

## ЛАБОРАТОРНЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПДК СЛЕДУЕТ ДОПОЛНИТЬ МЕТОДАМИ УСТАНОВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ НОРМАТИВОВ ВРЕДНЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ ПО ДАННЫМ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

А.П.Левич\*, Е.А.Забурдаева\*, Н.Г.Булгаков\*, В.Н.Максимов\*, С.В.Мамихин\*\*

\*Кафедра общей экологии Биологического факультета МГУ имени Ломоносова; (495)939-5560;

\*\*Лаборатория радиоэкологии Факультета почвоведения МГУ имени Ломоносова  
(495)939-5560

[apl@chronos.msu.ru](mailto:apl@chronos.msu.ru)

Допустимые уровни факторов водной среды устанавливаются по их воздействию на биологические объекты. Так, нормативы ПДК определяют методами биотестирования в лабораторных условиях *in vitro* в краткосрочных (дни) и пролонгированных (недели) опытах на изолированных популяциях, принадлежащих к небольшому числу тестовых видов. Критерием воздействия служит ограниченный набор физиологических и поведенческих реакций подопытных организмов на не взаимодействующие друг с другом вещества. В силу "лабораторного" происхождения нормативов ПДК они оказываются экологически неэффективными:

1) Отсутствие соответствия между лабораторными и природными моделями экосистем приводит к тому, что ПДК часто оказываются завышенными (Жигальский, 1997). В качестве примера можно привести ситуацию, когда, несмотря на удовлетворительные результаты гидрохимического анализа (т.е. соблюдение ПДК) в водоемах заповедника "Большая Кокшага" (республика Марий Эл), проведенный гидробиологический мониторинг показал тенденцию к ухудшению экологического состояния пойменных участков реки, что выражалось в изменении структуры зоопланктонных сообществ (Дробот, 1997). Известны и обратные ситуации — например, состояние сообщества зоопланктона (оцененное по стабильности видового состава) в реке Сура в 1993-1997 оставалось благополучным и при превышении ПДК большинства измеряемых физико-химических показателей (Максимов и др., 2000).

2) ПДК принимают как единые нормативы для огромных административных территорий (порядка одной шестой части суши) (Абакумов, Сущеня, 1991). Они не учитывают специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность в биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений)), а значит, и их токсикорезистентность. Известно, что разные биогеохимические провинции (и отдельные водоемы) отличаются друг от друга по содержанию в поверхностных водах Pb в 2000 раз, Ni – в 1350, Zn – в 500, Cu – в 10000, Cr – в 17000 раз (Волков и др., 1993). Возможна, например, следующая ситуация. В водоеме фоновые концентрации железа на порядок превышают ПДК, однако водные организмы адаптированы к этим концентрациям и требовать у предприятий снижения содержания железа в стоках до концентраций, не приводящих к превышению в водоеме ПДК, бессмысленно. Содержание же хлоридов в водах значительно ниже ПДК, хотя есть данные о том, что хлориды, даже при их концентрации ниже ПДК, негативно влияют на некоторые популяции водных организмов. Однако требовать уменьшения концентрации хлоридов в стоках невозможно, поскольку нормативы ПДК не нарушены.

3) Общее количество нормативов санитарно-бытового использования составляет около 1300, рыбохозяйственного – около 600. В тоже время служба реферирования при Американском химическом обществе отмечает около 10 млн. химических веществ, выведенных человеком в биосферу, из них примерно 53 тыс. потенциально опасны для человека. Очевидно, что темпы синтеза новых веществ несоизмеримы с темпами нормирования их воздействий. Это ставит под сомнение возможность обеспечения качества среды только на основе ПДК (Дмитриев, 1997).

4) Существующие списки нормативов ПДК не содержат многие вещества: канцерогены, мутагены, радиоактивные загрязнения, группы веществ, влияющие на органолептические свойства воды (запах, привкус и т.п.).

5) Ориентация на развитие смертельного эффекта у водных организмов при кратковременном воздействии приводит к ошибочной оценке опасности загрязнения в отношении высококумулятивных веществ, для которых данные об индексе токсичности позволили бы разрешить водоотведение стоков, содержащих вещества в концентрациях, в сотни и тысячи раз превышающих безвредные для человека (Рахманин, 2003).

6) При обосновании ПДК не учитывают разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ (Фрумин, 2000). Токсичность Cd, например, при изменении минерализации воды от 40 до 500 мг/л изменяется в 5 раз. Также отмечено (Моисеенко, 1998), что определение дозы воздействия только по токсичным компонентам не отражает адекватно состояние среды обитания в водоеме при комплексном воздействии (эвтрофирование, изменение основных физико-химических условий и др.). Выполненные расчеты показали, что даже при соблюдении ПДК в водоемах Субарктики возникают предпосылки для заболеваемости рыб.

7) ПДК не принимают в расчет процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях, т.е. не учитывается предыстория, связанная с накоплением в водной среде загрязняющих веществ (Фрумин, 2000). Постоянные незначительные загрязнения в пределах ПДВ (ПДС) трудноразложимыми загрязнителями ведут к их накоплению в природной среде в концентрациях, опасных для биологических сообществ (Садыков, 1988, 1991).

8) ПДК не учитывают многообразие форм химических компонентов. Известно, что такие токсичные компоненты, как тяжелые металлы, могут присутствовать в различных формах в водной среде, а также в донных отложениях. Разные формы тяжелых металлов имеют разную токсичность, поэтому валовое содержание тяжелых металлов, которое обычно и определяют в лабораториях, не дает объективной картины экологической опасности тяжелых металлов (Стандарты и целевые показатели..., 1999).

9) Значения ПДК определенного вещества, полученные при лабораторном биотестировании, вероятно, могут измениться при взаимодействии с другими химическими компонентами и физическими факторами при их попадании в реальный природный водный объект (Абакумов, Сущеня, 1991).

10) На организмы, помимо химического загрязнения, оказывают негативное влияние многие другие факторы, например, тепловое, радиационное, электромагнитное или биологическое загрязнение. И хотя контроль за многими "нехимическими" воздействиями в принципе возможен в лабораторных условиях, в реальности никто не занимается определением соответствующих ПДК из-за больших материальных затрат, связанных с такими опытами (Левич и др., 2004).

11) Заметим также, что не более 10% от общего числа нормированных по ПДК веществ обеспечено методами обнаружения на уровне ПДК (Абакумов, Сущеня, 1991). И хотя список вредных веществ, обладающих эффектом суммации, расширяется и уже насчитывает 48 комбинаций, возникает вопрос об изучении сочетанного действия трех, четырех, пяти и т.д. веществ, действующих одновременно (Акимова, Хаскин, 1994). Не оценивают и различную токсичность продуктов распада загрязняющих веществ (Дмитриев, 1997).

12) Кроме того, при попадании в воду или воздух сбросов различных предприятий при их химическом взаимодействии образуются вещества разнообразной химической природы, которые действуют на биоценозы принципиально иначе, чем их составляющие. Более того, в результате происходящих химических реакций и превращений химических элементов в водной среде происходит образование новых соединений, которые могут быть токсичнее или, наоборот, безвреднее исходных ингредиентов (Абакумов, Сущеня, 1991). Вредное действие физических, химических и других факторов при их комбинировании может суммироваться (аддитивное или независимое действие), ослабляться (антагонизм) или усиливаться (синергизм). При этом, естественно, синергическое действие факторов представляет наибольшую опасность для организмов. Согласно обобщенной концепции синергизма (Петин и др., 1999), при комбинированных воздействиях факторов происходит образование дополнительных повреждений за счет взаимодействия субповреждений, индуцируемых каждым из агентов и не являющихся значимыми при раздельном воздействии каждого из факторов. Авторами показано, что существует оптимальное соотношение воздействующих агентов, при котором повреждающий эффект максимален. Чем меньше интенсивность

одного фактора, тем меньшая интенсивность другого фактора должна использоваться для проявления максимального повреждающего эффекта. Примером взаимодействия факторов может быть получение более высокой зависимости внутриутробной смертности эмбрионов у матерей в Сан-Паулу (Бразилия) от индекса, отображающего совместное действие концентраций в воздухе  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  и  $\text{CO}$ , по сравнению с концентрациями каждого из веществ в отдельности (Pereira et al., 1998). Подобный эффект был замечен в отношении сочетанного воздействия радионуклидных и химических загрязнений на перестройку генома и изменение свойств внутриклеточной среды у человека, мышевидных грызунов и растений (Бурлакова и др., 1998).

