				Среднее значение
		1		2		1				2		1				2								
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>		1	2	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя			нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	
Actiniaria	V	-39,9	100	24,42	56,53	–	350	2,59	–	2,53	–	–	–	2,58	–	2,00	2,76	–	–	2,51	2,67	–	–	2,26
Amphipoda	III	-38,7	100	3,87	–	–	60	1,00	–	3,08	–	–	–	-0,22	–	1,00	2,62	–	–	1,00	2,53	–	–	2,28
Ascidia	IV	-10,0	100	12,94	–	–	1200	1,46	–	1,39	–	–	–	1,46	–	1,31	1,61	–	–	1,39	1,53	–	–	2,46
Asteroidea	IV	-6,98	78,27	8,94	–	–	2700	1,41	–	1,33	–	–	–	1,41	–	1,23	1,59	–	–	1,32	1,49	–	–	2,42
Bivalvia	V	0,34	4,26	3,17	3,97	–	7000	2,13	–	NA	–	–	–	2,23	–	-1,0	5,00	–	–	1,00	4,09	–	–	2,31
Cirripedia	V	-32,2	81,52	41,43	100	–	2800	2,64	–	2,57	–	–	–	2,64	–	2,00	2,79	–	–	2,57	2,71	–	–	2,57
Cumacea	IV	-27,6	100	29,12	–	–	10	2,13	–	2,08	–	–	–	2,13	–	2,00	2,27	–	–	2,07	2,20	–	–	2,24
Decapoda	IV	-0,63	6,07	3,66	–	–	40	2,41	–	1,24	–	–	–	2,41	–	-0,1	4,92	–	–	1,21	3,62	–	–	2,35
Echinoidea	V	1,18	17,01	3,08	100	–	1100	1,19	–	1,10	–	–	–	1,35	–	1,01	1,73	–	–	1,10	1,36	–	–	1,59
Echiurida	II	4,97	1,40	–	–	–	210	1,00	–	NA	–	–	–	-0,32	–	1,00	5,00	–	–	1,00	2,43	–	–	1,93
Gastropoda	V	2,49	3,80	1,73	100	–	140	1,20	–	1,06	–	–	–	2,13	–	0,98	3,40	–	–	1,07	1,79	–	–	2,32
Holothuroidea	IV	-10,3	100	12,17	–	–	100	1,45	–	1,39	–	–	–	1,45	–	1,31	1,59	–	–	1,39	1,51	–	–	1,76
Hydrozoa	IV	-33,9	100	36,46	–	–	15	2,41	–	2,34	–	–	–	2,41	–	2,26	2,55	–	–	2,34	2,48	–	–	2,29
Isopoda	IV	-9,83	38,81	12,48	–	–	10	2,15	–	1,98	–	–	–	2,15	–	1,77	2,53	–	–	1,97	2,33	–	–	2,15
Mysida	II	3,10	8,49	–	–	–	10	1,00	–	NA	–	–	–	-1,59	–	1,00	1,96	–	–	1,00	1,24	–	–	1,57
Nemertea	V	-4,50	12,16	6,09	7,63	–	200	2,61	–	2,04	3,22			2,62		1,07	4,23			1,95	3,33			2,34
Ophiuroidea	VI	1,98	3,24	-15,2	6,96	–	300	1,00	5,00	1,00	1,00	5,00	5,00	2,11	4,67	1,00	4,33	4,33	5,00	1,00	1,69	4,33	5,00	2,20
Phoronida	V	-72,4	100	9,58	10,94	–	2000	3,80	–	3,70	3,91	–	–	3,52	–	2,00	3,99	–	–	3,56	3,91	–	–	2,72
Polychaeta	V	0,00	3,19	3,01	4,68	–	800	3,28	–	1,77	4,69	–	–	3,33	–	-0,3	5,00	–	–	1,63	4,90	–	–	2,42
Priapulida	V	-73,0	100	9,57	11,44	–	60	3,83	–	3,72	3,93	–	–	3,56	–	2,00	4,02	–	–	3,59	3,93	–	–	2,86
Sipuncula	IV	-12,6	41,78	15,26	–	–	12	2,33	–	2,17	2,49	–	–	2,33	–	1,98	2,69	–	–	2,16	2,50	–	–	2,17
Solenogastres	IV	-5,01	44,41	7,35	–	–	11	1,56	–	1,41	1,70	–	–	1,56	–	1,23	1,88	–	–	1,40	1,71	–	–	1,79

В контексте настоящего исследования наиболее важными являются следующие параметры (рисунок 2.7):

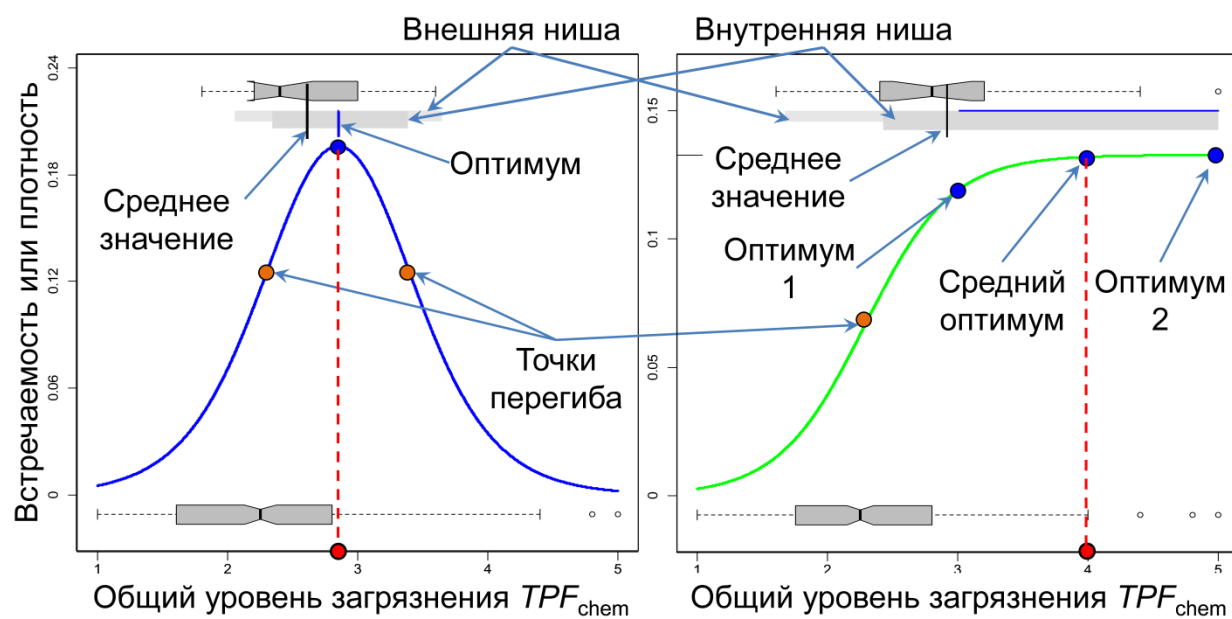
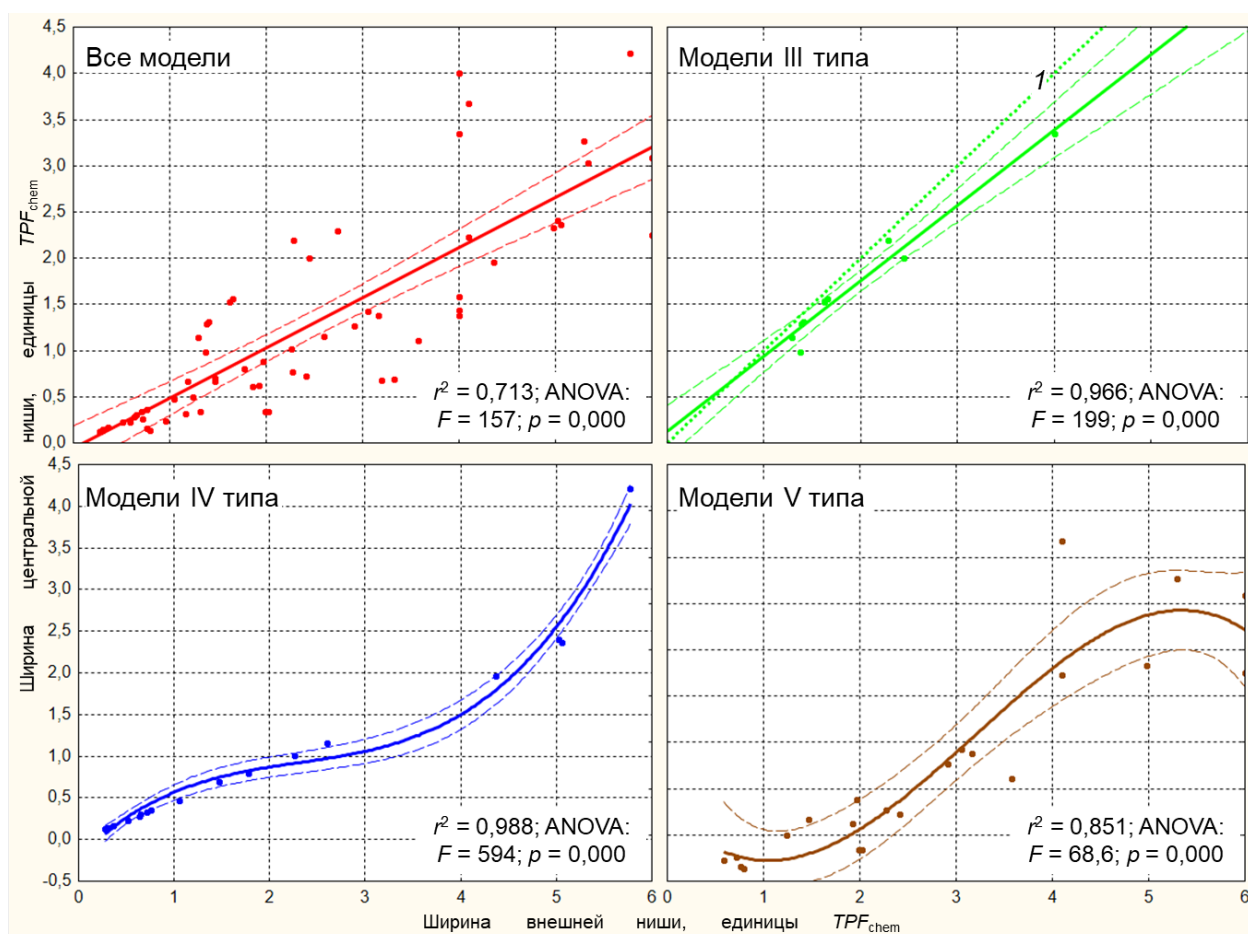


Рисунок 2.7 – Схема анализа кривых отклика и наиболее перспективные показатели для классификации таксономических групп по отношению к загрязнению



1 – размеры ниш одинаковы
Рисунок 2.8 – Связь ширины центральной и внешней ниши

- 1) «Сырое» среднее значение (raw mean) – среднее от измеренных значений «х», в данном случае TPF_{chem} в пределах диапазона встречаемости таксона по этому параметру;
- 2) Положение оптимума (optimum), т.е. наивысшего отклика вида (максимума модели) в диапазоне TPF_{chem} ;
- 3) Координата области перегиба (inflection) – точка, которой выпуклая часть функции отделяется от вогнутой. В данной работе – это начало области субоптимума.

К сожалению, обе точки перегиба нельзя определить у сильно асимметричных моделей, причем даже IV и V типов, – в этих случаях одна из них выпадает из области определения TPF_{chem} . У моделей II и III типов такая точка вообще одна, а у VI и VII – их должно быть по четыре (теоретически). Поэтому сформулировать правило выбора такого параметра для дальнейшего анализа не представляется возможным. Диапазон изменений положения точки «сырого» среднего значения* существенно уже, чем у оптимума, что также снижает ценность первого показателя для характеристики распределения таксономических групп макрозообентоса вдоль градиента загрязнения, по сравнению со вторым. Поэтому, для построения индекса TPF_{gr} использовали именно координаты точек оптимума для кривых отклика встречаемости, плотности поселения и биомассы (значение TPF_{chem} на которое она приходится). Кривые отклика, которые описываются моделями VI и VII типа, включали положение основного экстремума, а таковые III типа – средний оптимум (рисунок 2.7).

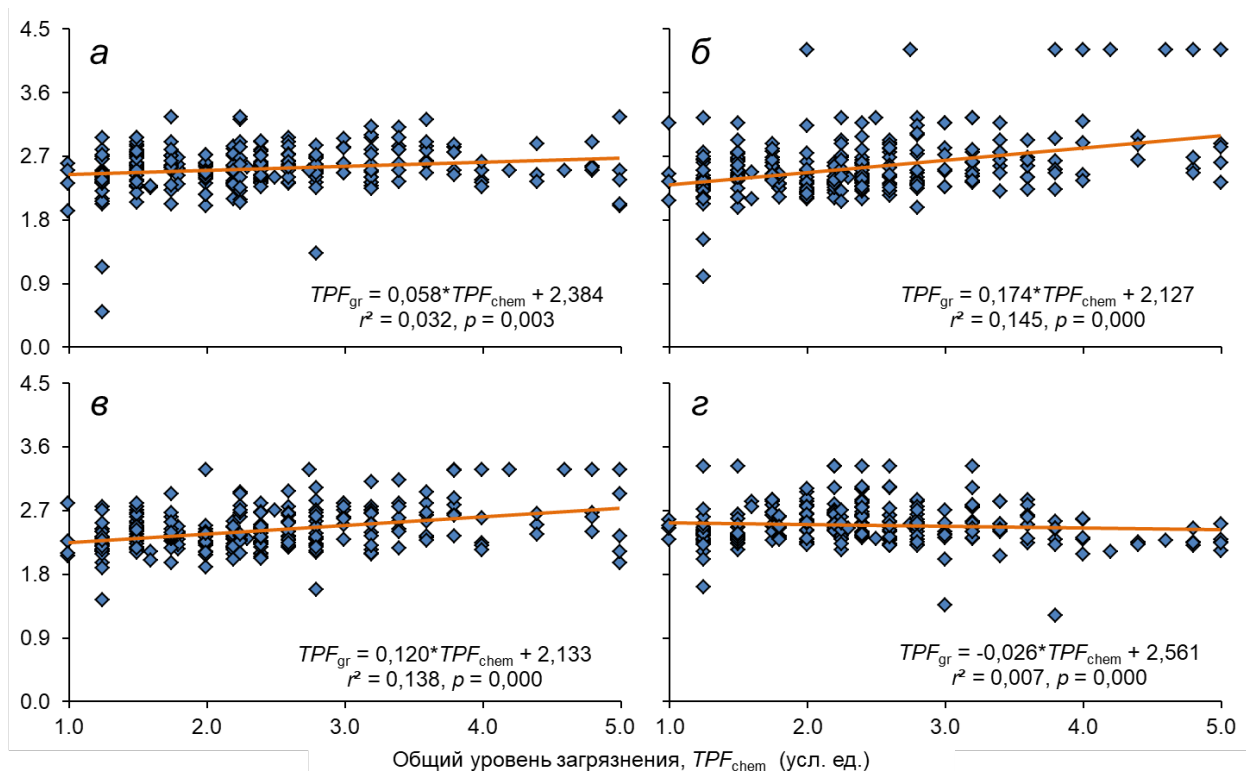
Для каждой станции (пробы) вычисляем:

$$TPF_{gr} = (\sum(Opt_i))/N \quad (2.1)$$

где Opt_i – оптимум по TPF_{chem} для встречаемости, плотности или биомассы каждой таксономической группы; N – число найденных групп на станции (в пробе). Результаты регрессионного анализа (предиктор TPF_{chem} , зависимые переменные TPF_{gr} , вычисленные на основе F_q , A , B и их усредненных значения) представлены на рисунке 2.9. Объясненная дисперсия составила всего 0,7–14,5 % с ее максимальной величиной у плотности и минимальной – у усредненных значений. Какое-либо ее увеличение за счет исключения выбросов не представляется возможным. Например, удаление таковых у встречаемости (три точки в первой половине области определения TPF_{chem} с минимальными значениями TPF_{gr}) ведет к снижению объясненной дисперсии почти на процент.

Таким образом, анализ кривых отклика 22 таксономических групп макрозообентоса не позволяет разработать показатель, аналогичный TPF_{bio} , который, в отличие от TPF_{gr} , довольно

* «Сырое» среднее значение использовано для классификации таксономических групп донных животных в следующем разделе.



Ось ординат: а, б, в и г – соответственно величины индекса TPF_{gr} , вычисленные по оптимумам встречаемости, плотности, биомассе и его усредненная величина; r – коэффициент корреляции, p вероятность справедливости H_0

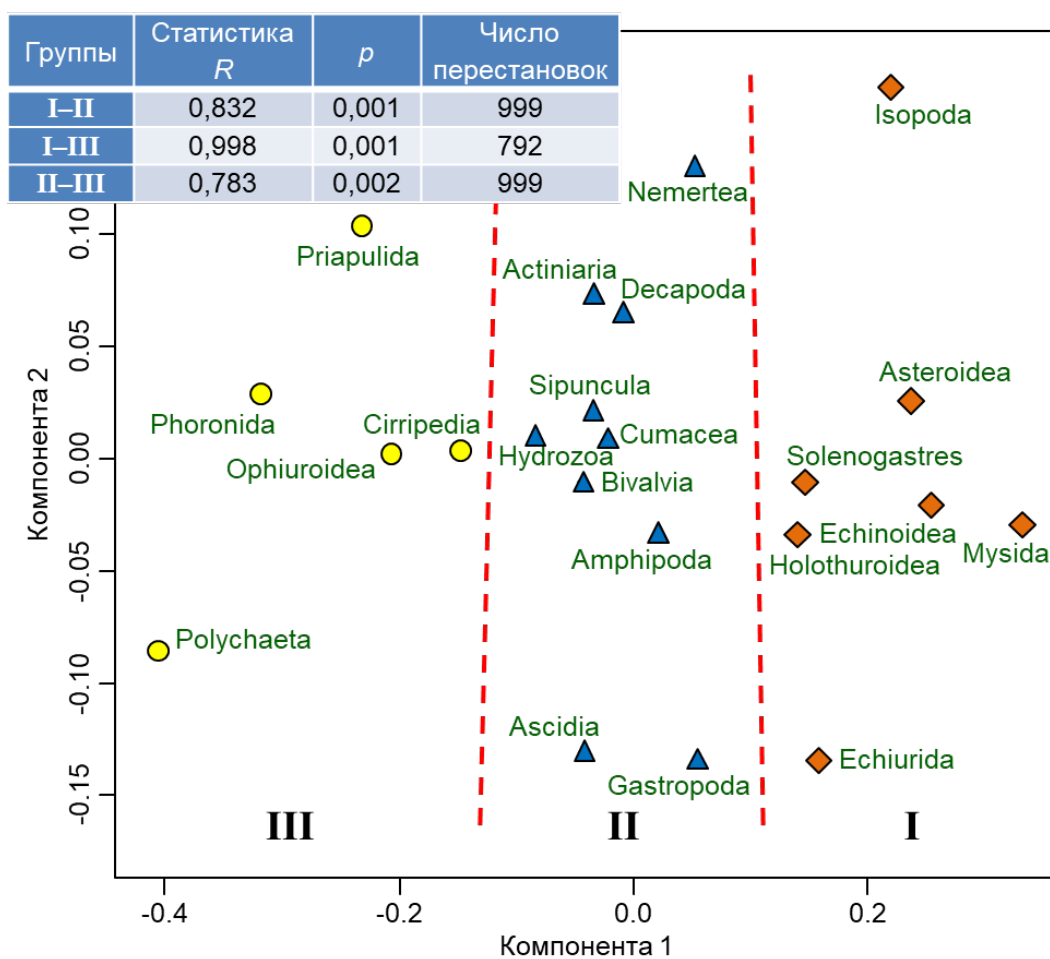
Рисунок 2.9 – Результаты регрессионного анализа

«чутко» реагирует на изменения общего уровня химического загрязнения среды – TPF_{chem} (для сравнения: объясняемая дисперсия у TPF_{bio} на этом этапе анализа данных составляла 65,1–67,7 %). В то же время остается вероятность получить приемлемые результаты после классификации таксономических групп с последующим вычислением TPF_{gr} на ее основе.

