

А.П.Левич, В.Н.Максимов, Н.Г.Булгаков

**МЕТОДИКА ПРИМЕНЕНИЯ ДЕТЕРМИНАЦИОННОГО АНАЛИЗА ДАННЫХ
МОНИТОРИНГА ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ
ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ***

ВВЕДЕНИЕ

Задачи экологического контроля (т.е. оценки и диагностики экологического состояния природных объектов, поиска и нормирования причин экологического неблагополучия, управления качеством природной среды) требуют таких методов исследования, которые позволяли бы эффективно работать с многомерными массивами данных, включающих как результаты первичных биологических наблюдений (численность, биомасса, число видов организмов); интегральные показатели экологического состояния биоты (индексы сапробности, биотические и олигохетные индексы для сообществ гидробионтов); классы качества вод, построенные на основе упомянутых индексов; так и значения физико-химических параметров окружающей среды, воздействующих на сообщества; интегральные химические классы качества вод, основанные на совместном действии веществ-загрязнителей.

Используемые, как правило, при анализе многомерных массивов данных классические статистические методы, такие как дисперсионный и регрессионный анализ, или методы, лишь формально относящиеся к статистическим — факторный анализ, кластер-анализ, многомерное шкалирование, сталкиваются с трудностями, проявляющимися как раз при анализе данных экологического мониторинга, которые относятся к категории так называемых "пассивных экспериментов" (Максимов и др., 1999, 2000).

Детерминационный анализ (ДА), созданный первоначально для проведения социологических исследований (Чесноков, 1982), в применении к экологическим данным позволяет устанавливать наличие зависимостей между различными компонентами экосистем (в том числе, между живым и косным), включать в анализ как количест-

* Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант 98-04-48054) и по программе Министерства образования РФ "Университеты России — фундаментальные исследования" (грант 990941)

венные, так и качественные переменные, учитывать совокупное действие многих факторов, ранжировать установленные зависимости по величине собственных критериев истинности, проводить контекстный анализ, т.е. разбивать исследуемый массив данных на части (по территориальному, временному или любому иному признаку) и работать с каждой из частей в отдельности. Перечисленные достоинства метода ДА позволяют относиться к нему, как к весьма привлекательному инструменту для реализации описанных выше разделов экологического контроля. Особенности метода ДА, позволяющие считать его незаменимым при решении различных экологических задач, составляют предмет настоящей статьи.

Предлагаемые методы и подходы мы иллюстрируем решением ряда проблем водной экологии: проблемы поиска взаимосвязей между характеристиками экосистем, данные о которых непригодны для обработки методами традиционной статистики; проблемы выбора индикаторных биологических характеристик, позволяющих судить об общем благополучии или неблагополучии экосистем; проблемы выбора границы между благополучными и неблагополучными значениями индикаторных характеристик; проблемы выбора системы оценок экологического состояния природных объектов; проблемы расчета адекватных региональных нормативов для нарушающих воздействий как химической, так и нехимической природы; проблемы реалистичного учета большого количества факторов, формирующих состояние экосистем.

1. ПРОЦЕДУРЫ ДЕТЕРМИНАЦИОННОГО АНАЛИЗА

При детерминационном анализе данных используется программное обеспечение “ДА-система” (фирма “Контекст”), обладающего всеми необходимыми функциями для осуществления экологического контроля.

Известно, что для исследования сопряженностей между дискретными величинами (каковыми являются значения биотических и абиотических характеристик, используемых при экологическом контроле) существует специально разработанный метод обнаружения связи между переменными — метод таблиц сопряженности или перекрестных таблиц (*contingency tables, crosstabulation*), подразумевающий, как и ДА, введение качественных признаков для количественных переменных (Максимов и др., 1999). Согласно этому методу, предлагается более или менее произвольно разбивать

шкалу измеряемых переменных на классы и подсчитывать частоты попадания результатов измерений в каждый из классов. Те же процедуры реализованы и в ДА. Однако основное преимущество ДА заключается в том, что, в отличие от метода таблиц сопряженности, с его помощью возможно вычисление значений химических или физических параметров окружающей среды, сопряженных с установленными ранее признаками благополучия или неблагополучия биотического компонента экосистемы. Этот этап анализа экологических данных, называемый нормированием потенциально опасных воздействий, является краеугольным камнем всей системы экологического контроля. На его основе строятся и прогноз состояния экосистемы на перспективу, и меры по управлению “здоровьем” экосистемы.

Рассмотрим подробнее ДА-технологию, остановившись отдельно на процедурах, используемых при анализе экологических данных. Все эти процедуры реализованы в прикладном пакете программ “ДА-система” (версия 4.0), предназначенном для работы в операционной среде Windows 95 и старше, а также Windows NT.

1.1. Типы переменных

Характерная особенность ДА в том, что в нем наряду с количественными, числовыми, признаками данных можно ввести их качественные, нечисловые, признаки. При этом анализ качественных и количественных данных ведется с учетом их специфики, но с помощью единых процедур. Количество и наполненность маркированных определенными качественными признаками интервалов на шкале дискретных значений числовой переменной задается исследователем в зависимости от стоящей перед ним конкретной задачи и исходя из неких априорных представлений о том, какие значения изучаемой характеристики организма, например, считать низкими, а какие — высокими.

По ходу анализа часто приходится формировать новые, *вторичные*, переменные на основе тех, что уже имеются в исходной матрице данных. Вторичные переменные используются для конструирования всевозможных группировок переменных, для превращения числовых переменных в качественные путем введения интервалов, для закрепления в анализе различных интересующих исследователя сочетаний количественных и качественных признаков.

1.2. Анализ правил

Для установления связи между различными экологическими переменными с помощью процедуры ДА проверяется заданная критериями точности и полноты истинность этой связи (правила). При этом правилом называется условное суждение вида “если x , то y ”, где переменная x называется *объясняющей переменной*, а переменная y — *объясняемой переменной*. Точность и полнота — это условные частоты данного правила: точность (Т) — доля случаев, когда правило подтверждается, среди всех случаев, когда имеет место объясняющий признак; полнота (П) — доля случаев, когда правило подтверждается, среди всех случаев, когда имеет место объясняемый признак. Вычислим Т и П для конкретного правила “если значение концентрации фенолов (объясняющая переменная) было высоким, то наблюдалась низкая общая численность зоопланктона (объясняемая переменная)”. Обе переменные в данном случае являются качественными, т.е. заданные диапазоны их значений маркированы некоторыми признаками (“мало” и “много”). Допустим, для концентрации фенолов количество наблюдений в классе “много” равно 100, а для численности зоопланктона число наблюдений в классе “мало” — 50. Количество совпавших наблюдений составило 40. Следовательно, $T = 40/100 = 40\%$, а $P = 40/50 = 80\%$ (рис.1а). Соответственно, 100%-я точность означает, что все заданные значения объясняющей переменной сопряжены только с заданным значением объясняемой переменной и ни с каким другим (рис.1б), а 100%-я полнота — что все заданные значения объясняемой переменной встречаются только вместе с заданным значением объясняющей переменной и ни с каким другим (рис.1в). В качестве объясняющей может выступать и числовая переменная. Тогда с помощью ДА легко получить интервал ее значений, наиболее надежно объясняющий определенный класс качества объясняемой переменной.

