

УДК 577.4

"IN SITU"-ТЕХНОЛОГИЯ УСТАНОВЛЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ

А.П. Левич, Н.Г. Булгаков, В.Н. Максимов, Д.В. Рисник

Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова

119991 Москва, ГСП-1, Ленинские горы, 1-12; apl@chronos.msu.ru; (495)9395560

Обозначены проблемы, связанные с применением системы экологического нормирования, основанной на лабораторном определении нормативов предельно допустимых концентраций. Для решения этих проблем предложена технология установления локальных экологических норм по результатам анализа данных биологического и физико-химического мониторинга природных экосистем. Технология включает: методику биоиндикации экологического неблагополучия экосистем; методику экологической диагностики состояния экосистем, понимаемую как процедуру выявления среди факторов среды значимых и незначимых для экологического неблагополучия биоты; методику экологического нормирования, включающую как установление экологической нормы для биоиндикаторов, так и нормативов для факторов окружающей среды; методику ранжирования факторов по их вкладу в экологическое неблагополучие; методику, которая позволяет выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагополучие; методику оценки качества среды в отдельных пунктах наблюдения за биологическими и физико-химическими характеристиками экосистем в определенную дату наблюдения; методику прогноза состояния экосистемы по сценариям проектируемых воздействий и ряд других методик, позволяющих проводить эффективный контроль качества природной среды.

Ключевые слова: Природные экосистемы, биоиндикация, экологическая диагностика, экологическое нормирование, экологический прогноз, экологический мониторинг, оценки состояния экосистем

ПРОБЛЕМЫ СУЩЕСТВУЮЩЕЙ СИСТЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

Современная система экологического нормирования в России основана, в первую очередь, на нормативах предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Эти нормативы устанавливаются в лабораторных опытах по биотестированию путем анализа зависимостей "доза – эффект", где под дозой подразумевают концентрацию испытуемого вещества и под эффектом – величину выбранной в качестве тест-параметра биологической характеристики подопытной популяции организмов. Процедура установления норматива состоит в фиксации в качестве ПДК такой концентрации

вещества, при которой величина биологического тест-параметра достигает условленного порогового значения, (на рис. 1 этот порог обозначен как "красная черта").

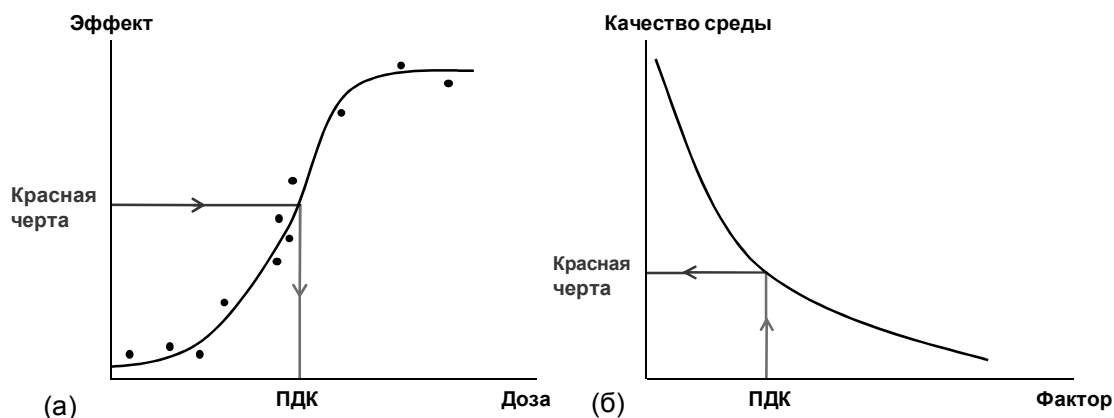


Рис. 1. Установление ПДК в опытах по биотестированию (а) и отождествление понятия "экологическая норма" для природных экосистем с лабораторной допустимой границей для химических веществ (б)

Установленный в лаборатории норматив ПДК применяют для нормирования качества среды природных экосистем. Следует отметить ряд причин, по которым перенос лабораторных результатов на реальные природные объекты приводит к сугубой неэффективности всей системы экологического нормирования:

- Фактически, неблагоприятие тестовой популяции в колбе отождествляют с неблагоприятием реальной экосистемы.
- Если в лабораторных опытах уровень ПДК представляет собой следствие существования "красной черты" для состояния тестовой популяции, то при применении ПДК к природным объектам происходит подмена понятий, и границей между благополучными и неблагоприятными состояниями экосистем полагают лабораторные величины ПДК (рис. 1б).
- Если в лабораторных опытах на тестовую популяцию воздействует единственный испытуемый фактор и предполагается, что действие остальных не приводит к неблагоприятию, то в природных экосистемах нет изолированного действия факторов, и все они одновременно влияют на каждую из биологических характеристик и могут одновременно приводить к неблагоприятию.
- ПДК устанавливают как универсальные нормативы для огромных административных территорий. Они не учитывают специфику функционирования экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность, биогеохимические провинции с естественными геохимическими анома-

лиями и различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентность. Разные биогеохимические провинции могут отличаться друг от друга по содержанию в поверхностных водах свинца в 2000 раз, никеля – в 1350, цинка – в 500, меди – в 10 000, хрома – в 17 000 раз (Волков и др., 1993). Нередки следующие ситуации. В водоеме фоновые концентрации железа на порядок превышают ПДК, однако водные организмы адаптированы к этим концентрациям и требуют у предприятий снижения содержания железа в стоках до концентраций ПДК бессмысленно. Или содержание хлоридов в водах значительно ниже ПДК, хотя есть данные о том, что хлориды даже при таких концентрациях негативно влияют на некоторые популяции водных организмов, однако требовать уменьшения концентрации хлоридов в стоках невозможно, поскольку нормативы ПДК не нарушены.

- На организмы, помимо химического загрязнения, оказывают влияние многие другие факторы, например, водообеспечение, тепловое, электромагнитное или биологическое загрязнения. 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.
- При установлении ПДК не учитывают различный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ (Фруммин, 2000). Токсичность кадмия, например, при изменении минерализации воды от 40 до 500 мг/л изменяется в 5 раз. Т.И.Моисеенко (1998) отмечает, что определение дозы воздействия только по токсичным компонентам не отражает адекватно состояние среды в водоеме при комплексном воздействии (эвтрофирование, изменение основных физико-химических условий и др.): даже при соблюдении ПДК в водоемах Субарктики возникают предпосылки для заболеваемости рыб.
- Ориентация на развитие смертельного эффекта у организмов при кратковременном воздействии приводит к ошибочной оценке опасности загрязнения в отношении высококумулятивных веществ, для которых данные об индексе токсичности позволили бы разрешить содержание в концентрациях, во много раз превышающих безвредные для биоты.
- Многие факторы среды приводят к экологическому неблагополучию как при слишком высоких, так и при слишком низких уровнях. Нормативы ПДК ограничивают лишь высокие уровни воздействий.

- Универсальные нормативы ПДК одинаковы и для природных объектов различного целевого назначения (например, заповедные объекты, зоны рекреации, техногенные или урбанизированные территории, зоны свалок и т.д.), и не всегда различны для разных целей использования природных ресурсов (например, для питьевого водоснабжения, для промышленных нужд, почвы для выращивания и вода для полива сельскохозяйственных культур).