13) В значениях ПДК не всегда учтены такие отдаленные воздействия, как генные мутации, которые накапливаются и передаются в скрытом состоянии. Особую опасность представляют малотоксичные вещества, нормируемые по органолептическим признакам, хотя именно они и обладают мутагенностью (Горюнова и др., 2003).

14) Помимо того, что универсальные нормативы ПДК не учитывают фоновые концентрации веществ природного происхождения и другие региональные особенности природных объектов, они одинаковы и для объектов различного назначения (например, заповедные акватории, зоны отдыха и купания, рыбохозяйственные водоемы) и не всегда различны для разных целей использования водных ресурсов (например, для питьевого водоснабжения, для промышленных нужд, для полива сельскохозяйственных культур).

Применение установленных в лабораторных опытах нормативов ПДК оправдано в ситуации, когда отсутствуют данные о состоянии биоты и уровнях абиотических факторов в природных экосистемах.

**Чтобы преодолеть указанные выше трудности, связанные с применением нормативов ПДК для природных объектов, для которых данные биологического и физико-химического мониторинга существуют, нормативы ПДК должны быть дополнены или заменены экологически допустимыми нормативами (ЭДН) потенциально вредных для биоты факторов среды, устанавливаемыми непосредственно по данным мониторинга.**

Выполнимость предложенного императива зависит от двух обстоятельств: существования баз данных экологического мониторинга и наличия метода установления ЭДН по этим данным.

Установление нормативов происходит в несколько этапов: 1) выбор индикатора состояния биоты, 2) принятие границы между благополучными и неблагополучными состояниями и 3) выявление уровней значений исследуемого фактора, приводящих к неблагополучным значениям индикаторной характеристики. Так, при определении ПДК индикаторной характеристикой может быть, например, смертность организмов тестовой популяции; в качестве границы благополучия часто принимают, например, 50%-ую смертность; соответственно, нормативом ПДК становится концентрация загрязняющего вещества, при которой в опыте погибает половина особей. При анализе состояния природных объектов первые два названных выше этапа относят к области биоиндикации.

Свою задачу в решении проблемы поиска экологически эффективных аналогов нормативов ПДК мы видим в том, чтобы предложить:

1) Методы биоиндикации, основанные на характеристиках экологических сообществ, а не отдельных видов, так как считаем, что экологическая связь между видами более чувствительна по отношению к воздействиям окружающей среды, нежели организменные показатели.

2) Метод выявления границ между уровнями абиотических факторов, выход за пределы которых приводит к неблагополучным значениям выбранного биоиндикатора. Найденные границы будем называть экологически допустимыми нормативами (ЭДН) факторов. Метод должен позволить отыскивать ЭДН не только для химических веществ, но и для любых других природных или антропогенных факторов, способных нарушить экологическое благополучие биоты.

Апробация предлагаемых методов была проведена на данных Росгидромета о численности фитопланктона (1018 наблюдений) и физико-химических показателях (371 наблюдение) на 220 створах в 21 водном объекте (реках и водохранилищах) бассейна Дона в 1978-1988 гг. Данные получены из информационной системы "Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>). Для оценки изменчиво-

сти биотических показателей, обусловленной погрешностями в обработке проб, были использованы данные по 50 параллельным пробам фитопланктона залива Чупа Белого моря (Кольцова и др., 1971).

### Методы биоиндикации

Отметим, что в использованных материалах в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод (Руководство..., 1992) представлены данные о сообществах видов-индикаторов сапробности (число видов-индикаторов, относительная численность видов-индикаторов в полном сообществе, индекс сапробности сообщества). Сообщество видов-индикаторов сапробности в определенном смысле представляет собой сообщество наиболее типичных представителей фитопланктона и, по нашему мнению, вполне может быть объектом самостоятельного экологического исследования.

**Измерение видового разнообразия.** Ранговые распределения представляют собой преобразованный набор численностей: наиболее обильному виду присваивается первый номер, следующему по численности виду – второй и так далее до наименее обильного вида, который имеет номер  $w$ , совпадающий с общим числом видов в сообществе. Модель рангового распределения представляет собой формальную зависимость численности вида от его ранга. Параметры моделей представляют собой показатели видового разнообразия (Левич, 1980).

В работе апробированы четыре модели ранговых распределений: экспоненциальная модель, гиперболическая модель, дзета-модель и модель В.Н.Максимова.

Модель геометрических рядов Мотомуры, или экспоненциальная модель описывает численности функцией  $n_i = n_1 z^{i-1}$ , где  $n(i)$  численность особей ранга  $i$ ,  $z$  – параметр модели (Motomura, 1932).

Гиперболическая модель, предложенная А.П.Левичем (1978), аппроксимирует значения численностей функцией  $n_i = \frac{n_1}{i^\beta}$ , где  $\beta$  – параметр модели. Отмечено, что по сравнению с моделью Мотомуры, гиперболическая модель лучше описывает более сложные, "целостные" сообщества, выборки большого объема и усредненные по времени или по пространству данные (Шитиков и др., 2003).

Дзета-модель (Левич, 1980) представляет собой объединение экспоненциальной и гиперболической моделей и выражена зависимостью  $n_i = n_1 \frac{x^{i-1}}{i^\gamma}$ , где  $x$  и  $\gamma$  – параметры модели.

Модель В.Н.Максимова (2004) аппроксимирует зависимость численностей нескольких доминирующих видов (тех, численности которых определены статистически достоверно) линейной функцией номера в ряду численностей, расположенных по возрастанию.

Как инструмент измерения видового разнообразия также использованы индексы доминирования: индекс  $d_1$ , выраженный через индекс Бергера-Паркера  $b = \frac{n_1}{n}$  (Berger, Parker, 1970) и равный  $d_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$  и индекс  $d_2 = 1 - \left( \frac{n_1 + n_2}{n} \right)$ , где  $n_1$  и  $n_2$  – соответственно численности видов первого и второго ранга,  $n = \sum_{i=1}^w n_i$  – суммарная численность организмов в сообществе.

**Снижение влияния погрешностей, возникающих при подсчете численностей клеток фитопланктона.** Погрешности в подсчете численностей клеток особенно велики для малочисленных видов: если для обильных видов погрешности составляют 10-20%, то для редких видов они могут достигать 100 и более процентов (Федоров, 1979). Анализ ранговых распределений с точки зрения статистики (Максимов, 2004) показывает, что виды, представленные в пробе менее чем 10 особями, распределены случайно и не могут быть описаны какой-либо закономерной моделью ранговых распределений. Поэтому из анализируемого массива были исключены пробы, в ко-

торых суммарная численность сообщества индикаторов составляет менее 30% численности полного сообщества, а также из каждой пробы исключены виды с относительной численностью менее 5%. В результате для дальнейшего анализа сохранено 959 наблюдений.

**Исследование адекватности модели.** Адекватность исследуемых моделей оценивали при помощи коэффициента детерминации:

$$R^2 = 1 - \frac{SS}{D},$$

где  $SS$  – сумма квадратов отклонений предсказанных моделью численностей от экспериментальных;  $D$  – сумма квадратов отклонений экспериментальных численностей в пробе от их общего среднего.

Несколько более высокий коэффициент детерминации характерен для параметра  $z$  экспоненциальной модели: доля случаев, где  $R_z^2 - R_p^2 > 0$ , составила 54%. Заметим, что отличие в степени адекватности гиперболической и экспоненциальной моделей явно незначительно. Более того, если оценку адекватности проводить с учетом ошибок в определении численностей видов, которые в среднем составляют 20% (Федоров, 1979), то предсказания обеих моделей попадают в коридор ошибок, т.е. являются одинаково и полностью адекватными (Забурдаева, Левич, 2007). Модель В.Н.Максимова (Максимов, 2004) также приемлемо описывает имеющиеся данные с учетом погрешностей в подсчете численностей. Аналогичный вывод сделан и для двухпараметрической дзета-модели ранговых распределений (Левич, 1980; Булгаков и др., 2005). Поэтому степень адекватности модели для анализируемого нами массива данных оказалась неспособной служить основанием при выборе модели.

