

**КАЧЕСТВО, ОХРАНА ВОД,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ**

УДК 551.510.42

**КОНЦЕПЦИЯ ВЫЯВЛЕНИЯ СТРЕССОВЫХ СОСТОЯНИЙ ВОДНЫХ
ЭКОСИСТЕМ МЕТОДОМ РАНГОВЫХ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ
И ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫЕ УРОВНИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ
ВЕЩЕСТВ ДЛЯ ВОДОЕМОВ р. ЭЛИСТЫ**

© 1997 г. В. Н. Максимов, Л. В. Джабруева, Н. Г. Булгаков, А. Т. Терехин

*Московский государственный университет
119899 Москва, Воробьевы горы*

Поступила в редакцию 10.01.95 г.

Проведена диагностика экологического состояния сообществ перифитона в р. Элисте. Для оценки состояния использован метод ранговых распределений, основанный на ранговой структуре сообществ. Параметрам ранговых распределений с помощью функции желательности присвоены числовые значения (коды оценок) на шкале желательности, на основании которых можно судить о благополучии или неблагополучии экологического состояния перифитона. С помощью значений желательности и гидрохимических параметров выделены области нормального функционирования сообществ в пространстве факторов среды и вычислены границы этих областей – экологически допустимые уровни нормируемых факторов.

Система экологического контроля за природными объектами предполагает наличие нормативов допустимого воздействия абиотических факторов на биоценоз. Система контроля, основанная на ПДК загрязняющих веществ недостаточно эффективна [1], потому что, во-первых, ПДК определяется в лабораторных условиях на отдельных тест-объектах при воздействии одного-двух веществ, тогда как в природе создается сложный комплекс химических соединений, способный совершенно иначе воздействовать на всю экосистему в целом; во-вторых, ПДК принимаются едиными для всех регионов, в то время как одно и то же нарушающее воздействие может по-разному влиять на сообщества организмов в разных географических зонах [1].

Устранить отмеченные недостатки и предположить региональные нормативы абиотических факторов, основанные на биологических показателях экосистем, можно в рамках концепции экологической толерантности [9] и биотической концепции экологического контроля [5]. В данной работе решение поставленной задачи реализуется на примере сообществ перифитона р. Элисты (Калмыкия).

Для исследования использованы гидробиологические (численность, биомасса, сапробность видов перифитона) и гидрохимические (концентрации загрязняющих веществ и кислорода, БПК₅, ХПК) показатели. Биологические данные – основа оценки экологического состояния реки по шкале норма-патология. Для этого методом ранговых распределений вычисляются параметры отклонения экосистемы от нормы, после чего ме-

тодом функции желательности эти параметры переводятся в условные баллы, характеризующие благополучие экосистемы. Затем в пространстве абиотических факторов находится область нормального функционирования экосистемы. Границы этой области – экологически допустимые уровни (ЭДУ) абиотических факторов (специфические региональные показатели допустимого воздействия на экосистему).

**ПЕРВИЧНАЯ ОБРАБОТКА
БИОЛОГИЧЕСКИХ И ХИМИЧЕСКИХ
ДАнных**

Сообщества перифитона изучали в трех водоемах Калмыкии (р. Элиста, Ярмарочный и Улан-Эргинский пруды, расположенные на этой реке) с различной антропогенной нагрузкой. Исследования проводились в мае–ноябре 1992 г. и в мае–октябре 1993 г. Сбор перифитона осуществляли с искусственных и естественных субстратов.

Р. Элиста берет начало на восточном склоне Ергенинской возвышенности в 9–10 км к юго-западу от г. Элисты. Длина реки 72 км, общая площадь водосбора 579 км². Пруд Ярмарочный расположен в юго-восточной части г. Элисты (пойма р. Элисты). Его объем 2 млн. м³, максимальная глубина 6.5 м. Пруд Улан-Эргинский расположен в русле р. Яшкуль, на восточном склоне Ергенинской возвышенности (в 40 км от пруда Ярмарочного). Его объем 17 млн. м³, максимальная глубина 5 м. Сведения о гидрохимических показателях (рН, сухой остаток, ХПК, БПК₅, концентрации

взвешенных веществ, нефтепродуктов (НП), Cl^- , SO_4^{2+} , $\text{N}(\text{NO}_3^+)$, $\text{N}(\text{NO}_2^+)$, NH_4^+ , Fe, Cr, P, Ca, Mg и Cu) водоемов были предоставлены санитарно-эпидемиологической службой Калмыкии.