3 Классификация таксономических групп макрозообентоса по отношению к уровню загрязнения и попытка улучшения TPF_{gr}

Классификация животных по отношению к загрязнению позволила увеличить дисперсию TPF_{bio} , объясняемую вариациями TPF_{chem} почти на 10 % (с 65,1–67,7 до 74,2–75,3 %), что было достигнуто снижением индивидуальной (на уровне вида, рода, семейства) изменчивости координат точек оптимумов [32]. Ниже представлены результаты подобных построений для индекса TPF_{gr} .

Для классификации таксономических групп используем координаты положения «сырых» средних и оптимумов для КО встречаемости, плотности и биомассы (всего четыре параметра, см. раздел 2) и алгоритм, основанный на теории нечетких множеств (НМ). Предварительно выполненный кластерный анализ указывает на наличие трех групп донных животных (не показано). Применение алгоритма НМ позволяет объединить животных именно в три кластера, причем такое разбиение подтверждается общими и частными результатами процедуры ANOSIM (рисунок 3.1, таблица 3.1).



Группы обозначены римскими цифрами, p – вероятность справедливости H_0

Рисунок 3.1 – Нечеткая классификация представителей макрозообентоса (компоненты объясняют 95,7 % дисперсии точек; ANOSIM: глобальная статистика $R = 0,826$, $p = 0,001$) и частные результаты процедуры ANOSIM

Таблица 3.1 – Результаты нечеткой классификации таксономических групп макрозообентоса – степень принадлежности таксонов к выделенным кластерам (экспоненциальный вес — 1,2), типы моделей и бионтность

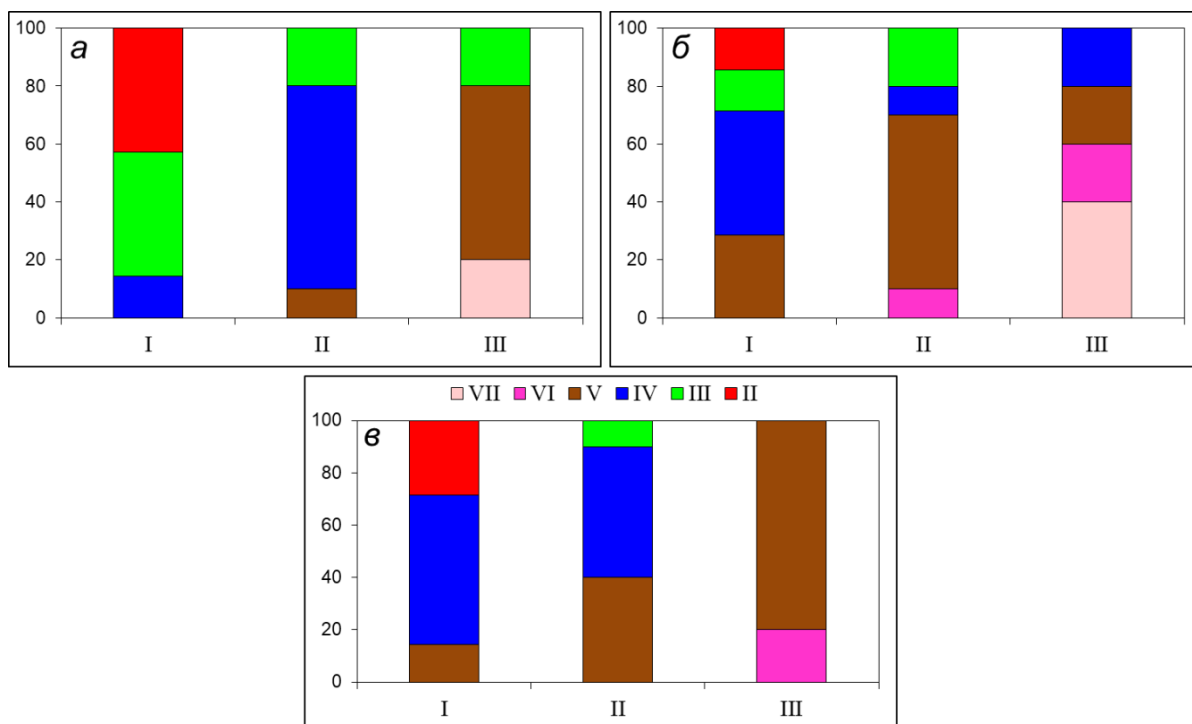
Группа	Кластер	Кластер			Тип модели			Бионтность		
		I	II	III	F_q	A	B	F_q	A	B
Actiniaria	II	0,000	1,000	0,000	IV	VI	V	SE	St	St
Amphipoda	II	0,000	1,000	0,000	IV	III	III	Eu	St	St
Ascidia	II	0,000	1,000	0,000	IV	V	IV	SE	St	St
Asteroidea	I	1,000	0,000	0,000	II	V	IV	Eu	St	SE
Bivalvia	II	0,000	1,000	0,000	III	V	V	Eu	Eu	Eu
Cirripedia	III	0,000	0,022	0,978	V	IV	V	St	St	St
Cumacea	II	0,000	1,000	0,000	IV	III	IV	Eu	SE	St
Decapoda	II	0,000	1,000	0,000	IV	V	IV	Eu	SE	Eu
Echinoidea	I	1,000	0,000	0,000	III	V	V	St	St	St
Echiurida	I	0,999	0,001	0,000	IV	IV	II	St	St	Eu
Gastropoda	II	0,024	0,976	0,000	IV	V	V	Eu	SE	SE
Holothuroidea	I	1,000	0,000	0,000	III	III	IV	St	St	St
Hydrozoa	II	0,000	1,000	0,000	IV	–	IV	St	–	St
Isopoda	I	0,999	0,001	0,000	II	II	IV	Eu	St	St
Mysida	I	1,000	0,000	0,000	II	IV	II	St	St	St
Nemertea	II	0,007	0,993	0,000	V	V	V	Eu	Eu	SE
Ophiuroidea	III	0,000	0,000	1,000	VII	VI	VI	SE	SE	SE
Phoronida	III	0,000	0,000	1,000	V	V	V	Eu	SE	SE
Polychaeta	III	0,000	0,000	1,000	II	VII	V	Eu	Eu	Eu
Priapulida	III	0,000	0,000	1,000	V	VII	V	St	SE	SE
Sipuncula	II	0,000	1,000	0,000	III	V	IV	SE	SE	St
Solenogastres	I	1,000	0,000	0,000	III	IV	IV	St	St	St

Примечание. F_q , A и B – частота встречаемости, плотность поселения и биомасса, St, Eu и SE – стено-, эври- и стено-эврибионты; жирным шрифтом выделены значения, указывающие на принадлежность к соответствующему кластеру.

На рисунке 3.1 красным показаны т.н. дискриминационные линии, проведенные от руки. К сожалению, трансформация данных методом Бокса-Кокса не позволила достигнуть соответствия нормальному распределению и гомоскедастичности, что исключило возможность применения дискриминантного анализа (результаты теста Шапиро-Уилка после трансформации: вероятность справедливости H_0 $p = 0,000$ во всех случаях). Кроме подтверждения полученной ординации, последняя процедура позволила бы получить математическое выражение для классификации других таксонов при поступлении новой информации, и давать статистическую оценку вероятности их вхождения в тот или иной кластер.

В I–III агломерации вошли соответственно семь, десять и пять групп и, таким образом, всего были расклассифицированы все 22 таксономических подразделения этого ранга пригодные для еНОВ моделирования. Естественно, в первой и третьей группах преобладают соответственно сильно лево- и право-асимметричные модели, причем для встречаемости –

это кривые отклика II и III типа (рисунок 3.2). В группе II степень смещения точки оптимума в ту или другую сторону снижается, и доминируют модели четвертого и пятого типов.

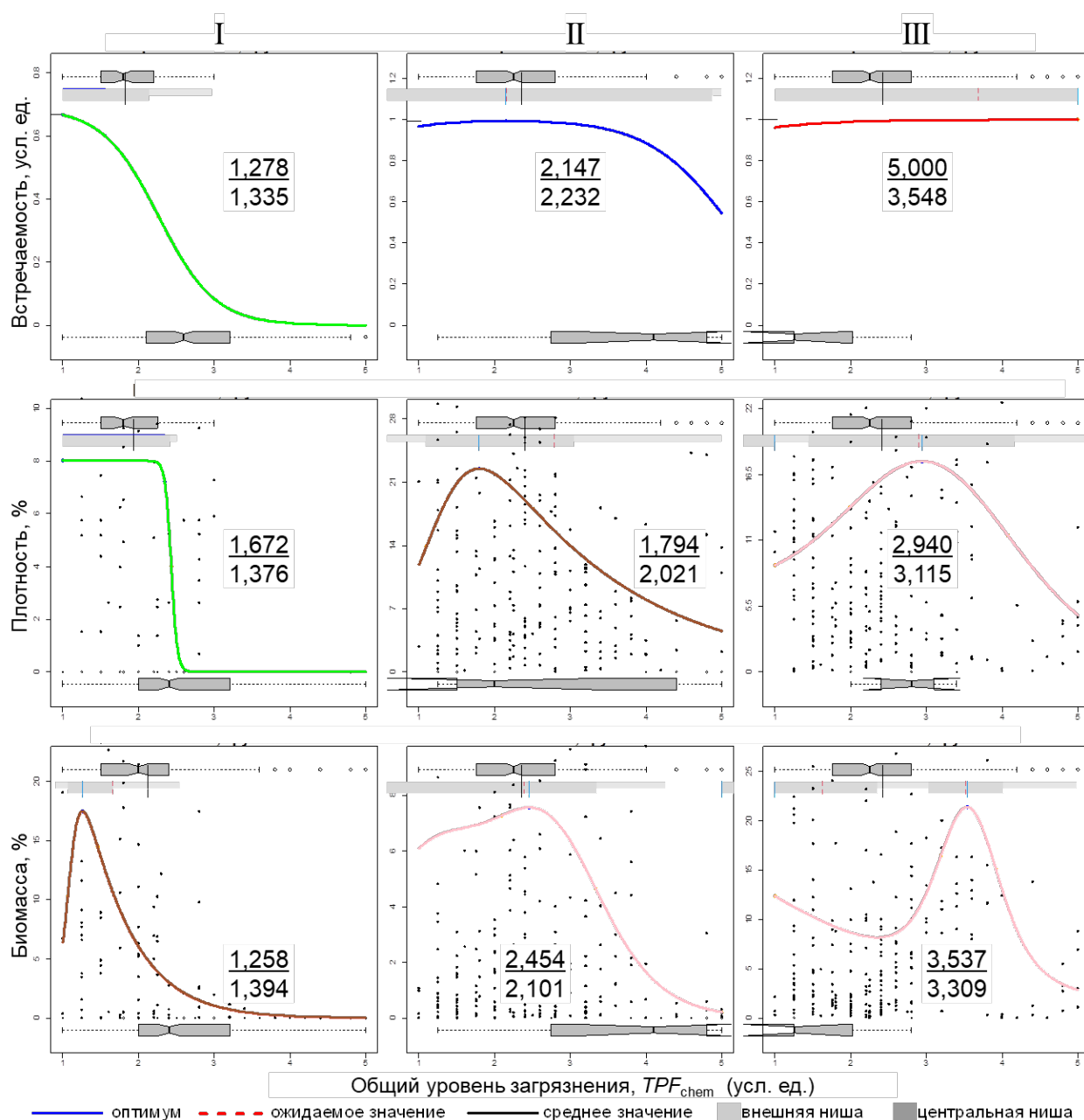


а, б и в – соответственно встречаемость, плотность поселения и биомасса

Рисунок 3.2 – Состав выделенных групп по типам моделей

Кривые отклика, полученные на основе объединенных внутри групп данных по частоте встречаемости, плотности поселения и биомассы (в двух последних случаях данные предварительно были нормализованы по наибольшим значениям и выражены в процентах от максимума), представлены почти всеми типами моделей, кроме первой и шестой (рисунок 3.3, таблица 3.1, 3.2). Модель II типа описывает встречаемость в третьем кластере, причем эта кривая отклика весьма близка по форме к таковой I типа. Лево-асимметричные модели III типа характеризуют изменения встречаемости и плотности в первом кластере, IV – встречаемости во втором, V – биомассы в первом и плотности во втором, VII – плотности во втором и плотности и биомассы в третьем. Координаты оптимумов моделей и таковые, полученные путем внутригруппового усреднения, близки у КО встречаемости первого и второго кластера (различия $< 0,1$ единицы TPF_{chem}) и существенно отличаются у остальных КО с максимумом у встречаемости третьей агломерации (почти полторы единицы TPF_{chem}).

Для экологической интерпретации полученных групп макрозообентоса необходимо вернуться к вопросу о размере ниш исследованных таксонов, т.е. к пределам их толерантности относительно уровня химического загрязнения донных отложений. Так как ширина внешней и центральной ниши заметно коррелируют друг с другом, можно оставить



Цифры внутри диаграмм – координаты точки оптимума вдоль градиента TPF_{chem} (усл. ед.; в числителе – оптимумы моделей, в знаменателе – оптимумы, усредненные внутри групп)

Рисунок 3.3 – Результаты классификации таксономических групп макрозообентоса (группы I–III): кривые отклика, полученные на основе объединенных внутри групп данных по частоте встречаемости, плотности поселения и биомассы

один показатель, при этом первый из них более предпочтителен, т.к. полнее отражает встречаемость того или иного таксона вдоль градиента TPF_{chem} . По размеру внешней ниши для плотности всех 22 таксономических групп донных животных, проранжировав ее значения на три класса, получаем 11 явных стенобионтных групп, три – эврибионтных и семь стено-эврибионтных (рисунок 3.4). У встречаемости распределение по этим классам более равномерное – соответственно восемь, четыре и десять таксонов, у биомассы – менее – 13, пять и четыре. Следует подчеркнуть, что понятие бионтности в отношении таксономических

Таблица 3.2 – Некоторые параметры кривых отклика, полученных на основе встречаемости, плотности поселения и биомассы групп, выделенных при классификации

Группа, параметр	Тип модели	Коэффициенты модели					Параметр M	Оптимум		Точки перегиба				Ожидаемое значение 1	Ожидаемое значение 2	Границы внешней ниши				Границы центральной ниши				Среднее значение
										1		2				1		2		1		2		
		a	b	c	d	e		1	2	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя			нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	нижняя	верхняя	
I, F_q	III	-3,41	10,8	-0,79			1	1,00	1,56	1,85	2,27	–	–	-0,32	–	1,00	2,97	–	–	1,00	2,14	–	–	1,82
II, F_q	IV	-7,62	7,45	-3,35			1,00	2,15		–		–	–	2,16	–	–	-0,7	–	–	-0,6	4,87	–	–	2,36
III, F_q	II	-3,21	-4,89	–			1	5,00		5,00		–	–	3,68	–	1,00	5,00	–	–	1,00	5,00	–	–	2,42
I, A	III	-35,8	100	2,44			100	1,00	2,34	2,00	2,43	–	–	-0,28	–	1,00	2,51	–	–	1,00	2,41	–	–	1,93
II, A	V	2,02	2,32	0,90	12,5	–	350	1,79	–	1,10	2,50	–	–	2,79	–	0,37	5,00	–	–	1,09	3,04	–	–	2,40
III, A	VII	-2,12	5,27	3,27	0,42	-0,70	110	1,00	2,94	1,00	1,00	1,99	4,07	1,00	2,90	-0,2	1,00	1,00	5,59	-0,2	1,00	1,44	4,16	2,41
I, B	V	0,94	7,24	1,22	50,6	–	100	1,26	–	1,06	1,46	–	–	1,66	–	0,90	2,54	–	–	1,07	1,66	–	–	2,12
II, B	VII	-2,61	8,77	4,77	-0,39	8,22	100	2,45	5,00	2,09	3,33	5,00	5,00	2,40	5,00	-0,4	4,25	5,00	5,00	0,57	3,35	5,00	5,23	2,36
III, B	VII	-9,04	14,7	9,77	4,60	-1,70	100	1,00	3,54	1,00	1,00	3,19	3,92	1,62	3,51	1,00	2,35	2,35	4,98	1,00	2,35	3,02	4,00	2,42

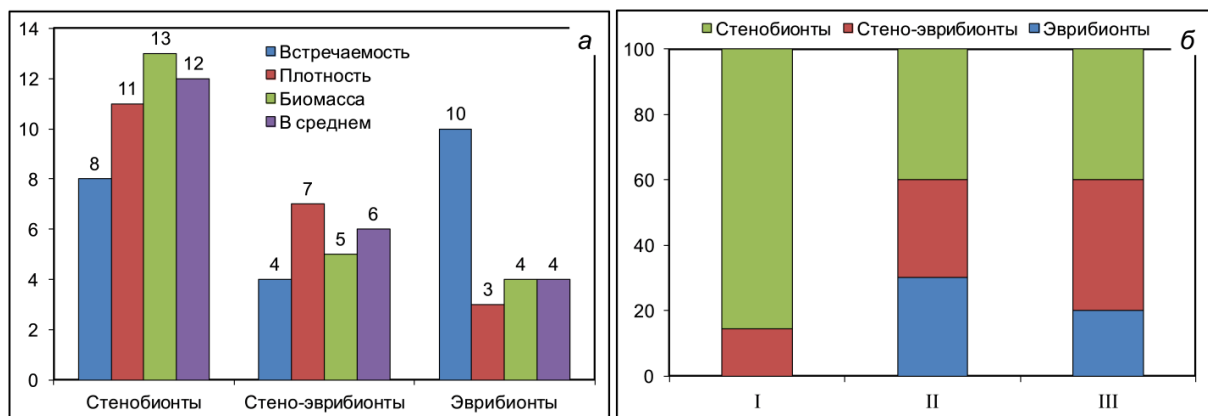


Рисунок 3.4 – Градации таксономических групп макрозообентоса по размеру внешней ниши и состав групп по степени бионтности (соответственно а и б)

групп весьма условно, поскольку многие из них на акватории залива Петра Великого насчитывают десятки, а то и сотни видов, у которых координаты оптимумов весьма различны.