**Исключение зависимости выравнинности распределений от видового богатства.** В интервале числа сохраненных в пробе видов от 2 до 8 наблюдается наиболее сильная зависимость параметров ранговых распределений от числа видов (другими словами, зависимость выравнинности видового разнообразия от видового богатства) (рис. 1). Исключить указанную зависимость можно, сохранив в анализируемом массиве только пробы с числом видов, например, не менее четырёх, и отбросив в этих пробах пятый и все последующие виды. Однако структура данных по фитопланктону Дона такова, что около 50% имеющихся наблюдений содержит пробы с одним, двумя или тремя видами, и их исключение привело бы к резкому сокращению доступных анализу наблюдений. Чтобы сохранить достаточное количество наблюдений, можно рассматривать в каждой пробе два доминирующих вида. Отметим, что численности  $n_1$  и  $n_2$  этих видов определены с наименьшими ошибками. Параметры ранговых распределений в этом случае могут быть рассчитаны без статистического оценивания по простым формулам:  $z_2 = \frac{n_2}{n_1}$  и  $\beta_2 = \log_2 \frac{n_1}{n_2}$ . На рис. 2 приведено распределение значений параметра  $z_2$  для фитопланктона бассейна реки Дон.

Обозначим символом  $z_4$  параметр рангового распределения, рассчитанный по первым четырем видам тех проб, число видов в которых не менее четырёх (рис. 2). Параметр  $z_4$  должен быть менее чувствителен, чем параметр  $z_2$ , к погрешностям в подсчете численностей (это подтверждено анализом 50 параллельных проб (табл. 1)). В то же время применение параметра  $z_4$ , как было сказано выше, ограничивает нас в количестве наблюдений, доступных для анализа (в исследованном массиве 879 наблюдений содержат не менее двух видов и только 487 – не менее четырёх).

Коэффициенты корреляции между параметром  $z$ , рассчитанным методом нелинейного оценивания по полному набору видов-индикаторов, и параметрами  $z_2$  и  $z_4$  соответственно равны 0.90 и 0.99.

Использование индекса доминирования  $d_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$  позволяет сохранить для анализа наибольшее количество наблюдений, так как для его расчета достаточно знать обилие лишь одного вида (рис. 2).

Индекс доминирования  $d_2 = 1 - \left( \frac{n_1 + n_2}{n} \right)$  учитывает численности первых двух доминирующих

видов (рис. 2).

**Анализ вклада факторов, не влияющих на степень экологического благополучия.** Задача биоиндикации – соотнести различия в значениях индикатора с влиянием факторов среды на фитопланктон. Однако, как указывалось выше, эти различия могут быть вызваны и иными причинами.

Для оценки изменчивости показателей  $z_2$ ,  $z_4$ ,  $d_1$  и  $d_2$ , обусловленной погрешностями в подсчете численностей клеток фитопланктона, проведен анализ дисперсий параметров в 50 параллельных пробах залива Чупа Белого моря (табл. 1). Соотношение дисперсий параметра  $z_2$  и индексов доминирования бассейна реки Дон и параллельных проб залива Чупа превышает табличное значение критерия Фишера ( $F = 1.4$ ) при достаточно высоком уровне значимости ( $p = 0.05$ ). Т.е. разброс в значениях речных индексов, по-видимому, не должен быть отнесен только на счет погрешностей в обработке проб.

Следующий этап методического исследования – попытка выяснить, как на показатели разнообразия влияют характеристики, не имеющие отношения к факторам, нарушающим экологическое благополучие: сезон наблюдений, принадлежность пробы к тому или иному типу водного объекта (водотоку или водоему), географическое расположение места отбора пробы.

В период "цветения" увеличивается степень преобладания доминирующих видов фитопланктона, что объясняет статистически достоверные более низкие средние значения показателей  $z_2 = 0.46$ ,  $z_4 = 0.55$ ,  $d_1 = 0.53$  и  $d_2 = 0.19$  в весенний период, по сравнению с другими сезонами (средние значения параметров  $z_2$ ,  $z_4$ ,  $d_1$  и  $d_2$  осенью составили соответственно – 0.55, 0.62, 0.60, 0.24, летом – 0.53, 0.64, 0.63, 0.25). Различия показателей между летним и осенним сезонами оказались статистически недостоверными. Средние значения индекса  $d_1$  в различных типах водных объектов также достоверно отличаются, причем в водоёмах оно ниже (0.53), чем в водотоках (0.60). Соотношение дисперсий индексов во всех перечисленных группах превышает табличные значения критерия Фишера при достаточно высоких уровнях значимости ( $p \leq 0.05$ ). Обнаружено, что не существует достоверных различий исследуемых индексов в сравниваемых подбассейнах – Доне и его притоке Северском Донце.

Чтобы исключить зависимость биотических показателей от характеристик, не влияющих на степень экологического благополучия, поиск границ между нормальными и нарушенными состояниями сообществ проведён отдельно в каждой из выделенных (по сезону, типу водного объекта, региону исследований) групп наблюдений.

**Граница между значениями индикаторной характеристики, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты.** Поиск границы индикации благополучия (и величины ЭДН) осуществляли отдельно в группе "весна" и отдельно в группе "лето-осень". При поиске границы для индекса  $d_1$  наблюдения, относящиеся к типу водного объекта "водоем" не учитывали в анализе, так как их количество в этой группе оказалось недостаточным для достоверности процедуры поиска.

Результаты поиска указанной границы индикаторов для всех доступных исследованию факторов среды позволили установить единую границу благополучия для каждого из испытываемых индикаторов, поскольку соответствующие разбросы значений границ, найденных для отдельных факторов, оказались невелики (табл. 2). Для этого в каждой группе наблюдений полученные границы по всем абиотическим факторам были усреднены. Отметим, что показатели  $z_2$  и  $d_2$  менее пригодны в качестве единых индикаторов благополучия в весенний сезон, так как разброс значений полученных границ благополучия сравнительно высок среди рассмотренных абиотических факторов.

Для каждого отдельного наблюдения оценка состояния состоит в сравнении показателя разнообразия, рассчитанного для этого наблюдения, с положением границ, приведённых в табл. 2.

## Метод расчёта экологически допустимых нормативов абиотических факторов (метод ЭДН)

Данные биологического и физико-химического мониторинга можно представить в виде диаграммы, где по оси  $x$  отложены значения физико-химического показателя среды (концентрация вещества, БПК<sub>5</sub>, ХПК, температура воды, рН, водность и т.д.), а по оси  $y$  – значение индикаторной биологической характеристики (рис. 3). Полученные в результате проведения горизонтальной и вертикальной линий области на диаграмме обозначены латинскими буквами "a", "b", "c", "d". Вертикальная линия на диаграмме соответствует предполагаемой границе между значениями фактора, по одну сторону от которой фактор не нарушает экологическое благополучие, а по другую – нарушает. Эта граница названа экологически допустимым нормативом (ЭДН) фактора и может быть принята в качестве норматива допустимого воздействия. Горизонтальная линия указывает границу между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты. Будем более кратко называть её границей благополучия и считать целевым показателем качества экологического состояния живых организмов.

Для надежности выводов анализируемые массивы должны быть достаточно представительными, например, содержать не менее 70 совместных наблюдений биологических и физико-химических характеристик.

Если используемый показатель действительно является индикатором допустимых и недопустимых значений фактора, то точками (наблюдениями) на диаграмме должны быть заполнены области "a" и "d". Заметим, что область "c" при этом также может содержать точки, поскольку в этих наблюдениях низкое разнообразие (соответствующее экологическому неблагополучию) может быть вызвано не рассматриваемым фактором, а недопустимыми значениями других факторов, действовавших на биоту одновременно с анализируемым. Если рассматриваемый показатель разнообразия действительно является индикатором для анализируемого фактора, область "b" обязана быть пустой, т.е. при недопустимых значениях фактора разнообразие не должно быть высоким (в реальности в область "b" могут попасть случайные наблюдения). Поэтому для поиска граничных значений индикатора и фактора горизонтальную и вертикальную линии проводят таким образом (рис. 3), чтобы минимизировать количество наблюдений в области "b".

Для формального проведения процедуры минимизации вводят критерий точности (Чесноков, 1982). Точность поиска границы благополучия для индикатора есть  $T = \frac{n(a)}{n(a+b)} 100\%$ , где  $n(a)$  и  $n(a+b)$  – количества наблюдений в соответствующих областях. При определении ЭДН для фактора критерий точности есть  $T = \frac{n(d)}{n(b+d)} 100\%$ , где  $n(d)$  и  $n(b+d)$  – количества наблюдений в соответствующих областях. Минимальное количество наблюдений  $n(b)$  соответствует максимумам критериев точности  $T$ .