Согласно данным гидрохимического анализа р. Элисты по сравнению с другими водоемами оказалась наименее загрязненной (значения всех показателей были минимальны и не свидетельствовали явно о загрязненности, хотя некоторые из них, например концентрации хлоридов, БПК₅, превышали предельно допустимые. В Ярмарочном пруду отмечались наибольшие значения содержания аммиачного азота, ХПК и БПК₅. В целом вода этого пруда была загрязнена органическими веществами. Наибольшие значения большинства гидрохимических показателей, в несколько раз превышающие ПДК, отмечены в воде Улан-Эргинского пруда, в котором наблюдалось неорганическое загрязнение (повышенное содержание Cl^- , SO_4^{2+} , $\text{N}(\text{NO}_3^+)$, P). Концентрации Cu, Ca и Mg также намного превышают их содержание в двух других водоемах.

В пробах фито- и зооперифитона определяли видовой состав и подсчитывали численность организмов-обрастателей. За период исследований в составе перифитона трех водоемов было обнаружено 258 видов и разновидностей организмов. В 1992 г. было отобрано и проанализировано 82, в 1993 г. – 48 проб.

Фитоперифитон включал в себя 180 видов, разновидностей и форм микроводорослей, принадлежащих к шести отделам (Chlorophyta, Pyrophyta, Cyanophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta, Chrysophyta). Флористически наиболее разнообразными были диатомовые водоросли (73 таксона рангом ниже рода). Зеленые водоросли оказались вторыми по таксономическому разнообразию (48 видов, разновидностей и форм). Синезеленые были представлены 31 видом. Остальные отделы водорослей (эвгленовые, золотистые, пиррофитовые) не отличались систематическим разнообразием; золотистые водоросли встречались единично.

Сообщество зооперифитона включало в себя 78 видов, разновидностей и форм. Простейшие были представлены 51 таксоном рангом ниже рода. Подавляющее большинство простейших относилось к классу Ciliata (47 таксонов), четыре вида – к классу Sarcodina, восемь родов – к классу Zooflagellata. В составе колероваток (класс Rotatoria) обнаружено всего 19 видов.

Видовой состав перифитона и его количественные показатели использовались для вычисления сапробности водоемов, которая применялась для вычисления одной из характеристик экологического состояния сообществ обрастателей. Сапробность находили с помощью широко использу-

емой системы биологического анализа качества воды (оценка уровня загрязненности методом Пантле–Букка в модификации В. Сладечка [25]):

$$S = \sum (sh) / \sum h,$$

где h – относительная частота встречаемости гидробионтов, s – индекс значимости гидробионтов.

МЕТОД РАНГОВЫХ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ

Для выявления стрессовых воздействий на экосистемы используются такие понятия, как экологическая норма и отклонения от нее. Экологическая норма может быть установлена только после выбора индикаторных характеристик экосистемы. Индикаторная характеристика должна удовлетворять ряду требований, важнейшее из которых – относительно невысокая ее чувствительность к изменениям экосистемы в естественных пределах и высокая чувствительность по отношению к изменениям, вызванным стрессовыми воздействиями. Результаты исследований, проведенных в последние полтора–два десятилетия, дают основание считать, что такого рода характеристика для водной экосистемы – форма ранговых распределений численностей или биомасс видов или групп видов, составляющих сообщества экосистемы (фитопланктон, зоопланктон, бентос и др.). Параметры ранговых распределений оказываются гораздо более чувствительными к антропогенным воздействиям, чем традиционные количественные характеристики экологических сообществ (например, число видов, общая биомасса сообщества или биомассы отдельных видов).

Исследования такого рода распределений в различных областях науки начались сравнительно давно. Так, еще в конце XIX в. известный экономист Парето изучал ранговое распределение людей, имеющих различные доходы. В 20-х гг. XX в. исследовалось распределение родов по числу видов и по ареалу распространения [26]. Кроме того, изучалось применение ранговых распределений к изучению массивов публикаций [22] и распределения слов в текстах [27]. С.К. Ципф первым обратил внимание на универсальность характера закономерности убывания ранговых частот, которую он предложил описывать гиперболической зависимостью [27]

$$n(i) = A/i,$$

где $n(i)$ – относительная частота i -го ранга, A – параметр модели. В более общей форме

$$n(i) = A/i^B,$$

где B – второй параметр модели. Такая зависимость называется законом Ципфа.