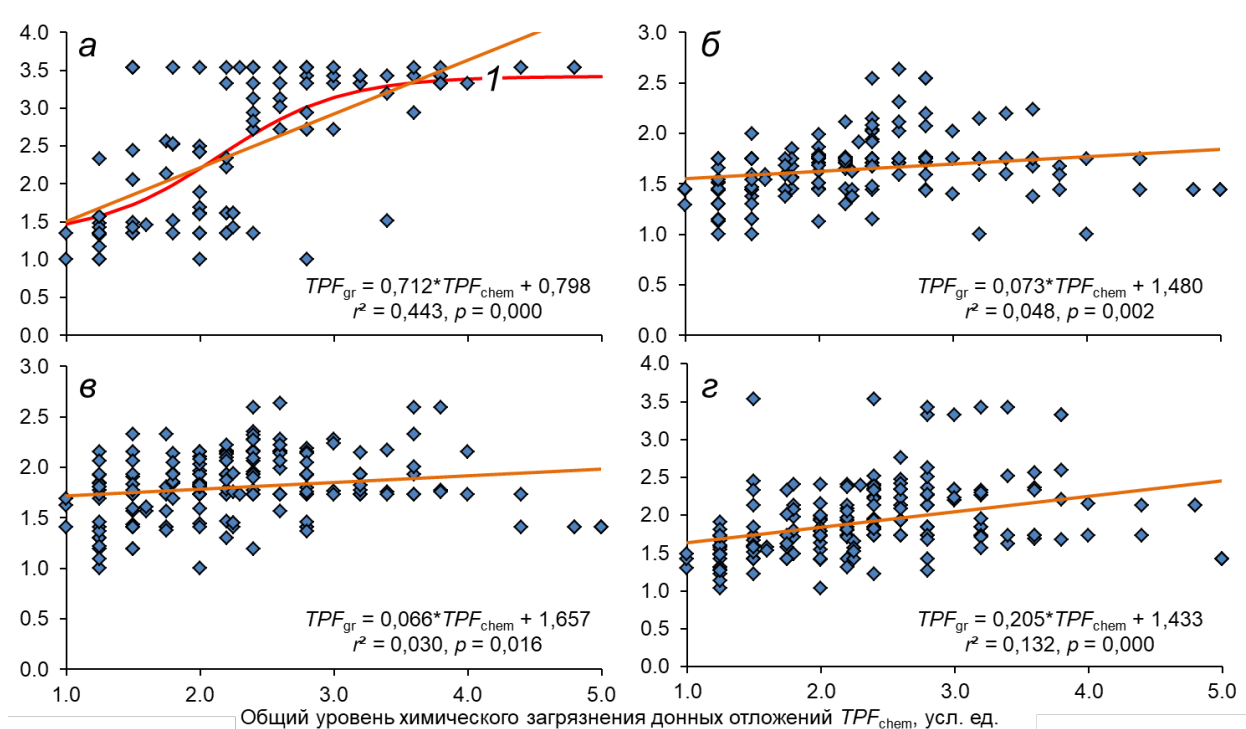
Так как все распределения по всем показателям весьма неравномерны, в отличие от таковых для таксонов более низкого ранга (видов, родов, семейств), у которых явное предпочтение можно было отдать встречаемости (78, 54 и 81 таксон), для классификации бионтности используем усредненные градации. Стенобионтные по отношению к загрязнению животные преобладают в первой группе, а эврибионты – отсутствуют (рисунок 3.4). Во втором и третьем кластере соотношение «разных по выносливости» групп макрозообентоса примерно одинаково. Таким образом, первый кластер объединяет чистолюбивых (чувствительных к уровню загрязнения), в основном, стенобионтных организмов, вторая и третья – умеренно чистолюбивых и весьма толерантных к загрязнению представителей донной фауны, причем последние включают и оппортунистов второго и первого порядка. Большинство последних встречаются почти во всем диапазоне TPF_{chem} , но получают преимущество на умеренно и сильно загрязненных участках акваторий, т.е. на фоне вырождения бентосного населения.

Итак, с экологической точки зрения, выполненный анализ позволяет описать, выделенные группы следующим образом:

- не толерантные к загрязнению, обычно стенобионтные, реже стено-эврибионтные животные. К первым относятся Asteroidea, Echinoidea, Echiurida, Holothuroidea, Mysida и Solenogastres, ко вторым – Isopoda;
- умеренно толерантные, стенобионтные, стено-эврибионтные и эврибионтные представители макрозообентоса. К первым относятся Actiniaria, Ascidia, Hydrozoa и Sipuncula, ко вторым – Amphipoda, Cumacea и Gastropoda, к третьим – Bivalvia, Decapoda и Nemertea;

– толерантные, стенобионтные, стено-эврибионтные и эврибионтные животные. Первые включают Cirripedia и Priapulida, вторые – Ophiuroidea и Phoronida, третьи – Polychaeta.

При вычислении индекса TPF_{bio} среди различных вариантов расчётов наиболее эффективным оказалось использование среднегрупповых оптимумов кривых отклика [32]. При определении TPF_{gr} , кроме этого, логично также исключить эври- и эври-стенобионтные таксономические группы. Например, включение в построения эврибионтных полихет, встречающихся почти на всех станциях, добавит в вычисления оптимум с координатой 5,0, что приведет к неоправданному росту искомого показателя. Результаты регрессионного анализа (предиктор TPF_{chem} , зависимые переменные TPF_{gr} , вычисленные на основе F_q , A , B и их усредненное значение для стенобионтных групп) представлены на рисунке 3.5.



Ось ординат: а, б, в и г – соответственно величины индекса TPF_{gr} стенобионтных групп, вычисленные по оптимумам встречаемости, плотности, биомассе и его усредненная величина; r – коэффициент корреляции, p – вероятность справедливости H_0 ; 1 – логистическая функция (см. текст)

Рисунок 3.5. – Результаты регрессионного анализа

При использовании среднегрупповых оптимумов и указанных ограничений объясняемая предиктором TPF_{chem} дисперсия TPF_{gr} возрастает для встречаемости и усредненных значений соответственно в 14 и 19, а для плотности и биомассы – уменьшается в 3 и 5 раз (рисунок 3.5). Более того, изменения TPF_{gr} для встречаемости стало возможным описать логистической функцией (как наиболее приемлемой с экологических позиций), что увеличило объясняемую дисперсию почти до 50 % ($r^2 = 0,476$, $p = 0,000$). Однако этого явно недостаточно и, следовательно, индекс TPF_{gr} , разработанный на

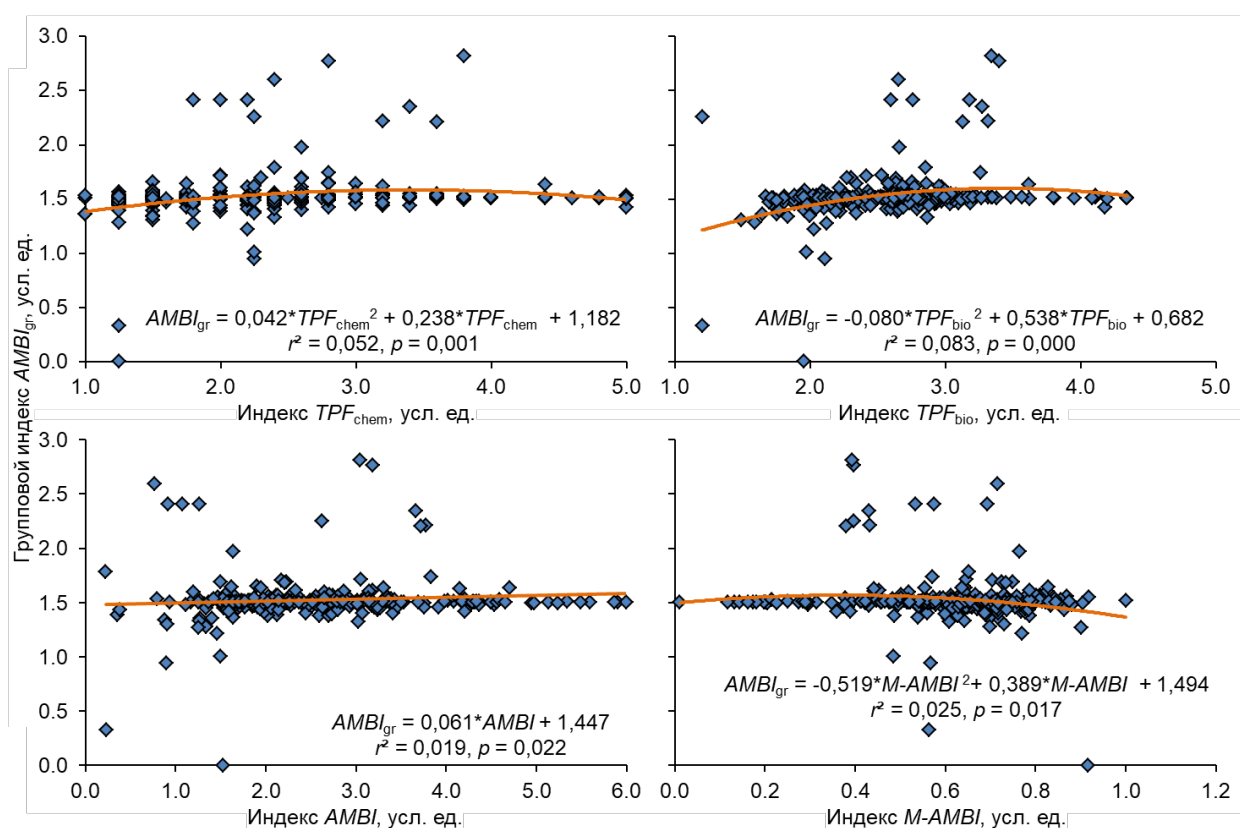
основе принципов и методики построения TPF_{bio} , в отличие от последнего, непригоден как для практики экологического мониторинга, так и для каких-либо других, например, теоретических целей. Иными словами, этот способ использования таксономических групп для биоиндикации или характеристики состояния донного населения является несостоятельным.

Итак, приведенные выше результаты проверки индикационной эффективности индекса TPF_{gr} , разработанного по аналогии и на основе принципов и методики построения с индекса TPF_{bio} , показывают невозможность его применения в практике биомониторинга. Это обусловлено крайне низкой дисперсией, объясняемой вариациями предиктора (TPF_{chem}), которая даже после процедуры снижения индивидуальной изменчивости за счет классификации таксономических групп по отношению к общему уровню загрязнения донных отложений, составила 44,3, 4,8, 3,0 и 13,2 % для величин индекса TPF_{gr} , вычисленных соответственно по оптимумам встречаемости, плотности, биомассы и его усредненным значениям.

4 Групповые индексы $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$

Индексы $AMBI$ и $M-AMBI$ применяются в ЕС, США и других странах для диагностики состояния морской (и эстуарной) среды и являются наиболее распространенными для этой цели «инструментами», использование которых регламентировано Рамочной Директивой по водным ресурсам и Рамочной Директивой ЕС о морской стратегии (WFD и MSFD). Их вычисление осуществляется на основе специальной ПП $AMBI$, включающей базу видов и таксонов более высокого ранга (последняя версия – 6.0, база данных – май 2022 г.) [47].

Величины индексов $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$ были рассчитаны с использованием этой ПП, на основе собственных результатов eNOF моделирования; многощетинковые черви были отнесены к индифферентным животным (группа II при определении $AMBI$). За рубежом процедура проверки соответствия разных индексов весьма распространена и носит название интеркалибровки, или калибровки. Ниже представлены результаты такой калибровки – сопоставления индексов $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$ со стандартными индексами $AMBI$ и $M-AMBI$, а также TPF_{chem} и TPF_{bio} (рисунок 4.1, 4.2).

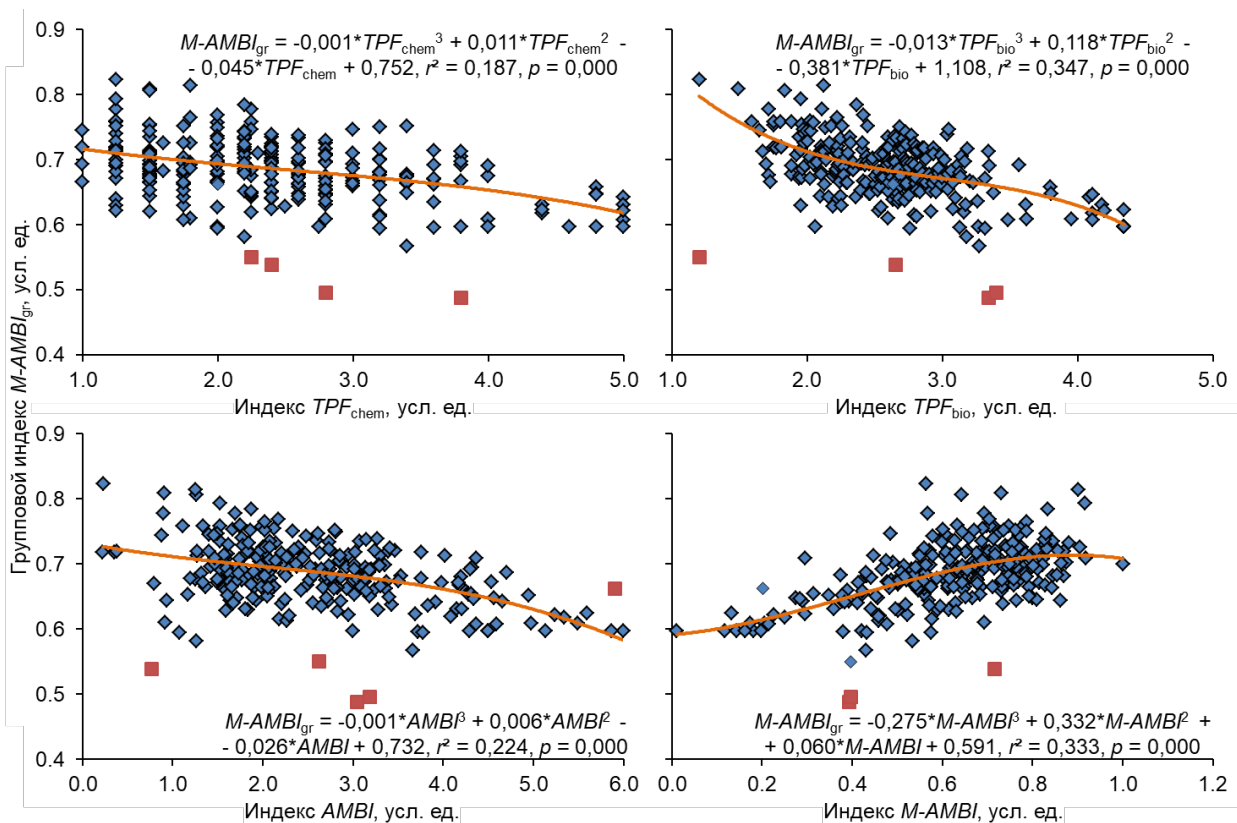


r – коэффициент корреляции, p – вероятность справедливости H_0

Рисунок 4.1 – Результаты интеркалибровки группового индекса $AMBI_{gr}$

Доля объясненной вариациями предикторов TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M-AMBI$ дисперсии у индекса $AMBI_{gr}$ составляет соответственно 5,2, 8,3, 1,9 и 2,5 % при аппроксимации полиномом второй степени и линейной регрессией (рисунок 4.1). При

этом попытка улучшить результаты за счет исключения выбросов оказалась неудачной и удаление явных аутбрейков (к тому же, непонятно, какие значения $AMBI_{gr}$ к ним отнести) лишь уменьшало ее величину. Несколько лучшие результаты дает калибровка $M-AMBI_{gr}$: коэффициент детерминации для указанных независимых переменных здесь достигает 18,7, 34,7, 22,4 и 33,3 % при использовании полинома третьей степени и удалении трех-пяти отчетливо выпадающих значений предиката (рисунок 4.2).



r – коэффициент корреляции, p – вероятность справедливости H_0 ; квадраты – выбросы

Рисунок 4.2 – Результаты интеркалибрации группового индекса $M-AMBI_{gr}$

При калибровке индексов, применяемых в ЕС, коэффициент детерминации варьирует в пределах 6–84 % [47, 70, 71]. Объясненные для индекса $M-AMBI_{gr}$ 18,7–34,7 % дисперсии хорошо вписываются в этот ряд, а ее 1,9–8,3 % у $AMBI_{gr}$ в большинстве случаев располагаются за его нижней границей. Таким образом, наши результаты довольно хорошо согласуются с данными зарубежных исследователей, однако доля объясненной дисперсии во всех случаях крайне низка. Поэтому групповые индексы $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$ непригодны для мониторинга и биоиндикации и, следовательно, использование таксономических групп невозможно и в таком варианте.