Трудности, с которыми сталкивается методология применения ПДК, неоднократно обозначены во многих публикациях по нормированию качества окружающей среды (см., например, Федоров, 1974; Абакумов, Суценья, 1991; Левич и др., 2004).

БИОТИЧЕСКАЯ КОНЦЕПЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

Экологическую неэффективность методологии ПДК призвана преодолеть биотическая концепция экологического контроля (Абакумов, Суценья, 1991; Максимов, 1991; Левич, 1994):

- Оценку состояния природных экосистем следует проводить не по уровням факторов среды, а по характеристикам биологических компонент (биологическим индикаторам).
- Эту оценку следует проводить *in situ*, а не *in vitro*.
- Границы нормы факторов среды следует вводить как уровни, не нарушающие норму экологического состояния, установленную по биологическим индикаторам.

Идея, реализующая биотическую концепцию перехода от лабораторных ПДК к "натурным" нормативам, казалось бы, лежит на поверхности: нужно проанализировать зависимость "доза-эффект" для факторов среды и биоиндикаторов. Однако реализация этой идеи сталкивается с принципиальными и, как следствие, с методическими трудностями:

- 1) При установлении нормативов в лаборатории понятие экологической нормы возникает как конвенционально принятый порог тест-параметра подопытных организмов. Такой нормой может быть, например, объявленный экспертами уровень смертности в лабораторной популяции. Для природных экосистем желателен отказ от экспертного (субъективного) установления "красной черты". Другой пример – отклонением от экологической нормы признают статистически значимое превышение величин тест-параметра в контрольном эксперименте. И такой подход в применении к природным объектам нереалистичен, поскольку у исследователей нет в

распоряжении другого – контрольного – эксперимента, кроме пассивного эксперимента, который человек "проводит" над природой в местах своего проживания и хозяйственной деятельности.

Таким образом, необходимо введение научно обоснованного определения (и метода установления) для понятия "экологическая норма природного объекта".

- 2) Необходимы научные, технологические и управленческие критерии для отбора адекватных целям экологического контроля биологических индикаторов состояния природных объектов.
- 3) В контролируемых условиях лабораторных экспериментов "хорошо организованные" данные "доза-эффект" имеют вид однозначных функциональных зависимостей, поддающихся корреляционному, регрессионному и другим видам статистического анализа (рис 1а). В природных экосистемах на биологические характеристики одновременно действует множество факторов среды, среди которых только часть охвачена программами мониторинга. Диаграмма "доза-эффект" в этом случае имеет вид "плохо организованного" облака точек (рис. 2).

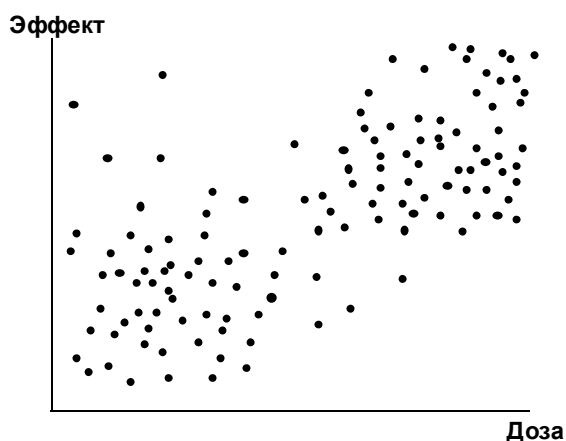


Рис. 2. Типичная зависимость между значениями индикаторной биологической характеристики и фактора среды в природной экосистеме

Поэтому необходим метод отыскания взаимосвязи между переменными, позволяющий выявлять корреляции, скрытые при рассмотрении парных зависимостей биоиндикатора от отдельных факторов.

МЕТОД УСТАНОВЛЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ

Один из методов анализа "плохо организованных" данных – переход от количественных переменных к их качественным классам, (см., например, Чесноков, 1982). Такими классами могут быть "низкие", "средние" и "высокие" значения; "благополучные" и "не-

благополучные", "допустимые" и "недопустимые" значения и т.п. После выделения качественных классов возможен поиск корреляций (см., например, Васнев, 2001) и других видов связи уже между качественными классами различных переменных. Применение анализа качественных переменных сталкивается, по крайней мере, с двумя трудностями. Во-первых, возникает проблема выбора объективного критерия для выделения качественных классов: какие значения считать "высокими" и какие "низкими", какие "допустимыми" и какие "недопустимыми". Вторая трудность особенно ярко проявляется при поиске связи между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем. Она связана с упомянутым выше неустранимым *in situ* влиянием на индикаторы всех факторов среды и состоит в том, что любые из них могут одновременно приводить к экологическому благополучию. К чему приводит это обстоятельство при анализе натуральных зависимостей "доза-эффект" следует разъяснить подробнее.

Качественные классы для биологического индикатора – это классы "благополучных" и "неблагополучных" значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты. Для фактора – это классы "допустимых" и "недопустимых" значений. Если некоторая биологическая характеристика Y действительно является индикатором воздействия на биоту фактора X , то благополучные значения индикатора Y встречаются в наблюдениях за экосистемой только совместно с допустимыми значениями фактора X , а неблагополучные значения индикатора Y – только совместно с недопустимыми значениями фактора X . Этот идеальный случай отражен на рис. 3а, где граница между "благополучными" и "неблагополучными" значениями названа "границей нормы состояния экосистемы", а граница между "допустимыми" и "недопустимыми" значениями фактора названа "границей нормы фактора". На рис. 3б представлено типичное реальное распределение результатов наблюдения за индикаторной характеристикой Y и некоторым фактором X . От идеального случая на рис. 3а это распределение отличает наличие точек-наблюдений в области "с". Наполненность области "с" связана с влиянием на индикатор всех существующих в среде факторов. Если для качественных классов на рис. 3а корреляция между ними "стопроцентна", то для реальных распределений (рис. 3б) корреляционный анализ может не дать убедительных результатов. Однако, если индикатор Y действительно представляет собой "правильный отклик" на воздействие X , то область "b" на рис. 3б обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора X никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора независимо от действия других факторов. Однако в силу возможности случайного попадания точек в область "b" требование к её пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область "b" была "как можно более" пустой.

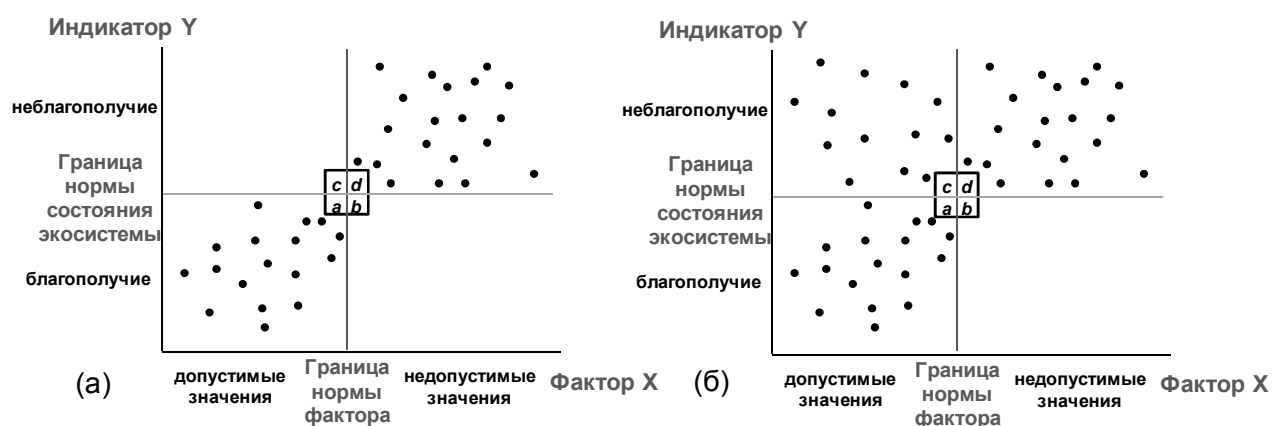


Рис. 3. Классы значений индикатора и фактора в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор (а), и в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов (б)