Для процедуры ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия вводят критерий полноты  $\Pi = \frac{n(d)}{n(c+d)} 100\%$ , где  $n(d)$  и  $n(c+d)$  – количества наблюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Чем выше полнота, тем больше вклад фактора в экологическое неблагополучие в сравнении с другими факторами. Метод ЭДН позволяет рассчитывать суммарную полноту, равную отношению количества наблюдений с неблагополучными значениями индикатора и нарушением ЭДН хотя бы по одному фактору к общему количеству наблюдений с неблагополучными значениями индикатора во всём исследованном массиве. Суммарная полнота совокупности всех значимых для экологического неблагополучия факторов тем выше, чем полнее эта совокупность охватывает все причины неблагополучия. Отличие суммарной полноты от 100% соответствует степени неполноты программ физико-химического мониторинга, отслеживающих причины экологического неблагополучия.

Среди факторов, потенциально способных нарушить экологическое благополучие биоты, можно выделить три группы. К первой группе относят факторы, для которых ищут только верхнюю границу ЭДН (например, концентрация ксенобиотиков). Вторая группа включает факторы,

для которых ищут только нижнюю границу (например, концентрация кислорода). Для третьей группы факторов ищут обе границы (например, концентрации биогенных элементов, pH и т.д.).

Приведённые выше формулы для точности и полноты соответствуют случаю поиска верхней границы ЭДН. При поиске нижней границы ЭДН формулу критерия точности следует заменить на  $T = \frac{n(c)}{n(a+c)} 100\%$ , а полноты – соответственно на  $\Pi = \frac{n(c)}{n(c+d)} 100\%$ .

В том случае, если неблагополучие биоты связано как со слишком высокими, так и со слишком низкими значениями переменной, формулы для расчета точности и полноты таковы:

$$T = \frac{n(d+f)}{n(b+d+f+e)} 100\% \text{ и } \Pi = \frac{n(d+f)}{n(c+d+f)} 100\% \text{ (рис 4).}$$

В нашем исследовании проведен одновременный поиск границы индикаторной характеристики и величины ЭДН абиотического фактора посредством поиска максимума значения результирующей точности, равной квадратному корню из произведения точности для индикатора на точность для фактора. Например, в случае поиска границы индикатора и верхней границы ЭДН

$$\text{фактора результирующая точность будет равна } T_p = \sqrt{\frac{n(a)}{n(a+b)} \times \frac{n(d)}{n(b+d)}} 100\%.$$

После завершения процедуры поиска границы благополучия для индикатора и величины ЭДН все участвующие в анализе причин экологического неблагополучия абиотические факторы можно разделить на значимые (истинные причины экологического неблагополучия) и незначимые факторы. Значимые факторы – те, для которых в пределах представленного в исходных данных диапазона значений найдена величина ЭДН, удовлетворяющая выбранным порогам точности (например, не менее 75%) и представительности, то есть количество "точек" в классах благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых наблюдений для этих факторов не слишком мало (например, не менее 10% от общего числа наблюдений). Незначимые факторы – это те, для которых точность отыскания границы благополучия и ЭДН или представительность оказались менее выбранных порогов, в частности те, для которых точность отыскания ЭДН оказалась равной нулю, то есть в анализируемой предыстории водного объекта все значения факторов соответствовали благополучным значениям индикатора. Для незначимых факторов некоторым более жестким, нежели ЭДН, ориентиром допустимых значений могут служить экологически безопасные границы (ЭБГ) фактора, равные максимальным (или минимальным – при поиске нижней допустимой границы) значениям фактора в анализируемом массиве, поскольку искомые ЭДН лежат заведомо вне ЭБГ.

Если при совместном поиске границы благополучия для некоторого показателя разнообразия и ЭДН для некоторого фактора они найдены, то это значит, что данный показатель может быть индикатором для данного фактора. Критерием для выбора наиболее пригодных показателей может быть следующее условие: для заданного набора данных наиболее пригоден показатель, который оказался индикатором для наибольшего набора факторов.

Для поиска границ благополучия и ЭДН абиотических факторов использованы специально созданные программы.

В результате процедуры нормирования из 35 факторов, включенных в анализ, для 30 значимых факторов, ответственных за возникновение экологического неблагополучия, были получены величины ЭДН. Количество значимых факторов для индикаторов  $d_1$ ,  $d_2$  и  $z_2$ , оказалось примерно одинаковым (табл. 2). Как было сказано выше, использование параметра  $z_4$  ограничивает нас в количестве доступных для анализа наблюдений, поэтому для него количество значимых факторов значительно меньше, чем для других показателей разнообразия.

Результаты поиска ЭДН представлены в табл. 3, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жесткие величины ЭДН из всех полученных по использованным нами индикаторам в выделенных дисперсионным анализом группах. Там же приведены значения критериев точности и полноты найденных величин ЭДН. Наибольшая жесткость для верхних границ ЭДН подразумевает наименьшее из всех значение, для нижних – наибольшее.



Результаты расчётов свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических факторов между значениями ЭДН, вычисленными для разных индикаторных показателей, не существует существенных различий. Так, например, ЭДН для летучих фенолов, рассчитанные по индексам  $z_2$ ,  $z_4$ ,  $d_1$  и  $d_2$  в группе "лето - осень" составили соответственно 0.005, 0.005, 0.008 и 0.006; для СПАВ соответственно – 0.11, 0.10, 0.11, 0.11; для меди – 0.021, 0.018, 0.021, 0.018. Достаточно близкими оказались верхние и нижние ЭДН для биогенных веществ, рассчитанные по индексам  $z_2$ ,  $d_1$  и  $d_2$  (для  $z_4$  перечисленные факторы оказались незначимыми): для аммонийного азота верхние ЭДН составили соответственно 2.14, 2.44, 2.28; нижние – 0.09, 0.06, 0.06, для нитритного азота верхние ЭДН составили соответственно 0.34, 0.34, 0.35; нижние – 0.01, 0.02, 0.01.

В целях ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия были посчитаны значения критерия полноты для каждого фактора и каждого из четырех используемых индексов. Результаты анализа значений полнот (табл. 3) показали, что наибольший вклад в степень экологического неблагополучия во всех группах исследования вносит концентрация кислорода независимо от используемого индикатора. На втором месте в летний и осенний сезоны оказалась прозрачность воды, в весенний сезон – водородный показатель. Наименьший вклад в степень экологического неблагополучия вносят такие органические загрязнители, как нефтепродукты и формальдегиды – в летний и осенний сезоны, СПАВ и летучие фенолы – в весенний сезон.

### Обсуждение

**О биоиндикаторах.** В приложении к массовым данным мониторинга индекс  $d_1$  имеет преимущество перед многими другими показателями разнообразия, поскольку эти данные часто содержат наблюдения, в которых, кроме численности всего сообщества, приведена численность только одного доминирующего вида (в данных о фитопланктоне Дона имеется 80 таких проб). В пользу применения индекса  $d_1$  говорит и тот факт, что коэффициент вариации индекса  $d_1$  в параллельных пробах фитопланктона ниже, чем у параметров  $z_2$  и  $z_4$ , что свидетельствует о меньшей чувствительности индекса к погрешностям в подсчете численностей клеток фитопланктона (табл. 1). Кроме того, расчет индекса  $d_1$  не требует сложных вычислительных процедур, что является немаловажным фактором при массовом анализе данных. Следующим по пригодности использования в целях биоиндикации может быть индекс  $d_2$ . Для его расчета нужно знать численности не одного, а двух доминирующих видов, что лишает нас одновидовых проб. Данный индекс также не требует сложных вычислительных процедур, а его коэффициент вариации в параллельных пробах фитопланктона относительно невысок (табл. 1). Применение параметра  $z_2$  вызывает сомнение в связи с его высокой чувствительностью к погрешностям в подсчете численностей клеток фитопланктона. Параметр  $z_4$  в нашем случае также не слишком пригоден для биоиндикации, так как ограничивает количество доступных наблюдений (в данных о фитопланктоне Дона всего 487 из 959 наблюдений содержат четыре и более видов). По этой причине количество значимых факторов, для которых получены ЭДН по параметру  $z_4$ , оказалось значительно меньше, чем для других индикаторов. Анализ параллельных проб показал, что параметр  $z_4$ , как и параметр  $z_2$ , более чем индексы доминирования чувствительны к погрешностям в подсчете клеток фитопланктона. Добавим, что расчет параметра  $z_4$  требует применения сложного алгоритма нелинейного оценивания.

**Об ЭДН.** В целом для большинства анализируемых факторов величины ЭДН получились мягче, чем нормативы ПДК. Так, например, для концентраций аммонийного азота, нитритов, летучих фенолов, формальдегидов, нефтепродуктов, цинка, меди, общего железа, сульфатов, магния, значений рН, БПК<sub>5</sub> величины ЭДН выше, чем ПДК, что может свидетельствовать о постепенной адаптации фитопланктонного сообщества в бассейне Дона к данным факторам. Для концентрации шестивалентного хрома ЭДН оказался более жестким. Для концентраций хлоридов, пестицидов, кальция значения ЭДН и ПДК достаточно близки (табл. 3).