В контексте экологического разнообразия сообществ детально исследовалось трехпараметрическое обобщение закона Ципфа в виде [19]

$$N(i) = A/(C + i)^B.$$

В [24] была рассмотрена модель, основанная на предположении, что первый вид имеет долю A общей численности, второй – долю A остатка, т.е. $A(1 - A)$, третий – долю A оставшейся доли, т.е. $A(1 - A)^2$, и т.д. Это приводит к следующей формуле для доли i -го вида:

$$n(i) = A(i - A)^{(i-1)}.$$

В более общей форме эта модель имеет вид показательной функции с двумя параметрами:

$$n(i) = AB^{(i-1)}.$$

Параметр A в этой модели интерпретируется как ожидаемая доля обилия доминирующего вида, а параметр B – как доля вида ранга i доли вида ранга $i - 1$. Параметр B , меняющийся от 0 до 1, может также интерпретироваться либо как степень равномерности распределения обилия видов, либо как степень видового разнообразия сообщества (в дополнение к числу видов W).

Метод ранговых распределений примерно с середины 70-х гг. начал довольно активно использоваться для оценки состояния экосистем. В основном он применялся в гидробиологии, хотя имеются примеры его использования для характеристики наземных сообществ (растений [18], насекомых [20], дождевых червей [21] и птиц [23]), а также для изучения влияния тяжелых металлов на фитопланктон [12] и зоопланктон [6] Рыбинского водохранилища, а НП и дисперсантов на фито- и зоопланктон Белого моря [14, 15]. Анализ данных изучения влияния добавок N и P на фитопланктон поверхностного слоя воды Кандакшского зал. [2, 4] с помощью метода ранговых распределений позволил выявить ряд тонких эффектов процессов евтрофирования. Ранговое распределение численности фитопланктона поверхностного участка Карского моря исследовалось в [7], а пространственное распределение видовой и надвидовой структуры фитопланктонного сообщества р. Москвы в разные сезоны – в [3].

В [11] проанализировано действие Zn и Cd на фитопланктон Рыбинского водохранилища методом ранговых распределений в сочетании с методом функции желательности. Такой же подход использовался в [10] для оценки состояния фитопланктона оз. Байкал. Функция желательности некоторой характеристики сопоставляет значения этой характеристики и оценки на шкале от 0 до 1 (единице соответствуют оптимальные значения этой характеристики, а нулю – экологически неприемлемые). Совместная функция желательности нескольких характеристик вычисляется как их среднегеометрическое значение [8].

В данной работе для описания зависимости обилия $n(i)$ i -го вида от его номера i (ранга) в ранжированном по убыванию ряду численностей использована ζ -модель [4]:

$$n(i) = C\chi^{i-1}/i^\gamma, \quad (1)$$

где χ и γ – параметры, определяющие форму кривой рангового распределения, а C – константа, смысл которой легко понять, положив $i = 1$, $n(i) = C\chi^0 1^\gamma = C$ (следовательно, C – численность доминирующего в сообществе вида). При $\chi = 1$ ζ -модель описывает гиперболическую зависимость ($n(i) = C/i^\gamma$), а при $\gamma = 0$ – экспоненциальную ($n(i) = C\chi^{i-1}$).

Для определения параметров модели по экспериментальным данным уравнение (1) линеаризовали:

$$\ln n(i) = C + (i - 1)\ln \chi - \gamma \ln i.$$

Затем χ и γ рассчитывали по программе линейного регрессионного анализа, имеющейся в табличном процессоре SUPERCALC-5, отдельно для фито- и зооперифитона во всех исследованных пробах.

МЕТОД ФУНКЦИИ ЖЕЛАТЕЛЬНОСТИ

Для параметров γ и χ может быть построена функция желательности, которая конкретным значениям этих параметров ставит в соответствие условные баллы в диапазоне от 0 (наихудшее значение) до 1 (наилучшее значение) [8].