Таким образом, применение индексов $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$, вычисляемых по плотности поселения таксономических групп и на основе их классификации по отношению к общему уровню загрязнения (TPF_{chem}), как и индекса TPF_{gr} , в практике экологического мониторинга неприемлемо. Это связано с неудовлетворительными результатами их

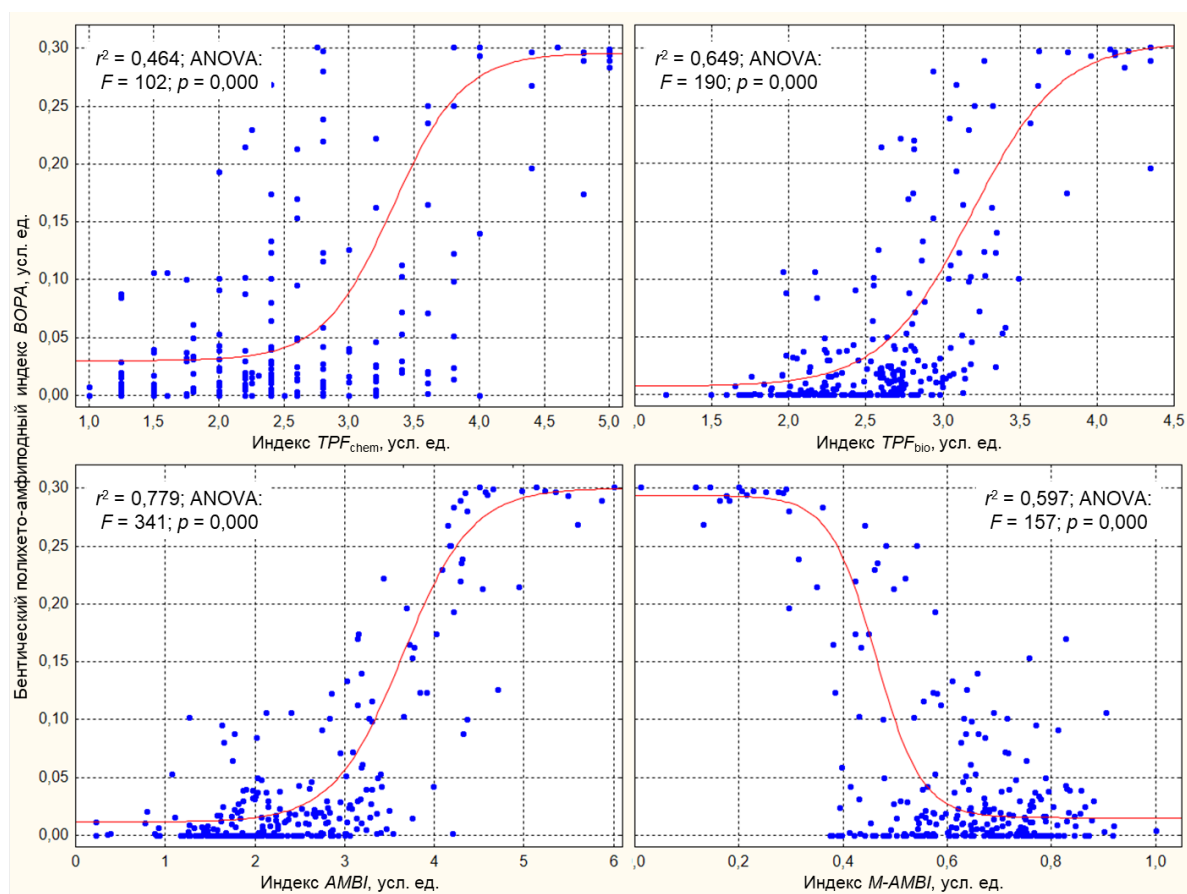
калибровки по отношению к индексам TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M\text{-}AMBI$: доля объясненной перечисленными предикторами дисперсии составила для $AMBI_{\text{gr}}$ соответственно 5,2, 8,3, 1,9 и 2,5 %, а для $M\text{-}AMBI_{\text{gr}}$ – 18,7, 34,7, 22,4 и 33,3 %, что явно недостаточно, хотя довольно хорошо согласуется с данными зарубежных исследователей.

5 Биотический полихето-амфиподный индекс *ВОРА*

Индекс *ВОРА* не требует для своего вычисления детальной видовой идентификации всех таксономических групп макрозообентоса – достаточно иметь плотности поселения разноногих раков (как таксономической группы в целом) и оппортунистических видов многощетинковых червей, что не предполагает определения всех видов этих животных. В заливе Петра Великого оппортунистические виды полихет, как по отношению к эвтрофикации (оппортунисты I и II порядков), так и химическому загрязнению донных отложений (толерантные и экстремально толерантные виды) хорошо известны, что также должно ускорять процедуру и снижать затраты на получение итоговых результатов, необходимых для оценки качества морской среды.

5.1 Интеркалибровка индекса *ВОРА*

Ниже представлены результаты калибровки *ВОРА* по TPF_{chem} , TPF_{bio} , *AMBI* и *M-AMBI* (рисунок 5.1). В расчётах использованы плотности поселения экстремально толерантных по отношению к загрязнению видов: *Aphelocheata pacifica*, *Cheilonereis cyclurus* (+*Cheilonereis* sp.), *Chaetozone setosa*, *Notomastus latericeus*, *Polynoidae* gen. sp., *Paradialychone cincta*, *Prionospio malmgreni*, *Pseudopotamilla* sp. и *Schistomeringos japonica*.



r – коэффициент корреляции, F – критерий Фишера, p – вероятность справедливости H_0

Рисунок 5.1 – Зависимости индекса *ВОРА* от TPF_{chem} и наиболее эффективных биотических показателей

Доля объясненной вариациями предикторов TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M-AMBI$ дисперсии индекса $BOPA$ составляет соответственно 46,4, 64,9, 77,9 и 59,7 % при аппроксимации логистической функцией (рисунок 5.1). Эти результаты следует признать вполне успешными, особенно для $AMBI$, учитывая результаты интеркалибрации различных индексов зарубежными авторами и наши собственные данные для индекса TPF_{bio} (независимая переменная – TPF_{chem} , 74,2–75,3 %). Поэтому индекс $BOPA$ пригоден для мониторинга и биоиндикации и, следовательно, использование таксономических групп таким способом вполне возможно. Однако для этого необходимо определить эффективность $BOPA$, которая у всех биотических показателей, использованных в настоящем Отчете, была диагностирована в рамках выполнения темы 4.6.3 в 2022 г. [68, 72].

5.2 Эффективность индекса $BOPA$ при оценке уровня загрязнения и эвтрофикации

Распределение первичных значений индекса $BOPA$ не соответствовало нормальному, а сама выборка при трех градациях глубины и типа грунта не была гомоскедастичной (таблица 5.1, рисунок 5.2). Однако трансформация данных оказалась вполне успешной и позволила достигнуть такого соответствия и равенства внутригрупповых дисперсий, что дало возможность применения классического варианта ANCOVA на основе общих линейных моделей и МНК.

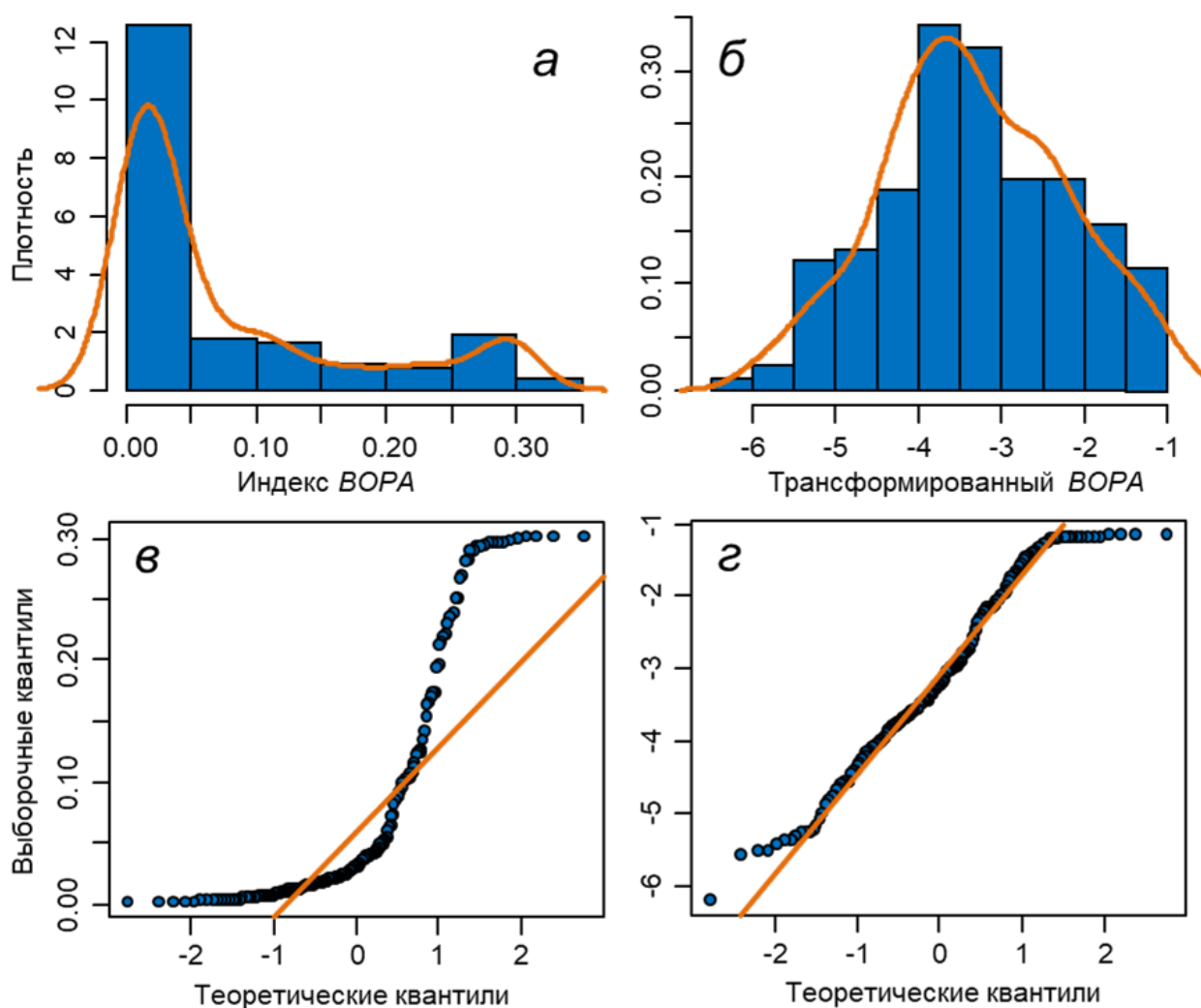
Таблица 5.1 – Результаты проверки значений индекса $BOPA$ на соответствие нормальному распределению и гомоскедастичности и их трансформации

$BOPA$	Метод	Результаты теста		Тест Ливина	
		Статистика	p	F	p
До преобразования	SW	0,652	2,2e-16	5,710	0,000
После ($\lambda_1 = -0.01$, $\lambda_2 = 0,0001$)	PT	16,75	0,211	1,389	0,204

Примечание. SW – Шапиро-Уилка, PT – χ^2 Пирсона, λ_1 – вычисляемый параметр, λ_2 – задаваемый параметр, F – расчетная величина критерия Фишера, p – вероятность справедливости H_0 .

Испытания первичных моделей у обеих ковариат дают удовлетворительные результаты: распределение остатков соответствует нормальному паттерну, а внутригрупповые дисперсии равны между собой (таблица 5.2, 5.3). Следует подчеркнуть, что положительные результаты при проверке гомогенности дисперсий остатков у ковариаты $C_{орг}$ достигались лишь при использовании теста Ливина, а более чувствительная и специально разработанная для такого анализа процедура Брюша-Пэгэна указывала на их внутригрупповую неоднородность, что подтверждается и базовыми диагностическими диаграммами (рисунок 5.3, 5.4). Наибольшая объясненная дисперсия индекса $BOPA$ была получена для независимой переменной $C_{орг}$ – 37,7 %, у TPF_{chem} TEV

оказалась несколько меньше – 33,1 % (таблица 5.3). В модель с TPF_{chem} на значимом уровне входили оба фактора, а уравнение с $C_{орг}$ включало только глубину. При этом в обоих случаях ведущими предикторами были континуальные независимые переменные, которые объясняли 25,4 и 32,0 % TEV соответственно, а на дискретные параметры приходилось в сумме ее 7,7 и 5,7 %.



a, в – реальные данные; *б, г* – трансформированные

Рисунок 5.2 – Графический результат успешной трансформации индекса $BOPA$

Таблица 5.2 – Некоторые результаты статистического анализа остатков первичных моделей ANCOVA для индекса $BOPA$

Ковариата	Тест Шапиро-Уилка		Тест Брюша-Пэгэна или Ливина*	
	W	p	F или Bp	p
TPF_{chem}	0,986	0,068	0,765	0,382
$C_{орг}$	0,991	0,302	0,562*	0,808*

Примечание. W , F и Bp – расчетные величины статистик Шапиро-Уилка, Фишера и Брюша-Пэгэна, p – вероятность справедливости H_0 .

Таблица 5.3 – Первичные и итоговые результаты ANCOVA (с учетом краевых эффектов, тип II), модель: $BOPA \sim \text{poly}(C_{\text{орг}} \text{ или } TPF_{\text{chem}}, \text{degree} = 3) + FSed + FDth$

Модель	Фактор	SS	df	η^2	F	p
Первичная $r^2 = 0,331$, $F = 12,22$, $p = 0,000$	Глубина	7,90	2	0,041	3,454	0,048
	Тип грунта	7,05	2	0,036	3,080	0,034
	TPF_{chem}	49,02	3	0,254	14,28	0,000
	Остатки	298,6	261			
Итоговая $r^2 = 0,444$, $F = 18,25$, $p = 0,000$	Глубина	9,87	2	0,072	6,174	0,003
	Тип грунта	7,23	2	0,053	4,523	0,012
	TPF_{chem}	43,61	3	0,319	18,18	0,000
	Остатки	198,2	248			
Первичная $r^2 = 0,377$, $F = 14,93$, $p = 0,000$	Глубина	10,90	2	0,056	5,114	0,007
	Тип грунта	0,239	2	0,001	0,112	0,894
	$C_{\text{орг}}$	62,57	3	0,320	19,57	0,000
	Остатки	278,0	261			
Итоговая $r^2 = 0,498$, $F = 22,78$, $p = 0,000$	Глубина	13,67	2	0,097	9,082	0,000
	Тип грунта	0,127	2	0,001	0,084	0,919
	$C_{\text{орг}}$	56,70	3	0,401	25,10	0,000
	Остатки	187,3	249			

Примечание. SS – сумма квадратов отклонений, df – число степеней свободы, η^2 – сила влияния, F – расчетная величина критерия Фишера, r – коэффициент корреляции, p – вероятность справедливости H_0 .

Итоговые модели в обоих случаях оказались лучше, чем первичные, о чем говорят меньшие значения критерия Акаике, и что подтверждается результатами тестов на нормальность и внутригрупповую гомогенность остатков (таблица 5.4, рисунок 5.3, 5.4). Положительные результаты дал тест Брюша-Пэгэна, как и проверка на нормальность при помощи наиболее чувствительного критерия Шапиро-Уилка: остатки оказались гомоскедастичны и нормально распределены. Другим немаловажным результатом подгонки моделей оказалось достижение заметного прироста TEV, причем этот инкремент для обеих независимых переменных превысил 10 % (11,3 и 12,1 %).

Таблица 5.4 – Некоторые результаты статистического анализа остатков итоговых моделей ANCOVA для индекса BOPA

Ковариата	Сравнение моделей			Тест Шапиро-Уилка		Тест Брюша-Пэгэна	
	Δ	AIC _p	AIC _f	W	p	BP	p
TPF_{chem}	0,113	547,8	449,0	0,987	0,097	1,562	0,211
$C_{\text{орг}}$	0,121	535,0	441,3	0,984	0,051	3,315	0,069

Примечание. Δ – инкремент коэффициента детерминации, AIC_p и AIC_f – значения информационного критерия Акаике для первичной и итоговой модели, W и BP – соответственно расчетные величины статистик Шапиро-Уилка и Брюша-Пэгэна, p – вероятность справедливости H_0 .