1.3. Анализ данных с заданием контекста

Контекст в ДА — это набор признаков, выполняющих особую роль. Он ограничивает анализируемые данные подвыборкой только тех наблюдений, которые обладают указанными признаками. Задать контекст — это значит предложить ДА-системе работать так, словно в анализируемом массиве данных не существует никаких других наблюдений, кроме тех, которые обладают выделенными признаками. При анализе

экологических данных это бывает полезным, когда необходимо ограничить выборку либо определенным периодом времени, либо определенным географическим местоположением, либо однородными климатическими, хозяйственными, территориальными или иными условиями.

1.4. Учет совокупного действия факторов

ДА позволяет проводить анализ данных, когда в качестве объясняющих выступают несколько переменных. Тогда появляется возможность выявить, например, при каком количественном сочетании различных физико-химических факторов достигаются те или иные значения индикаторных биотических показателей. При этом в ДА существует процедура, позволяющая вычислить вклад каждого фактора в суммарную точность и полноту, реализующиеся в случае одновременного применения всех факторов. Если значение вклада данного фактора, например в точность, больше нуля, то изъятие этого фактора из анализа снизит суммарную точность на соответствующую величину; если вклад меньше нуля, то суммарная точность после исключения фактора, наоборот, повысится. Значение вклада в полноту называется *существенностью* факторов при их совокупном действии. Совместное действие нескольких факторов на биоту может быть проанализировано также с помощью задания контекста, где контекстом будут служить определенные диапазоны значений каких-либо абиотических факторов, или путем объединения нескольких переменных в одну вторичную.

1.5. Оптимизация количественных переменных

С помощью ДА решается также следующая задача — нахождение на множестве значений числовой переменной такого интервала, что совокупность значений этой переменной в пределах границ интервала оказываются наилучшим объясняющим признаком в заданном правиле. Наилучшим в том смысле, что точность правила с искомым объясняющим признаком не ниже заданной, а полнота правила максимальна. Соответствующая процедура в ДА называется *оптимизацией* числовой переменной. Собственно, такие расчеты являются основополагающими при нормировании абиотических переменных, поскольку выбрав в качестве объясняемой переменной какой-

либо биотический параметр, свидетельствующий о неудовлетворительном состоянии сообщества организмов, можно для любого фактора окружающей среды определить те его значения, которые как раз и отвечают за возникновение экологического неблагополучия.

2. ПРИМЕРЫ ПРИМЕНЕНИЯ ДЕТЕРМИНАЦИОННОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

В качестве иллюстрации приводим детерминационный анализ сообщества речного пресноводного зоопланктона и воздействующего на него комплекса гидрохимических и гидрологических показателей в реке Суре (Максимов и др., 1999, 2000). Гидрохимические и гидробиологические пробы отбирали в 1994-1997 гг. В качестве гидробиологических показателей исследовали численности видов и экологических групп (классифицированных по величине индекса сапробности) зоопланктона. Среди измеряемых физико-химических переменных в анализе принимали участие 12 показателей: БПК₅ (БПК), концентрации железа (Fe), марганца (Mn), аммония (NH₄), нитритов (NO₂), нитратов (NO₃), фосфатов (PO₄), углеводов, фенолов, растворенного кислорода (O₂), взвешенных веществ, pH.

Общее количество наблюдений составило: по гидрохимии и гидрологии — 215, по зоопланктону — 199.

2.1. Выбор адекватных индикаторов и границы между нормой и патологией при оценке экологического состояния

Основной задачей экологического контроля является поиск и нормирование факторов окружающей среды, способных приводить к ухудшению состояния экосистемы за счет снижения качества условий существования населяющих ее организмов. Прежде чем приступать к анализу причин экологического неблагополучия исследуемого природного объекта, необходимо выяснить, существует ли на самом деле это неблагополучие, характеризуемое отклонениями от нормального функционирования биоты, и если да, то какова его степень. Другими словами, требуется индикация экологического состояния объекта по биологическим показателям. Выбор биотического индикатора,

наиболее адекватно описывающего “здоровье” (“нездоровье”) экосистемы, представляется важнейшим этапом всей системы экологического контроля. От этого этапа зависит эффективность всех дальнейших шагов по установлению нормативов допустимого воздействия факторов среды и, в конечном счете, по проведению конкретных природоохранных мероприятий.

Для решения этой задачи с помощью пакета ДА был проведен ряд подготовительных операций. В физико-химическом массиве данных каждая из 12 исследованных числовых переменных была преобразована во вторичную качественную переменную, для чего весь ряд значений был разбит на классы в соответствии с 6-балльным классификатором качества по гидрохимическим показателям (Оксиюк и др., 1993), где 1-му классу соответствует наиболее благополучное значение, а 6-му — наименее благополучное. В качестве индикаторных характеристик зоопланктонного сообщества выбрали: 1) общую численность зоопланктона; 2) численность экологических групп зоопланктона, классифицированных на основе сапробности (способности организмов жить при большом содержании загрязняющих веществ в среде) входящих в них видов: в порядке возрастания стойкости к загрязнителям — группы олигосапробных видов, группы олиго-β-сапробных видов, группы β-сапробных видов; 3) класс качества вод (Руководство..., 1992), рассчитанный по величинам индекса сапробности зоопланктоценоза (Pantle, Buck, 1955; Sládeček, 1973) Очевидно, что экологическое неблагополучие зоопланктона или какой-либо его составляющей должно характеризоваться низкой численностью, а экологическое благополучие — наоборот, высоким обилием населяющих ценоз организмов. Возникает вопрос, какие значения численности считать низкими, а какие — высокими? В нашем случае численность каждой из указанных групп была разделена на два примерно равнонаполненных класса: “мало” (низкая численность или отсутствие) и “много” (высокая численность). Известно, что при обработке таких биотических характеристик, как численность или биомасса отдельных групп гидробионтов, наличие в массиве данных нулевых или пропущенных значений сказывается на результативности традиционных статистических методов (Максимов и др., 1999), поскольку в действительности значение численности, равное нулю, совсем не обязательно говорит о его отсутствии в пробе. При существующих методиках измерения численности вполне вероятно, что ни один экземпляр вида с низким обилием просто не попадает в поле зрения исследователя. Существуют ситуа-

ции, когда при введении качественного признака “Низкая численность зоопланктона” оправдано включение в него нулевых проб с тем, чтобы не задумываться, как относиться к нулевым значениям — действительно ли их приравнять к нулю или считать пропущенными.

