

Левич А.П., Милько Е.С.

**НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА СРЕДЫ И БИОИНДИКАЦИЯ
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТОВ
КАК ДЕТЕРМИНАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ
ЗАВИСИМОСТЕЙ «ДОЗА-ЭФФЕКТ»
ДЛЯ ФУНКЦИЙ МНОГИХ ПЕРЕМЕННЫХ**

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, биологический факультет

apl@chronos.msu.ru

Поиск корреляции между биоиндикаторами экологического состояния и факторами среды для природных объектов осложнен тем, что на индикаторы влияют все факторы, а не один из них, как в лабораторных исследованиях зависимостей "доза-эффект". Предложен метод отыскания парциальных корреляций по данным биологического и физико-химического мониторинга. Метод позволяет: 1) выявлять значимые для экологического неблагополучия факторы; 2) рассчитывать границы между благополучными и неблагополучными состояниями экосистемы; 3) рассчитывать границы между допустимыми и недопустимыми (по отношению к нарушению экологического благополучия) уровнями значимых факторов; 4) ранжировать эти факторы по вкладу в степень неблагополучия и 5) выявлять неполноту программ наблюдения за нарушающими воздействиями.

В существующей системе экологического контроля оценка качества природной среды происходит, как правило, по следующей схеме. На первом этапе в опытах *in vitro*, воздействуя на лабораторную популяцию тестовых организмов конкретным веществом (или фактором нехимической природы), анализируют зависимость «доза-эффект» и устанавливают предельную концентрацию, при которой не превышен порог (например, 50-процентная смертность особей или статистически достоверная граница сходства с контрольным экспериментом) воздействия на выбранную характеристику популяции (рис. 1а). Условия опыта обязательно обеспечивают не нарушающие уровни воздействия всех, отличных от тестируемого, факторов. На следующем этапе по результатам измерения уровней факторов *in situ* объявляют качество среды неблагополучным или благополучным в зависимости от того, превышает или нет какой-либо из этих уровней найденные в лаборатории предельные концентрации, называемые предельно допустимыми (ПДК).

Такая схема уязвима по целому ряду позиций [1,2], в силу чего оказывается экологически неэффективной. Отметим некоторые позиции, важные в контексте поиска

более результативных методов экологического контроля. Поиск таких методов и составляет предмет нашего изложения.

- 1) Допустимый порог воздействия (на рис. 1а он обозначен как «красная черта») устанавливают или экспертным образом, другими словами, субъективно, или по сравнению с контролем, который невозможен в нелабораторных условиях.
- 2) 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 неблагополучными состояниями экосистем полагают лабораторные величины ПДК (рис. 1б).
- 3) Фактически, неблагополучие тестовой популяции в колбе отождествляют с неблагополучием реальной экосистемы, включающей множество взаимодействующих популяций.
- 4) Если в лабораторных опытах на тестовую популяцию воздействует единственный испытуемый фактор, то в природных экосистемах нет изолированного действия факторов, и все они одновременно влияют на каждую из биологических характеристик.