Значения параметров γ и χ варьируют в довольно широких пределах. Это значит, что характер ранговых распределений различается как в одном водоеме в течение сезона, так и в разных водоемах в один и тот же момент времени. Частота появления некоторых средних (модальных) значений параметров явно выше, чем крайних (наименьших или наибольших). Например, параметр гиперболичности γ для фитоперифитона менялся от -0.97 до 0.64 , но $\sim 60\%$ его значений было заключено в гораздо более узких пределах (от -0.18 до 0.30). Для тех же проб диапазон значений экспоненциального параметра χ составил $0.73-1.00$, но $\sim 73\%$ значений этого параметра находилось в интервале $0.91-0.96$.

Поэтому для параметров χ и γ была установлена так называемая статистическая норма [16] и с помощью функции желательности оценено “качество” каждой конкретной кривой рангового распределения фито- и зооперифитона во всех исследованных пробах. В соответствии с таким подходом наиболее часто встречающиеся значения каждого из параметров принимались за норму и модальным или близким к ним значениям приписывалась максимальная желательность, равная единице. Для остальных значений параметров, отличающихся от статистической нормы как в

большую, так и в меньшую сторону, рассчитывались значения желательности, убывающие пропорционально отклонению от нормы так, что желательность для наиболее отклоняющихся значений оказывалась близкой к нулю или равной ему.

Расчет желательностей проводили на ПЭВМ с помощью программы ES-TIMATOR. В этой программе частные желательности $d(\chi)$ и $d(\gamma)$ рассчитывались как произведение эмпирических функций распределения $f_e(\chi)$ и $f_e(\gamma)$ на вспомогательную функцию:

$$y(z) = \begin{cases} \exp\left(-\frac{(z-z_{\text{opt}})^2}{z(1-z)}\right) & \text{при } z \in (0, 1), \\ 0 & \text{при } z = 0 \text{ и } 1, \end{cases}$$

где z_{opt} задается как нормированное значение модального класса для функций $f_e(\chi)$ и $f_e(\gamma)$.

Обобщенную желательность для каждой кривой рангового распределения вычисляли по обычной формуле для среднегеометрического:

$$D = \sqrt{d(\chi)d(\gamma)}.$$

После получения значений D по каждой пробе для оценок экологического состояния по ранговым распределениям фито- и зооперифитона проводилась граница между "нормой" и "патологией" состояния сообщества. Такая же граница задавалась и для значений сапробности фито-перифитона. В соответствии с экспертными соображениями $0 \leq D \leq 0.7$ и значения сапробности ≥ 2 отнесены к неблагоприятному состоянию (код оценки 0), $D > 0.7$ и значения сапробности < 2 – к благополучному состоянию (код оценки 1).

МЕТОД ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ УРОВНЕЙ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

Метод ЭДУ основан на данных измерений абиотических факторов и расчетах оценок экологического состояния природных объектов в различные моменты времени. С помощью этого метода в пространстве факторов среды была выделена область нормального функционирования экосистемы (в форме многомерного параллелепипеда) и рассчитаны границы этой области по каждому из факторов (они и названы ЭДУ). Выход за их пределы интерпретируется как переход системы из благополучного в неблагоприятное состояние.

Не все анализируемые факторы среды равноценны по степени их нарушающего воздействия на биоту. Поэтому после вычисления ЭДУ из всех абиотических переменных отбирали значимые. Для оценки значимости фактора введены критерии точности и полноты определения ЭДУ [17]. Под точностью понимается доля неблагоприятных наблюдений с превышением ЭДУ во всех наблюдениях с превышением ЭДУ. Полнота – доля

неблагополучных наблюдений с превышением ЭДУ во всех неблагоприятных наблюдениях. Чем более значим данный фактор при объяснении экологического неблагоприятия (т.е. чем большее число случаев неблагоприятия может быть объяснено превышением ЭДУ именно данного фактора), тем выше критерий полноты. В данной работе к значимым отнесены факторы с полнотой $> 10\%$.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДОЕМОВ Р. ЭЛИСТЫ

Из рис. 1 видно, что нормальное (наиболее часто встречающееся) значение параметра ранговых распределений χ для фитоперифитона составляет 0.94, а для зооперифитона – 0.90. Оптимальное значение γ для фитоперифитона было принято равным 0.09, а для зооперифитона – 0.03. На рис. 1 изображены также кривые, показывающие связь параметров χ и γ с их желательностями. Различия в этих графиках для фито- и зооперифитона связаны с тем, что интервалы изменений χ и γ для зооперифитона несколько шире, а поэтому при расчете $y(z)$ для одних и тех же значений $f_e(x)$ получаются разные значения z .