Впрочем, возможны и иные подходы к проведению границы между нормой и отклонением от нормы. Так, при наличии выборки с большим числом наблюдений за длительный промежуток времени (порядка нескольких десятков лет) более эффективным было бы вычислить среднегодовое значение численности и считать экологическим благополучием и неблагополучием ситуации, когда численность была соответственно выше и ниже этого значения.

Объясняемыми признаками служили низкие численности суммарного зоопланктона, олигосапробов, олиго-β-сапробов, β-сапробов, высокая численность β-сапробов, а также 3-й (соответствующий максимальным наблюдаемым значениям индекса сапробности) класс качества вод. Объясняющими признаками служили классы качества каждой физико-химической переменной (в случае малой наполненности несколько классов объединяли в один). При поочередном сопоставлении численности с классами качества отбирали тот из них, для которого получена наивысшая точность правила. В случае, если величины точности для следующих по значению классов были меньше максимального значения не более чем на 5%, более значимым считали класс с максимальной полнотой. Например, при исследовании влияния концентрации PO_4 на низкую численность олигосапробов оказалось, что самые высокие точности получены для 2-го (50%) и 3-го (51%) классов PO_4 . В то же время полнота оказалась значительно выше для 2-го класса (58% против 34%), поэтому истинным признали правило, где объясняющей переменной был 2-й класс качества. В зависимости от переменной благополучными считали классы качества с 1-го по 3-й, неблагополучными — со 2-го по 6-й. Т.е. для тех переменных, для которых классы качества с 3-го по 6-й содержали малое количество наблюдений, благополучным считали только 1-й класс. В том случае, если все классы оказывались примерно равнонаполненными, классы с 1-го по 3-й характеризовали экологическое благополучие, а классы с 4-го по 6-й — неблагополучие. Табл.1 показывает, какие индикаторные биологические характеристики, свидетельствующие об ухудшении экологической обстановки (низкая численность всего зоопланктона и его олигосапробной составляющей, высокий индекс сапробности зоо-

планктоценоза), наиболее адекватно отражают степень ущерба от увеличения внешнего воздействия. Снижение численности зоопланктона в целом, олиго- β -сапробов и β -сапробов было сопряжено с неблагоприятными классами качества вод по большинству (8-9) физико-химических показателей, тогда как количество переменных, объясняющих в области неблагоприятных значений три других характеристики, составило менее 50% от общего числа абиотических параметров. Особый интерес вызывает поведение β -сапробных (мезосапробных) организмов, которые занимают промежуточное между олиго- и полисапробами положение в водоеме по характеру отклика на рост внешней нагрузки. В изученном нами случае β -сапробы оказались ближе к олигосапробам, поскольку увеличение концентраций большинства веществ и снижение содержания кислорода приводят, скорее, к падению их численности. Таким образом, предварительный анализ показывает, что различные индикаторные биологические характеристики экосистемы далеко не равнозначны при использовании их как основы для объективной оценки экологического состояния природного объекта. Исходя из данных табл. 1, примем низкую численность суммарного зоопланктона, олигосапробов и олиго- β -сапробов А выбор наиболее подходящей характеристики, отражающей максимально возможный комплекс абиотических факторов, возможен средствами ДА.

2.2. Диагностика причин экологического неблагополучия

После оценивания экологического состояния изучаемого объекта на основе выбранной индикаторной биотической характеристики следует выявить факторы, способствующие возникновению экологического неблагополучия, и ранжировать их в соответствии с величиной вклада в возникающий ущерб.

Положим, что показателем “здоровья” изучаемой пресноводной экосистемы является суммарная численность зоопланктонного сообщества, а границей между экологическим благополучием и неблагополучием является граница соответственно между высокой и низкой численностью. Посмотрим, как низкая численность сопряжена с потенциальными ее причинами — неблагоприятными значениями физико-химических показателей. Неблагополучными считали значения, относящиеся к нескольким максимальным для данного показателя классам качества вод. Критерием значимости сопряженности являлась точность соответствующего правила. При этом

был установлен нижний порог точности для значимых переменных — 50%. Полученные сопряженности можно представить в порядке убывания полноты (табл.2). Тогда у каждой абиотической переменной появляется ранг, характеризующий ее значимость, т.е. степень вклада в снижение численности зоопланктона. Напомним, что полнота П правила “Если значение фактора высокое, то численность зоопланктона низкая” означает, что П% случаев высокого значения фактора совпадает со случаями низкой численности зоопланктона, а в остальных (100-П)% случаев низкая численность зоопланктона должна объясняться влиянием других факторов. В соответствии с установленным порогом точности, в категорию значимых попали 8 переменных, а содержание кислорода, нитритов, фенолов и рН были признаны факторами, не существенными для объяснения причин снижения численности. Заметим, что если изменить порог точности, то изменится и разбиение факторов на значимые и незначимые.

2.3. Нормирование нарушающих абиотических воздействий

При осуществлении экологического контроля после определения причин возникновения экологического неблагополучия следует этап их нормирования, т.е. выявления для соответствующих факторов тех значений, выход за пределы которых приводит к переходу экосистемы за границы благополучия. В соответствии с биотической концепцией системы экологического контроля (Левич, 1994) такие значения называются экологически допустимыми уровнями (ЭДУ) факторов среды. Предусмотренная в ДА процедура оптимизации позволяет определить диапазон значений количественной объясняющей переменной, наиболее точно и полно сопряженный с благополучными или неблагополучными значениями индикаторной характеристики. Если в нашем примере в качестве объясняемой характеристики будем рассматривать показатели благополучия зоопланктоценоза (высокая численность всего зоопланктона, олиго-β-сапробов, β-сапробов), то найденные диапазоны можно рассматривать как ЭДУ исследованных физико-химических факторов.

При оптимизации полагали, что концентрации веществ-загрязнителей (Fe, Mn, углеводов, фенолов и взвешенных веществ), а также БПК могут приводить к снижению численности только в области высоких значений, поэтому при оптимизации искали верхний уровень “благополучного” интервала. Для содержания кислорода

ситуация обратная — только снижение этого показателя может приводить к неблагоприятным последствиям для зоопланктона, поэтому отыскивали нижнюю границу интервала. Что касается концентраций аммония, нитритов, нитратов, фосфатов и рН, то заранее не накладывали никаких условий на возможные границы, поскольку как слишком высокие, так и слишком низкие значения этих переменных могут вызывать отклонения от благополучного состояния организмов. В процессе оптимизации задавали нижнюю границу точности (51%), после чего максимизировали полноту. С помощью графиков зависимости полноты от точности, задаваемых процедурой ДА (рис. 2), легко можно увидеть, на какой максимум полноты можно рассчитывать в пределах заданного порога точности.

Результаты нормирования (табл.3) свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических показателей между ЭДУ, вычисленными для разных индикаторных характеристик, не существует существенной разницы. Рядом со значениями ЭДУ проставлены значения точности и полноты. Вклад каждого фактора в возникновение экологического неблагополучия определялся полнотой.