Подход, который можно назвать методом установления локальных экологических норм (методом ЛЭН) или методом частичных корреляций между качественными переменными, реализует идею поиска "как можно более пустой" области "b". (Название и содержание метода имеют свою предысторию: метод экологически допустимых концентраций (Замолотчиков, 1993), метод экологически допустимых уровней (Левич, Терёхин, 1997; Левич и др., 2004), метод экологически допустимых нормативов (Левич и др., 2010а), метод установления экологических норм (Левич, Милько, 2011).)

Степень "пустоты" области "b" относительно областей "a" и "d" характеризует критерий точности $T = \sqrt{\frac{n_a}{n_a + n_b} \cdot \frac{n_d}{n_d + n_b}}$, где n_i – число наблюдений в области "i". Точность

изменяется от 0 до 1, и чем больше точность, тем более "пуста" область "b". Алгоритм метода ЛЭН состоит в переборе всевозможных положений границ нормы для индикатора и фактора и в выборе таких границ, для которых критерий точности максимален. Алгоритм включает несколько дополнительных условий:

- 1) Найденный критерий точности должен быть не меньше заданного исследователем параметра поиска – величины T_{\min} (обычно T_{\min} принимают в пределах диапазона 0,8-0,9).
- 2) Количество наблюдений в областях "a" и "d" должно быть достаточно представительным, чтобы результат поиска был достоверным. Представительность можно описать критериями $PP_{\text{инд}} = n_a / N$ и $PP_{\text{факт}} = n_d / N$ соответственно для индикатора и фактора, здесь N – общее число совместных наблюдений за индикатором и

фактором. Каждая из представительностей должна быть больше заданного параметра поиска PP_{\min} (обычно PP_{\min} варьирует в диапазоне 0,15-0,25).

- 3) Достоверность результатов поиска может быть обеспечена, если общее число наблюдений N не слишком мало: $N > N_{\min}$, где N_{\min} – ещё один параметр поиска (обычно его выбирают в пределах от 30 до 80).
- 4) Параметры поиска T_{\min} , PP_{\min} , N_{\min} выбирают так, чтобы с заданной доверительной вероятностью P (обычно от 80% до 95%) исключить случайные конфигурации данных, обладающие "почти пустыми" областями " b ". Величина P – ещё один задаваемый исследователем параметр поиска границ. Параметры поиска также связаны с погрешностями измерения индикаторов и факторов: чем выше погрешности, тем больше величины параметров T_{\min} , PP_{\min} , N_{\min} и P , необходимые для достоверности результатов.

Подчеркнем, что алгоритм метода рассчитывает одновременно обе границы нормы – и для индикатора, и для фактора, если они существуют. Граница нормы для биологической характеристики разделяет индикацию благополучных и неблагополучных состояний экосистемы, граница нормы для фактора – допустимые и недопустимые его значения.

Если алгоритм с заданными параметрами поиска находит в конфигурации данных "достаточно пустую" область " b ", то это означает, что исследованный фактор значим для экологического неблагополучия, регистрируемого исследованным индикатором. Отсутствие результатов поиска может означать: 1) что все значения фактора в исследованном массиве были только допустимыми, и тогда фактор незначим для экологического неблагополучия; 2) что все значения фактора были недопустимыми, в силу чего его роль в неблагополучии существенна; 3) что все значения индикатора были только благополучными, т.е. ни один из факторов не оказывал негативного влияния; 4) что все значения индикатора были только неблагополучными, т.е. в каждом наблюдении хотя бы одна причина приводила к экологическому неблагополучию; 5) исследованная биологическая характеристика не является удачным индикатором влияния исследованного фактора. Алгоритм метода позволяет анализировать указанные возможности.

Может оказаться, что к неблагополучию экосистемы приводят не высокие, а низкие значения фактора (например, содержание кислорода в воде) или как чрезмерно высокие, так и слишком низкие значения (например, концентрации биогенных элементов в почве или водах). Алгоритм метода позволяет вести поиск как отдельно верхних или нижних границ нормы, так и двусторонний поиск. И для индикаторов границы нормы могут быть как нижними (например, для эффективности фотосинтеза неблагополучны низкие значения), верхними (например, для смертности организмов неблагополучны высокие значе-

ния), так и двусторонними (например, о неблагополучии биоты может говорить как слишком низкое, так и слишком высокое разнообразие сообществ). Алгоритм метода позволяет исследовать все возможности.

Для метода установления ЛЭН разработано программное обеспечение, реализующее описанный алгоритм. Исходные данные для работы программы должны быть скомпонованы в матрицу. Строки матрицы – наблюдения за природным объектом или их совокупностью в определённую дату и в определённом пункте отбора проб. Один из столбцов матрицы – значения биоиндикатора, остальные столбцы – значения факторов среды.

"IN SITU"-ТЕХНОЛОГИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

Представленный выше подход к поиску взаимосвязей между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем может быть положен в основу комплекса методик для экологического контроля по совместным данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов. Этот комплекс можно назвать "in situ"-технологией, которая включает несколько методик:

- 1) *Методику расчета биологических характеристик экосистем, принятых за биоиндикаторы их состояния.*
- 2) *Методику экологической диагностики состояния экосистем, понимаемую как процедуру выявления среди факторов среды значимых и незначимых для экологического неблагополучия биоты.*
- 3) *Методику экологического нормирования, включающую как установление нормы состояния экосистемы (границы между благополучными и неблагополучными значениями биоиндикатора состояния), так и установление норм факторов – границ между допустимыми и недопустимыми их значениями, выход за пределы которых приводит к неблагополучию состояния экосистемы.*
- 4) *Методику ранжирования значимых факторов (см. пункт 2) по их вкладу в экологическое неблагополучие.* Ранжирование основано на критерии полноты $\Pi = n_d / N^-$ для исследуемого фактора, где n_d – количество неблагополучных по индикатору и недопустимых по фактору наблюдений, а N^- – количество неблагополучных по индикатору наблюдений во всем исследуемом массиве (т.е. при любых значениях всех факторов). Чем выше полнота фактора, тем большую долю неблагополучных наблюдений он объясняет, т.е. тем выше его вклад в неблагополучие биоты.
- 5) *Методику, которая позволяет выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагополучие.* Крите-

рий достаточности – величина $D = M^- / N^-$, где M^- – количество наблюдений недопустимых хотя бы по одному из факторов, N^- – общее количество наблюдений неблагоприятных по индикатору. Чем выше величина достаточности, тем более высокую долю экологического неблагоприятия описывают факторы, наблюдение за которыми включено в программу мониторинга.

