

БИОИНДИКАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПО РАЗМЕРНОЙ И РАНГОВОЙ СТРУКТУРАМ ФИТОПЛАНКТОНА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ МОСКОВСКОГО РЕГИОНА

Н.Г. Булгаков, В.А. Курочкина*, А.П. Левич*, В.Н. Максимов*, С.В.
Мамихин***

* Московский государственный университет им. М.В.Ломоносова,
Биологический факультет, кафедра общей экологии;
bulgakov@chronos.msu.ru

* Московский государственный университет им. М.В.Ломоносова, Факультет
почвоведения, кафедра радиоэкологии и экотоксикологии

ВВЕДЕНИЕ

Задача биоиндикации состоит в оценке экологического состояния природных объектов по биологическим показателям на шкале "норма - нарушение" ("благополучие - неблагополучие"). Предлагаемая читателю работа ориентирована на методические вопросы, касающиеся возможности использования для целей биоиндикации количественных характеристик размерной и ранговой структур фитопланктона, полученных по данным государственного экологического мониторинга пресных вод России.

В предыдущих исследованиях, посвященных данной проблематике, в целях биоиндикации использовали, в частности, показатели видового разнообразия. В качестве инструментов его оценки применяли параметры различных моделей ранговых распределений численностей видов фитопланктона: экспоненциальной, гиперболической, дзета-модели, модели В.Н. Максимова. Исследовали водные объекты Волжского и Донского бассейнов (Булгаков и др., 2005; Забурдаева и др., 2005; Забурдаева, Левич, 2007; Левич и др., 2008, 2010), а также пруды Республики Калмыкия (Максимов и др., 1997).

В настоящей работе в качестве индикатора состояния экосистем рассмотрено соотношение численностей размерных групп и видов фитопланктона. Выявление взаимосвязей между размерной или ранговой структурами фитопланктона и качеством природной среды их обитания создаст методические основы биоиндикации, экологической диагностики и нормирования в водных экосистемах. Исходными посылками для таких методик могут быть гипотезы о том, что 1) при изменении состояния окружающей среды происходит не только замена одних видов на другие, но и замена групп, объединяющих виды с близкими объемами клеток, в частности, вытеснение крупных видов мелкими может служить индикатором ухудшения состояния среды и 2) ухудшение качества среды приводит к снижению видового разнообразия.

Решение задач данного исследования сделает возможным усовершенствование технологии экологического контроля качества вод, который на данный момент основан на расчетах, в частности, индексов сапробности (Руководство..., 1992) и требует:

- 1) применения трудоемких способов отбора и хранения биологических проб;
- 2) наличия во всех регионах достаточной экспериментальной базы для биологических анализов;
- 3) наличия многочисленных специалистов высокой квалификации, способных определять сотни видов-индикаторов сапробности при первичной обработке биологических проб;
- 4) скрупулезной интеркалибрации и унификации методик и вычислительных процедур анализа материалов первичной обработки проб;
- 5) длительного периода времени (недели, месяцы) между отбором проб и оценкой состояния природного объекта.

Использование же методик биоиндикации, основанных на применении параметров ранговых распределений и размерной структуры, позволит избежать многих из выше упомянутых затруднений. В частности, использование метода ранговых распределений требует менее трудоемких затрат по определению видов фитопланктона и менее высокую квалификацию фитопланктологов. Контроль на основе размерной структуры позволяет проводить необходимые измерения в режиме реального времени и без предварительного отбора и "ручной" обработки проб, с помощью уже существующей инструментальной базы, автоматизирующей и определение размеров, и все расчеты оценок состояния.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исходные данные. Для апробации методов были использованы данные государственного мониторинга поверхностных вод России и сопредельных стран по численности фитопланктона и по сапробности воды на 14 створах в 4 водных объектах (реках Москва, Нара, Протва и Яуза) Московского региона за 1992 г. (всего 46 наблюдений). Данные получены из информационно-аналитической системы (ИАС) "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>).