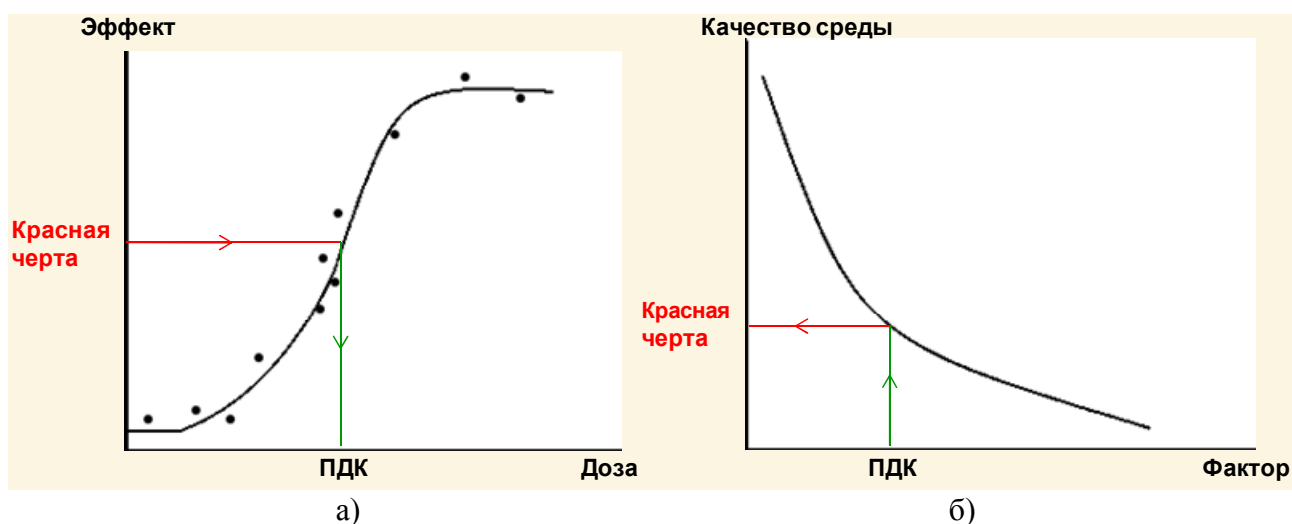


Рис. 1. Установление допустимого норматива фактора по пороговому значению биологической характеристики в лаборатории (а) и установление порогового значения экологического неблагополучия для состояния природного объекта (б)

Биотическая концепция экологического контроля [1,3,4] предлагает способ преодолеть ограничения привычной схемы:

- 1) Оценку состояния природных экосистем следует проводить не по уровням факторов среды, а по характеристикам биологических компонент *in situ*, а не *in vitro*.
- 2) Для выбранных в качестве индикаторов состояния характеристик биоты желателен строгий критерий для расчета положения границы нормального состояния («красной черты»).
- 3) Границы нормы факторов среды следует вводить как уровни, не нарушающие норму экологического состояния, установленную по биологическим индикаторам.

Другими словами, нужно перейти от лабораторных ПДК к «натурным» ПДК. Идея такого перехода, казалось бы, лежит на поверхности: нужно проанализировать зависимости «доза-эффект» для факторов среды и биоиндикаторов (см., например, [5]). Однако реализация этой идеи сталкивается с принципиальными и, как следствие, с методическими трудностями.

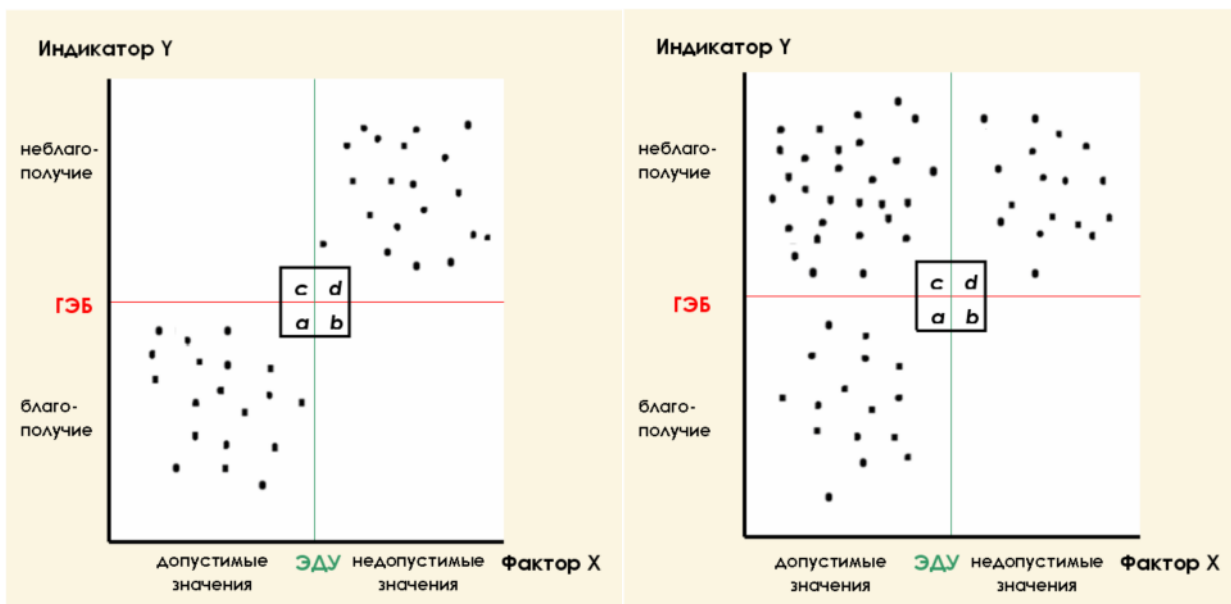
Причина трудностей состоит в том, что в природных системах, как указывалось, на биоиндикаторные характеристики влияет не единственный, а все факторы, в силу чего зависимость эффекта от дозы *in situ*, в отличие от лабораторного тестирования, всегда есть функция многих переменных – всех факторов среды. В этом случае зависимость имеет вид не функционального соответствия (как например, на рис. 1а), а «облака рассеяния» (рис. 2).