Зарегистрированные несовпадения ЭДУ, вычисленных для разных индикаторов экологического состояния, не должны вводить в заблуждение. ДА только констатирует, насколько потенциально опасен тот или иной избыток или, наоборот, недостаток данного вещества (или любого другого фактора нехимической природы) для конкретного участка биоты, выбранного по некоторым соображениям в качестве показателя, отражающего степень “здоровья” экосистемы. Понятно, что другие индикаторы даже в пределах одной и той же группы организмов могут совсем иначе воспринимать возникающие внешние возмущения.

2.4. Анализ совокупного действия факторов среды

Часто приходится сталкиваться с необходимостью выяснить, как связана некоторая индикаторная характеристика экологического состояния природного объекта не с одним, а с целым комплексом нарушающих внешних воздействий. Программа ДА позволяет использовать в качестве объясняющих одновременно до пяти независимых переменных. Единственное ограничение — только одна из них может носить количественный характер.

Рассмотрим ситуацию с определением классов качества вод по физико-химическим показателям, ответственным за снижение численности зоопланктона в целом и отдельных его групп, на предмет анализа совместного действия нескольких факторов. Методика ДА в этом случае предусматривает создание комбинированной объясняющей переменной, объединяющей несколько исходных качественных переменных (не более пяти). Мы разделили 12 имевшихся в нашем распоряжении показателей на три группы: биогенные элементы (азот аммонийный, нитритный, нитратный, фосфор минеральный); вещества-загрязнители (Fe, Mn, углеводороды, фенолы, взвешенные вещества); показатели, свидетельствующие о характере продукционно-деструкционных процессов в водоеме (БПК, концентрация кислорода, pH). После этого поочередно устанавливали сопряженности индикаторных характеристик со всеми возможными сочетаниями классов качества переменных в группе. Для каждого случая отбирали сопряженность, имеющую максимальную точность, превышающую 49%, но с полнотой не менее 10% (табл.4). Решаемая с помощью описанного комбинирования нескольких переменных задача формулируется как поиск сочетания таких значений нескольких факторов, которое наиболее точно объясняет выбранное значение индикаторной переменной.

Оказалось, что для набора переменных-загрязнителей не существует такого сочетания классов качества, которое с удовлетворительной точностью объясняло бы ухудшение экологического состояния реки по всем трем выбранным индикаторным группам переменных. Неблагополучные классы качества вод по всем биогенным элементам с высокой степенью точности сопутствуют низким численностям всех групп зоопланктона. В то же время для продукционно-деструкционных характеристик наблюдается обратная картина: экологическому неблагополучию, идентифицированному по численности зоопланктеров, соответствует полное благополучие по БПК, кислороду и pH. Если вернуться к результатам однофакторного анализа (табл.1), то по крайней мере для O_2 и pH было показано влияние высоких классов качества этих показателей на неблагополучие биоты. Очевидно, комбинированное исследование нескольких факторов заставляет несколько пересмотреть установленные ранее связи между компонентами экосистемы. Дело в том, что найденные ранее объясняющие классы качества (1-й для БПК, 3-4-й для O_2 , 3-й для pH) вместе встретились всего один раз. Естественно, что даже при 100%-ой точности полнота такой сопряженности

не могла превысить 1%. Отсюда вывод — три названных физико-химических показателя слабо сопряжены друг с другом в том смысле, что их наиболее точные однофакторные зависимости, будучи объединенными в один объясняющий признак, как бы “растворяются” в общем массиве данных и теряют свою значимость. Какому же классу качества, например, для O_2 , в этой ситуации доверять — 3-4-му, исходя из однофакторного анализа, или 1-му, ориентируясь на комбинированный? Договоримся, что при установленной нижней границе точности 50% критерием ценности той или иной сопряженности является ее полнота. Полноты однофакторных сопряженностей O_2 и рН с индикатором “общая численность зоопланктона” (соответственно 7 и 9%) оказались ниже полноты комбинированной сопряженности (18%). Поэтому примем значения классов, полученные в ходе комбинированного исследования, за истинные. Корректировка результатов однофакторного анализа не требуется лишь при объяснении низкой численности олиго-β-сапробов 2-м классом качества по O_2 (полнота 22% против 17% при комбинированном исследовании). Аналогичное сравнение значений полноты для биогенных элементов показало, что для NO_2 в качестве объясняющего низкую численность зоопланктона в целом и β-сапробов должны выступать благополучные классы качества (1-3, табл.1, 4).

Низкие суммарные полноты комбинированных сопряженностей из табл.4 означают, что основные причины снижения численности зоопланктона лежат вне исследованного набора факторов. В табл.4 приведены величины увеличения суммарной полноты набора при добавлении к нему новой переменной, характеризующие ее вклад в повышение значимости комбинированной сопряженности. Вклады всех переменных имеют отрицательное значение, а значит, их добавление к комбинации факторов снижает суммарную полноту. Это еще раз доказывает невысокую сопряженность друг с другом физико-химических факторов, объединенных нами в указанные комбинации.

Учет сразу нескольких объясняющих переменных возможен не только при описанном комбинированном анализе, но и при однофакторном анализе, когда на основе заданных значений нескольких физико-химических факторов конструируется одна сложная вторичная переменная. В качестве основы для подобного исследования использовали данные табл.3 об ЭДУ факторов, объясняющих низкую численность суммарного зоопланктона. Для количественной переменной “взвешенные вещества”, обладающей наибольшей полнотой (94%), была создана качественная переменная “зна-

чение переменной выходит за границы ЭДУ”. Та же процедура была проделана также для трех других произвольно выбранных переменных: рН, NH₄, NO₂. После этого вычисляли сначала точность и полноту объяснения низкой численности зоопланктона каждой из полученных вторичных переменных в отдельности, а затем путем поочередного добавления к “взвешенным веществам” трех других факторов и образования трех новых вторичных переменных исследовали сопряженности типа “если значение хотя бы одной (двух, трех, четырех) переменных выходит за границы ЭДУ, то наблюдается низкая численность зоопланктона” (табл.5). Как показывают значения полноты, чем большее количество факторов входит во вторичную переменную, тем полнее возникающее экологическое неблагополучие описывается данным набором факторов, поэтому указанный способ анализа решает задачу поиска совокупности факторов, наиболее полно объясняющей выбранное значение индикаторной переменной. Величина полноты 92% для переменной, объединяющей все четыре фактора, свидетельствует о том, что 8% случаев неблагополучия объясняется иными факторами, т.е. существуют ситуации, когда численность снижается при соблюдении ЭДУ по взвешенным веществам, рН, NH₄ и NO₂. Более подробно аналогичная процедура учета многих факторов описана в статье А.П.Левича и А.Т.Терехина (1997), где исследуется сопряженность состояния пресноводного планктона с воздействием 67 факторов среды.

Анализ совместного действия факторов с помощью задания контекста описан в следующем разделе.