Модальный класс для параметра γ оказался близким к нулю. Следовательно можно заключить, что наиболее часто распределение видов перифитона по обилию было близким к экспоненциальному, а отличие от нормы выражалось прежде всего в "гиперболизации" этого распределения. При этом только $\gamma < 0$ соответствовали исходной ζ -модели, записанной в виде формулы (1). Если же $\gamma > 0$, то в координатах $i - \ln(n_i)$ распределение имело вид кривой с выпуклостью вверх. Примеры таких кривых приведены на рис. 2. Отметим, что их форма напоминает кривые, часто приводимые в учебниках экологии [13] как иллюстрации к известной модели разломанного стержня. Следует также заметить, что чисто "гиперболическая" зависимость (при $\chi = 1$ и $\gamma < 0$) встречается достаточно редко и аномальные кривые распределения имеют обычно характер, промежуточный между экспоненциальной и гиперболической зависимостями.

На рис. 3 приведены гистограммы распределений значений обобщенной желательности для фито- и зооперифитона отдельно для каждого из трех исследованных водоемов. Наибольшие отклонения от статистической нормы (желательности, близкие к нулю или равные ему) как для фито-, так и для зооперифитона наблюдались чаще всего в воде пруда Улан-Эргинского – наиболее неблагоприятного по характеру загрязнений (стоки из дренажных коллекторов и с животноводческих комплексов) водоема. Иная картина наблюдается на наименее загрязненном участке р. Элисты. Распределение значений обобщенной