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

Информация об индивидуальных размерах видов фитопланктона была получена из издания «Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ» (А.П. Левич и др., 1996), из базы данных о размерах видов фитопланктона (<http://ecograde.belozersky.msu.ru/db/size/index.html>). Для ряда видов размеры клеток рассчитывали по линейным параметрам, исходя из формы клеток, и по соответствующим формулам для геометрических фигур. Данные о линейных размерах получены из Определителя пресноводных водорослей СССР (Забелина М.М. и др., 1951; Голлербах М.М. и др., 1953; Дедусенко-Щеголева Н.Т. и др., 1959; Паламарь-Мордвинцева Г. М., 1982) и Определителя пресноводных водорослей Украинской ССР (Коршиков О.А., 1953).

Таблица 1. Размеры и численность видов фитопланктона во водных объектах Московской области

Отдел	Вид	Объем одной клетки, мкм ³	Суммарная численность вида во всех наблюдениях, 10 ³ кл/мл
Chlorophyta	<i>Eudorina elegans</i>	48300	0,33
Bacillariophyta	<i>Cocconeis placentula</i>	4019	1,71
Bacillariophyta	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3140	0,11
Bacillariophyta	<i>Navicula gracilis</i>	3024	0,05
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira italica</i>	2723	4,67
Bacillariophyta	<i>Fragilaria capucina</i>	2003	0,18
Bacillariophyta	<i>Cymbella ventricosa</i>	1960	0,03
Bacillariophyta	<i>Nitzschia acicularis</i>	1600	8,16
Bacillariophyta	<i>Navicula viridula</i>	1442	0,02
Bacillariophyta	<i>Asterionella formosa</i>	1300	0,29
Bacillariophyta	<i>Diatoma vulgare</i>	1060	0,36
Bacillariophyta	<i>Nitzschia palea</i>	885	0,53
Bacillariophyta	<i>Synedra vaucheriae</i>	842	0,07
Chlorophyta	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	700	4,73
Bacillariophyta	<i>Aulacoseira varians</i>	570	0,64
Chlorophyta	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	452	1,93
Bacillariophyta	<i>Navicula cryptocephala</i>	452	0,05
Cyanophyta	<i>Oscillatoria limosa</i>	450	18,12
Chlorophyta	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	366	0,44
Bacillariophyta	<i>Nitzschia holsatica</i>	354	0,05
Chlorophyta	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	315	0,11
Bacillariophyta	<i>Achnanthes lanceolata</i>	302	0,11
Cyanophyta	<i>Oscillatoria tenuis</i>	212	0,04
Cyanophyta	<i>Anabaena spiroides</i>	200	0,01
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	191	1,82
Cyanophyta	<i>Anabaena lemmermannii</i>	180	0,05
Cyanophyta	<i>Gomphosphaeria pusilla</i>	166	0,81
Chlorophyta	<i>Pediastrum boryanum</i>	156	1,76
Cyanophyta	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	150	113,94
Chlorophyta	<i>Coelastrum microporum</i>	150	4,61
Bacillariophyta	<i>Gomphonema parvulum</i>	140	0,04
Chlorophyta	<i>Ulothrix tenerrima</i>	134	6,33
Cyanophyta	<i>Anabaena flos-aquae</i>	120	4,28
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus minutissimus</i>	75	0,67
Bacillariophyta	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	75	99,86
Cyanophyta	<i>Microcystis aeruginosa</i>	65	20,16
Chlorophyta	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	25	0,48

Суанопхита	Merismopedia glauca	19	0,38
Суанопхита	Microcystis pulverea	11	0,6

Всего в пробах из всех 46 наблюдений описано 39 видов фитопланктона (табл.1).

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

В предшествующих работах (Левич и др., 2008, 2009) показано, что в пределах существующей точности гидробиологических данных различные модели ранговых распределений (экспоненциальная, гиперболическая и др.) одинаково адекватно описывают данные мониторинга по пресноводному фитопланктону. В настоящей работе использована экспоненциальная модель ранговых распределений, или модель геометрических рядов Мотомуры, которая описывает численности функцией $n_i = n_1 z^{i-1}$, где $n(i)$ численность особей ранга i , z – параметр модели (Motomura, 1932). Чтобы исключить влияние числа видов в пробе на параметры (Левич и др., 2008, 2009), методом нелинейной регрессии был оценен параметр z_4 для первых четырех видов рангового распределения.