Как было отмечено выше, показатели разнообразия реагируют на краткосрочные нарушения водных объектов. Для регистрации нарушений в водных объектах можно использовать данные, усреднённые по длительным промежуткам времени. В качестве биоиндикатора длительных воздействий были применены показатели сапробности фитопланктона и зообентоса водных объектов бассейна Дона (Левич, Терёхин, 1997). Полученные по сапробностям величины ЭДН воспроизведены в таблице 3. Отметим, что из 16 указанных величин ЭДН 14 оказались более жёсткими, чем рассчитанные по показателям разнообразия, что вполне соответствует представлениям о большем повреждающем влиянии длительных нарушений.

Сравнение величин ЭДН, полученных в группе "лето-осень", с ЭДН, полученными в группе "весна", показывает, что для некоторых факторов (концентрации нефтепродуктов, хлоридов, нитритов, кислорода) значения ЭДН в весенний сезон оказываются более жесткими, соответственно – 0.31, 282, 0.18, 6.58, чем в осенний и летний сезоны – 0.85, 348, 0.34, 5.24 (табл. 3). Возможно, это связано с более высокой чувствительностью фитопланктона к внешним воздействиям именно в весенний период. Для таких показателей, как рН и концентрация СПАВ, величины ЭДН оказались достаточно близкими в сравниваемых группах. Для БПК<sub>5</sub> и концентрации летучих фенолов величины ЭДН в весенний сезон выше, чем в осенний и летний сезоны (табл. 3).

Анализ суммарной полноты показал, что почти все случаи неблагоприятного состояния фитопланктона, оцененные по показателям разнообразия, сопряжены с превышением величин ЭДН абиотических переменных, участвующих в анализе. Так, суммарная полнота в группе "лето-осень" для показателей  $d_1$ ,  $d_2$ ,  $z_2$  и  $z_4$  соответственно составила 93, 94, 95 и 97%.

**Дополнительные градации качества среды.** В задачах прикладной экологии может оказаться недостаточно двух градаций состояния экосистем – благополучия и неблагополучия. Класс благополучных состояний можно разделить на два подкласса, например, вполне благополучные и умеренно благополучные состояния, а класс неблагополучных – на подклассы умеренно неблагополучных и очень неблагополучных состояний. В качестве границ этих подклассов можно предложить (при отсутствии менее формального подхода) медианы распределений значений индикаторной характеристики в каждом из исходных классов (рис. 5).

**ЭДН абиотических факторов для природных объектов, относящихся к различным категориям использования.** Рассмотрим в качестве примера три возможные категории использования водных объектов:

- 1) заповедные объекты и зоны рекреации;
- 2) объекты хозяйственного назначения (питьевого, аграрного, рыбоводного и др.);
- 3) техногенные объекты (используемые только для промышленных целей, не требующих высокого качества вод).

Пороги абиотических факторов, найденные выше методом ЭДН, разграничивают допустимые и недопустимые значения фактора для водных объектов хозяйственного назначения. Аналогичную границу для объектов первой категории следует отыскивать методом ЭДН, зафиксировав границу между вполне благополучными и умеренно благополучными состояниями, а для объектов третьей категории использования – между умеренно неблагополучными и очень неблагополучными (рис. 5). Аналогичный подход можно применить при установлении ЭДН для водных объектов комплексного назначения при различных требованиях к качеству воды (например, питьевая вода, вода для производственно-технических целей, для коммунального использования, для сельскохозяйственных целей).

Заметим, что как введение дополнительных градаций качества среды, так и введение более жёстких или более мягких ЭДН подразумевает выполнение для вновь образованных классов наблюдений требования достаточного (например, не менее 10% от общего числа) количества наблюдений в этих классах.

**Об экологическом нормировании.** Возможности метода ЭДН шире, чем продемонстрированная выше технология диагностики причин экологического неблагополучия – выявления ответственных за неблагополучие факторов, их ранжирования по степени вклада в неблагополучие и нормирования. Метод ЭДН позволяет (в соответствии с современными требованиями и руководящими принципами нормативно-правовых документов, регулирующих использование, охрану и восстановление природных ресурсов) устанавливать целевые показатели качества вод (Левич и

др., 2009) . Целевые показатели учитывают цель поддержания и, в случае необходимости, улучшения существующего качества воды; направлены на сокращение средних нагрузок загрязнения до определенного уровня в пределах определенного периода времени; учитывают конкретные требования в отношении качества среды, в отношении чувствительных и особо охраняемых территорий; их устанавливают для проверки в среднесрочного и долгосрочного достижения степени поддержания и улучшения качества среды. В качестве целевых показателей качества среды могут быть приняты величины ЭДН, а границу благополучия биоиндикатора следует считать целевым показателем качества экологического состояния живых организмов.

Согласно биотической концепции контроля природной среды (Левич, 1994), оценки экологического состояния на шкале "благополучие-неблагополучие" (индикацию состояния) следует проводить по комплексу биотических показателей, а не по уровням абиотических факторов. В этом случае абиотические факторы выступают потенциальными причинами экологического неблагополучия, а не непосредственными его симптомами.

Предложенные выше экологически допустимые нормативы (ЭДН) факторов среды могут быть дополнением или альтернативой нормативам ПДК. Метод ЭДН (в ранней редакции именованный «метод ЭДУ» и не позволявший наряду с ЭДН рассчитывать границу благополучия для индикаторов, используя экспертами заданную границу, и оценивать качество индикации) был использован для нормирования физико-химических факторов в ряде речных бассейнов (Замолодчиков, 1993; Булгаков и др., 1995; Левич и др., 1996; 2004; Левич, Терехин, 1997; Maximov et al., 1999).

Предложенные методы нормирования применимы не только к химическим веществам, но и к любым абиотическим факторам, воздействующим на природные сообщества, например, к температуре, скорости ветра, уровням воды, интенсивности водопотребления, радиоактивным загрязнениям и т.п. (Левич и др., 1996; Левич, Терехин, 1997). ЭДН учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе комплексы потенциально вредных воздействий; многочисленные косвенные эффекты воздействия, совокупное действие которых может быть более сильным, нежели эффект прямых влияний. ЭДН носят не общероссийский, а региональный характер, т.е. зависят от фонового загрязнения окружающей среды и, возможно, от климатических, хозяйственных и других специфических характеристик природного объекта. Предложенные методы дают возможность уточнять величины ЭДН по мере накопления новых экологических данных о природном объекте.

При наличии необходимых данных возможно нормирование текущих значений нарушающих воздействий (пример чего демонстрирует настоящая работа), их экстремальных значений в заданные периоды, их средних значений за различные периоды усреднения (Левич, Терехин, 1997).

За многие годы существования нормативов ПДК сложилась практика их применения во многих важных инструментах природоохранной деятельности. Например, при расчётах нормативов предельно допустимых вредных воздействий (или просто нормативов допустимых воздействий), нормативов предельно допустимых сбросов, при составлении схем комплексного использования и охраны природных объектов, прогнозов качества среды и т.п. Концепция ЭДН полностью сохраняет технологию включения ПДК в указанные инструменты, предлагая, когда это возможно, замену экологически неэффективных нормативов ПДК их современными аналогами – величинами ЭДН.

Предложенные методы биоиндикации и расчётов ЭДН представляют собой действенный инструмент принятия управленческих решений на основе анализа данных экологического мониторинга.

Напомним, что предлагаемый подход может быть применен только в том случае, когда накоплен достаточный объем экологических данных, включающих как биотические, так и потенциально опасные для биоты абиотические характеристики. Если нет биологических данных, то невозможна оценка состояния водных объектов на шкале «благополучие – неблагополучие». Если отсутствуют данные о подлежащих нормированию факторах среды, то метод ЭДН также бессилён. Таким образом, при отсутствии достаточно полных данных экологического мониторинга методики, основанные на концепции ПДК, при всей их неэффективности остаются достаточно безальтернативными.