2.5. Роль контекстов при исследовании сопряженностей

Иногда оказывается, что трудно или невозможно найти определенные связи между различными компонентами экосистем, работая с полным массивом данных. В этих случаях эффективность анализа может быть повышена за счет выделения части данных по какому-либо признаку (например, пространственному или временному) в более узкий подмассив.

Напомним, что при поиске биотических индикаторов, наиболее адекватно характеризующих неблагополучное экологическое состояние сообщества зоопланктона под влиянием внешних воздействий, выяснилось, что неблагополучный, 3-й, класс качества воды, вычисленный по значениям индекса сапробности зоопланктона, сопряжен с

ухудшением качества воды лишь по 5 из 12 физико-химических показателей (табл.1). Это относится ко всему включенному в анализ массиву данных. Однако отбор зоопланктонных и физико-химических проб проводили на двух участках реки (русло и водохранилище вместе с приплотинной акваторией), которые могли отличаться по характеру взаимодействия между живым и неживым компонентами экосистемы. Метод ДА с помощью задания контекста позволил разделить данные согласно указанным пространственным границам и провести анализ сопряженностей внутри каждого выделенного участка.

Оказалось, что для проб, отобранных в русле реки, высокие значения индексов сапробности соответствуют неблагоприятным классам качества вод по 8 физико-химическим показателям (табл.6), тогда как для проб из водохранилища число таких показателей не превышает 5. Таким образом, мы видим, что индекс сапробности сообщества зоопланктона, признанный нами не вполне пригодным для оценки экологического состояния речной экосистемы в целом, предстает характеристикой, более адекватно описывающей степень экологического ущерба зоопланктерам, обитающим в проточной воде, от действия большинства абиотических факторов.

Взглянем с точки зрения задания временного контекста на проблему нормирования физико-химических показателей. Посмотрим, насколько будут отличаться результаты оптимизации факторов, влияющих на общую численность зоопланктона в зависимости от времени отбора пробы. Для этого массив данных был разделен на два подмассива, объединяющих наблюдения соответственно за 1993-1995 (93 наблюдения) и 1996-1997 (106 наблюдений) гг.

Обращает на себя внимание факт повышения толерантности зоопланктоценоза по отношению к большинству факторов в 1996-1997 гг. по сравнению с начальным периодом исследования (табл.7). Диапазоны безопасных (т.е. не приводящих к снижению численности зоопланктона) значений таких факторов, как БПК, содержание кислорода, концентрации аммонийного азота, углеводов, фенолов, фосфатов, взвешенных веществ со временем стали шире, что может свидетельствовать о постепенной адаптации сообщества к условиям данного водоема. Интервалы ЭДУ для нитратного, нитритного азота и марганца несколько сузились, хотя и в небольшой степени, что скорее всего говорит о стабилизовавшемся отклике зоопланктона на эти воздействия. Снижение значений ЭДУ для рН — по-видимому, знак того, что про-

изошло смещение зоны толерантности зоопланктонных организмов в сторону более кислой среды.

При анализе данных экологического мониторинга с помощью введения контекста можно накладывать на включаемые в анализ данные практически любые необходимые исследователю условия. Например, при поиске значений факторов среды, в пределах которых суммарная численность зоопланктона остается высокой, можно задать контекст, согласно которому будут отобраны те наблюдения, в которых была также высока численность отдельных видов, например, доминирующих в зоопланктоценозе. Или, чтобы вычислить ЭДУ какого-либо показателя при благополучии других абиотических факторов, предлагается контекст “значения выделенных пользователем физико-химических показателей, но не оптимизируемого, относятся к 1-му классу качества”. Впрочем, такую сопряженность можно отнести к способу комбинированного анализа данных, о котором шла речь в предыдущем разделе.

Рассмотрим другие варианты учета при анализе нескольких факторов с помощью задания контекста. Посмотрим, как изменятся ранее вычисленные ЭДУ всех физико-химических показателей (табл.8) при условии, что все остальные переменные имеют значения, относящиеся к благополучным классам качества (от 1-го до 3-го в зависимости от переменной). Анализ проводили отдельно для каждой качественной группы: биогенных элементов, веществ-загрязнителей и показателей продукции-деструкции. Для БПК, O_2 , Fe и фенолов при заданной нижней границе точности (50%) не удалось получить значимых интервалов. Для большинства других переменных (NH_4 , NO_2 , NO_3 , углеводороды, pH, PO_4 , взвешенные вещества) границы ЭДУ получились более узкими (для биогенных элементов это касается, прежде всего, верхних границ). Только для фенолов верхний уровень ЭДУ (0.0055) был немного выше, нежели при однофакторном исследовании. Очевидно, когда большинство абиотических факторов имеют безопасные для зоопланктона значения, сами организмы, “привыкнув” к таким благоприятным условиям, сужают границы толерантности по отношению к этим факторам. При одновременном ухудшении качества вод по некоторому количеству физико-химических показателей (что, по всей вероятности, и случается, если не накладывать на них дополнительных условий в виде контекста) происходит адаптация к новым уровням воздействия и границы ЭДУ могут стать шире.

2.6. Выявление неполноты программ мониторинга

Когда в начале работы мы искали индикаторные биотические характеристики, наиболее достоверно свидетельствующие о процессах деградации в экосистеме, выяснилось, что, например, низкая численность олигосапробов не годится для подобной индикации, поскольку сопряжена с ухудшением качества вод лишь по немногим из определяемых физико-химических показателей. Вполне вероятно, что снижение численности данной специфической группы видов, обычно заселяющих наиболее чистые воды, могло быть связано с некоторыми иными факторами неживой природы, не учтенными нами при анализе. То, что причины экологического неблагополучия лежат вне исследованного набора факторов, свидетельствует также низкая суммарная полнота сопряженностей при анализе, учитывающем совокупное действие факторов (раздел 2.4). Таким образом, ДА дал возможность установить, что для более объективного выбора самого адекватного индикатора качества вод необходим как можно более широкий набор абиотических факторов среды, включая не только физические и химические, но и, например, что очень важно для водных экосистем, гидрологические параметры (расходы воды, водность, уровень воды).

Занимаясь оценкой экологического состояния, нормированием и ранжированием факторов, нарушающих экологическое благополучие, необходимо учитывать влияние этих факторов на различные компоненты биоты. В частности, для водных экосистем в идеале средствами ДА можно провести экологический контроль отдельно для фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, перифитона, макрофитов, нектона, а затем из всех полученных ЭДУ для данного показателя выбрать самый жесткий. Впрочем, возможен путь, когда исследуются сопряженности между отдельными звеньями трофической цепи, и если удастся найти некую биотическую переменную, позволяющую объективно провести границу между благополучием и неблагополучием биоценоза в целом (к примеру, продукция консументов 2-3-го порядка), то предлагается его и считать истинным индикатором экологического состояния и по нему проводить все описанные этапы контроля. Так, для экосистем низовьев р.Дон оценки экологического состояния проводили по показателям уловов и урожайности представителей ихтиофауны — леща, судака, берша и чехони (Булгаков и др., 1995).