- 6) *Методику оценки качества среды в отдельных пунктах наблюдения за биологическими и физико-химическими характеристиками экосистем в определенную дату наблюдения.* Величина оценки введена (Булгаков и др., 2010) как отношение значения биоиндикатора (И) в заданном "датопункте" к величине границы нормы состояния экосистемы (ГНС), установленной для этого индикатора методом ЛЭН: $КИ = И/ГНС$ (формула приведена для случая нижней границы нормы для индикатора и легко может быть обобщена на другие случаи упорядочения значений индикатора). Методика может быть стандартным образом обобщена также на случаи оценки состояния территории (бассейна) и/или периода наблюдений, включающих совокупность "датопунктов", путем усреднения по ним отдельных оценок КИ.
- 7) *Методику выявления причин экологического неблагоприятия на отдельных "датопунктах" и их совокупностях,* состоящую в сравнении текущих значений (Ф) факторов среды с установленными методом ЛЭН границами нормы факторов (ГНФ). Величина критерия $КФ = Ф/ГНФ$ позволяет указать факторы, преимущественно приводящие к неблагоприятию.
- 8) *Методику прогноза состояния экосистемы по сценариям проектируемых воздействий:* сравнение значений факторов из сценария с установленными значениями ГНФ позволяет однозначно указать степень экологического благополучия для природного объекта, на который направлены воздействия (Булгаков и др., 1997).
- 9) *Методику управления качеством среды:* сравнение фактических значений факторов среды с величинами ГНФ позволяет выбрать наиболее опасные факторы и оптимальные направления снижения нагрузки на природный объект для достижения им состояния экологического благополучия.

Выбор "правильного" биоиндикатора экологического состояния – центральный пункт всей "in situ"-технологии. Применение технологии к различным индикаторам позволяет осуществить среди них аргументированный выбор, поскольку предоставляет для выбора конкретные количественные критерии: степень универсальности границы нормы индикатора для различных факторов, способность к индикации широкого круга факторов,

чувствительность к вариациям факторов, критерии точности и представительности поиска границ, степень достаточности программы мониторинга и другие.

НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

"In situ"-технология была апробирована на данных экологического мониторинга водных объектов бассейнов Западной Двины, Немана, Дуная, Днестра, Днепра, Волги, Оби, Енисея, Лены, Амура, Сыр-Дарьи (Левич, Булгаков, Максимов, 2004). В качестве биоиндикаторов были использованы классы качества вод по классификатору Росгидромета (Организация и проведение..., 1992), основанному на индексах сапробности для фитопланктона, зоопланктона, перифитона и на биотических индексах для зообентоса. Для ряда водных объектов Дона в качестве биоиндикаторов были использованы уловы и урожайность промысловых рыб (Булгаков и др., 2005).

В последние годы в "in situ"-технологии в качестве биоиндикаторов были испытаны показатели видового разнообразия фитопланктонных сообществ.

Поиск нормативов качества вод для водных объектов Дона (Левич и др., 2009).

Были использованы данные государственного мониторинга 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 информационно-аналитической системы "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>).

Рассчитывали ГНС и ГНФ для биологических индикаторов – показателей видового разнообразия (ПВР) сообществ фитопланктона: 1) параметра рангового распределения z из экспоненциальной модели геометрических рядов Мотомуры $n_i = n_1 z^{i-1}$, где n_i – численности видов ранга i (Motomura, 1932); 2) параметра рангового распределения β из гиперболической модели (Левич, 1980) $n_i = \frac{n_1}{i^\beta}$; 3) индексов выравнивания: индекса e_1 , выраженного через индекс доминирования Бергера-Паркера $b = \frac{n_1}{n}$ (Berger, Parker, 1970) и равного $e_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$ и индекса $e_2 = 1 - \frac{1}{2} \left(\frac{n_1 + n_2}{n} \right)$, где n_1 и n_2 – соответственно численности видов первого и второго ранга, n – суммарная численность организмов в сообществе. Экспоненциальная и гиперболическая модели оказались одинаково адекватными для описания эмпирических данных по численностям видов (в пределах существующей погрешности измерений численностей). Из-за вычислительных предпочтений

анализ проводили для параметра экспоненциальной модели. Его рассчитывали по первым рангам видов сообществ фитопланктона: z_2 для двух и z_4 для четырех доминирующих видов. Ограничение числа видов вводили, чтобы исключить зависимость параметра от учитываемого числа видов. Кроме того, поиск ГНФ выполнен также для индекса сапробности фитопланктона, значения которого также взяты из упомянутой выше информационно-аналитической системы.

Помимо качества среды на ПВР могут влиять факторы, не связанные с антропогенными воздействиями. Массивы значений ПВР были разделены на предполагаемые группы однородности, внутри которых влияние таких факторов должно отсутствовать: различные биологические сезоны наблюдения, подбассейны бассейна Дона, водоемы и водотоки. Дисперсионный анализ данных обнаружил достоверные отличия средних только только между группами весенних и летне-осенних наблюдений. Анализ причин неблагополучия проводили отдельно в каждой из групп однородности.

В результате применения описанного выше алгоритма из 35 факторов, включенных в программы мониторинга в бассейне Дона, для 30 значимых факторов, ответственных за возникновение экологического неблагополучия, были получены величины ГНФ. Количество значимых факторов для индикаторов e_1 , e_2 и z_2 , оказалось примерно одинаковым. Для параметра z_4 количество значимых факторов оказалось меньшим, что связано с небольшим числом проб, содержащих четыре и более вида. Результаты поиска ГНФ представлены в табл. 1, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жёсткие величины ГНФ из всех полученных для различных биоиндикаторов в выделенных группах однородности. Там же приведены значения критериев точности и полноты найденных величин ГНФ. Наибольшая жёсткость для верхних границ ГНФ подразумевает наименьшее из всех значение, для нижних – наибольшее.

Результаты расчётов свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических факторов между значениями ГНФ, вычисленными для разных индикаторных показателей, не существует существенных различий. Так, например, ГНФ для летучих фенолов, рассчитанные по индексам z_2 , z_4 , e_1 и e_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 как верхние, так и нижние ГНФ для биогенных веществ, рассчитанные по индексам z_2 , e_1 и e_2 (для z_4 перечисленные факторы оказались незначимыми): для аммонийного азота верхние ГНФ составили соответственно 2,14; 2,44; 2,28; нижние – 0,09; 0,06; 0,06; для нитритного азота верхние ГНФ составили соответственно 0,34; 0,34; 0,35; нижние – 0,01; 0,02; 0,01.

Результаты анализа значений полнот для ГНФ, найденных по принципу наибольшей жесткости (табл. 1), показали, что наибольший вклад в степень экологического неблагополучия из факторов, не относящихся к веществам двойного (биотического и абиотического) генезиса во всех группах исследования вносят марганец, магний, жесткость и цинк в осенний-летний сезоны и аммоний, нефтепродукты и нитриты весной. Наименьший вклад в степень экологического неблагополучия вносят органические загрязнители нефтепродукты и формальдегиды – в летний и осенний сезоны, СПАВ и летучие фенолы – в весенний сезон.