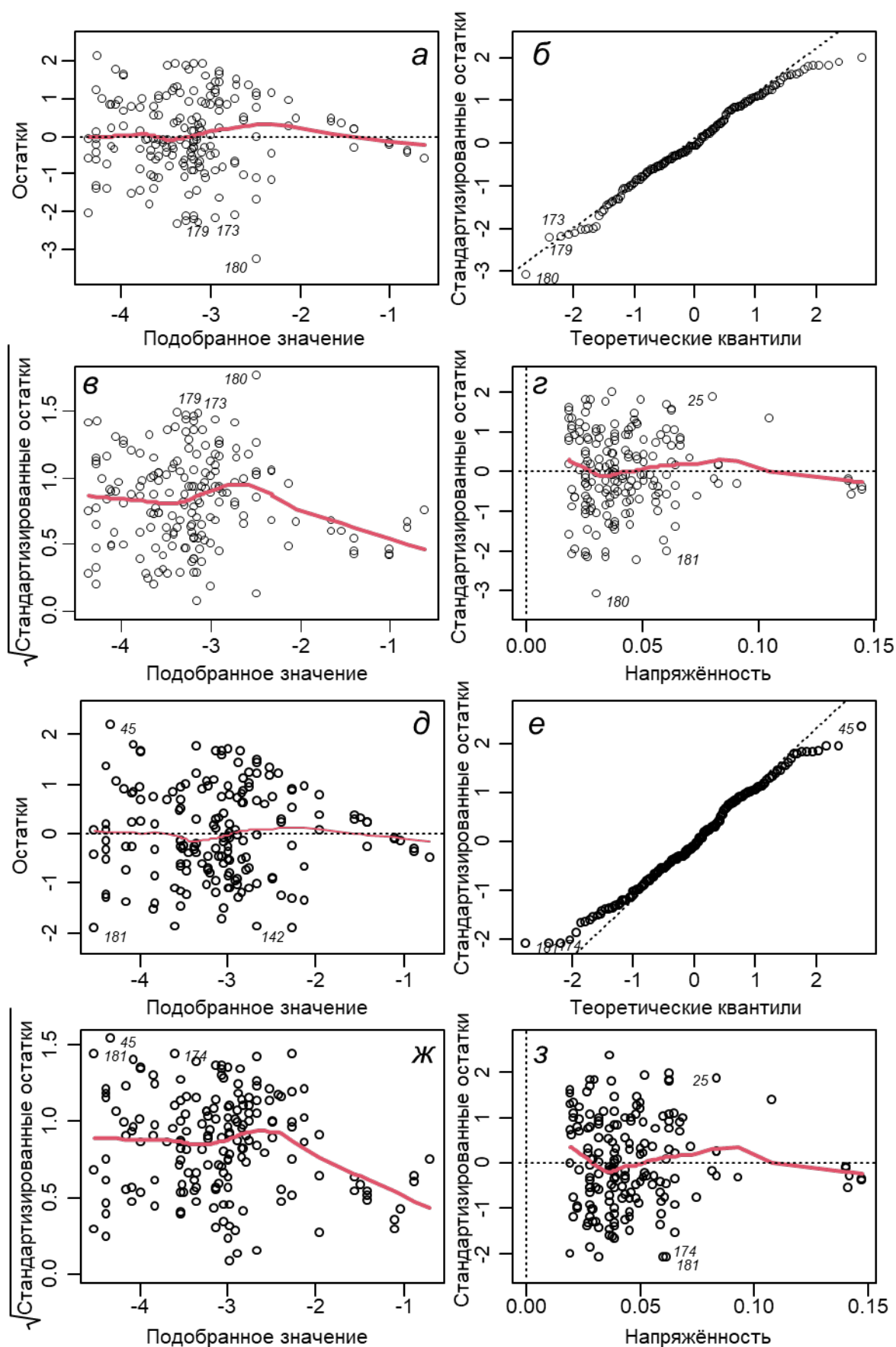
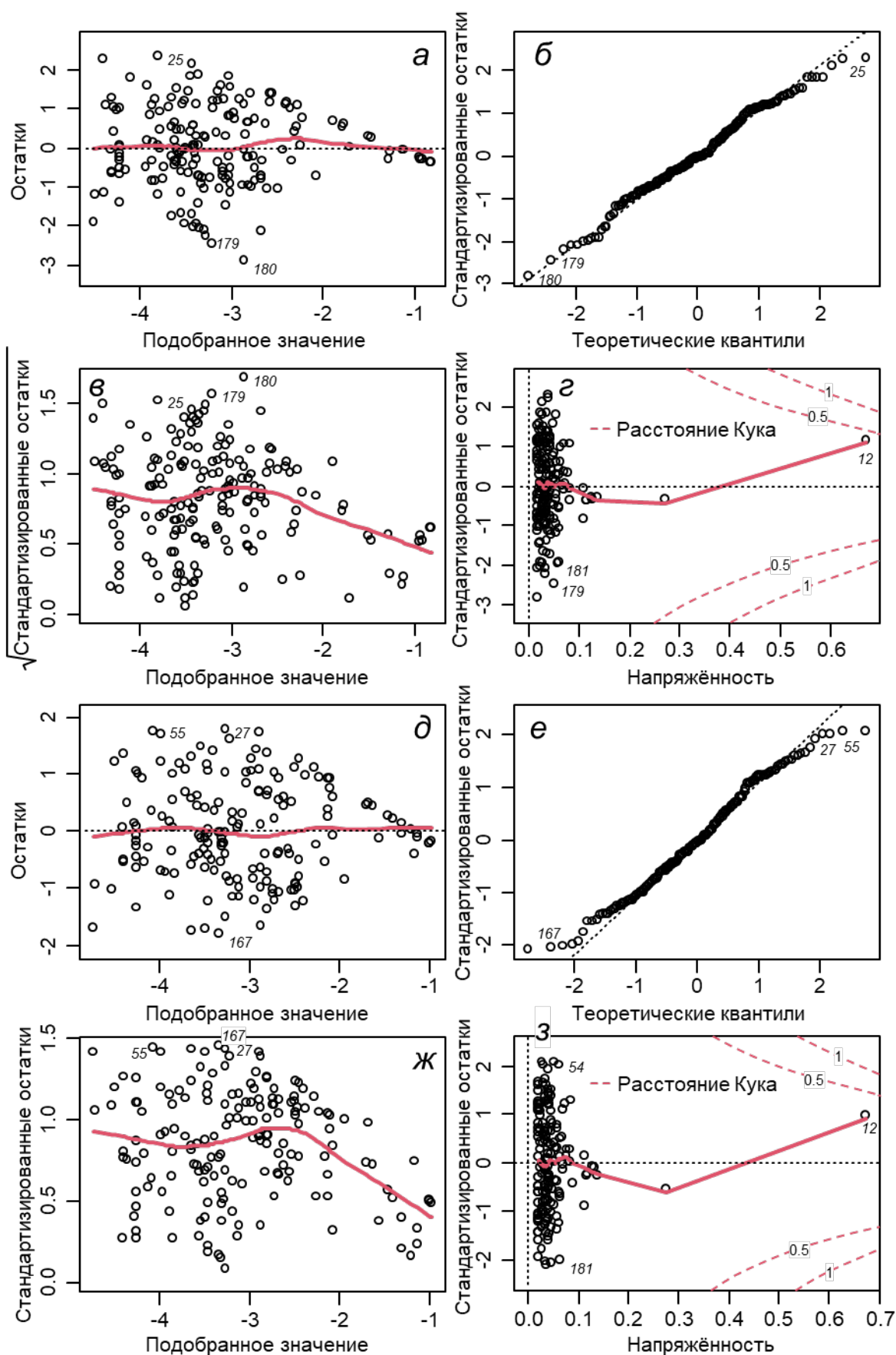


Рисунок 5.3 – Базовые диагностические диаграммы для подгонки модели индекса *BOPA* (ковариата – TPF_{chem})

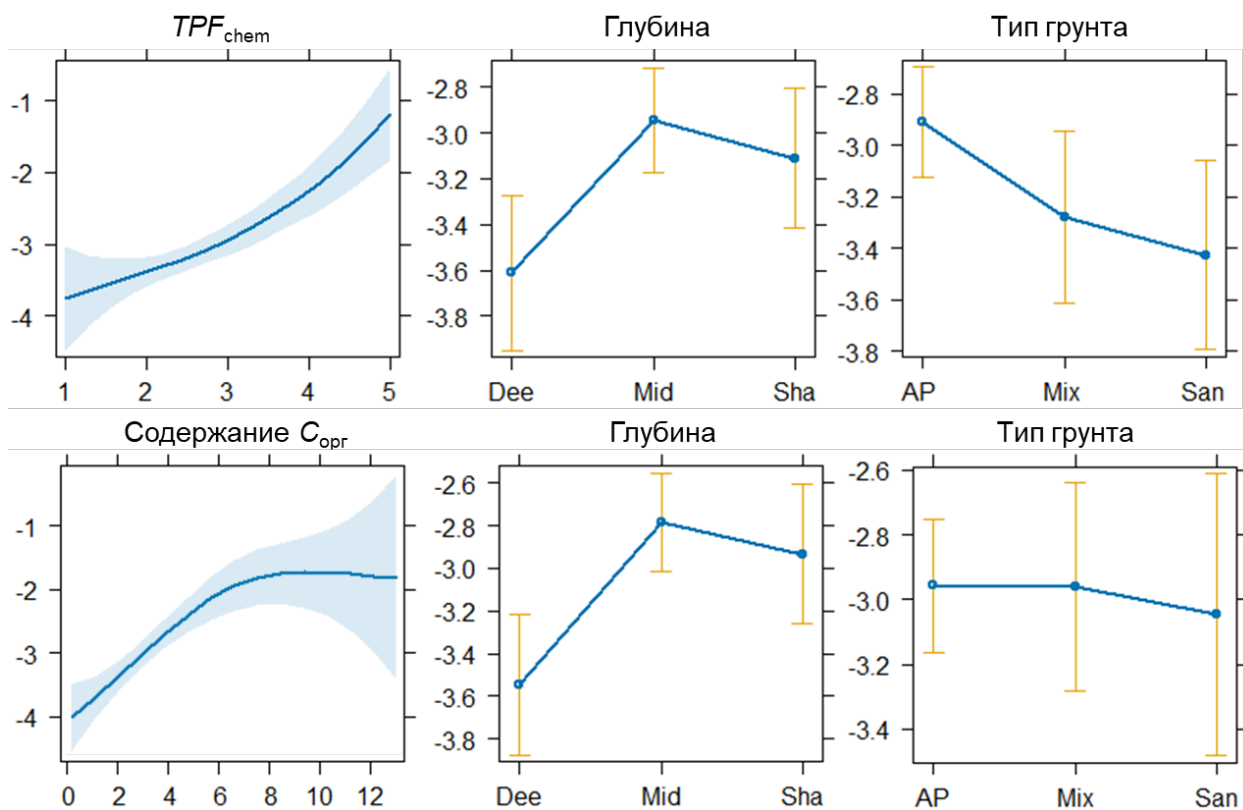


a–г и *д–з* – соответственно первичная и итоговая модель

Рисунок 5.4 – Базовые диагностические диаграммы для подгонки модели индекса *BOPA* (ковариата – содержание $C_{\text{орг}}$)

Как и при испытании первичных моделей, максимальная объясненная дисперсия индекса *BOPA* была получена при независимой переменной $C_{\text{орг}}$ – 49,8 %, для ковариаты TPF_{chem} *TEV* составила 44,4 %. Модель с $C_{\text{орг}}$ на статистически значимом уровне включала только глубину, а таковая с TPF_{chem} – оба фактора (таблица 5.3). В обоих случаях ведущими предикторами были ковариаты, которые объясняли 40,1 и 31,9 % *TEV* соответственно, а на дискретные параметры приходилось в сумме ее 9,8 и 12,5 %.

Изменение индекса *BOPA* под воздействием TPF_{chem} показывает монотонный, почти экспоненциальный рост, его минимальные значения приурочены к наименьшему диапазону глубин, а увеличение содержания песчаных фракций вызывает заметное снижение этого показателя (рисунок 5.5). Повышение содержания органического углерода также ведет к увеличению *BOPA*, но это возрастание неравномерно и примерно в середине диапазона концентраций $C_{\text{орг}}$ значения этого индекса выходят на плато (для лучшей визуализации на рисунке 5.5 использован полином четвертой степени). Эффекты глубины аналогичны таковым при ковариате TPF_{chem} , а отклик на изменения состава донных отложений, естественно, не выражен.



Заштрихованная область – доверительные границы модели, планки погрешностей – 95 % доверительный интервал (обозначения градаций факторов – см. таблица 1)

Рисунок 5.5 – Некоторые графические результаты ANCOVA для индекса *BOPA*: эффекты высокого ранга.

Полученные результаты позволяют оценить эффективность параметра *BOPA* для мониторинга состояния морской среды в сравнении с таковой других, изученных ранее

показателей обилия и экологических индексов, опираясь на общую объясненную дисперсию и вклады в нее непрерывных и категориальных переменных (рисунок 5.6). Очевидно, что для биоиндикации наилучшим показателем следует считать тот, который имеет наибольший и существенный ($> 50\%$) вклад индицируемого фактора в TEV на фоне минимального «шума», создаваемого остальными предикторами или сторонними факторами.

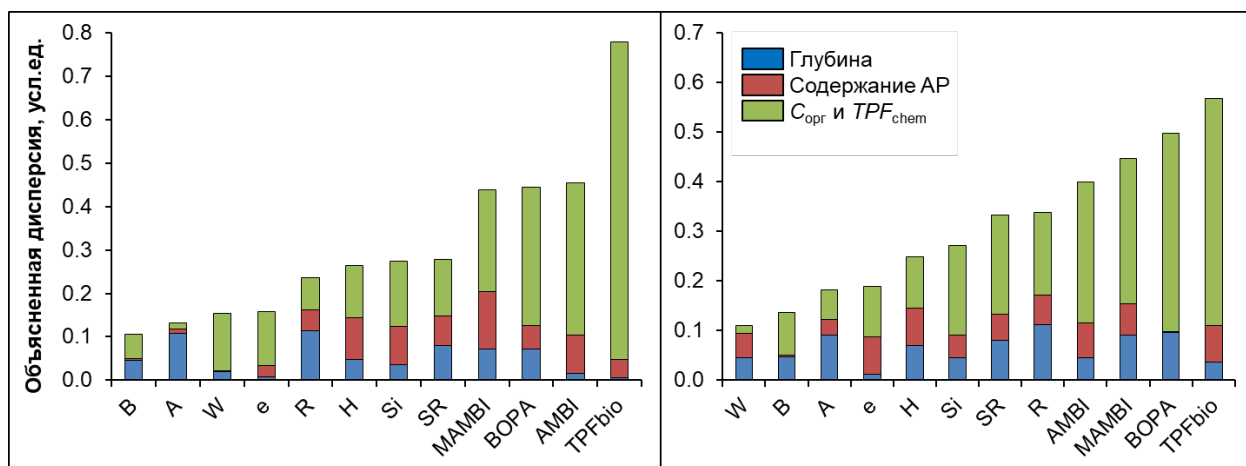


Рисунок 5.6 – Вклад различных факторов среды в общую объясненную дисперсию биотических параметров для ковариат TPF_{chem} и C_{org} (слева и справа, соответственно) по: [68, 72]; добавлены результаты для индекса $BOPA$

Как было показано ранее [68, 72], единственным параметром, полностью удовлетворяющим этим требованиям, является TPF_{bio} (вклад ковариаты в общую дисперсию – почти 73% , остальных факторов – в сумме $< 5\%$ или примерно 94 и 6% от TEV). В какой-то мере, этот показатель может рассматриваться и как индикатор уровня эвтрофикации (содержания C_{org}), хотя и в меньшей степени. Заметный, но все же не исключительный, вклад ковариаты C_{org} в его дисперсию ($45,7\% - 80,5\%$ от TEV) ощутимо отягощен статистически значимыми воздействиями сторонних факторов «тип грунта» и «глубина» (в сумме $11,0\%$ или $19,3\%$ от TEV).

Интегральные биотические индексы $AMBI$ и $M-AMBI$ гораздо в меньшей степени соответствуют указанным требованиям, существенно уступая TPF_{bio} по общей объясненной дисперсии, тогда как вклады сторонних факторов в их изменчивость гораздо выше, что особенно заметно для ковариаты содержание C_{org} . Доля дисперсии, объясненной непрерывными переменными, у этих показателей составляет всего $34,9$ и $23,5\%$ при ковариате TPF_{chem} (меньше чем у TPF_{bio} в $2,1$ и $3,1$ раза, в процентах от $TEV - 76,9$ и $53,6$) и $28,4$ и $29,2\%$ для содержания C_{org} (в $1,6$ раза, $71,0$ и $65,4\%$). При этом суммарные эффекты сторонних факторов достигают у $AMBI$ $23,1$ и $29,0\%$ от TEV (ковариаты TPF_{chem} и содержание C_{org} , соответственно), а у $M-AMBI$ – еще больше – $46,4$ и $34,6\%$. (рисунок 5.6).

В этом контексте индекс *BOPA* в большей степени сопоставим с *AMBI* и *M-AMBI*, чем с TPF_{bio} : на ковариату TPF_{chem} у него приходится 31,9 %, а на C_{org} – 40,1 % (в 2,3 и 1,1 раза, 76,6 и 80,4 %, 23,4 и 19,6 %). Следует подчеркнуть, что в индикативных способностях содержания органического углерода *BOPA* явно превосходит индексы *AMBI* и *M-AMBI*, сближаясь в этом отношении с TPF_{bio} , и таким образом, этот показатель весьма перспективен для биомониторинга и биоиндикации качества морской среды. Однако для его адаптации с целью применения на акватории залива Петра Великого требуются дополнительные исследования. Во-первых, известны, как минимум, три способа его вычисления, и во-вторых, не совсем ясно, какие виды полихет должны быть использованы при его определении (например, одни лишь экстремально толерантные или же все оппортунистические таксоны). Все эти процедуры явно не входят в цель и задачи настоящего Отчета.

Итак, калибровка биотического полихето-амфиподного показателя *BOPA* по отношению к TPF_{chem} , TPF_{bio} , *AMBI* и *M-AMBI* показала, что при аппроксимации логистической функцией дисперсия, объясняемая вариациями перечисленных параметров, весьма высока и составляет соответственно 46,4, 64,9, 77,9 и 59,7 %. Это свидетельствует о принципиальной возможности применения *BOPA* в практике экологического мониторинга; об этом же говорит и оценка его индикационной эффективности общего уровня загрязнения и, особенно, эвтрофикации в сравнении с другими биотическими параметрами (плотность поселения, биомасса, экологические индексы). Однако использование индекса *BOPA* будет возможно только после дополнительных исследований с целью его адаптации для акватории залива Петра Великого.

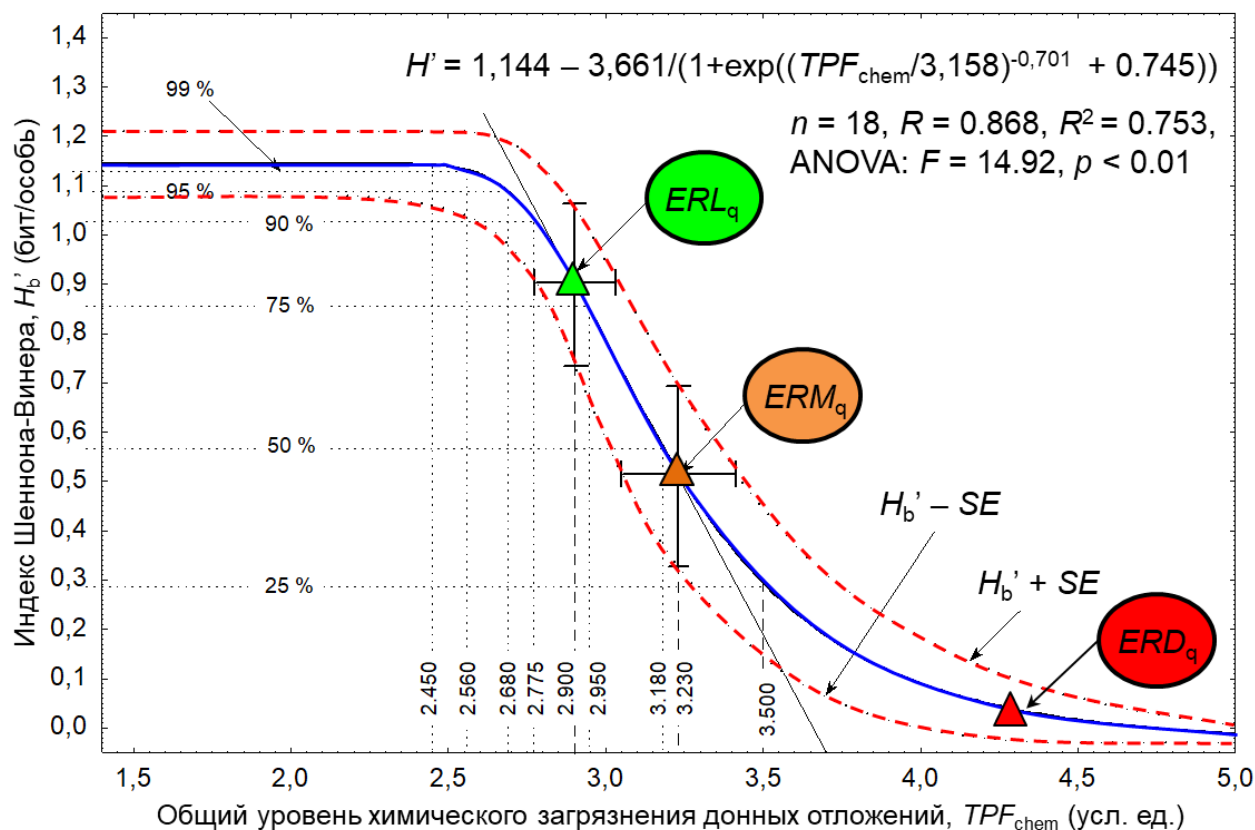
6 Групповые индексы видового богатства Маргалефа, разнообразия Шеннона-Винера и усредненные внутригрупповые координаты точек оптимумов

Впервые калибровка индекса TPF_{chem} , характеризующего общий уровень химического загрязнения осадков, была выполнена авторами более 15 лет назад на весьма ограниченном материале (18 станций) для двустворчатых моллюсков, с использованием индекса видового разнообразия Шеннона-Винера (H_b') [4, 10]. Зависимость H_b' от TPF_{chem} описывается логистической функцией (рисунок 6.1), величины ERL_q и ERM_q (по аналогии с ERL и ERM Лонга [14]) ограничивают область наиболее выраженного – почти линейного снижения разнообразия бивалвий. Для двустворчатых моллюсков падение H_b' , составляющее менее 10 % ($TPF_{chem} < 2,775$) соответствует, вероятно, ненарушенным бентосным сообществам, 10–36 % ($TPF_{chem} = 2,775–3,025$) – начальным этапам их разрушения, 39–72 % ($TPF_{chem} = 3,025–3,410$) – глубоким перестройкам под воздействием загрязнения, а превышающие 72 % ($TPF_{chem} > 3,410 - ERD_q$) – полной деградации сообществ. Следует подчеркнуть, что вполне удовлетворительные результаты давала и калибровка TPF_{chem} по индексу Маргалефа, а выбор в пользу H' был сделан лишь на основе его специфических свойств и большей распространенности в экологических исследованиях.