### Благодарности

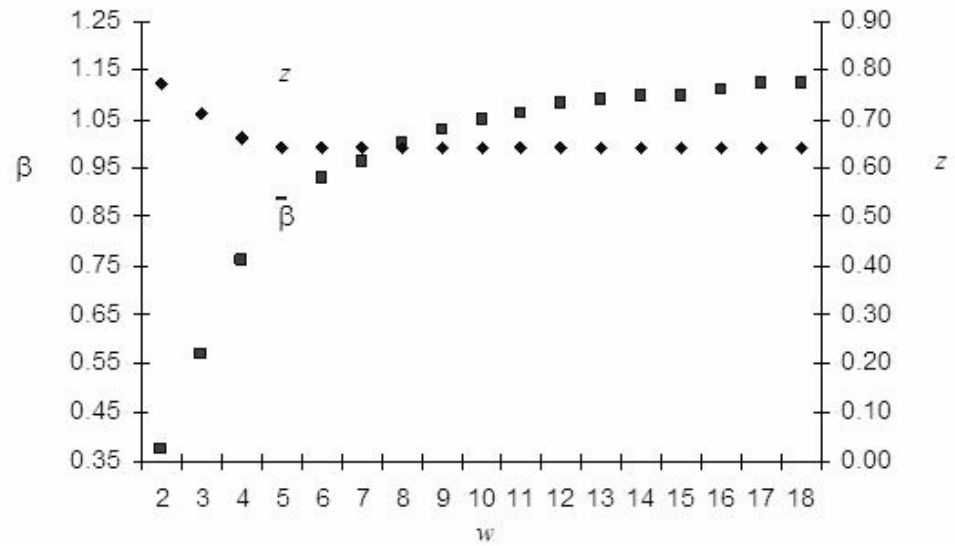
Авторы глубоко признательны своим коллегам: Владимиру Анатольевичу Абакумову – одному из авторов информационной системы "Экология пресных вод России и сопредельных стран", данные из которой использованы в проведённой работе, а также Анатолию Тимофеевичу Терехину и Алексею Сергеевичу Титову – за разработку программного обеспечения для расчетов индексов и поиска ЭДН.

Работа поддержана грантами РФФИ №06-04-48466а и №07-04-00045а.

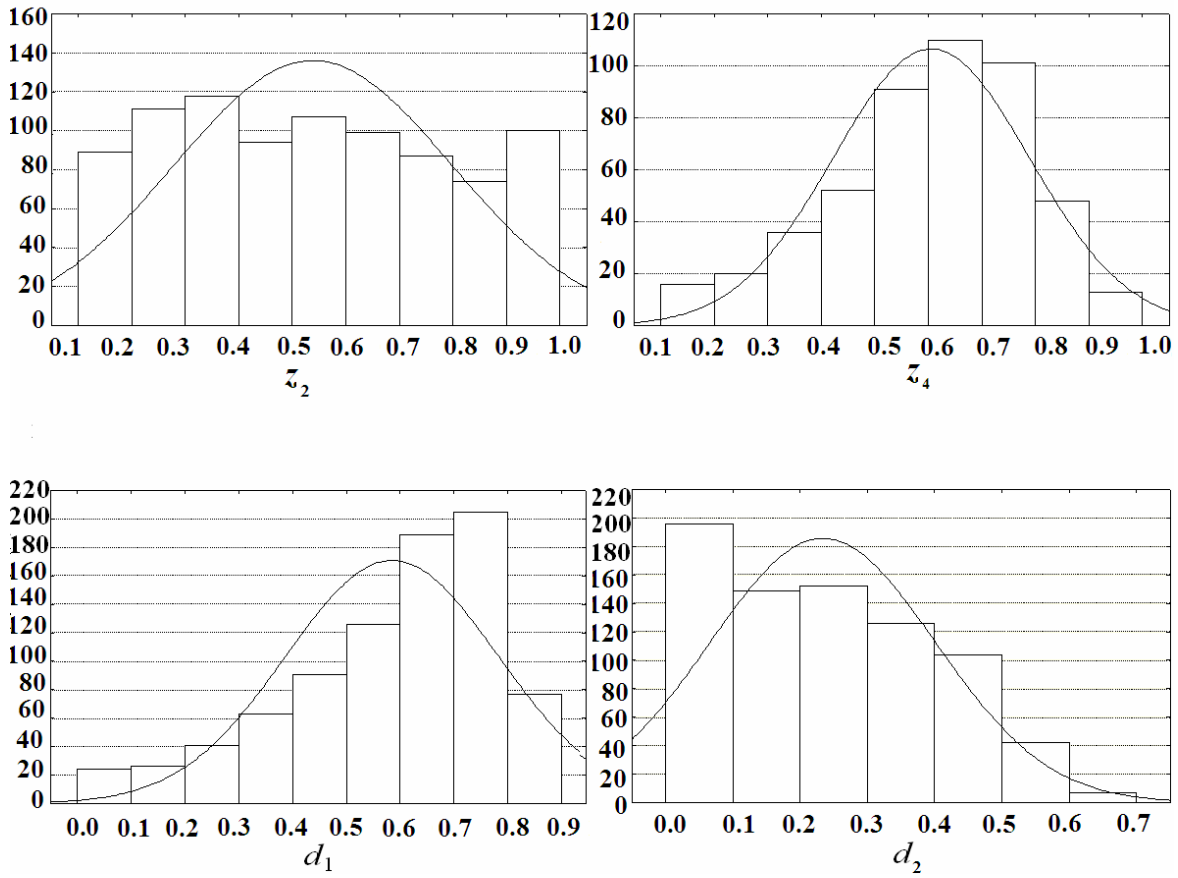
### Список литературы

- Абакумов В.А., Суценыя Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоздат, 1991. С. 41-51.
- Акимова Т.А., Хаскин В.В.* Основы экоразвития. М.: Изд-во Рос. эконом. академии, 1994. 312 с.
- Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т.* Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и промысловых рыб // Известия РАН. Сер. биол., 1995. №2. С. 218-225.
- Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Левич А.П., Забурдаева Е.А.* Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты // Известия РАН. Сер. Биол. 2005. №5. С. 1-7.
- Бурлакова Е.Б. и др.* Действие малой дозы ионизирующего излучения и химических загрязнений на человека и биоту // Атомная энергия. 1998. Т.85. №6. С. 457-462.
- Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С. и др.* О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Вод. ресурсы. 1993. Т. 20. № 6. С. 707-713.
- Горюнова С.В., Касьяненко А.А., Жилкин А.А.* К вопросу о применении экологических нормативов для оценки качества окружающей природной среды // Вестник Рос. ун-та дружбы народов. Сер. Эколог. и безопасн. жизнедеятельности. 2003. №7. С.109-115.
- Дмитриев В.В.* Диагностика, экологическое нормирование и оценка устойчивости водных экосистем к антропогенному воздействию // Океанология в С.-П. ун-те. Спб.: 1997. С. 196-211.
- Дробот В.И.* Структурные изменения зоопланктонных сообществ водоемов заповедника "Большая Кокшага" // Тез. докл. Междунар. конф. "Фин.-угор мир: состояние природы и регион. стратегия защиты окруж. среды". Сыктывкар, 1997. С. 63–64.
- Жигальский О.А.* Экологическое нормирование антропогенных нагрузок // Тез. докл. 3 междунар. конф. "Освоение Севера и пробл. рекультивации". Сыктывкар, 1997. С. 73–75.
- Забурдаева Е.А., Левич А.П.* Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод в бассейне Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2007. Т. 9. №1. С. 195-211.
- Замолодчиков Д.Г.* Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. 1993. Т. 15. СПб. С. 214-233.
- Кольцова Т.И., Конопля Л.А., Максимов В.Н., Федоров В.Д.* К вопросу о представительности выборок при анализе фитопланктонных проб // Гидробиологический журнал. 1971. Т. 4. №3. С. 109-116.
- Левич А.П.* Экстремальный принцип в теории сообществ // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоздат, 1978. Т.1. С. 164–82.
- Левич А.П.* Структура экологических сообществ. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. 181 с.
- Левич А.П.* Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. 1994. №2. С. 280-282.
- Левич А.П., Терехин А.Т., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Елисеев Д.А., Максимов В.Н., Качан Л.К.* Экологический контроль водных объектов Нижнего Дона по биотическим идентификаторам планктона, перифитона и зообентоса // Вестник МГУ. Сер. биол., 1996. №3. С. 18-25.