Рис. 2. Иллюстрация зависимости между биологической характеристикой и фактором среды для природного объекта

Поэтому необходим метод отыскания взаимосвязи между переменными, позволяющий выявлять корреляции, скрытые при рассмотрении парных зависимостей биоиндикатора от отдельных факторов. Для целей нормирования значений факторов по значениям биоиндикаторов достаточно исследовать не всё множество этих значений, а качественные их классы. Для индикатора – это классы благополучных и неблагополучных значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты. Для фактора – классы допустимых и недопустимых значений. Подразумеваем, что 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 , и неблагополучные значения индикатора Y – только совместно с недопустимыми значениями фактора X . Этот идеальный случай отражен на рис. 3а, на котором граница между благополучными значениями названа «границей экологического благополучия» (ГЭБ), а граница между допустимыми и недопустимыми значениями фактора названа «экологически допустимым уровнем» (ЭДУ) фактора. Величины ЭДУ – это эквиваленты «натурных» ПДК. Для анализа степени соответствия друг другу качественных классов значений переменных применяют метод корреляций между классами: в идеальном случае классы допустимых и недопустимых значений фактора коррелируют соответственно с классами благополучных и неблагополучных значений индикатора.

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 отличается наличием точек наблюдений в области «с». Наполненность области «с» закономерна. Эта закономерность связана с принципиальным отличием натурального исследования от лабораторного, а именно, с влиянием на индикатор всех существующих в среде факторов. Из-за этого влияния неблагополучные значения индикатора в области «с» могут быть обусловлены недопустимыми значениями любых других факторов, отличных от исследуемого фактора X .



а)

б)

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)

Поскольку область «с» может быть заполнена любым количеством наблюдений (зависящим от того, много ли факторов среды приводят к неблагоприятию биоты), то метод поиска корреляций при анализе реальных распределений не работает, и строгая корреляция (как между качественными классами значений, так и между самими исходными значениями переменных), в отличие от примера на рис. 3а, отсутствует.

В отличие от лабораторных данных, зависимость индикатора от факторов *in situ* представляет собой функцию многих переменных. Если бы в анализируемых данных мониторинга были представлены измерения значений всех факторов, влияющих на индикаторную характеристику, то необходимую корреляцию между каждым из этих факторов и индикатором, можно было бы исследовать методами многомерной статистики. Однако, для природных данных все факторы, которые могли бы потенциально влиять на биоту, не известны нам никогда. Это жёсткое положение вещей заставляет нас искать другие подходы к анализу натурных данных.

Подход, который можно назвать методом установления локальных экологических норм (или методом частичных корреляций между классами качества),

может быть основан на строгом утверждении, следующем из определения понятия «индикаторная характеристика»: если индикатор Y действительно представляет собой «правильный отклик» на воздействие X , то область « b » на рис. 3б должна быть обязательно пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора X никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора, как бы ни действовали на индикатор все другие факторы.

Отметим тот тривиальный факт, что измеряемые значения биологических и физико-химических характеристик известны нам с погрешностями. Кроме погрешностей измерений, существует немало других причин, по которым в область « b » могут попасть случайные наблюдения. Поэтому эта область должна быть не абсолютно пустой, а «как можно более» пустой.

Если для пары «индикатор Y – фактор X » существуют такие значения ГЭБ и ЭДУ, что область « b » достаточно пуста, то будем считать фактор X значимым для неблагополучия биоты, измеряемого индикатором Y . Если такая область не существует, то это означает, что в анализируемом массиве данных все значения фактора X были только допустимыми или только недопустимыми (также возможно, что характеристики Y не являются индикатором для фактора X).

Детерминационный анализ [6] предоставляет простой критерий «пустоты» области « b » по сравнению с областями « a » и « d », называемый точностью утверждения «область « b » пуста»:

$$T = \sqrt{T_{\text{инд}} \cdot T_{\text{факт}}}, \text{ где } T_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b} \text{ и } T_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_b}.$$

Здесь n_i – количество точек-наблюдений в области i . Условие «почти пустоты» может быть задано требованием $T_{\text{инд}} > T_{\text{мин}}$ и одновременно $T_{\text{факт}} > T_{\text{мин}}$, где $T_{\text{мин}}$ – доля допустимых случайных наблюдений в области « b ».

В алгоритм поиска ГЭБ и ЭДУ также входит требование достаточной представительности областей « $a+b$ » и « $b+d$ », т.е. количество наблюдений в этих областях не должно быть слишком мало в сравнении с полным числом совместных наблюдений за данными индикатором и фактором, чтобы результат поиска был достоверным. Для надежности результата также следует исключить (или снизить) вероятность того, что конфигурация данных, приводящая к существенно пустой области « b », не закономерна, а случайна.