Как инструмент измерения видового разнообразия также использован индекс d , выраженный через индекс доминирования Бергера-Паркера $b = \frac{n_1}{n}$ (Berger, Parker, 1970) и равный $d = 1 - \frac{n_1}{n}$, где n_1 – численность видов первого ранга, $n = \sum_{i=1}^w n_i$ – суммарная численность организмов в сообществе.

Индексы размерной структуры. Для анализа размерной структуры все виды были разбиты на два размерных класса – мелких (МО) и крупных (КО) организмов. Разбиение проводили таким образом, чтобы оба класса оказались равнонаполненными по суммарной численности составляющих их видов во всем массиве данных. Для этого суммировали численности каждого вида во всех наблюдениях, где он встречался (4-й столбец табл. 1). Таким образом, в класс КО вошли виды начиная с *Eudorina elegans* и заканчивая *Coelastrum microporum* (общая численность $165,73 \cdot 10^3$ кл/мл). Остальные виды были отнесены к классу МО.

Для оценки состояния водных объектов использовали индексы размерной структуры:

$$1) S_m = \frac{\bar{m} - \bar{m}_{\min}}{\bar{m}_{\max} - \bar{m}_{\min}}, \text{ где } \bar{m} - \text{средняя масса клетки фитопланктона в}$$

данном наблюдении, \bar{m}_{\min} и \bar{m}_{\max} – наименьшая и наибольшая массы клеток

среди всех наблюдений. $\bar{m} = \frac{b}{n}$, где b и n – соответственно суммарные биомассы и численность фитопланктона в данном наблюдении;

2) $S_n = \frac{n_k}{n_k + n_m}$, где n_m и n_k – соответственно численности классов МО и КО;

3) $S_b = \frac{b_k}{b_k + b_m}$, где b_m и b_k – соответственно биомассы классов МО и КО. Так как высокая численность всего одного вида *Aphanizomenon flos-aquae* ($113,94 \cdot 10^3$ кл/мл) сильно сдвигает границу равнонаполненности, при расчете индекса S_b также использовали два варианта: с отнесением *Aphanizomenon flos-aquae* и *Coelastrum microporum* к классу КО (S_{b1}) и к классу МО (индекс S_{b2}).