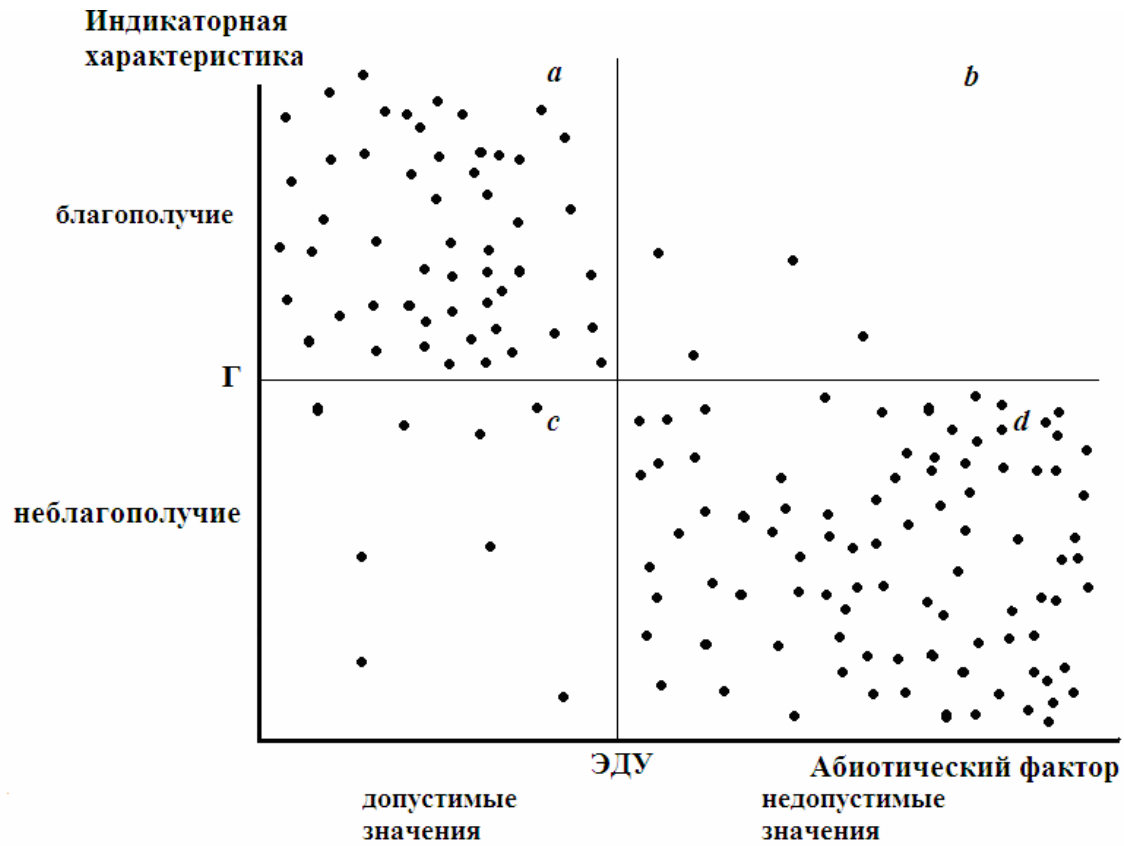
- Левич А.П., Терехин А.Т.* Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДН) // Водные ресурсы. 1997. №3. С. 328-335.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: РЭФИА, 2004. 271 с.
- Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В.* Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов реки Дон) // Водные ресурсы. 2009 (направлено в печать).
- Максимов В.Н.* О ранговых распределениях в экологии сообществ с точки зрения статистики // Известия РАН. Серия биологическая. 2004. №3. С. 352-361.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Джабруева Л.В.* Ранговые распределения размерно-морфологических групп микроводорослей в перифитоне и их связь с уровнем загрязнения водоема // Известия РАН. Сер. Биол. 1997а. №6. С. 697-704.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П.* Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженности для биотических и абиотических компонентов // Изв. РАН. Сер. биол. 2000. №4. С. 482-491.
- Моисеенко Т.И.* Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. 1998. №6. С. 452-461.
- Петин В.Г. и др.* Малые дозы и проблемы синергического взаимодействия факторов среды // Радиационная биология и радиоэкология. 1999. Т.39. №1. С. 113-126.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем* / Ред. Абакумов В.А. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
- Рахманин Ю.А.* Экология человека: современные проблемы и пути их решения // Устойчивое развитие. Наука и практика. 2003. №3. С. 117-126.
- Садыков О.Ф.* Популяционные аспекты экотоксикологии // Экотоксикология и охрана природы. М.: 1988. С. 108-126.
- Садыков О.Ф.* Современные проблемы и перспективы прикладной экологии // Развитие идей академика С.С.Шварца в современной экологии. М.: 1991.
- Стандарты и целевые показатели качества воды* // Обз.инф. Экол. экспертиза / М.: ВИНТИ, 1999. №4. С. 42-72.
- Федоров В.Д.* О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979. 165 с.
- Фруммин Г.Т.* Экологически допустимые уровни воздействия металлами на водные экосистемы // Биол. внутр. вод. 2000. N 1. С. 125-131.
- Чесноков С.В.* Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
- Berger W.H., Parker F.L.* Diversity of planktonic Euvraminifera in deepsea sediments // Science. 1970. V. 168. №3937. Pp. 1345-1347.
- Maximov V.N., Bulgakov N.G., Levich A.P.* Quantitative methods of ecological control: diagnostics, standardization, and prediction // Environmental indices: Systems analysis approach. London: EOLSS Publishers. 1999. Pp. 363-381.
- Motomura I.* Statistical treatment of association // Japan J. Zool. 1932. V.44. Pp. 379-383.
- Pereira L.A.A. et al.* Association between air pollution and intrauterine mortality in Sao Paulo, Brazil // Environ. Health Perspect. 1998. V.106. #6. Pp. 325-329.



**Рисунок 1.** Зависимости параметров гиперболического ( $\beta$ ) и экспоненциального ( $z$ ) ранговых распределений от количества  $w$  сохраненных в пробе видов при последовательном отбрасывании последнего вида в одной из типичных проб.