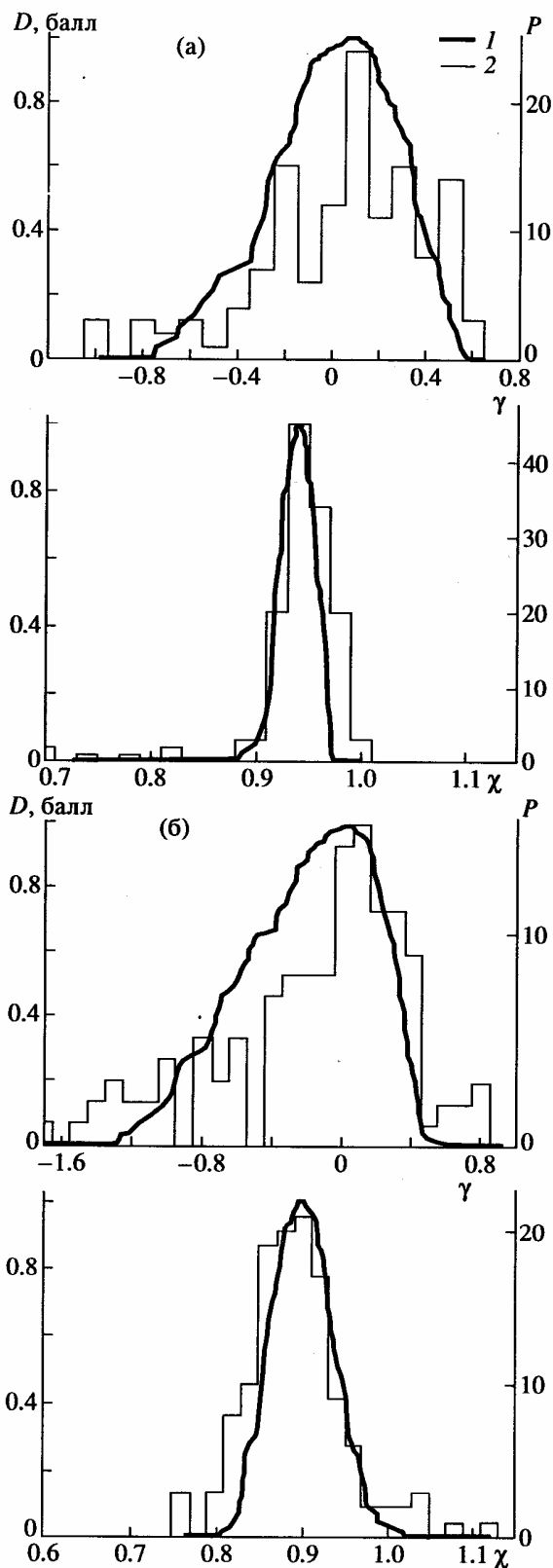


Рис. 1. Функции желательности (1) и частоты встречаемости P (2) для параметров γ и χ рангового распределения фито- и зооперифитона (а и б соответственно).

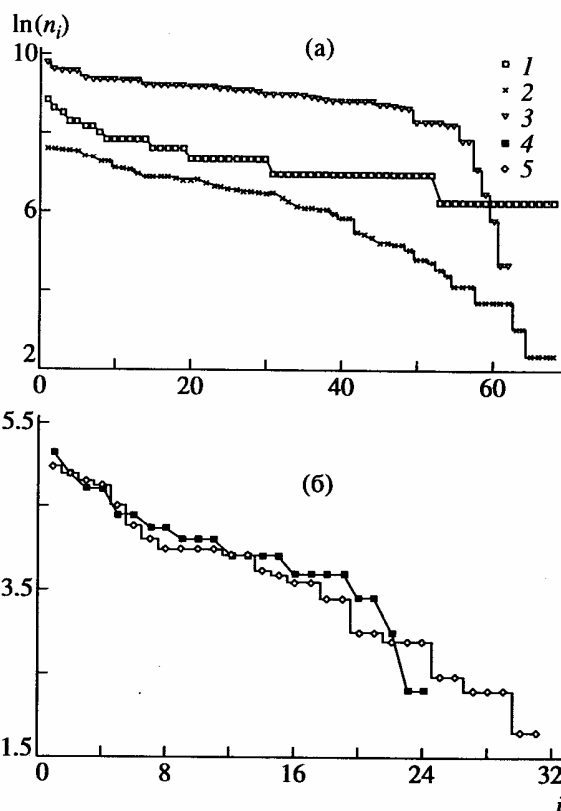


Рис. 2. Зависимость $\ln(n_i)$ от i для фито- и зооперифитона (а и б соответственно). 1 - $\gamma = -0.33$, $\chi = 0.98$; 2 - $\gamma = 0.64$, $\chi = 0.91$; 3 - $\gamma = 0.58$, $\chi = 0.93$; 4 - $\gamma = 0.034$, $\chi = 0.908$; 5 - $\gamma = 0.037$, $\chi = 0.904$.

желательности для пруда Ярмарочного имеет промежуточный характер, но все-таки по частоте появления значений D , больших 0.8, оно ближе к р. Элисте, чем к пруду Улан-Эргинскому. Для сообщества перифитона условия в пруде Ярмарочном, загрязняемом в основном стоками г. Элисты, менее пагубны, чем условия в пруде Улан-Эргинском.

Статистическая норма для параметров ζ -модели выводилась по всей совокупности данных из трех исследованных водоемов, т.е. авторы не прибегали к априорному разбиению массива данных на основании имеющихся сведений об уровне и характере загрязнений в этих водоемах. По-видимому, можно получить и более контрастную картину изменений желательности для ранговых распределений, если за норму принять модальные значения χ и γ , определенные только для р. Элисты. Однако и в этом случае для некоторых проб из прудов Ярмарочного и Улан-Эргинского получены вполне удовлетворительные значения желательности. Например, в пробе, отобранной 14.07.1993 из пруда Улан-Эргинского для зооперифитона $\chi = 0.908$ и $\gamma = 0.034$, что практически совпадает с χ и γ в пробе, отобранной 19.07.1993