Таблица 1. Границы нормы факторов (ГНФ), установленные по показателям видового разнообразия (ПВР) и сапробности фитопланктона бассейна реки Дон, их точность и полнота. Удельная электропроводность выражена в сименс/см, прозрачность – в см, водородный показатель – безразмерная величина, пестициды – в мкг/л, общая жесткость – в мг-экв/л, остальные абиотические переменные – в мг/л; н. – нижняя ГНФ, в. – верхняя ГНФ

Фактор	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК	ГНФ по сапробности
	ГНФ по ПВР	точность (полнота)	ГНФ по ПВР	точность (полнота)		
Прозрачность, н.	14	0,84 (0,68)			-	
Удельная электропроводность, в.	0,0017	0,84 (0,22)			-	
БПК ₅ , в.	4	0,96 (0,31)	5	0,82 (0,33)	3	6
Смолы и асфальтены, в.	0	0,84 (0,26)			-	
Фенолы летучие, в.	0,005	0,93 (0,23)	0,017	1,00 (0,18)	0,001	0,000
СПАВ, в.	0,1	0,84 (0,22)	0,1	0,77 (0,17)	-	0,0
Формальдегид, в.	0,1	0,94 (0,19)			0,1	
Нефтепродукты, в.	0,85	0,79 (0,14)	0,30	0,80 (0,30)	0,05	0,17
Альфа-гексохлоран, в.	0	0,83 (0,27)			0	
Гамма-гексохлоран, в.	0	0,89 (0,18)			0	
Хром шестивалентный, в.	0,00	0,80 (0,29)			0,02	
Цинк, в.	0,02	0,86 (0,36)			0,01	0,00
Медь, в.	0,018	0,87 (0,23)			0,001	0,017
Железо общее, в.	0,3	0,78 (0,22)			0,1	0,2
Сульфаты, в.	400	0,89 (0,25)			100	200
Хлориды, в.	350	0,94 (0,27)	280	0,80 (0,23)	300	580
Гидрокарбонатный анион, в.	340	0,87 (0,39)			-	140
Гидрокарбонатный анион, н.	160	0,87 (0,39)			-	
Общая жесткость, в.	11	0,81 (0,45)			-	
Общая жесткость, н.	6,5	0,94 (0,31)			-	

Продолжение таблицы 1

Фактор	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК	ГНФ по са-пробности
	ГНФ по ПВР	точность (полнота)	ГНФ по ПВР	точность (полнота)		
Магний, в.	62	0,89 (0,57)			40	
Магний, н.	30	0,89 (0,57)				
Марганец общий, в.	0,070	0,84 (0,64)			-	
Марганец общий, н.	0,002	0,84 (0,64)			-	
Кальций, в.	170	0,75 (0,34)			180	40
Кальций, н.	50	0,75 (0,34)				
Кремний, в.	17	0,85 (0,24)			-	
Кремний, н.	3	0,85 (0,24)			-	
Фосфор минеральный, в.	0,3	0,80 (0,26)			-	0,1
Фосфор минеральный, н.	0,1	0,80 (0,26)			-	
Аммонийный азот, в.	2,1	0,82 (0,24)	2,8	0,86 (0,31)	0,5	0,3
Аммонийный азот, н.	0,1	0,82 (0,24)	0,2	0,86 (0,29)		
Нитраты, в.	3,7	0,84 (0,24)			40	
Нитраты, н.	0,1	0,84 (0,24)				
Нитриты, в.	0,34	0,81 (0,25)	0,18	0,84 (0,26)	0,08	0,21
Нитриты, н.	0,02	0,81 (0,25)	0,01	0,84 (0,26)		
Na+K, в.	353	0,81 (0,32)			-	
Na+K, н.	35	0,81 (0,32)			-	
Сумма ионов, в.	1700	0,77 (0,34)			-	
Сумма ионов, н.	700	0,89 (0,29)			-	
pH, в.	8,0	0,88 (0,30)	7,6	0,94 (0,34)	8,5	7,7
pH, н.	7,6	0,88 (0,30)	7,6	0,94 (0,34)	6,5	
Кислород, н.	5	0,81 (0,80)	7	0,83 (0,84)	6	8

Анализ причин экологического неблагополучия для водных объектов Нижней Волги (Левич и др., 2010б; Булгаков и др. 2010). Были использованы данные государственного мониторинга поверхностных вод России по численности фитопланктона и сапробности вод (726 наблюдений) и по физико-химическим показателям (271 наблюдение) на 12 створах Нижней Волги (за 1989-2006 гг., полученные из вышеупомянутой информационно-аналитической системы (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>)).

В качестве биоиндикаторов экологического состояния были исследованы семь ПВР: параметры экспоненциального рангового распределения z_2 , z_3 и z_4 , показатели выравниваемости e_1 , e_2 , e_3 , e_4 ($e_k = 1 - \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{n}$) и индекс сапробности фитопланктона S . Проведены расчеты величин ГНС и ГНФ, участвовавших в анализе причин экологического неблагополучия.

По большинству критериев (особенно по количеству значимых факторов и по представительности) предпочтительными оказались индексы выравниваемости e_1 , e_2 , и e_3 . Впро-

чем, показатели z_3 , z_4 и S уступают индексам выравнивания также потому, что требуют проведения ресурсоемких вычислений вместо расчета по простым алгебраическим формулам. Дальнейший анализ проведен для индекса e_1 .

В табл. 2 приведены значения ГНФ для факторов, которые оказались значимыми для индикатора e_1 . Факторы расположены в порядке убывания их вклада в степень неблагополучия индикатора согласно величине полноты. Среди факторов, дающих наибольший вклад (полнота более 0,4), можно обнаружить концентрации ряда химических элементов (недостаток суммы ионов натрия и калия, железа), физические факторы (нижнее значение цветности, избыток взвешенных веществ). В последнем столбце табл. 2 напротив названий факторов, для которых найдены верхние ГНФ, приведены значения ПДК (если таковые установлены). Обращает на себя внимание намного более жесткое по сравнению с ПДК значение ГНФ по нитратному азоту и взвешенным веществам (во втором случае норматив не является ПДК, поскольку определен не в опытах с лабораторными тест-объектами, а экспертным путем, исходя из общих требований к составу и свойствам воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей (Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 N 20 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения"). В данном случае очевидно, что нормативы ПДК являются завышенными. Например, для азота значение ПДК, равное 9 мг/л, крайне редко встречается в природных водах и может свидетельствовать о крайне высокой степени антропогенной загрязненности. Аналогичный вывод можно отнести и к концентрации взвешенных веществ. Обычное значение этого показателя в природных водоемах варьирует в пределах примерно от 1 до 100 мг/л, что по величине более соразмерно с ГНФ, а не с ПДК.

Кроме этого, в табл. 2 также приведено сравнение нижеволжских ГНФ с полученными для бассейна Дона (табл. 1) для совпадающих значимых факторов. Как выяснилось, для водородного показателя величина ГНФ Нижней Волги оказалась более мягкой, а для концентрации нитратного азота, фенолов и нефтепродуктов величины ГНФ Нижней Волги оказались более жесткими.

На основании полученных ГНС и ГНФ был проведен анализ экологического неблагополучия и его причины для отдельных створов наблюдения Нижней Волги. Для этого сравнивали значения ПВР и физико-химических факторов на данном створе со значениями соответственно ГНС и ГНФ.

В табл. 3 для каждого створа сведены относительные характеристики качества для показателя выравнивания e_1 , равные отношению величины ГНС к среднеголетнему

значению показателя для створа, и для индекса сапробности фитопланктона S , равные отношению среднегодовой величины S для створа к значению его ГНС.

Показатель сапробности оказался существенно менее чувствительным к комплексу воздействий, нарушающих экологическое благополучие.