Методика получения логистической функции включала предварительное усреднение TPF_{chem} и H_b' для одного года (сезонные наблюдения, 10 из 18 станций) и выбраковку ряда точек, так как из-за малого объема выборки вычисление модели и ее оценка не представлялась возможной. В настоящее время, в связи с накоплением обширного материала (с экологических позиций), такая возможность стала вполне осуществимой. Ниже представлены результаты этой калибровки для индексов Маргалефа и Шеннона-Винера наиболее представительных таксономических групп макрозообентоса для всех и усредненных указанным способом данных (рисунок 6.2, 6.3).

В заливе Петра Великого к наиболее представительным таксономическим группам макрозообентоса относятся двустворчатые и брюхоногие моллюски, разноногие и десятиногие раки, а также многощетинковые черви (таблица 6.1). Точки оптимумов встречаемости первых четырех групп расположены гораздо левее, чем у полихет, а кривые распределения их встречаемости имеют выраженную левостороннюю асимметрию, что указывает на заметную чувствительность этих животных к уровню загрязнения (см. также рисунок 2.2–2.6 в разделе 2). В то же время, это далеко не самые чувствительные к контаминации организмы: левее их оптимумов располагаются таковые изопод, мизид, морских звезд, ежей, офиур, голотурий и так далее. Встречаемость

многощетинковых червей практически постоянна на всем диапазоне TPF_{chem} и, следовательно, эта группа не имеет какой-либо индикаторной ценности.



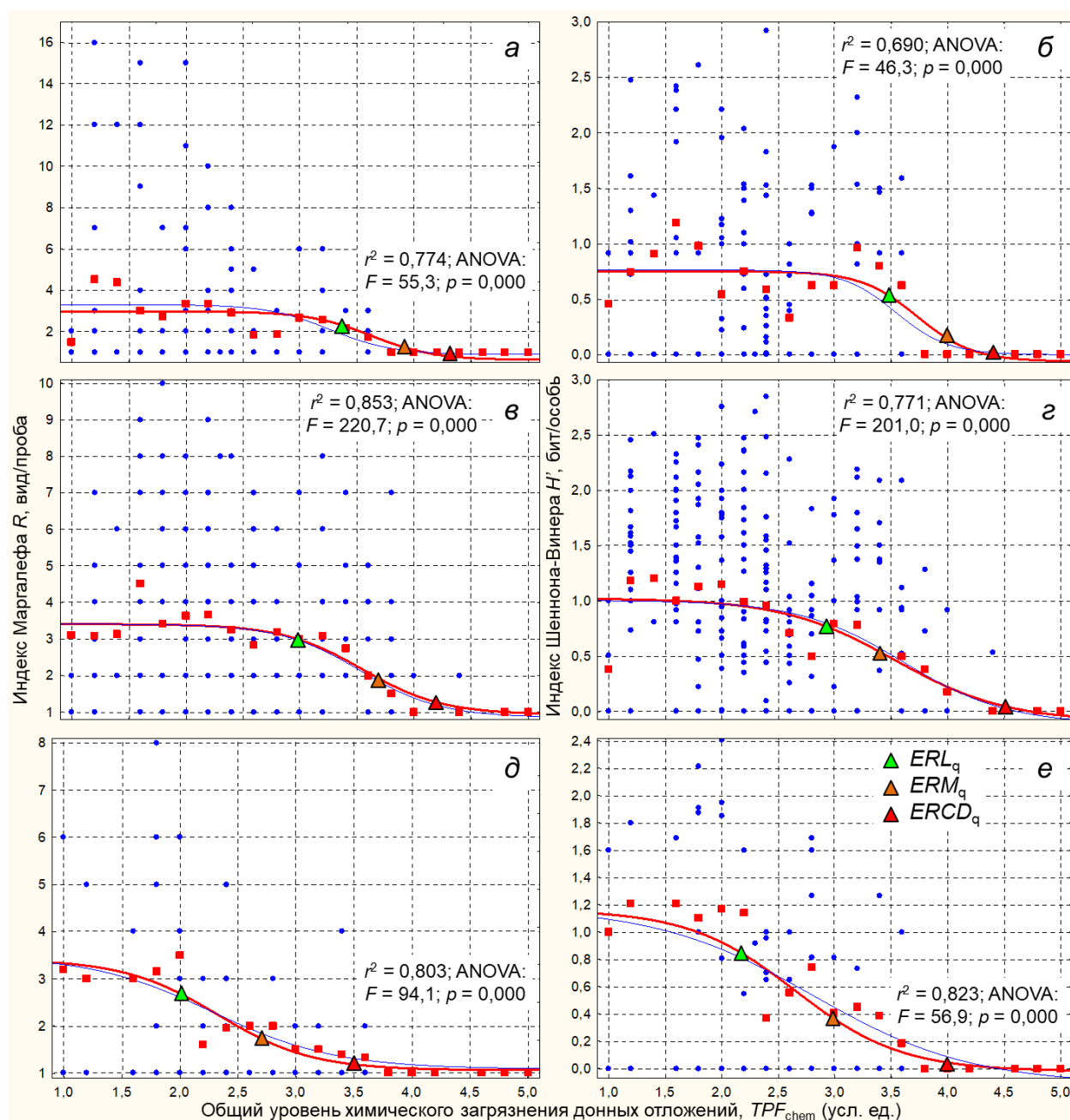
На графике указаны процентные уровни снижения H_b' и соответствующие значения TPF_{chem} ; R – коэффициент корреляции, n – число станций; SE – стандартная ошибка; ERL_q и ERM_q – верхняя и нижняя границы области прогрессивной деградации, координата выхода кривой модели индекса H_b' на плато по [4, 10]

Рисунок 6.1 – Эмпирическая зависимость индекса видового разнообразия Шеннона-Винера для двустворчатых моллюсков от общего уровня загрязнения донных отложений.

Модели, полученные на основе всех данных и результатов наблюдений, усредненных для координат TPF_{chem} (шаг – предел вычисления TPF_{chem} – 0,2 усл. ед.), по форме почти идентичны (рисунок 6.2, 6.3). В большинстве случаев, вычисленные при помощи этих моделей значения значимо не отличаются друг от друга с позиций статистики (результаты теста Вилкоксона: вероятность справедливости H_0 $p = 0,085$ – $0,821$) (таблица 6.2). Лишь у полихет эти различия статистически значимы ($p = 0,010$ – $0,017$), хотя визуальные отличия в форме кривых этих функций также отсутствуют.

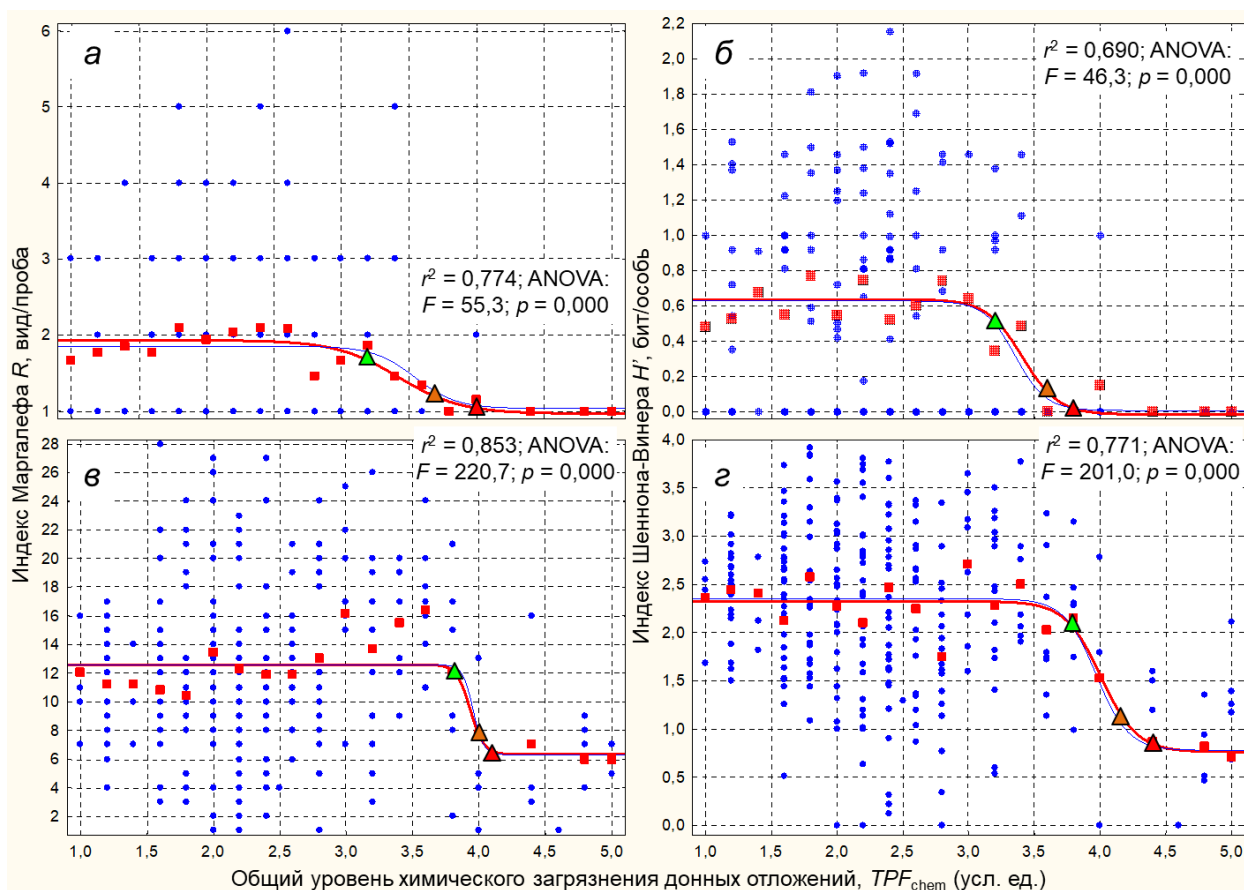
Далее определение координат точек ERL_q , ERM_q и ERD_q производили по усредненным функциям, причем этот выбор является чисто волевым решением авторов, поскольку модели, полученные на основе разных данных, оказались равноценны. Координата ERL_q в единицах TPF_{chem} у изученных групп донных животных изменялась от 2,0 до 3,8 соответственно у декапод и полихет, составляя в среднем $3,1 \pm 0,2$ (без полихет – $2,9 \pm 0,2$) (таблица 6.3). Координата ERM_q варьировала в пределах 2,7–4,2 (минимум и

максимум у тех же групп), достигая в среднем $3,6 \pm 0,2$ ($3,5 \pm 0,2$), у ERD_q эти значения равнялись $3,8-4,5$ и $4,1 \pm 0,1$ единиц TPF_{chem} . Падение видового богатства и разнообразия на уровнях ERL_q , ERM_q и ERD_q составляло в среднем $25,2 \pm 1,4$, $69,3 \pm 4,0$ и $93,9 \pm 0,5$ %.



a, б – Amphipoda, *в, г* – Bivalvia, *д, е* – Decapoda; кружки и квадраты – соответственно первичные и усредненные величины индексов; синяя и красная кривые – модели, полученные для всех и усреднённых данных; зеленый, оранжевый и красный треугольники – ERL_q , ERM_q и ERD_q ; модель для усредненных данных: r – коэффициент корреляции, F – расчётная величина критерия Фишера, p – вероятность справедливости H_0

Рисунок 6.2 – Модели изменения индексов Маргалефа и Шеннона-Винера вдоль градиента общего уровня загрязнения донных отложений у наиболее представительных таксономических групп макрозообентоса; результаты статистической оценки коэффициентов моделей представлены в Приложении (таблица А.1)



а, б – Gastropoda, в, г – Polychaeta; кружки и квадраты – соответственно первичные и усредненные величины индексов; синяя и красная кривые – модели, полученные для всех и усреднённых данных; зеленый, оранжевый и красный треугольники – ERL_q , ERM_q и ERD_q ; модель для усредненных данных: r – коэффициент корреляции, F – расчётная величина критерия Фишера, p – вероятность справедливости H_0

Рисунок 6.3 – Модели изменения индексов Маргалефа и Шеннона-Винера вдоль градиента общего уровня загрязнения донных отложений у наиболее представительных таксономических групп макрозообентоса; результаты статистической оценки коэффициентов моделей представлены в Приложении (таблица А.1)

Таблица 6.1 – Исследованные группы макрозообентоса и координаты оптимумов их встречаемости (в ед. TPF_{chem})

Группа	Число видов	Число видов, %	Встречаемость, %	Координата оптимума
Isopoda (ES)	7	1,3	8,3	1,000
Mysida (ES)	3	0,6	3,6	1,000
Asteroidea (ES)	5	0,9	17,0	1,000
Ophiuroidea (T)	6	1,1	54,9	1,000
Echinoidea (ES)	5	0,9	10,8	1,344
Nemertea (MT)	12	2,3	62,1	1,502
Solenogastres (ES)	1	0,2	5,1	1,514
Holothuroidea (ES)	4	0,8	5,1	1,611
Echiurida (ES)	2	0,4	2,2	1,868
Decapoda (MT)	33	6,3	31,8	1,967
Sipuncula (MT)	3	0,6	10,8	2,060
Gastropoda (MT)	54	10,2	60,6	2,112

Продолжение таблицы 6.1

Группа	Число видов	Число видов, %	F_q , %	Координата оптимума
Bivalvia (MT)	93	17,6	86,6	2,197
Actiniaria (MT)	6	1,1	14,8	2,293
Hydrozoa (MT)	1	0,2	2,5	2,300
Amphipoda(MT)	83	15,7	46,6	2,326
Cumacea (MT)	10	1,9	28,5	2,361
Ascidia (MT)	4	0,8	6,9	2,591
Cirripedia (T)	2	0,4	4,3	2,717
Priapulida (T)	1	0,2	9,7	3,322
Phoronida (T)	1	0,2	14,8	3,532
Polychaeta (T)	191	36,2	98,6	5,000

Примечание. Жирным шрифтом выделены наиболее представительные таксономические группы.

Таблица 6.2 – Результаты теста Вилкоксона: сравнение моделей индексов Маргалефа и Шеннона-Винера вычисленных для всех и усреднённых данных

Группа, индекс	T	Z	p
Amphipoda, R	69,0	1,616	0,106
Amphipoda, H'	105,0	0,365	0,715
Bivalvia, R	66,0	1,721	0,085
Bivalvia, H'	106,0	0,330	0,741
Decapoda, R	64,0	1,790	0,073
Decapoda, H'	103,0	0,434	0,664
Gastropoda, R	109,0	0,226	0,821
Gastropoda, H'	94,0	0,747	0,455
Polychaeta, R	41,0	2,589	0,010
Polychaeta, H'	47,0	2,381	0,017

Примечание. T и Z – расчетная и аппроксимированная величина критерия Вилкоксона, p – вероятность справедливости H_0 ; жирным шрифтом выделены статистически значимые отличия.

Таблица 6.3 – Результаты определения наиболее важных характеристик моделей изменения индексов Маргалефа и Шеннона-Винера вдоль градиента TPF_{chem}

Группа, индекс	Координата TPF_{chem} , усл. ед.			Снижение функции, %		
	ERL_q	ERM_q	ERD_q	ERL_q	ERM_q	ERD_q
Amphipoda, R	3,3	3,9	4,3	24,5	73,0	92,3
Amphipoda, H'	3,5	4,0	4,4	29,3	75,3	94,2
Bivalvia, R	3,0	3,7	4,2	24,9	66,7	95,8
Bivalvia, H'	2,9 (2,8–2,9)	3,4 (3,2)	4,5 (4,4)	22,8	45,4	91,9
Decapoda, R	2,0	2,7	3,5	28,3	70,3	94,6
Decapoda, H'	2,2	3,0	4,0	25,9	67,3	95,1
Gastropoda, R	3,2	3,7	4,0	28,0	76,3	92,6
Gastropoda, H'	3,2	3,6	3,8	17,7	80,4	94,7

Продолжение таблицы 6.3

Группа, индекс	Координата TPF_{chem} , усл. ед.			Снижение функции, %		
	ERL_q	ERM_q	ERD_q	ERL_q	ERM_q	ERD_q
Polychaeta, R	3,8	4,0	4,1	6,9	78,8	89,1
Polychaeta, H'	3,8	4,2	4,4	18,1	80,6	94,8
В среднем $\pm SE$	3,09 $\pm$ 0,20	3,62 $\pm$ 0,16	4,12 $\pm$ 0,10	22,7 $\pm$ 3,3	71,4 $\pm$ 3,5	93,5 $\pm$ 0,7
В среднем $\pm SE^*$	2,91 $\pm$ 0,20	3,50 $\pm$ 0,17	4,09 $\pm$ 0,13	25,2 $\pm$ 1,4	69,3 $\pm$ 4,0	93,9 $\pm$ 0,5

Примечание. В скобках – величины, полученные ранее [4, 10], SE – ошибка репрезентативности.