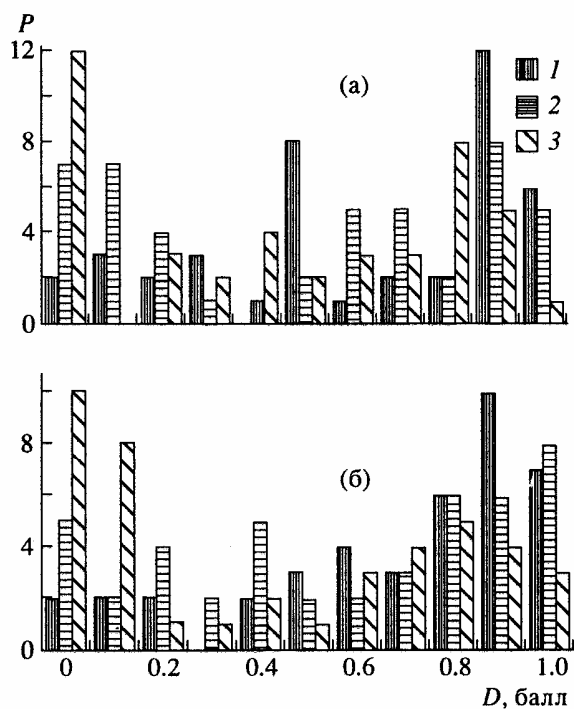


Рис. 3. Гистограммы распределения обобщенной желательности для фито- и зооперифитона (а и б соответственно) в р. Элисте (1), пруде Ярмарочном (2) и пруде Улан-Эргинском (3).

из р. Элисты ($\chi = 0.904$, $\gamma = 0.037$) (рис. 2б). Различия уровней загрязнения вод, наблюдаемых в этот период в обоих водоемах, свидетельствует о том, что они неодинаково благополучны в экологическом отношении.

По-видимому, можно заключить, что зооперифитон Улан-Эргинского пруда в этот момент был наиболее адаптирован к экологическим условиям в водоеме. Следовательно, можно ожидать, что конкретные виды, доминировавшие тогда в перифитоне, должны быть наиболее характерны именно для этих условий.

О благополучии данной экологической обстановки можно судить лишь по динамике значений желательности в течение всего периода наблюдений. В частности, об устойчивости этих величин дают представление и рассмотренные выше гистограммы (рис. 3).

АНАЛИЗ ПРИЧИН ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НЕБЛАГОПОЛУЧИЯ В Р. ЭЛИСТЕ

В табл. 1 сведены результаты расчета ЭДУ значимых химических факторов, приводящих к стрессовым состояниям исследованных объектов, с указанием значений критериев значимости. Состав и число этих факторов и значения ЭДУ зависят от того, по какому биологическому показателю проводилась оценка экологического состояния. В целом перечни факторов, нарушающих экологическое благополучие фитоперифитона, и их ЭДУ (на основе оценок по ранговым распределениям и сапробности) схожи между собой гораздо в большей степени, чем со списком факторов, значимых для зооперифитона, и их ЭДУ. Таким образом, во-первых, имеется существенное различие между откликами фито- и зоосоставляющих перифитонного сообщества на факторы среды; во-вторых, оценка состояния фитоперифитона, осуществленная двумя способами,

Таблица 1. ЭДУ, мг/л, значимых абиотических факторов (I, II – соответственно оценки состояния по ранговым распределениям фито- и зооперифитона; III – оценка состояния по сапробности фитоперифитона)

Фактор	I			II			III		
	ЭДУ	точность	полнота	ЭДУ	точность	полнота	ЭДУ	точность	полнота
		%			%			%	
НП	0.31	85	44	0.60	100	11	0.32	80	55
Cl ⁻	515.47	80	62	-	-	-	570.13	81	72
N(NO ₃ ⁻)	39.72	82	36	-	-	-	11.10	81	86
N(NO ₂ ⁻)	0.08	83	26	0.04	80	51	0.09	100	17
Cr	0.07	86	31	-	-	-	0.08	91	34
P	1.82	80	41	2.41	83	11	0.54	86	86
Cu	3.14	80	31	-	-	-	1.75	83	83
SO ₄ ²⁻	-	-	-	611.60	81	28	603.20	80	55
Fe	-	-	-	0.61	80	34	-	-	-
Mg	-	-	-	-	-	-	71.21	83	83

Таблица 2. ЭДУ, санитарно-гигиенические (числитель) и рыбохозяйственные (знаменатель) ПДК факторов, мг/л, нарушающих экологическое благополучие перифитона в водоемах р. Элисты

Фактор	ЭДУ	ПДК
НП	0.31	0.1/0.05
СГ	515.47	350/300
N(NO ₃ ⁻)	11.10	10.2/9.1
N(NO ₂ ⁻)	0.04	0.825/0.02
Cr	0.07	-/-
P	0.54	-/-
Cu	1.75	1/0.001
SO ₄ ²⁻	603.20	500/100
Fe	0.61	0.3/-
Mg	71.21	-/50

привела по сути к одинаковому диагнозу состояния экосистемы.