Качество вод на всех створах оказалось неблагополучным, наиболее неблагополучен створ "село Каменный Яр", чуть менее – "село Подчалык". Самые благополучные – "поселок Аксарайский" и "село Селитренное".

Таблица 2. Границы норм факторов (ГНФ), установленные по индикатору e_1 , и их точности и полноты. Цветность выражена в градусах, пестициды – в мкг/л, общая жёсткость – в мг-экв/л, водородный показатель – безразмерная величина, прозрачность – в см, остальные абиотические переменные – в мг/л; н. – нижняя ГНФ, в. – верхняя ГНФ

Фактор	ГНФ Н. Волги	Точность (полнота)	ПДК	ГНФ Дона
Na+K, н.	20	0,97 (0,57)		
Цветность по Pt-Co шкале, н.	21	0,83 (0,54)	20	
Железо общее, н.	0,05	0,83 (0,44)		
Кислород, в.	10	0,81 (0,44)		
Взвешенные вещества, в.	21	0,90 (0,44)	0,25	
pH, в.	8,2	0,84 (0,39)	8,5	8,0
Азот суммарный минеральный, в.	0,5	0,88 (0,38)		
ДДТ, в.	0,002	0,96 (0,37)	0,001	
Азот нитратный, н.	0,2	0,81 (0,36)		0,1
Азот нитратный, в.	0,5	0,86 (0,35)	9	3,7
Общая жёсткость, в.	4	0,85 (0,35)	7	
Кремний, в.	2,7	0,83 (0,35)		
Прозрачность, н.	12,5	0,84 (0,35)		
Фосфор фосфатов, н.	0,01	0,93 (0,34)		
Углекислый газ, н.	1	0,92 (0,34)		
Фенолы, в.	0,004	0,83 (0,32)	0,001	0,005
Гидрокарбонатный анион, н.	90	0,91 (0,31)		160
Нефтепродукты, в.	0,20	0,89 (0,31)	0,05	0,85

Кроме того, в табл. 3 для каждого створа и значимого фактора приведены характеристики влияния факторов, равные отношению среднегодовых значений фактора к значениям их верхних ГНФ или (и) отношению значений нижних ГНФ к среднегодовым значениям фактора. Неблагополучие биоты преимущественно вызвано существенными превышениями ГНФ фенола, ДДТ, в меньшей степени – нефтепродуктов, для ряда створов – взвешенных веществ, а для створа "село Каменный Яр" – также недостатком железа

и превышением ГНФ для суммарного азота. Наименьший вклад в неблагополучие вносят недостаток содержания: фосфора фосфатов, углекислого газа, железа (кроме створа "село Каменный Яр"), нитратного азота, суммы ионов натрия и калия.

Таблица 3. Анализ экологического неблагополучия для створов Нижней Волги (прочерк означает отсутствие наблюдений за концентрациями ДДТ и Na+K). (н. – нижний уровень ГНФ, в. – верхний уровень ГНФ)

Створ	пос. Аксарайский	Рукав Болда, протока Рычан	с. Верхнее Лебяжье	с. Ильинка	с. Каменный Яр	Рукав Кизань, г. Камызяк	с. Красный Яр	с. Подчалык	г. Астрахань, ПОС	с. Селитренное	с. Цаган-Аман	г. Астрахань, ЦКК	Среднее по створам
Число наблюдений	9	19	17	45	6	19	23	24	47	8	14	40	
Биологические индикаторы													
e_1	1,09	1,26	1,23	1,19	3,80	1,16	1,24	1,40	1,17	1,09	1,31	1,22	1,43
S	1,05	0,95	0,98	0,96	0,94	0,96	0,96	0,95	0,95	0,97	0,92	1,01	0,97
Физико-химические факторы													
Прозрачность, н.	0,63	0,82	0,81	0,79	0,69	0,86	0,80	0,78	0,84	0,63	0,90	0,82	0,78
Цветность по Pt-Co шкале, н.	0,39	0,76	0,71	0,69	1,02	0,69	0,65	0,52	0,77	0,42	0,92	0,84	0,70
Взвешенные в-ва, в.	0,88	1,81	1,29	1,12	0,65	1,08	1,34	0,72	1,02	0,45	1,03	0,99	1,03
pH, в.	0,97	0,98	0,99	0,99	1,00	1,00	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,98	0,99
Кислород, в.	0,95	1,00	1,00	0,97	1,08	0,94	0,99	0,95	0,93	0,94	1,03	0,95	0,98
Углекислый газ, н.	0,41	0,56	0,58	0,70	0,61	0,67	0,69	0,57	0,61	0,43	0,56	0,61	0,58
Жёсткость, в.	0,94	0,82	0,86	0,92	0,85	0,85	0,84	0,89	0,85	0,97	0,79	0,83	0,87
Гидрокарбонатный анион, н.	0,60	0,79	0,72	0,66	0,84	0,76	0,76	0,74	0,76	0,61	0,81	0,77	0,74
Кальций, н.	0,79	0,87	0,84	0,79	0,82	0,86	0,85	0,82	0,85	0,77	0,89	0,86	0,83
Азот нитратный, в.	0,58	0,91	0,80	1,01	1,09	0,85	0,80	0,54	1,00	0,69	0,55	0,84	0,81
Азот нитратный, н.	0,89	0,56	0,65	0,51	0,47	0,60	0,64	0,95	0,52	0,75	0,94	0,62	0,68
Азот суммарный, в.	0,65	0,92	0,89	0,99	1,18	0,90	0,83	0,57	0,95	0,65	0,63	0,83	0,83
Фосфор фосфатов, н.	0,12	0,33	0,32	0,29	0,37	0,29	0,30	0,30	0,28	0,16	0,31	0,29	0,28
Кремний, в.	0,59	0,75	0,93	0,74	0,88	0,89	0,93	0,73	0,75	0,57	1,25	0,86	0,82
Железо общее, н.	0,20	0,36	0,35	0,26	1,90	0,27	0,38	0,34	0,50	0,20	0,54	0,35	0,47
Фенолы, в.	0,61	8,74	6,72	2,68	21,73	11,61	3,75	4,02	2,34	0,53	8,80	8,00	6,63
Нефтепродукты, в.	0,37	0,62	0,63	1,65	1,12	1,04	0,74	0,51	1,13	0,33	1,28	1,62	0,92
ДДТ, в.	0,11	4,1	7,6	2,4	15,4	7,04	3,6	17,0	12,2	–	4,87	8,05	7,49
Na+K, н.	0,70	0,84	0,36	0,68	–	0,70	0,70	0,90	0,67	0,77	0,53	0,68	0,69
Среднее по факторам	0,60	1,40	1,43	0,99	2,87	1,68	1,09	1,73	1,47	0,60	1,45	1,57	1,41

ОБСУЖДЕНИЕ

От экологических норм к инструментам экологического контроля. Метод установления локальных экологических норм, кратко названный методом ЛЭН, точнее (но более длинно) должен быть назван методом установления границ ЛЭН. Таких границ две (рис. 3).

Первая – граница нормы состояния экосистемы – разделяет значения индикатора, соответствующие благополучным и неблагополучным состояниям экосистемы. Фактически, речь идёт о классах качества для экосистемы. В данной работе метод рассмотрен на простейшем примере двух классов качества. Методология и техника вычислений метода ЛЭН могут быть обобщены на произвольное количество классов качества, соответствующих различным градациям степени экологического благополучия. Такое обобщение сохраняет отказ от субъективного (экспертного) введения границ классов, предлагая количественное их обоснование.