2.7. Оценки достоверности полученных сопряженностей

Для определения статистической достоверности полученных сопряженностей между биотическими и абиотическими компонентами экосистемы и вычисленных ЭДУ может быть использован вариант метода статистического моделирования, называемый “бутстрэпом” (Левич, Терехин, 1997). Он состоит в том, что, например при определении ЭДУ, генерируется k выборок x_1, \dots, x_k той же размерности, что и исходная выборка, путем случайного выбора наблюдений из исходной выборки, после чего к каждой из полученных k выборок применяется процедура оптимизации, описанная в разделе 2.3. В результате для каждой из k выборок находятся k значений ЭДУ, точности и полноты: $\text{ЭДУ}_1, \dots, \text{ЭДУ}_k$; T_1, \dots, T_k ; P_1, \dots, P_k . По этим значениям находятся средние ЭДУ_m , T_m , P_m , среднеквадратичные отклонения ЭДУ_s , T_s , P_s и коэффициенты вариации ЭДУ_v , T_v , P_v , определяемые по формулам:

$$\text{ЭДУ}_v = (\text{ЭДУ}_s / \text{ЭДУ}_m) 100\%;$$

$$T_v = (T_s / T_m) 100\%;$$

$$P_v = (P_s / P_m) 100\%.$$

Такого рода анализ был проведен при исследовании причин возникновения экологического неблагополучия, оцениваемого по показателям фито- и зоопланктона в водных объектах Нижнего Дона. В качестве потенциальных причин неблагополучия анализировали среднегодовые значения ряда гидрохимических факторов, а также среднемесячные значения относительной температуры (отношение среднемесячной температуры к среднемноголетней за данный месяц), рН и водности (отношение среднемесячного значения расхода воды к среднемноголетнему). Величины ЭДУ_m , ЭДУ_s и ЭДУ_v переменных, значимых для возникновения экологического неблагополучия, приведены в табл.9.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исходя из описанной методики детерминационного анализа, можно сделать вывод, что она может служить незаменимым инструментом для осуществления функций экологического контроля. При оценке экологического состояния природных объектов, при диагностике причин неблагополучия в экосистемах, при нормировании и ранжи-

ровании факторов, нарушающих благоприятное развитие природных сообществ, при комбинированном анализе связей между биотической и абиотической составляющими и между различными частями биоты процедуры ДА оказываются весьма эффективными и позволяют получить региональные экологически допустимые уровни любых значимых физико-химических показателей, измерявшихся в данном регионе. При этом ценность полученных с помощью ДА результатов тем выше, чем больше количество наблюдений включено в исходный массив данных (тогда можно добиться увеличения полноты исследуемых сопряженностей) и чем полнее набор участвующих в анализе физико-химических параметров, потенциально влияющих на ухудшение состояния биоты.

ЛИТЕРАТУРА

- Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., А.Т.Терехин. Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и урожайности промысловых рыб // Известия РАН. Сер. Биол. 1995. №2. С.218-225.
- Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. 1994. Т.337. 2. С.257.
- Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы // Водные ресурсы. 1997. №3. С.328-335.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф. Детерминационный анализ связей между различными компонентами экосистем. Сравнение с методами традиционной статистики // Известия РАН. Сер. биол. 1999. № 4. С.469-477.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П. Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженности для биотических и абиотических компонентов // Известия РАН. Сер. Биол. 2000 (в печати).
- Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник Г.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. ж. 1993. Т.29. №4. С.62-76.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. Под ред. Абакумова В.А. СПб: Гидрометеиздат, 1992.318 с.

- Чесноков С.В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
- Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. В.96. 8. S.1-604
- Sládeček V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol. 1973. №7. 218 p.

Таблица 1. Сопряженность биотических идентификаторов с классами качества вод по физико-химическим показателям (подчеркнуты неблагоприятные для данного показателя классы качества)

Физико-химический показатель	Физико-химические классы качества вод (в скобках значения точности и полноты сопряженности)					
	для низкой общей численности зоопланктона	для низкой численности олигосапробов	для низкой численности олиго-β-сапробов	для низкой численности β-сапробов	для высокой численности β-сапробов	для 3-го (наихудшего) класса качества вод на основе индекса сапробности зоопланктона
БПК	1 (61, 40)	1 (62, 46)	1 (58, 39)	1 (56, 43)	2 (69, 49)	2 (68, 45)
Fe	<u>4</u> (62, 16)	<u>4</u> (54, 16)	<u>4</u> (62, 16)	<u>4</u> (58, 17)	1 (58, 56)	1 (62, 56)
O ₂	<u>3-4</u> (54, 7)	1 (49, 62)	<u>2</u> (52, 22)	<u>3-4</u> (62, 9)	1 (63, 64)	1 (64, 62)
Mn	<u>3-5</u> (69, 22)	1 (47, 56)	<u>3-5</u> (72, 23)	<u>3-5</u> (75, 28)	1 (62, 59)	1 (59, 53)
NH ₄	1 (100, 9)	1 (78, 8)	1 (89, 8)	1 (100, 10)	3 (73, 34)	3 (73, 32)
NO ₂	1-3 (61, 22)	<u>4</u> (47, 43)	<u>4</u> (53, 45)	1-3 (58, 24)	<u>5</u> (72, 28)	<u>5</u> (65, 23)
NO ₃	<u>2</u> (80, 44)	<u>2</u> (69, 42)	<u>2</u> (76, 43)	<u>2</u> (69, 44)	1 (66, 80)	<u>3-4</u> (88, 6)
Углеводороды	<u>5</u> (70, 7)	<u>4</u> (60, 7)	<u>5</u> (70, 7)	<u>5</u> (70, 8)	<u>4</u> (70, 6)	<u>4</u> (70, 6)
pH	<u>3</u> (64, 9)	<u>3</u> (64, 10)	<u>3</u> (71, 10)	<u>3</u> (64, 10)	<u>4</u> (83, 21)	1 (66, 57)
Фенолы	1 (61, 28)	1 (50, 26)	1 (61, 29)	1 (67, 36)	<u>2-3</u> (64, 87)	1 (74, 28)
PO ₄	<u>3</u> (59, 36)	2 (50, 58)	<u>3</u> (61, 38)	<u>3</u> (52, 37)	1 (85, 10)	<u>4</u> (79, 9)
Взвешенные вещества	<u>2</u> (81, 13)	<u>3-6</u> (80, 9)	<u>2</u> (81, 13)	<u>2</u> (69, 13)	1 (59, 91)	<u>3-6</u> (70, 6)

Таблица 2. Ранжирование факторов среды, сопряженных с низкой численностью зоопланктона

Объясняющая переменная	Ранг	Точность	Полнота
Значимые факторы			
NH ₄ (4-5 классы)	1	52	62
Fe (2-5 классы)	2	54	49
NO ₃ (2-4 классы)	3	76	48
PO ₄ (3-6 классы)	4	56	45
Углеводороды (3-5 классы)	5	50	29
БПК (3-4 классы)	6	51	27
Mn (3-5 классы)	7	69	22
Взвешенные вещества (2-6 классы)	8	77	20
Незначимые факторы			
NO ₂ (4-6 классы)		47	78
Фенолы (2-3 классы)		46	71
pH (2-4 классы)		44	42
O ₂ (2-4 классы)		49	27