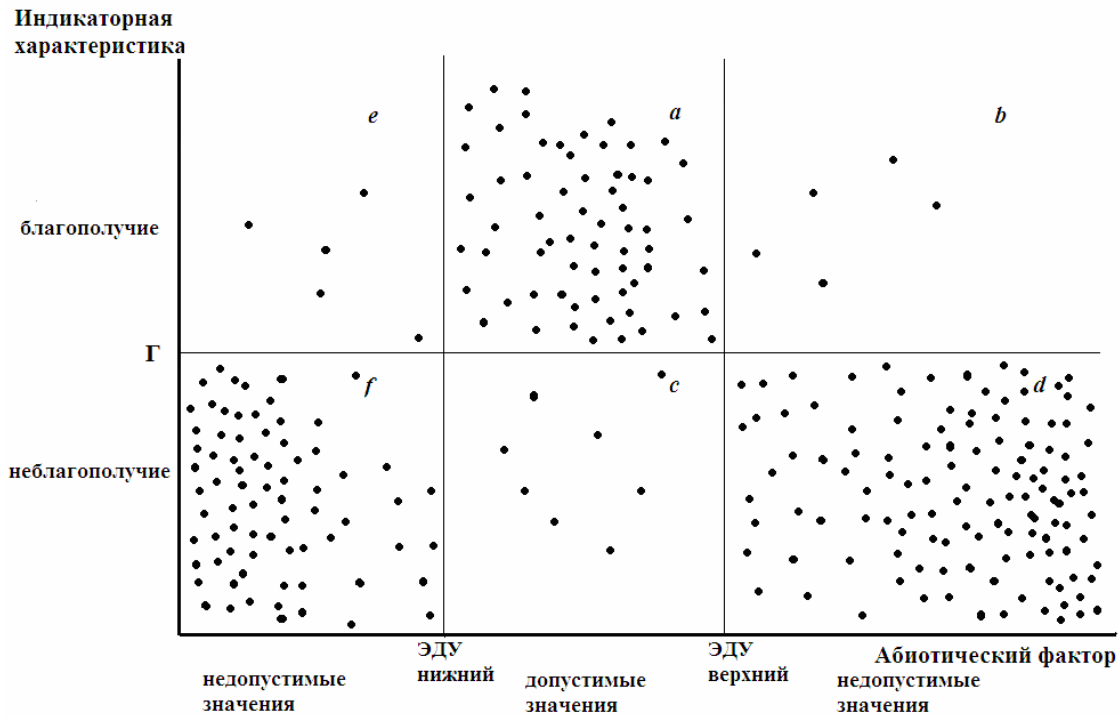


**Рисунок 2.** Гистограммы распределения значений показателей  $z_2, z_4, d_1, d_2$ .

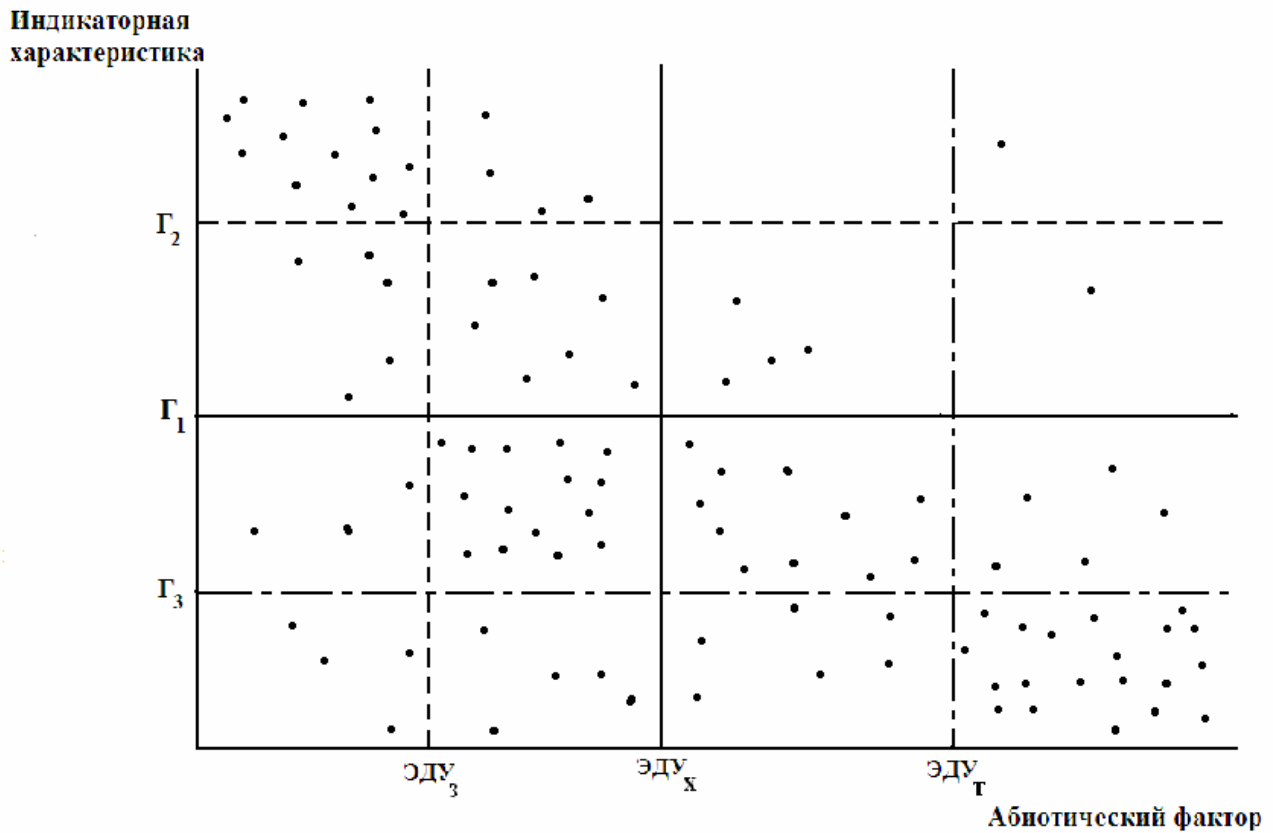


**Рисунок 3.** Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы ( $\Gamma$ ) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, и верхней границы ЭДН абиотического фактора. Область *a* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *b* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *c* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *d* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН.





**Рисунок 4.** Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы ( $\Gamma$ ) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, а также верхней и нижней границ ЭДН абиотического фактора. Область *a* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *b* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *c* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДН; область *d* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *e* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН; область *f* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДН.



**Рис. 5.** Дополнительные градации качества вод и ЭДН факторов для водных объектов различных категорий использования. Обозначения:  $\Gamma_1$  – граница индикатора, разделяющая благополучные и неблагоприятные состояния;  $\Gamma_2$  – граница индикатора, разделяющая вполне благополучные и умеренно благополучные состояния (медиана распределения благополучных состояний);  $\Gamma_3$  – граница индикатора, разделяющая умеренно неблагоприятные и очень неблагоприятные состояния (медиана распределения неблагоприятных состояний); ЭДН<sub>х</sub> – ЭДН фактора для водных объектов хозяйственного назначения; ЭДН<sub>з</sub> – ЭДН фактора для заповедных и рекреационных водных объектов; ЭДН<sub>т</sub> – ЭДН фактора для техногенных водных объектов.

**Таблица 1.** Количество наблюдений  $N$ , среднее значение  $\bar{n}$ , стандартное отклонение  $\sigma$ , коэффициент вариации  $\varepsilon$  распределений показателей разнообразия параллельных проб фитопланктона (залив Чупа Белого моря) и массива наблюдений в реке Дон

Водный объект	$z_2$			
	$N$	$\bar{n}$	$\sigma$	$\varepsilon$
залив Чупа	50	0.31	0.15	0.48
река Дон	879	0.52	0.27	0.52
$z_4$				
залив Чупа	50	0.36	0.13	0.37
река Дон	487	0.61	0.18	0.29
$d_1$				
залив Чупа	50	0.49	0.08	0.16
река Дон	959	0.59	0.20	0.34
$d_2$				
залив Чупа	50	0.34	0.05	0.14
река Дон	879	0.23	0.16	0.70

**Таблица 2.** Среднее значение  $\bar{n}$ , стандартное отклонение  $\sigma$  и коэффициент вариации  $\varepsilon$  распределений границ благополучия для индексов разнообразия фитопланктона реки Дон. Границы получены для  $N$  разных абиотических факторов в различные сезоны наблюдения

Индекс	$z_4$	$z_2$		$d_1$		$d_2$	
	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень
$N$	17	7	23	8	25	8	21
$\bar{n}$	0.78	0.70	0.79	0.69	0.78	0.32	0.43
$\sigma$	0.03	0.07	0.04	0.05	0.02	0.03	0.03
$\varepsilon$	0.04	0.10	0.05	0.07	0.03	0.10	0.07

**Таблица 3.** Экологически допустимые уровни (ЭДН) значимых абиотических факторов, установленные по показателям разнообразия фитопланктона бассейна реки Дон. Без скобок приведены значения верхней, в скобках – нижней границы ЭДН, аналогично – соответствующие точности и полноты. Удельная электропроводность выражена в сименс/см, прозрачность – в метрах, остальные абиотические переменные – в мг/л

Физико-химический показатель	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК	ЭДН по сапробности
	ЭДН	Точность, полнота, %	ЭДН	Точность, полнота, %		
Прозрачность	(14)	84, 68			-	
Удельная электропроводность	0.0017	84, 22			-	
БПК <sub>5</sub>	4.19	96, 31	5.24	82, 33	3	5.51
Смолы и асфальтены	0	84, 26			-	
Фенолы летучие	0.005	93, 23	0.017	100, 18	0.001	0.00
СПАВ	0.10	84, 22	0.11	77, 17	-	0.02
Формальдегид	0.12	94, 19			0.1	
Нефтепродукты	0.85	79, 14	0.31	80, 30	0.05	0.17
Альфа-гексохлоран	0	83, 27			0	
Гама-гексохлоран	0	89, 18			0	
Хром шестивалентный	0.004	80, 29			0.02	
Цинк	0.016	86, 36			0.01	0.002
Медь	0.018	87, 23			0.001	0.017
Железо общее	0.28	78, 22			0.1	0.20
Сульфаты	408	89, 25			100	195
Хлориды	348	94, 27	282	80, 23	300	575
Гидрокарбонатный анион	336 (162.9)	87, 39			-	135
Общая жесткость	11.1 (6.48)	81, 45 (94, 31)			-	
Магний	61.80 (30.20)	89, 57			40	
Марганец общий	0.07 (0.0015)	84, 64			-	
Кальций	168 (52.1)	75, 34			180	43.5
Кремний	17.4 (2.8)	85, 24			-	
Фосфор минеральный	0.34 (0.08)	80, 26			-	0.07
Аммоний	2.14 (0.09)	82, 24	2.82 (0.22)	86, 31 (86, 29)	0.5	0.30
Нитраты	3.71 (0.09)	84, 24			40	
Нитриты	0.34 (0.02)	81, 25	0.18 (0.01)	84, 26	0.08	0.21
NaK	353 (35)	81, 32			-	
Сумма ионов	1660 (712.5)	77, 34 (89, 29)			-	
pH	7.97 (7.6)	88, 30	7.9 (7.55)	94, 34	6.5 (8.5)	7.69
Кислород	(5.24)	81, 80	(6.58)	83, 84	6	(8.21)