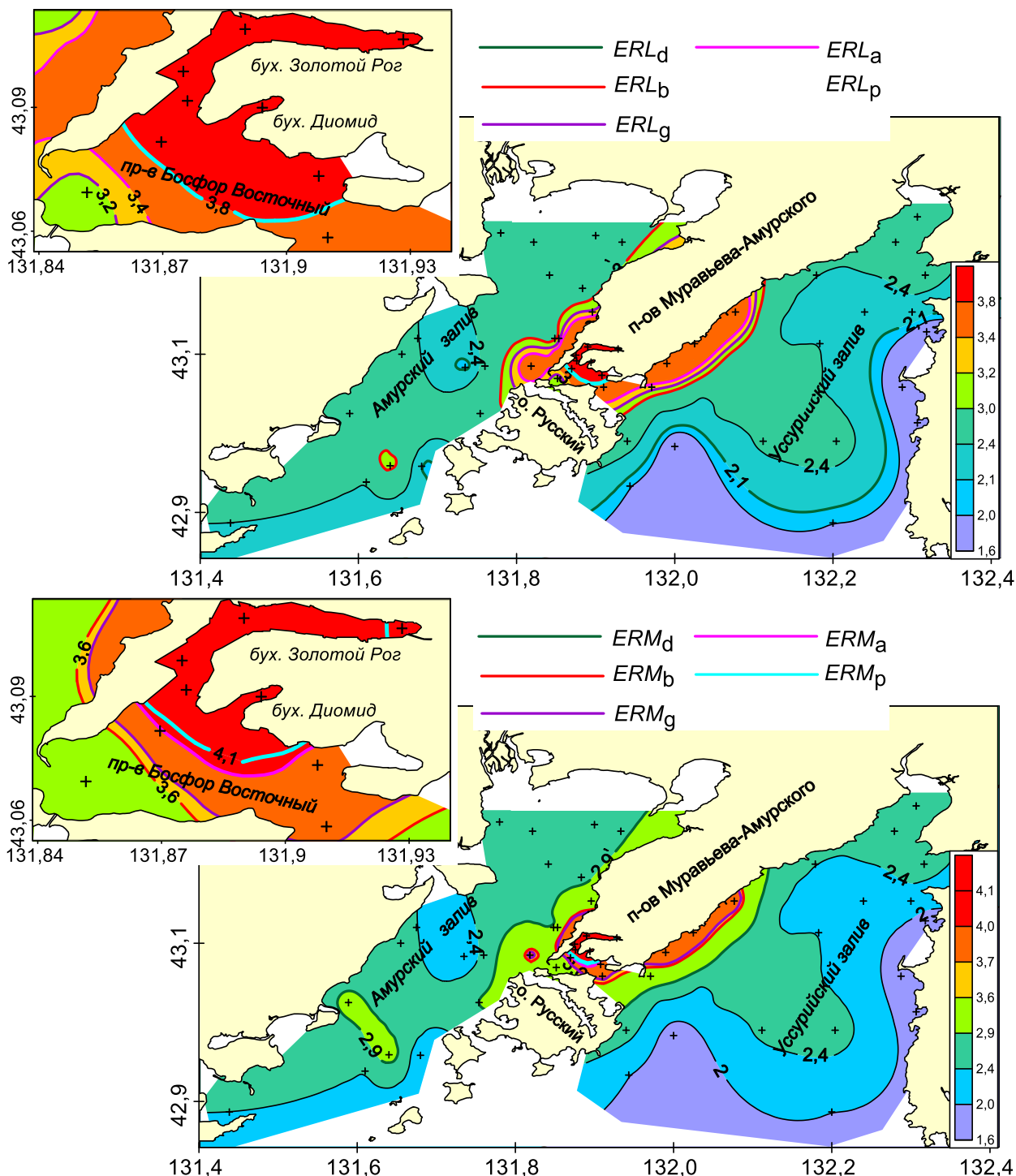
Для двустворчатых моллюсков координаты ERL_q , ERM_q и ERD_q , полученные при выполнении настоящего Отчета и ранее, имеют сходные значения, отличаясь в максимуме лишь на величину предела определения TPF_{chem} у ERM_q (0,2 усл. ед.), что дополнительно указывает на объективность оценок эти показателей. Величины порогов ERL_q и ERM_q растут в ряду Decapoda, Bivalvia, Gastropoda, Amphipoda и Polychaeta, причем как для индекса Маргалефа, так и Шеннона-Винера, что делает их довольно удобным инструментом для визуализации возможных нарушений донного населения (рисунок 6.4). Для ERD_q эта последовательность нарушается его более высокими, чем у полихет, значениями у амфипод и бивальвий (соответственно R и H' , различия не превышают предел определения TPF_{chem}), что связано, скорее всего, с погрешностями процедуры моделирования.

Необходимо отметить, что довольно высокие значения координат ERL_q дают дополнительное объяснение малой пригодности общих для всего донного населения индексов Маргалефа и Шеннона-Винера в практике экологического мониторинга [68, 72]. Это связано с последовательным замещением животных, чувствительных к загрязнению, примерно тем же количеством все более и более толерантных представителей бентоса и, как следствие, низкой величиной дисперсии, объясняемой изменениями уровня загрязнения и эвтрофикации (TPF_{chem} и содержанием органического углерода). При этом следует учесть, что перечисленные выше группы представляют более 86 % найденных видов и таксонов более высокого ранга (454 из 527).

Наконец, еще одним способом применения таксономических групп для мониторинга состояния макрозообентоса может быть использование результатов их классификации по отношению к степени загрязнения донных отложений, а именно усредненных внутри выделенных групп координат оптимумов встречаемости, плотности поселения и биомассы (подробно см. раздел 3) (рисунок 6.5). Вместо оптимумов логичнее было бы использовать точки перегиба моделей, отделяющие области субоптимумов, но их

* Без Polychaeta.

определение в большинстве случаев невозможно (см. разделы 2, 3, таблица 2.2–2.4, 3.2). Изолиния координаты оптимума группы II почти совпадает с таковой предельно допустимого уровня ($ПДУ_{10}$), а группы III – с ERM_q , определенной по обобщенной функции состояния сообществ донной фауны (рисунок 6.5) [31].



Подстрочные символы а, b, d, g и р – соответственно амфиподы, двустворчатые моллюски, декаподы, гастроподы и полихеты

Рисунок 6.4 – Распределение усредненных для индексов Маргалефа и Шеннона-Винера значений ERL_q и ERM_q , определенных у разных таксономических групп, на прибрежных акваториях Владивостока в 2016 г.

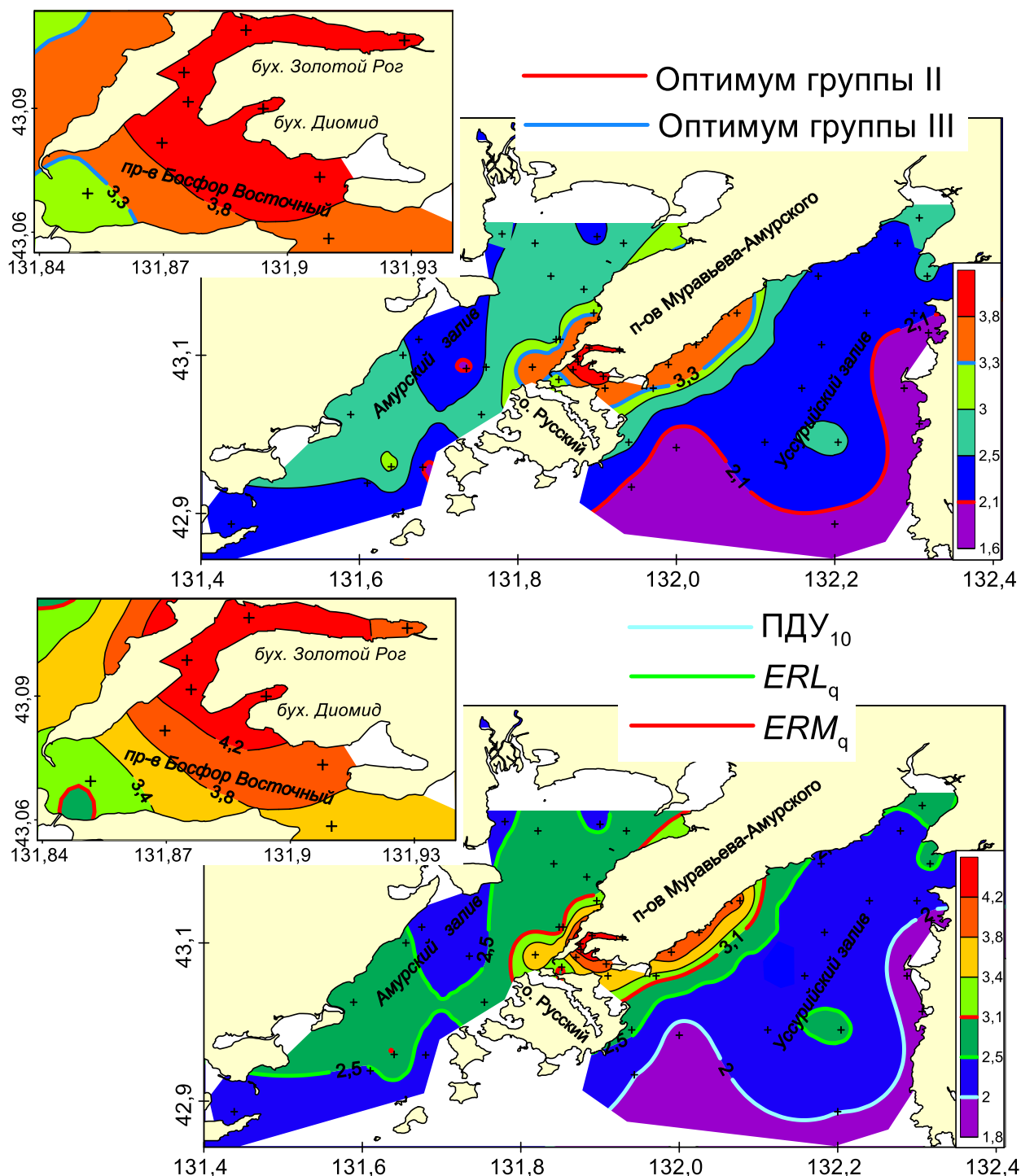


Рисунок 6.5 – Распределение значений групповых оптимумов, PDU_{10} , ERL_q и ERM_q (последние три параметра – по [31]) на прибрежных акваториях Владивостока в 2016 г.

Таким образом, условия морской среды на всей прибрежной акватории Владивостока в 2016 г. были далеки от оптимального состояния для чувствительных и умеренно толерантных к загрязнению представителей макрозообентоса (рисунок 6.4, 6.5). Непосредственно вдоль береговой черты полуострова Муравьева-Амурского качество местообитаний было благоприятным лишь для животных, толерантных к загрязнению, а в бухтах Золотой Рог, Диомид и значительной части пролива Босфор Восточный – только для экстремально толерантных к загрязнению представителей макрозообентоса. Эта,

довольно неприглядная картина, отраженная на указанных рисунках, может служить примером применения в практике экологического мониторинга пороговых величин ERL_q , ERM_q и ERD_q , а также усредненных внутригрупповых координат оптимумов, полученных в результате классификации таксономических групп по отношению к загрязнению.

Так или иначе, в настоящее время существует два приемлемых варианта применения в практике экологического мониторинга общих характеристики таксономических групп макрозообентоса. Во-первых, это определение координат пороговых точек ERL_q и ERM_q , которые ограничивают область прогрессивной деградации донного населения – почти линейного падения моделей изменения индексов видового богатства Маргалефа и разнообразия Шеннона-Винера вдоль градиента общего уровня химического загрязнения грунтов (TPF_{chem}), а также ERD_q – координаты точки, правее которой наступает полная деградация донного населения. Во-вторых, это использование усредненных внутригрупповых координат точек оптимумов встречаемости, плотности поселения и биомассы агломераций, выделенных в результате классификации таксономических групп по отношению к загрязнению. При интерпретации оба этих способа дают сходные результаты, которые почти идентичны таковым, получаемым при применении ПДУ₁₀, а также ERL_q , ERM_q и ERD_q , определяемым на основе обобщенной функции состояния сообществ донной фауны (различия соответствующих показателей лежат в пределах вычисления $TPF_{chem} - 0,2$ усл. ед.). Кроме того, они позволяют выполнять картирование водоемов, что удобно, например, для визуального восприятия экологического состояния морских акваторий, как в целом, так и их отдельных участков.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Запланированные на 2022 г. работы по систематизации и анализу данных, в соответствие с Государственным заданием, выполнены полностью. На основе проведенных наблюдений, анализа и расчетов можно сделать следующее заключение.

- 1) В процессе работы систематизированы и реструктурированы данные (261 станция, 1992–2019 гг.) по глубине отбора проб, гранулометрическому составу, содержанию загрязняющих веществ и органического углерода в осадках, характеристикам обилия (частота встречаемости, плотность поселения, биомасса) и экологическим индексам (видового богатства Маргалефа, разнообразия Шеннона-Винера, $AMBI$, $M-AMBI$ и TPF_{bio}) таксономических групп макрозообентоса.
- 2) Результаты проверки индикационной эффективности индекса TPF_{gr} , разработанного по аналогии и на основе принципов и методики построения с индекса TPF_{bio} , показывают невозможность его применения в практике биомониторинга. Это обусловлено крайне низкой дисперсией, объясняемой вариациями предиктора (TPF_{chem}), которая даже после процедуры снижения индивидуальной изменчивости за счет классификации таксономических групп по отношению к общему уровню загрязнения донных отложений, составила 44,3, 4,8, 3,0 и 13,2 % для величин индекса TPF_{gr} , вычисленных соответственно по оптимумам встречаемости, плотности, биомассы и его усредненным значениям;
- 3) Применение индексов $AMBI_{gr}$ и $M-AMBI_{gr}$, вычисляемых по плотности поселения таксономических групп и на основе их классификации по отношению к общему уровню загрязнения (TPF_{chem}), как и индекса TPF_{gr} , в практике экологического мониторинга неприемлемо. Это связано с неудовлетворительными результатами их калибровки по отношению к индексам TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M-AMBI$: доля объясненной перечисленными предикторами дисперсии составила для $AMBI_{gr}$ соответственно 5,2, 8,3, 1,9 и 2,5 %, а для $M-AMBI_{gr}$ – 18,7, 34,7, 22,4 и 33,3 %, что явно недостаточно, хотя довольно хорошо согласуется с данными зарубежных исследователей;
- 4) Калибровка биотического полихето-амфиподного показателя $BOPA$ по отношению к TPF_{chem} , TPF_{bio} , $AMBI$ и $M-AMBI$ показала, что при аппроксимации логистической функцией дисперсия, объясняемая вариациями указанных параметров, весьма высока и составляет соответственно 46,4, 64,9, 77,9 и 59,7 %. Это свидетельствует о принципиальной возможности применения $BOPA$ в практике экологического мониторинга; об этом же говорит и оценка его индикационной эффективности общего

уровня загрязнения и, особенно, эвтрофикации в сравнении с другими биотическими параметрами (плотность поселения, биомасса, экологические индексы). Однако использование индекса *BOPA* будет возможно только после дополнительных исследований с целью его адаптации для акватории залива Петра Великого;

- 5) В целом, проверка возможности использования общих характеристик таксономических групп макрозообентоса в практике экологического мониторинга показала, что существует два приемлемых варианта их применения. Во-первых, это определение координат пороговых точек ERL_q и ERM_q , которые ограничивают область прогрессивной деградации донного населения – почти линейного падения моделей изменения индексов видового богатства Маргалефа и разнообразия Шеннона-Винера вдоль градиента общего уровня химического загрязнения грунтов (TPF_{chem}), а также ERD_q – координаты точки, правее которой наступает полная деградация донного населения. Во-вторых, это использование усредненных внутригрупповых координат точек оптимумов встречаемости, плотности поселения и биомассы агломераций, выделенных в результате классификации таксономических групп по отношению к загрязнению;
- 6) При интерпретации оба этих способа дают сходные результаты, которые почти идентичны таковым, получаемым при применении ПДУ₁₀, а также ERL_q и ERM_q , определяемым на основе обобщенной функции состояния сообществ донной фауны (различия соответствующих показателей лежат в пределах вычисления TPF_{chem} – 0,2 усл. ед.). Кроме того, они позволяют выполнять картирование водоемов, что удобно, например, для визуального восприятия экологического состояния морских акваторий, как в целом, так и их отдельных участков.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Mann R.E. Global environmental monitoring system (GEMS). — Action Plan for Phase 1. SCOPE, rep. 3. — Toronto: 1973. — 130 p.
2. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. — Л.: Гидрометеиздат, 1979. — 375 с.
3. Ляшенко А.В., Протасов А.А. Применение индексов разнообразия макрозообентоса как показателя состояния водных ресурсов // Гидробиол. Ж. 2003. — Т. 39, № 2. — С. 17—27.
4. Мощенко А.В., Белан Т.А. Глава 4. Разработка новых методов оценки экологического состояния природной среды дальневосточных морей // Динамика морских экосистем и условия формирования биологического потенциала морей России. Коллективная монография. — Владивосток: Дальнаука, 2007. — С. 276—313.
5. Мощенко А.В., Белан Т.А., Олейник Е.В. Влияние загрязнения на сообщества рыхлых грунтов в заливе Петра Великого Японского моря: выбор переменных // Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan). Volume 2. Vladivostok: Dalnauka, 2009. — P. —173—204.
6. Протасов А.А., Павлюк Т.Е. Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды // Гидробиол. Ж. — 2004. — Т. 40, № 6. — С. 3—17.
7. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. — Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.
8. Clarke K.R., Green R.N. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1988. — Vol. 46, No. 1—3. — P. 213—226.
9. Gray, J.S., M. Aschan, M.R. Carr, K.R. Clarke, R.H. Green, T.H. Pearson, R. Rosenberg, R.M. Warwick. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 1988. — Vol. 46, No. 1—3. — P. 151—165.
10. Мощенко А.В., Белан Т.А. Количественная оценка степени антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса рыхлых грунтов // Биол. Моря. 2008. — Т. 34, № 4. — С. 279—292.
11. Мощенко А.В., Шайхлисламова Л.Е. Экологическое состояние восточной части пролива Босфор Восточный (залив Петра Великого Японского моря) // Изв. ТИНРО. — 2010. — Т. 161. — С. 199—211.