Соотношение количества наблюдений в области неблагополучия « d » и числа всех неблагополучных значений индикатора (в наблюдениях со всеми анализируемыми факторами) позволяет оценить вклад исследуемого фактора X в неблагополучие, измеряемое индикатором Y . Для этого предложен критерий полноты $\Pi = \frac{n_d}{N_{\text{инд}}^-}$, где n_d – количество наблюдений в области « d », а $N_{\text{инд}}^-$ – количество наблюдений с неблагополучными значениями во всём массиве значений индикатора. Суммарная для всех факторов полнота (отношение количества неблагополучных наблюдений при недопустимом значении любого из факторов к количеству всех наблюдений с неблагополучными значениями индикатора) позволяет судить о достаточности программы мониторинга по тому, в какой степени факторы, включенные в программу наблюдений, описывают неблагополучие биоты.

Предложенные алгоритмы реализованы в методе установления локальных экологических норм [7-9] в приложении к биоиндикации состояния водных экосистем, к диагностике и нормированию качества вод. [2, 10-13].

Установленные указанным методом нормы физико-химических факторов (величины ЭДУ) играют роль "натурных" ПДК и обладают в сравнении с ними рядом преимуществ:

- 1) ЭДУ локальны, а не универсальны.
- 2) ЭДУ учитывают фоновые концентрации веществ без необходимости их измерения.
- 3) ЭДУ учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе их полные комплексы.
- 4) ЭДУ учитывают многочисленные косвенные эффекты воздействий, совокупное влияние которых может быть более сильным нежели прямое.
- 5) ЭДУ могут быть рассчитаны не только для загрязняющих веществ, но и для факторов нехимической природы, например, для тепловых, радиационных, гидрологических и т.п.
- 6) Для ЭДУ и для ГЭБ могут быть рассчитаны как верхние, так и нижние значения.

- 7) ЭДУ и ГЭБ могут быть дифференцированы для природных объектов различного целевого назначения и для различных требований к качеству среды.
- 8) ЭДУ можно рассматривать как целевые показатели для физико-химических показателей, а ГЭБ биоиндикаторов – как целевые показатели биотических характеристик.
- 9) Значения ЭДУ и ГЭБ могут быть уточнены по мере накопления новых данных.

Подчеркнем, что предлагаемый метод работоспособен только при наличии достаточного набора данных биологического и физико-химического мониторинга. Если данные отсутствуют, то применение лабораторных нормативов ПДК оправдано.

Метод установления локальных экологических норм (он же – метод частичного корреляционного анализа для функций многих переменных) позволяет предложить информационную технологию анализа данных экологического мониторинга, которую можно назвать "in situ"-технологией. Она включает: 1) методы расчета значений биоиндикаторов состояния экосистем; 2) метод выявления факторов, значимых и не значимых для экологического неблагополучия; 3) метод расчета границы экологического благополучия (ГЭБ) для биоиндикатора и экологически допустимых уровней (ЭДУ) для значимых факторов среды; 4) метод ранжирования факторов по их вкладу в степень неблагополучия; 5) метод оценки неполноты программ мониторинга.

Литература

1. *Абакумов В.А., Суцень Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – С. 41-51.
2. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: НИА-Природа, 2004. – 271 с.

3. *Максимов В.Н.* Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиологический журнал, 1991. Т.27. №3. С. 8-13.
4. *Левич А.П.* Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. 1994. Т.337. №2. С. 280-282.
5. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений. – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.
6. *Чесноков С.В.* Детерминационный анализ социально-экономических данных. – М.: Наука, 1982. – 168 с.
7. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В.* Создание экологически эффективной системы контроля состояния природной среды на основе нормативов качества, устанавливаемых непосредственно по систематическим данным мониторинга // Актуальные проблемы экологии и природопользования. – М.: РУДН, 2010. – С. 20-24.
8. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Милько Е.С.* Экологический контроль окружающей среды по данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов // Компьютерные исследования и моделирование. 2010. №2. С. 199-207.
9. *Булгаков Н.Г., Мамихин С.В.* Программный комплекс для осуществления оценки состояния природных объектов в рамках информационно-аналитической системы "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" // Настоящий сборник.
10. *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 р. Дон) // Водные ресурсы. 2009. Т.36. №6. С. 730-742.
11. *Левич А.П., Рисник Д.В., Булгаков Н.Г., Милько Е.С., Леонов А.О.* Методические вопросы применения показателей видового разнообразия фитопланктона для анализа качества вод Нижней Волги // Использование и охрана природных ресурсов России. 2010. №5. С.44-48. №6. С. 33-37.

12. *Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Милько Е.С.* Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия фитопланктона // Вода: химия и экология. 2010. №12. С. 27-34.
13. *Рисник Д.В., Левич А.П., Булгаков Н.Г.* Показатели размерной структуры фитопланктонных сообществ и анализ их изменчивости на фоне сезонных, географических и метеорологических вариаций // Настоящий сборник.