Таблица 3. ЭДУ факторов среды для различных биологических индикаторов (н.у. — нижний уровень; в.у. — верхний уровень)

Физико-химический показатель	Диапазон наблюдаемых значений	Значение ЭДУ (в скобках точность и полнота)		
		для численности суммарного зоопланктона	для численности олиго-β-сапробов	для численности β-сапробов
БПК (в.у.), мг/л	0.48-12.16	4.48 (51, 80)	4.56 (52, 82)	4.64 (58, 84)
Fe (в.у.), мг/л	0.01-5.88	0.84 (56, 85)	0.84 (57, 85)	0.84 (63, 86)
O ₂ (н.у.), мг/л	4.6-18.48	5.28 (53, 88)	6.32 (53, 79)	7.6 (61, 70)
Mn (в.у.), мг/л	0-0.98	0.07 (56, 74)	0.07 (58, 75)	0.07 (64, 76)
NH ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	0.04-2.9	0.2-1.28 (58, 71)	0.2-1.29 (59, 71)	0.13-1 (63, 69)
NO ₂ (н.у.; в.у.), мг/л	0-1.58	0.04-0.2 (60, 72)	0.03-0.24 (58, 74)	0.03-0.16 (66, 71)
NO ₃ (н.у.; в.у.), мг/л	0.02-6.5	0.02-0.82 (66, 78)	0.02-0.84 (64, 76)	0.02-0.8 (67, 70)
Углеводороды (в.у.), мг/л	0-0.7	0.45 (51, 90)	0.09 (51, 75)	0.45 (56, 88)
pH (н.у.; в.у.)	5.5-9.56	7.75-9.56 (57, 69)	7.7-9.56 (60, 74)	7.75-9.56 (65, 71)
Фенолы (в.у.), мг/л	0.0002-0.016	0.0038 (55, 77)	0.0038 (53, 74)	0.016 (56, 100)
PO ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	0-2.4	0-0.27 (54, 75)	0-0.26 (57, 75)	0-0.26 (62, 73)
Взвешенные вещества (в.у.), мг/л	0.4-127	16.5 (57, 94)	11 (57, 76)	16 (62, 90)

Таблица 4. Комбинированные зависимости биотических индикаторов от классов качества по физико-химическим показателям с указанием их существенности

Набор физико-химических показателей, составляющих комбинированную объясняющую переменную	Физико-химические классы качества вод (в круглых скобках — значения суммарных точности и полноты сопряженности, в квадратных — существенности отдельных переменных)		
	для низкой общей численности зоопланктона	для низкой численности олиго-β-сапробов	для низкой численности β-сапробов
NH ₄ , NO ₂ , NO ₃ , PO ₄	4-5, 4-6, 2-4, 3 (86, 12) [-6, -1, -6, -17]	4-5, 4-6, 2-4, 3 (86, 12) [-6, -1, -7, -17]	4-5, 4-6, 2-4, 2 (63, 11) [-7, -1, -8, -15]
Fe, Mn, углеводороды, фенолы, взвешенные вещества	нет правил	нет правил	нет правил
БПК, O ₂ , pH	1, 1, 1 (82, 18) [-14, -4, -9]	1, 1, 1 (77, 17) [-18, -4, -8]	1, 1, 1 (77, 20) [-13, -6, -8]

Табл.5. Учет сопряженности низкой численности зоопланктона с несколькими объясняющими факторами путем конструирования вторичной переменной

Объясняющая переменная	Точность сопряженности с низкой численностью зоопланктона	Полнота сопряженности с низкой численностью зоопланктона
Взвешенные вещества (несоблюдение ЭДУ)	83	29
pH (несоблюдение ЭДУ)	60	47
NH ₄ (несоблюдение ЭДУ)	62	48
NO ₂ (несоблюдение ЭДУ)	59	52
Взвешенные вещества + pH (несоблюдение ЭДУ хотя бы по одному из факторов)	95	60
Взвешенные вещества + pH + +NH ₄ (несоблюдение ЭДУ хотя бы по одному из факторов)	58	81
Взвешенные вещества + pH + +NH ₄ + NO ₂ (несоблюдение ЭДУ хотя бы по одному из факторов)	54	92

Таблица 6. Сопряженность экологического неблагополучия зоопланктона с классами качества вод по физико-химическим показателям в зависимости от контекста исследования (подчеркнуты неблагополучные для данного показателя классы качества)

Физико-химический показатель	Физико-химические классы качества вод для 3-го класса качества воды по состоянию зоопланктона (в скобках значения точности и полноты сопряженности)		
	без контекста	контекст “русло”	контекст “водохранилище и приплотинный участок”
БПК	2 (68, 45)	2 (56, 44)	2 (76, 45)
Fe	1 (62, 56)	<u>2-3</u> (59, 51)	1 (73, 69)
O ₂	1 (64, 62)	<u>2</u> (57, 37)	1 (73, 73)
Mn	1 (59, 53)	<u>2</u> (63, 35)	1 (71, 60)
NH ₄	3 (73, 32)	3 (78, 16)	<u>5</u> (100, 10)
NO ₂	<u>5</u> (65, 23)	<u>5</u> (63, 28)	<u>6</u> (83, 25)
NO ₃	<u>3-4</u> (88, 6)	<u>2</u> (65, 47)	<u>3-4</u> (88, 9)
Углеводороды	<u>4</u> (70, 6)	<u>4</u> (67, 5)	1-2 (69, 57)
pH	1 (66, 57)	1 (61, 70)	1 (70, 49)
Фенолы	1 (74, 28)	1 (72, 42)	1 (76, 21)
PO ₄	<u>4</u> (79, 9)	<u>4</u> (63, 12)	<u>4</u> (100, 8)
Взвешенные вещества	<u>3-6</u> (70, 6)	<u>2</u> (58, 16)	<u>3-6</u> (78, 9)

Таблица 7. Сравнение ЭДУ факторов среды, вычисленных для различных периодов исследования

Физико-химический показатель	Значение ЭДУ для численности суммарного зоопланктона		
	Контекст "1993-1995 гг."	Контекст "1996-1997 гг."	1993-1997 гг.
БПК (в.у.), мг/л	2.72	8.8	4.48
Fe (в.у.), мг/л	0.84	0.84	0.84
O ₂ (н.у.), мг/л	10.7	4.8	5.28
Mn (в.у.), мг/л	0.07	0.06	0.07
NH ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	0.2-0.63	0.13-1.28	0.2-1.28
NO ₂ (н.у.; в.у.), мг/л	0.04-0.12	0.04-0.08	0.04-0.2
NO ₃ (н.у.; в.у.), мг/л	0.02-0.75	0.03-0.59	0.02-0.82
Углеводороды (в.у.), мг/л	0.02	0.12	0.45
pH	7.76-9.56	7.35-8.25	7.75-9.56
Фенолы (в.у.), мг/л	0.0019	0.0034	0.0038
PO ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	0.06-0.24	0-0.31	0-0.27
Взвешенные веще- ства (в.у.), мг/л	11.5	16.5	16.5