12. Boyd J., Baumann J., Hutton K., Bertold S., Moore B. Sediment quality in Burrard inlet using various chemical and biological benchmarks // Burrard Inlet Environmental Action Program. Burnaby, B.C. 1998. — 37 p.
13. Buchman M.F. NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08—1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 2008. — 34 p.
14. Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calde, F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // Environ. Management. — 1995. — Vol. 19. — P. 81—97.
15. Красилов В.А. Охрана природы: принципы, проблемы, приоритеты. — М.: Институт охраны природы и заповедного дела, 1992. — 174 с.
16. Белан Т.А., Мощенко А.В., Чернова А.С. Долговременные изменения видового разнообразия таксоценов многощетинковых червей в прибрежной зоне Японского моря // Докл. рабочего совещания по изучению глобальных изменений на Дальнем Востоке. — Владивосток: Дальнаука. 2003. — С. 196—224 (TEACOM Publication; Vol. 8).
17. Belan T.A., Moshchenko A.V. Polychaete taxocene variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (Sea of Japan) // Ocean Science Journal. — 2005. — Vol. 40, No. 1. — P. 1—10.
18. Borja A., Franco J., Muxika I. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools // Mar. Poll. Bull. — 2004. — Vol. 48. — P. 405—408.
19. Codling ID, Ashley SJ. Development of a biotic index for the assessment of pollution status of marine benthic communities, — Water Research Council Report No. SR 2995, 1992. — Marlow, Bucks SL7 2HD, UK.
20. Dauer D. M. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure // Mar. Poll. Bull. — 1993. — Vol. 26, No. 5. — P. 249—257.
21. Engle V.D., Summers J.K. Refinement, validation, and application of a benthic condition index for Northern Gulf of Mexico estuaries // Estuaries. — 1999. — Vol. 22. — P. 624—635.
22. Grall J., Glemarec M. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest // Estuarine, Coastal and Shelf Science. — 1997. — Vol. 44 (suppl. A). — P. 43-53.
23. Majeed, S. A. Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany // Mar. Poll. Bull. — 1987. — Vol. 18, No. 9. — P. 490—495.

24. Muxika, I., Á. Borja, J. Bald. Using historical data, expert judgment and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // *Mar. Poll. Bull.* — 2007. — Vol. 55. — P. 16—29.
25. Roberts R.D., Gregory M.R., Foster B.A. Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study—a dredge spoil example // *Mar. Poll. Bull.* — 1998. — Vol. 36. — P. 231—235.
26. Rygg B. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian Fjords // *Mar. Poll. Bull.* — 1985. — Vol. 16., No. 12. — P. 469—474.
27. Van Dolah R.F., Hyland J.L., Holland A.F., Rosen J.S., Snoots T.R. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA // *Marine Environ. Research.* — 1999. — Vol. 48. — P. 269—283.
28. Washington H.G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems // *Water Research.* — 1984. — Vol. 18. — P. 653—694.
29. Weisberg S.B., Ranasinghe J.A., Dauer D.M., Schoner L.C., Diaz R.J., Frithsen J.B. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay // *Estuaries.* — 1997. — Vol. 20, No. — P. 149—158.
30. Dauvin J.-C., Bachelet G., Barille A.-L., Blanchet H., Montaudouin, de, X., Lavesque N., Ruellet T. Benthic indicators and index approaches in the three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde) // *Marine Ecology.* — 2009. — Vol. 30. — P. 228—240.
31. Отчет ФГБУ «ДВНИГМИ» «Разработка метода определения допустимого уровня химического загрязнения осадков на основе структурных изменений макрозообентоса». — 2023. — 81 с.
32. Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М. Метод оценки химического загрязнения донных осадков с использованием биоиндикации // *Изв. ТИНРО.* — 2022а. — Т. 202, вып. 4. — С. 861—879. DOI: 10.26428/1606-9919-2022-202-861-879.
33. 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.* — 2022б. — Т. 202, вып. 3. — С. 623—639. DOI: 10.26428/1606-9919-2022-202-623-639.
34. Karr J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities // *Fisheries.* — 1981. — Vol. 6. — P. 21—27.

35. Borja A., Franco J., Pérez V. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments // *Marine Pollution Bulletin*. — 2000. — Vol. 40. — P. 1100—1114.
36. Eaton L. Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters // *Marine Pollution Bulletin*. — 2001. — Vol. 42. — P. 23—30.
37. Paul J.F., Scott K.J., Campbell D.E., Gentile J.H., Strobel C.S., Valente R.M., Weisberg S.B., Holland A.F., Ranasinghe J.A. Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian Biogeographic Province // *Ecological Indicators*. — 2001. — Vol. 1. — P. 83—99.
38. Thompson B., Lowe S. Assessment of macrobenthos response to sediment contamination in the San Francisco estuary, California, USA // *Environmental Toxicology and Chemistry*. — 2004. — Vol. 23. — P. 2178—2187.
39. Ponti M., Vadrucchi M. R., Orfanidis S., Pinna M. Biotic indices for ecological status of transitional water ecosystems // *Transit. Waters Bull.* — 2009. — Vol. 3, No. 3. — P. 32—90.
40. Veríssimo H., Neto J.M., Teixeira H., Franco J.N., Fath B.D., Marques J.C., Patrício J. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. — URL: https://www.researchgate.net/publication/236033738_Ability_of_benthic_indicators_to_assess_ecological_quality_in_estuaries_following_management (дата обращения 20.09.2022).
41. 2000/60/EC. Water Framework Directive. — 2000. — URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060> (дата обращения 16.11.2023).
42. 2008/56/EC. Marine Strategy Framework Directive. — 2008. — URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0056> (дата обращения 16.11.2023).
43. Van Hoey G., Borja A., Birchenough S., Buhl-Mortensen L., Degraer S., Fleischer D., Kerckhof F., Magni P., Muxika I., Reiss H., Schröder H., 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. — P. 2187—2196.
44. 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. — P. 187—204.
45. Отчет ФГБУ «ДВНИГМИ» «Предложения по разработке новых или обновления существующих методов гидробиологического анализа морской среды с целью определения качества морских вод по характеристикам состояния биологических сообществ. Адаптация метода оценки качества морской среды по данным биологического

анализа на основе индексов AMBI и M-AMBI (Azti Marine Biotic Index и Multivariate Azti Marine Biotic Index) для залива Петра Великого Японского моря». — 2020. — 120 с. — URL: http://ferhri.org/images/stories/ FERHRI/NIR/Otchety/otchet_463_moschenko.pdf (дата обращения 22.11.2023).

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

47. 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, No. 3. — P. 71—82.

48. 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. — P. 116—126.

49. Методические указания. Определение загрязняющих веществ в пробах морских донных отложений и взвеси. РД 52.10.556—95. — М.: Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 1996. — 56 с.

50. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса. — М.: МГУ, 1981. — 272 с.

51. Лонcich С.В., Петров Л.Л. Стандартные образцы состава природных сред. — Новосибирск: Наука, 1988. — 277 с.

52. Петелин В.П. Гранулометрический анализ морских донных осадков. — М.: Наука, 1967. — 125 с.

53. Боцул А.И. Лазерный измеритель размеров частиц “Analysette 22”: достоинства, недостатки и некоторые особенности использования при анализе донных осадков // Условия образования донных осадков и связанных с ними полезных ископаемых в окраинных морях. — Владивосток: Дальнаука, 2002. — С. 114—118.

54. Отчет ФГБУ «ДВНИГМИ» «Метод оценки химического загрязнения морской среды, основанный на распределении видов макрозообентоса вдоль градиента загрязнения». — 2021. — 108 с. — URL: http://www.ferhri.ru/images/stories/FERHRI/NIR/Otchety/otchet_4.6.3_2021_moschenko.pdf (дата обращения 22.11.2023).

55. Huisman J., Olff H., Fresco L.F.M. A Hierarchical Set of Models for Species Response Analysis // Journal of Vegetation Science. — 1993. — Vol. 4, No. 1. — P. 37—46.

56. Jansen J., Oksanen J. How to model species responses along ecological gradients—Huisman–Olff–Fresco models revisited // Journal of Vegetation Science. — 2013. — P. 1—10.

57. Jansen J. Hierarchical species response curves in package eHOF — 2017. — P. 1—8.
— URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/eHOF/vignettes/eHOF.pdf> (дата обращения 10.11.2023).
58. Package ‘eHOF’ — 2020. — P. 1—13. — URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/eHOF/eHOF.pdf> (дата обращения 16.11.2023).
59. Шитиков В.К., Розенберг Г.С. Рандомизация и бутстреп: статистический анализ в биологии и экологии с использованием R. — Тольятти: Кассандра, 2013. — 314 с.
60. Кабаков Р.И. R в действии. Анализ и визуализация данных в программе R. — М.: ДМК Пресс, 2014. — 588 с.
61. Шипунов А. Б., Коробейников А. И., Балдин Е. М. Анализ данных с R (II). — URL: <https://www.inp.nsk.su/~baldin/DataAnalysis/R/R-07-datamining.pdf> (дата обращения 16.11.2023).
62. Ким Дж., Клекка У.Р., Мьюлер К.У. Факторный, дискриминантный и кластерный анализ. — М.: Финансы и статистика, 1989. — 312 с.
63. UNEP: Statistical analysis and interpretation of marine community data: Reference methods for Marine Pollution Studies. — 1995. — No. 64. — 75 p.
64. Боровиков В.П., Боровиков И.П. STATISTICA® — Статистический анализ и обработка данных в среде Windows®. — М.: Инф.-издат. дом «Филинь», 1998. — 608 с.
65. Отчет ФГБУ «ДВНИГМИ» «Совершенствование методических основ мониторинга состояния морской среды. Систематизированные данные по факторам среды и общим характеристикам сообществ макрозообентоса». — 2021. — 108 с.
66. Package ‘AID’. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/AID/AID.pdf> (дата обращения 16.11.2021).
67. Мастицкий С.Э., Шитиков В.К. (2014) Статистический анализ и визуализация данных с помощью R. — URL: <http://r-analytics.blogspot.com> (дата обращения 16.11.2023).
68. Отчет ФГБУ «ДВНИГМИ» «Исследование структуры изменчивости общих характеристик донного населения для определения наиболее эффективных для мониторинговых исследований биотических показателей» — 2022. — 108 с. — URL: http://www.ferhri.ru/images/stories/FERHRI/NIR/Otchet/otchet_4.6.3_2022_moschenko.pdf (дата обращения 22.11.2023).
69. Zuur A.F., Ieno E.N., Elphick C.S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems // *Methods in Ecology and Evolution*. — 2010. — Vol. 1, Iss. 1. — P. 3—14.
70. Borja A., Dauer D., Diaz R., Llanso R.J., Muxika I., Rodriguez J.G., Schaffner L. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices // *Ecological Indicators*. — 2008. — Vol. 8, Iss. 4. — P. 395—403.

71. Borja A., Josefson A.B., Miles A., Muxika I., Olsgard F., Phillips G., Rodriguez G., 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. — P. 42—52.

72. Мощенко А.В. Изменчивость общих характеристик донного населения и их эффективность для мониторинга качества морской среды // Изв. ТИНРО. — 2023. — Т. 203, вып. 4. — В печати.

ПРИЛОЖЕНИЕ А

Результаты оценки коэффициентов логистических моделей

Таблица А.1 – Результаты статистической оценки коэффициентов логистических моделей вида $\text{Параметр} = b_0 + (b_1 - b_0)/(1 + \exp(-b_2 \cdot (TPF_{\text{chem}} - b_3)))$ методом Левенберга-Марквардта

Коэффициент	Оценочное значение	Стандартная ошибка	Расчетная величина t	Вероятность справедливости $H_0 p$	95 % доверительный интервал, Δ	
					- Δ	+ Δ
Amphipoda: индекс видового богатства Маргалефа, R (полная выборка)						
b0	4,465	1,311	3,406	0,001	1,870	7,059
b1	2,016	0,720	2,801	0,006	0,592	3,441
b2	3,422	4,871	0,703	0,484	-6,219	13,064
b3	2,000	0,451	4,435	0,000	1,107	2,892
Amphipoda: индекс видового богатства Маргалефа, R (усредненная выборка)						
b0	20,425	0,636	32,102	0,000	19,083	21,767
b1	8,667	1,469	5,898	0,000	5,567	11,767
b2	55,056	65148	0,001	0,999	-137396	137506
b3	4,011	14,378	0,279	0,784	-26,323	34,345
Amphipoda: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (полная выборка)						
b0	0,664	0,070	9,434	0,000	0,525	0,804
b1	0,000	0,548	0,000	1,000	-1,084	1,084
b2	63,724	24850	0,003	0,998	-49122	49249
b3	3,643	22,745	0,160	0,873	-41,375	48,661
Amphipoda: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (усредненная выборка)						
b0	0,738	0,050	14,682	0,000	0,632	0,843
b1	0,000	0,090	0,000	1,000	-0,188	0,188
b2	53,569	7009,691	0,008	0,994	-14618	14725
b3	3,632	4,654	0,780	0,445	-6,109	13,373
Bivalvia: индекс видового богатства Маргалефа, R (полная выборка)						
b0	3,409	0,281	12,134	0,000	2,855	3,962
b1	-0,067	5,773	-0,012	0,991	-11,443	11,309
b2	1,835	2,653	0,692	0,490	-3,392	7,063
b3	4,336	2,152	2,015	0,045	0,095	8,576
Bivalvia: индекс видового богатства Маргалефа, R (усредненная выборка)						
b0	3,408	0,134	25,484	0,000	3,126	3,690
b1	0,934	0,268	3,483	0,003	0,368	1,500
b2	4,719	2,196	2,149	0,046	0,086	9,352
b3	3,546	0,115	30,767	0,000	3,302	3,789
Bivalvia: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (полная выборка)						
b0	1,217	0,646	1,886	0,061	-0,055	2,489
b1	-85,363	29324	-0,003	0,998	-57866	57695
b2	0,665	2,512	0,265	0,791	-4,285	5,616
b3	11,367	554,74	0,020	0,984	-1082	1104
Bivalvia: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (усредненная выборка)						
b0	1,023	0,113	9,040	0,000	0,785	1,262
b1	-0,088	0,256	-0,342	0,737	-0,629	0,453
b2	2,014	1,224	1,646	0,118	-0,568	4,597

Продолжение таблицы А.1

Коэффициент	Оценочное значение	Стандартная ошибка	Расчетная величина t	Вероятность справедливости $H_0 p$	95 % доверительный интервал, Δ	
					$-\Delta$	$+\Delta$
b3	3,529	0,325	10,868	0,000	2,844	4,214
Decapoda: индекс видового богатства Маргалефа, R (полная выборка)						
b0	2,437	0,305	7,985	0,000	1,830	3,045
b1	1,500	0,223	6,729	0,000	1,057	1,943
b2	84,541	22959	0,004	0,997	-45587	45756
b3	2,105	26,42	0,080	0,937	-50,445	54,655
Decapoda: индекс видового богатства Маргалефа, R (усредненная выборка)						
b0	3,415	0,706	4,840	0,001	1,862	4,969
b1	1,066	0,286	3,734	0,003	0,438	1,694
b2	2,468	1,708	1,445	0,176	-1,292	6,227
b3	2,326	0,306	7,593	0,000	1,652	3,001
Decapoda: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (полная выборка)						
b0	0,591	0,357	1,653	0,102	-0,120	1,301
b1	-0,117	0,978	-0,119	0,906	-2,063	1,830
b2	1,424	3,333	0,427	0,670	-5,206	8,054
b3	3,411	2,015	1,693	0,094	-0,597	7,418
Decapoda: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (усредненная выборка)						
b0	1,164	0,164	7,104	0,000	0,810	1,518
b1	-0,021	0,183	-0,113	0,912	-0,417	0,375
b2	2,115	1,177	1,797	0,096	-0,428	4,657
b3	2,647	0,253	10,447	0,000	2,100	3,194
Gastropoda: индекс видового богатства Маргалефа, R (полная выборка)						
b0	1,857	0,086	21,538	0,000	1,687	2,027
b1	1,071	0,344	3,117	0,002	0,392	1,750
b2	90,858	50425	0,002	0,999	-99509	99691
b3	3,514	53,126	0,066	0,947	-101,421	108,448
Gastropoda: индекс видового богатства Маргалефа, R (усредненная выборка)						
b0	1,932	0,069	27,809	0,000	1,786	2,078
b1	0,967	0,133	7,273	0,000	0,688	1,246
b2	4,315	2,551	1,692	0,108	-1,044	9,673
b3	3,419	0,159	21,524	0,000	3,085	3,753
Gastropoda: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (полная выборка)						
b0	0,071	0,201	0,356	0,722	-0,325	0,468
b1	0,527	0,050	10,473	0,000	0,428	0,626
b2	-75,990	9230	-0,008	0,993	-18307	18155
b3	3,502	12,242	0,286	0,775	-20,679	27,683
Gastropoda: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (усредненная выборка)						
b0	0,637	0,034	18,525	0,000	0,564	0,709
b1	-0,016	0,059	-0,272	0,789	-0,141	0,109
b2	7,366	3,948	1,866	0,079	-0,963	15,695

Продолжение таблицы А.1

Коэффициент	Оценочное значение	Стандартная ошибка	Расчетная величина t	Вероятность справедливости $H_0 p$	95 % доверительный интервал, Δ	
					- Δ	+ Δ
b3	3,408	0,084	40,391	0,000	3,230	3,586
Polychaeta: индекс видового богатства Маргалефа, R (полная выборка)						
b0	12,179	0,384	31,705	0,000	11,423	12,936
b1	6,177	1,651	3,742	0,000	2,927	9,427
b2	71,299	20697	0,003	0,997	-40683	40826
b3	3,848	18,554	0,207	0,836	-32,688	40,384
Polychaeta: индекс видового богатства Маргалефа, R (усредненная выборка)						
b0	12,607	0,457	27,589	0,000	11,647	13,567
b1	6,340	1,085	5,841	0,000	4,059	8,620
b2	19,587	25,725	0,761	0,456	-34,460	73,634
b3	3,933	0,107	36,606	0,000	3,707	4,159
Polychaeta: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (полная выборка)						
b0	2,251	0,055	40,843	0,000	2,142	2,360
b1	1,078	0,239	4,508	0,000	0,607	1,549
b2	10,020	11,886	0,843	0,400	-13,386	33,426
b3	3,970	0,139	28,527	0,000	3,696	4,244
Polychaeta: индекс видового разнообразия Шеннона-Винера, H' (усредненная выборка)						
b0	2,324	0,082	28,198	0,000	2,151	2,497
b1	0,763	0,218	3,495	0,003	0,304	1,221
b2	7,323	6,145	1,192	0,249	-5,586	20,232
b3	4,006	0,121	33,004	0,000	3,751	4,261