Сравнение отобранных наиболее жестких (наименьших) ЭДУ для значимых факторов с их ПДК (табл. 2) показало, что предлагаемая методика допускает более высокие значения всех нарушающих экологическое благополучие факторов, чем санитарно-гигиенические и рыбохозяйственные ПДК. В то же время ЭДУ для р. Элисты оказались выше ЭДУ соответствующих факторов для других водных объектов России по N(NO₃⁻), Cr, P, Cu, SO₄²⁺, Mg и ниже их по НП, N(NO₂⁻), Fe. Сравнительно высокие значения ЭДУ для экосистем р. Элисты могут быть связаны со значительным адаптационным потенциалом индикаторных сообществ перифитона к существующим стрессовым воздействиям. Причиной высоких значений ЭДУ могла быть и недостаточная точность гидрхимических анализов.

Результаты работы позволяют сделать вывод, что вычисленные ЭДУ могут служить более эффективными региональными нормативами химических ингредиентов, чем ПДК, поскольку рассчитаны для местных сообществ перифитона водоемов р. Элисты и на основе оценок экологического состояния этих сообществ.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 94-04-11864).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В.А., Суценья Л.М. // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41.
2. Барабашева Ю.М., Полякова Т.В., Тутубалин В.Н., Федоров В.Д. // Биол. науки. 1979. № 10. С. 97.
3. Ганьшина Л.А., Смирнова Н.А. // Биол. науки. 1982. № 3. С. 63.
4. Левич А.П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 180 с.
5. Левич А.П. // Докл. РАН. 1994. Т. 337. № 2. С. 257.
6. Левич А.П., Карташова Н.В. // Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1981. Вып. 6. С. 151.
7. Лихачева Н.Е. Левич А.П., Кольцова Т.И. // Биол. науки. 1979. № 9. С. 102.
8. Максимов В.Н. // Гидробиол. журн. 1977. Т. 17. № 4. С. 34.
9. Максимов В.Н. // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27. № 3. С. 8.
10. Сахаров В.Б. // Биол. науки. 1982. № 5. С. 64.
11. Сахаров В.Б., Ильяш Л.В. // Биол. науки. 1982. № 8. С. 65.
12. Сироткина Н.В., Левич А.П. // Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1981. Вып. 6. С. 142.
13. Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология. М.: Изд-во МГУ, 1980. 463 с.
14. Федоров В.Д., Кондрик Е.К., Левич А.П. // Докл. АН СССР. 1977. Т. 236. № 1. С. 264.
15. Федоров В.Д., Королева Е.К., Левич А.П. // Биол. науки. 1980. № 5. С. 101.
16. Федоров В.Д., Сахаров В.В., Левич А.П. // Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1981. Вып. 6. С. 3.
17. Чесноков С.В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
18. Bazzaz F.A. // Ecology. 1975. V. 56. P. 485.
19. Frontier S. // Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 1985. V. 23. P. 253.
20. Inagaki H., Lenoir A. // Bull Ecol. 1974. V. 5. № 3. P. 207.
21. Lecordier C., Lavelle P. // Rev. Ecol. Biol. Sol. 1982. V. 19. № 2. P. 177.
22. Lotka A. // J. Wash. Acad. Sci. 1926. V. 12. P. 317.
23. Meire P.M., Dereu J. // J. Appl. Ecol. 1990. V. 27. № 1. P. 210.
24. Motomura I. // Jap. J. Zool. 1932. V. 44. P.379.
25. Stadelcek V. // Arch. Hydrobiol. Bein. Ergebn. Limnol. 1973. № 7. S. 154.
26. Willis I.C. Age and Area. London: Cambridge Univ. Press, 1922. 355 p.
27. Zipf C.K. Human Behaviour and the Principle of Least Effort. Cambridge, 1949. 867 p.