Таблица 8. Комбинированная оптимизация физико-химических показателей путем задания контекста

Физико-химический показатель	Контекст	ЭДУ для суммарной численности зоопланктона	Точность	Полнота
БПК (в.у.), мг/л	благополучие по O ₂ , рН	-	-	-
Fe (в.у.), мг/л	благополучие по Mn, углеводородам, фенолам, взвешенным веществам	-	-	-
O ₂ (н.у.), мг/л	благополучие по БПК, рН	-	-	-
Mn (в.у.), мг/л	благополучие по Fe, углеводородам, фенолам, взвешенным веществам	0.07	55	86
NH ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	благополучие по NO ₂ , NO ₃ , PO ₄	0.18-0.45	86	60
NO ₂ (н.у.; в.у.), мг/л	благополучие по NH ₄ , NO ₃ , PO ₄	0.02-0.036	79	55
NO ₃ (н.у.; в.у.), мг/л	благополучие по NO ₂ , NH ₄ , PO ₄	0.3-0.62	83	83
Углеводороды (в.у.), мг/л	благополучие по Fe, Mn, фенолам, взвешенным веществам	0.014	67	50
рН	благополучие по O ₂ , БПК	8.12-9.11	64	53
Фенолы (в.у.), мг/л	благополучие по Fe, Mn, углеводородам, взвешенным веществам	0.0055	62	92
PO ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	благополучие по NO ₂ , NH ₄ , NO ₃	0.06-0.23	75	60
Взвешенные вещества (в.у.), мг/л	благополучие по Fe, Mn, углеводородам, фенолам	-	-	-

Таблица 9. Средние, среднеквадратичные и коэффициенты вариации ЭДУ, полученные методом “бутстрэп” (в.у. — верхний уровень, н.у. — нижний уровень)

Переменная	ЭДУ _м	ЭДУ _s	ЭДУ _v
O ₂ (н.у.)	4.32	1.35	31
γ-гексахлорциклогексан (в.у.)	0.076	0.015	19
относительная температура в сентябре (н.у.)	0.95	0.015	2
водность в мае (н.у.)	0.89	0.39	43
водность в июне (н.у.)	1.3	0.53	41
относительная температура в мае (в.у.)	1.03	0.17	16
рН в июне (н.у.)	7.37	0.94	13

pH в июле (н.у.)

|

7.53

|

0.31

|

4

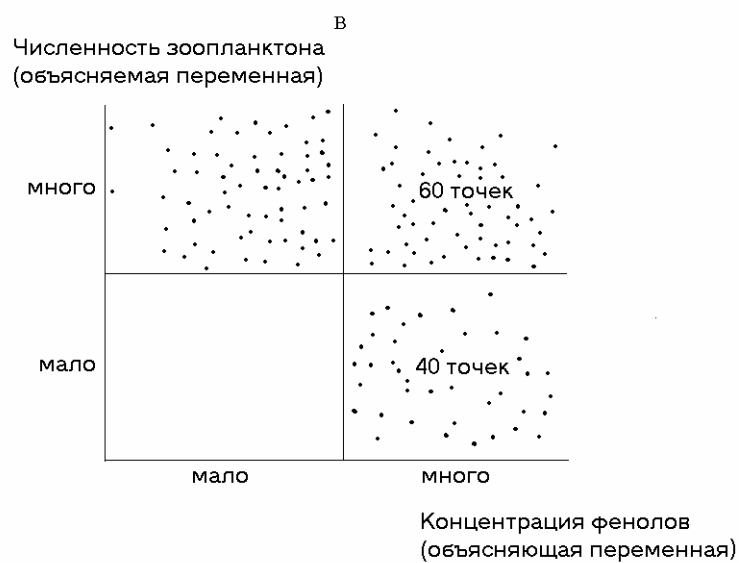
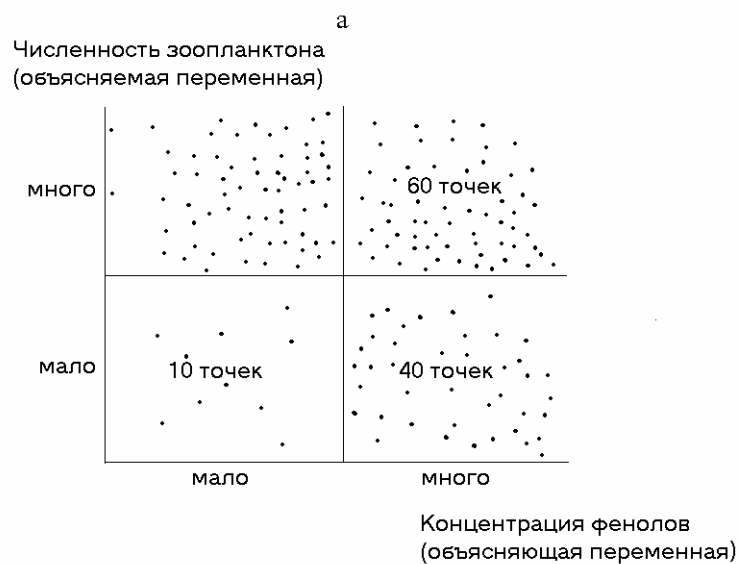


Рис.1. Примеры вычисления точности и полноты при анализе правил ДА: а — точность и полнота меньше 100%; б — точность 100%; в — полнота 100%

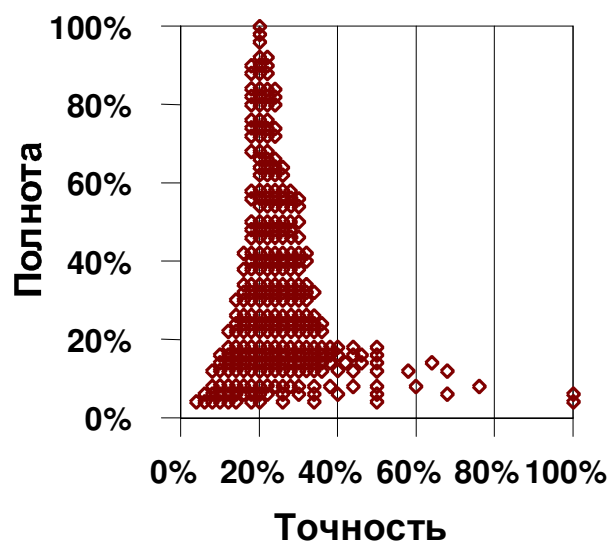


Рисунок 2. График зависимости полноты от точности оптимизации числовой переменной