Вторая – граница нормы фактора разделяет допустимые и недопустимые значения фактора, эти значения должны приводить соответственно к благополучным и неблагополучным значениям индикатора.

С точки зрения задач экологического контроля, границы нормы фактора в местах действия локального мониторинга, по данным которого они получены, можно отождествить с локальными "натурными" нормативами, которые способны заменить универсальные лабораторные ПДК. Речь идёт о замене во всех методических инструментах экологического контроля – расчётах нормативов допустимых воздействий, расчетах сбросов и попусков, схемах комплексного использования природных объектов и т.п.

В ряде нормативных документов (например, Водный кодекс РФ, ст. 33, 2006) предложен инструмент природоохранной деятельности – целевые показатели биологических и физико-химических характеристик среды. Однако утвержденные методические разработки таких показателей отсутствуют. Методика расчёта ЛЭН может стать недостающим нормативным документом для расчетов целевых показателей.

Ещё одна экологическая проблема, в решении которой могут помочь ЛЭН – трудности оценки фоновых концентраций веществ. Универсальные лабораторные нормативы ПДК бессмысленно применять в геохимических провинциях с совершенно различными фоновыми

концентрациями веществ. В экологических расчетах в качестве норматива обычно выбирают максимальное значение из двух – ПДК и фоновое значение. Для оценки фоновых значений нужны участки без антропогенных воздействий и достаточно длинные временные ряды измерения концентрации вещества, проблема в том, что отсутствуют или сами незатронутые воздействием человека участки, или данные наблюдений, когда участки находятся. Замена лабораторных ПДК натурными нормативами – границами нормы факторов – снимает проблему расчетов фоновых концентраций, поскольку ЛЭН найдены заведомо с учётом фоновых концентраций и адаптации к ним биоты в тех природных объектах, данные о которых использует метод.

Преимущества "натурных" нормативов (НН) перед лабораторными ПДК.

- 1) НН локальны, а не универсальны как в пространстве, так и во времени, т.е. могут быть различными в разных регионах, в отдельных природных объектах, на разных стадиях биологического сезона, в различные периоды сукцессии или истории экосистемы.
- 2) НН учитывают фоновые концентрации веществ без необходимости их измерения.
- 3) НН учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе их полные комплексы.
- 4) НН учитывают многочисленные косвенные эффекты воздействий, совокупное влияние которых может быть более сильным, нежели прямое.
- 5) НН учитывают отдалённые последствия воздействий на биоту.
- 6) НН могут быть рассчитаны не только для загрязняющих веществ, но и для факторов нехимической природы, например, для тепловых, радиационных, гидрологических (Левич и др., 1998; Максимов и др., 2009).
- 7) Для НН могут быть рассчитаны как верхние, так и нижние значения.
- 8) НН могут быть дифференцированы для природных объектов различного целевого назначения и для различных требований к качеству среды.
- 9) Значения НН могут быть уточнены по мере накопления новых данных и адаптации биоты к нарушающим воздействиям.

Предпосылки и ограничения метода ЛЭН. Понятие экологической нормы (и качества среды) может быть корректно сформулировано только относительно конкретного биологического индикатора. Принятое понятие экологической нормы связано только с предысто-

рией природного объекта. Метод не вносит в анализ данных мониторинга никакие модельные предпосылки или гипотезы. Метод состоит исключительно в подсчёте встречаемости благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых значений экологических характеристик в предыстории, т.е. метод работает только с первичными данными мониторинга. Однако метод не использует априорные представления о благополучии и допустимости. Установление соответствующих границ – главный результат работы метода. Метод не требует, чтобы распределения исходных данных удовлетворяли каким-либо статистическим критериям.

Нормы, устанавливаемые методом локальны потому, что основаны на данных локального мониторинга.

Метод не позволяет рассчитать границы нормы, если в предыстории не было влияния, приводящего к экологическому неблагополучию (или наоборот – не было благополучных состояний). Метод работоспособен только при наличии достаточного набора данных как биологического, так и физико-химического мониторинга (достаточность понимается как необходимость исключить случайные и недостоверные конфигурации данных согласно заданным параметрам поиска).

Если данные мониторинга отсутствуют, то применение лабораторных нормативов ПДК оправдано. Нормативы ПДК играют упреждающую роль: испытание вновь появляющихся веществ в лаборатории возможно задолго до накопления необходимых данных в природе. Приведём несколько цифр, которые разъясняют место метода ЛЭН в системе контроля, основанной на нормативах ПДК. В биосфере циркулируют около $5 \cdot 10^7$ веществ, тем или иным образом воздействующих на биоту. Нормативы ПДК установлены для примерно 10^3 веществ. В программах физико-химического мониторинга в России предусмотрено измерение около 10^2 характеристик. Соответственно, метод ЛЭН может предложить уточнение в пределах сотни нормативов ПДК (вместе с новыми нормативами для факторов нехимической или химической природы, для которых нормативы ПДК просто отсутствуют). Однако эти 10^2 характеристик именно те, которые существенны для экологического благополучия в регионах, в силу чего они и были включены в программы локального мониторинга. Малое по сравнению с количеством установленных ПДК число возможных ЛЭН связано не с ограничениями метода, а с ограниченностью программ мониторинга. Востребованность новых ЛЭН может служить стимулом расширения программ мониторинга.

О биоиндикаторах. В "in situ"-технологии биоиндикаторы оказываются востребованными не в академических целях, а для включения методов их определения в общегосударственную систему массового экологического контроля. Подчеркнем два обстоятельства, которые среди прочих могут влиять на выбор биоиндикаторов. Первое из них можно назвать принципом инструментальности: предпочтительны не "ручные" а приборные методы анализа биологических данных. Поясним формулировку на примере выбора индикаторных характеристик для фитопланктонных сообществ.

Использование индекса сапробности требует подсчета численностей клеток для видов-индикаторов сапробности в каждой пробе. Фитопланктонолог вынужден "узнавать в лицо" сотни видов, включенных в таблицы индикаторных. Такая работа требует высокой биологической квалификации и опыта.

При использовании показателей разнообразия сообществ уже не нужно знать "имена" конкретных видов – достаточно различать их между собой. Однако трудоёмкая работа по подсчёту численностей клеток по-прежнему остаётся достаточно квалифицированной ручной процедурой.

Есть основания предложить в качестве биоиндикатора показатели размерной структуры (ПРС) фитопланктонных сообществ (Рисник и др., 2011). Определение размеров клеток может быть полностью автоматизировано в режиме реального времени (метод проточной цитофлуориметрии, подсчет численности и объёма клеток с помощью счетчика Коултера, применение цифровой обработки изображений (Лях и др., 2002). Применение ПРС для биоиндикации подразумевает квалифицированную предварительную проработку: обоснование разбиения множества клеток в пробе на размерные классы; выбор способа количественного расчета ПРС; создание методики отделения влияния на ПРС факторов, связанных с качеством среды, от влияния других факторов; исследование влияния на индикаторные свойства ПРС погрешностей в определении размеров клеток и их численностей; поиск в диапазоне измерения ПРС "красной черты", отделяющей экологическое благополучие от неблагополучия, и, наконец, создание программного обеспечения для аппаратных комплексов по измерению размеров и количеств клеток, преобразующее результаты измерений в результаты экологического контроля – оценки состояния экосистем, пригодные для реализации всех других этапов "in situ" технологии: диагностики, нормирования, прогноза, управления качеством и др. После того, как проделана указанная методическая работа, аппаратно-программные комплексы могут единообразно работать во всей сети экологического контроля, не требуя для обработки

биологических проб привлечения высококвалифицированных специалистов в каждой точке наблюдения.

Ещё более перспективен для биоиндикации, на наш взгляд, показатель эффективности фотосинтеза, основанный на инструментальном измерении флуоресценции растений. Фотосинтез лежит в основе всех биологических процессов на Земле, чувствителен к широкому кругу факторов, поэтому может быть предложен как наиболее фундаментальный и распространенный индикатор качества среды в самых различных биотопах. Приборная база для измерения флуоресценции давно разработана и широко применяется для биологических и экологических наблюдений (Погосян и др., 2009; Маторин и др., 2010). Создание методико-информационного обеспечения, позволяющего по показателям флуоресценции судить об экологическом состоянии природных объектов, позволит превратить измерение флуоресценции в действенный on-line инструмент экологического контроля.

Второе важное для системы экологического контроля обстоятельство, можно назвать принципом антропоцентризма. У экологического контроля много целей. Кроме цели охраны природы в широком её понимании, есть цель обеспечения экологической безопасности населения. Имея ввиду последнюю, не будет ли более правильным использовать в качестве биоиндикаторов характеристики популяции самого человека? Необходимые в качестве индикаторов показатели существуют в многолетних и объёмных данных медицинской статистики. Это локальные показатели рождаемости и смертности, а также заболеваемости, дифференцированные по возрастным группам и по группам болезней. Метод установления ЛЭН способен выделить влияние качества среды на фоне многих других факторов, определяющих величину демографических и медицинских показателей.

Управленческие проблемы на пути реализации «in situ»-технологии.

- Невнимание ведомств, принимающих решения, к несовершенству принятых ныне нормативов качества среды – лабораторных ПДК.
- Ограниченность охвата природных объектов системой биологического мониторинга.
- Невнимание к возможностям современных инструментальных экспресс-методов биологического мониторинга.
- Труднодоступность ретроспективных и современных данных государственного и ведомственного экологического мониторинга, так же как и данных медицинской статистики.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы глубоко признательны В.А.Абакумову за инициацию работ по экологическому нормированию, за предоставленные для исследования данные экологического мониторинга и С.В.Чеснокову за идеи детерминационного анализа, послужившие отправной точкой размышлений об адекватных методах анализа экологических данных.

Работа частично поддержана РФФИ (гранты 10-04-00013а и 11-04-00915а).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов В.А., Суценья Л.М. 1991. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. – Л.: Гидрометеиздат. С. 41–51.

Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т. 1995. Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и урожайности промысловых рыб // Изв. РАН. Сер. биол. № 2. С. 218–225.

Булгаков Н.Г., Левич А.П., Максимов В.Н. 1997. Прогноз состояния экосистем и нормирование факторов среды в водных объектах Нижнего Дона. Известия РАН. Серия биологическая. №3. С. 374-379.

Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Милько Е.С. 2010. Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия фитопланктона // Вода: химия и экология. № 12. С. 27-34.

Васнев С.А. 2001. Статистика: Учебное пособие. – М.: МГУП, 170 с.

Водный кодекс РФ от 03.06.2006 №74-ФЗ (принят ГД ФС РФ 12.04.2006, редакция 28.12.2010).

Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С. и др. 1993. О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Вод. ресурсы. Т. 20. № 6. С. 707–713.

Замолодчиков Д.Г. 1993. Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. – СПб. С. 214–233.

- Левич А.П.* 1980. Структура экологических сообществ. – М.: Издательство Московского университета. 180 с.
- Левич А.П.* 1994. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. Т. 337. № 2. С. 280-282.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Терёхин А.Т.* 1998. Определение экологически допустимых уровней расходов воды по гидробиологическим показателям. Вестник МГУ. Серия 16. Биология. №3. С. 49-52.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* 2004. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: НИА-Природа. 271 с.
- Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Милько Е.С.* 2010а. Экологический контроль окружающей среды по данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов // Компьютерные исследования и моделирование. № 2. С. 199-207.
- Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В.* 2009. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. Т. 36. № 6. С. 730-742.
- Левич А.П., Милько Е.С.* 2011. Нормирование качества среды и биоиндикация экологического состояния природных объектов как детерминационный анализ зависимостей «доза-эффект» для функций многих переменных // Актуальные проблемы экологии и природопользования. – М.: РУДН. С. 16-25.
- Левич А.П., Рисник Д.В., Булгаков Н.Г., Милько Е.С., Леонов А.О.* 2010б. Методические вопросы применения показателей видового разнообразия фитопланктона для анализа качества вод Нижней Волги // Использование и охрана природных ресурсов России. №5. С.44-48. №6. С.33-37.
- Левич А.П., Терехин А.Т.* 1997. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Водные ресурсы. Т. 24. № 3. С. 328–335.
- Лях А.М., Суворов А.М., Брянцева Ю.В.* 2002. Обзор методов количественного учета фитопланктона. // Системы контроля окружающей среды. Сб. науч. тр. НАН Украины. МГИ: - Севастополь. – С. 425-430.
- Максимов В.Н.* 1991. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиологический журнал. Т. 27. № 3. С. 8-13.

- Максимов В.Н., Соловьев А.В., Левич А.П., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Терехин А.Т. 2009. Методика экологического нормирования воздействий на водоемы, не нормируемых методами биотестирования (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. Т. 36. №2. С. 335- 340.
- Маторин Д.Н., Осипов В.А., Яковлева О.В., Погосян С.И. 2010. Определение состояния растений и водорослей по флуоресценции хлорофилла. – М.: МАКС Пресс. 116 с.
- Моисеенко Т.И. 1998. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология. № 6. С. 452–461.
- Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309-92. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 67 с.
- Погосян С.И., Гальчук С.В., Казимирко Ю.В., Конюхов И.В., Рубин А.Б. 2009. Применение флуориметра «МЕГА-25» для определения количества фитопланктона и оценки состояния его фотосинтетического аппарата. // Вода: химия и экология. №2. С. 34-40.
- Рисник Д.В., Левич А.П., Булгаков Н.Г., Радченко И.Г. 2011. Показатели размерной структуры фитопланктонных сообществ и анализ их изменчивости на фоне сезонных, географических и метеорологических вариаций. // Актуальные проблемы экологии и природопользования. Вып. 13: Сборник научных трудов. – М.: РУДН, С. 171-187.
- Федоров В.Д. 1974. К стратегии биологического мониторинга // Биол. науки. № 10. С. 7–17.
- Фруммин Г.Т. 2000. Экологически допустимые уровни воздействия металлами на водные экосистемы // Биол. внутр. вод. № 1. С. 125–131.
- Чесноков С.В. 1982. Детерминационный анализ социально-экономических данных. – М.: Наука. 168 с.
- Berger W.H., Parker F.L. 1970. Diversity of planctonic Evraminifera in deepsea sediments // Science. V. 168. № 3937. Pp. 1345-1347.
- Motomura I. 1932. Statistical treatment of association // Japan J. Zool. V. 44. Pp. 379-383.