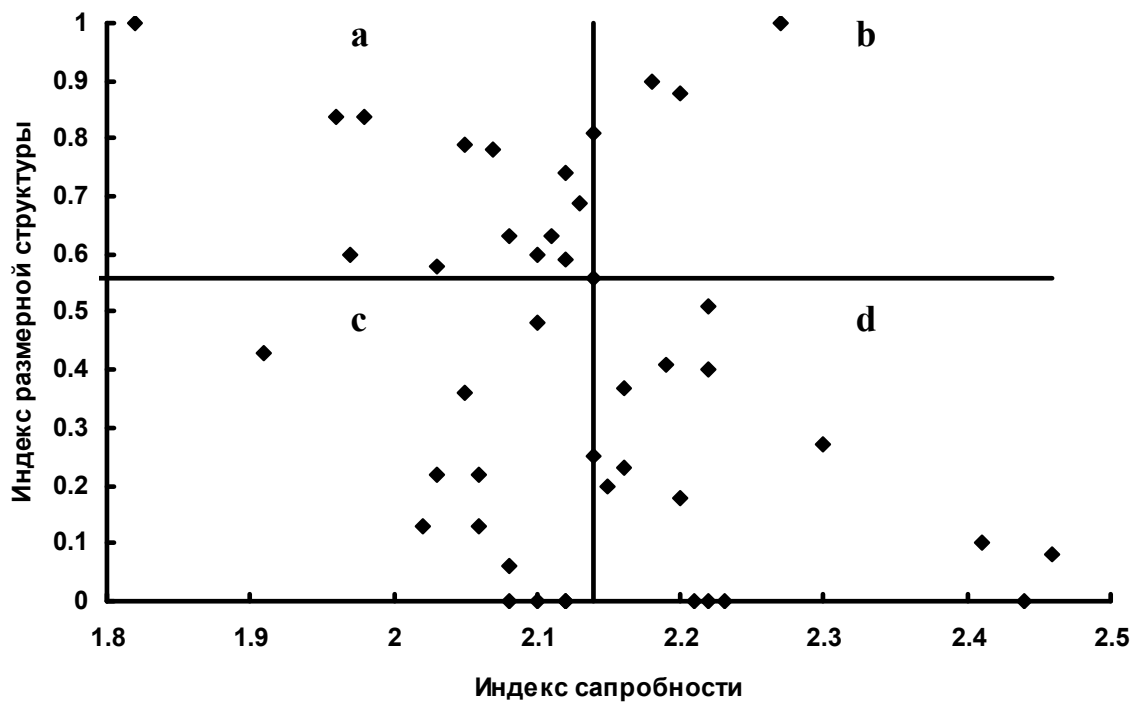


Рисунок 1. Пример диаграммы для проведения градуировки индекса размерного распределения по значениям индекса сапробности

Границу на шкале значений индексов размерной структуры, отделяющую благополучное состояние сообщества фитопланктона от неблагоприятного, проводили с помощью процедуры градуировки. Для этого строили диаграммы (рис. 1), на которых по оси y откладывали полученные значения индексов размерной структуры, а по оси x – значения индексов сапробности фитопланктона для тех же наблюдений, полученные из вышеупомянутой ИАС. Известно, что индексы сапробности являются индикаторами органического загрязнения водных объектов, увеличение индекса сапробности свидетельствует об экологическом неблагополучии вод.

Увеличение значений индексов размерной структуры, напротив, говорит о сдвиге размерной структуры фитопланктона в сторону укрупнения, т.е. экологического благополучия. Используемый в работе алгоритм позволяет одновременно рассчитать границы между благополучием и неблагополучием для индексов размерной структуры и индексов сапробности. Если индекс размерной структуры является индикатором благополучия, аналогичным индексу сапробности, то точками (наблюдениями) должны быть заполнены сектора a и d на рис. 1. Сектор c при этом также может содержать точки, поскольку в этих наблюдениях преобладание мелких клеток (соответствующее экологическому неблагополучию) может быть вызвано не только низким уровнем органического загрязнения (что соответствует низким значениям сапробности), но и другими видами вредных воздействий (к которым нечувствителен индекс сапробности). Но сектор b обязан быть пустым: при высоких значениях индекса сапробности (и соответственно высоком уровне загрязнения) индикатор качества воды не должен быть высоким (в реальности, конечно, в сектор b могут попасть случайные наблюдения). Поэтому для поиска граничных значений индикатора размерной структуры горизонтальную и вертикальную линии следует проводить, минимизируя количество наблюдений в секторе b .

Основным критерием при проведении границ служил критерий точности, заимствованный из теории детерминационного анализа (Чесноков, 1982). Точность для индексов размерного распределения $T_p = \frac{n(a)}{n(a+b)}$, для

индекса сапробности $T_c = \frac{n(d)}{n(b+d)}$, где $n(a)$, $n(a+b)$ и $n(b+d)$ – количества наблюдений в соответствующих секторах диаграммы. Результирующая точность, используемая при расчетах, есть $T = \sqrt{T_p T_c}$. Минимальный порог точности был установлен на уровне 0,8.

Чтобы исключить случайности, связанные с малым количеством анализируемых наблюдений, при расчетах задавали минимальную границу представительности для количества благополучных и неблагополучных наблюдений индексов размерного распределения и сапробности. Т.е. доля точек сверху и снизу от границы для индекса размерного распределения и слева и справа от границы для индекса сапробности должна была быть не менее 0,2.

Параметры были рассчитаны при помощи программы Microsoft Excel 2003. Для градуировки использована специально созданная программа.

Результаты

Итоги расчета показателей видового разнообразия и индексов размерной структуры приведены на рис. 2. То, что наибольшее количество значений индексов S_{b1} и S_{b2} попало в диапазон 0,8-1 на шкале значений от 0

до 1, легко объяснимо, если принять во внимание, что суммарная биомасса КО, как правило, оказывается существенно выше биомассы МО. Это обстоятельство, впрочем, не мешает сравнивать наблюдения по величине индекса и присваивать им статус экологически благополучных или неблагополучных. Абсолютные значения индексов S_n и S_m относительно равномерно распределены на шкале от 0 до 1.

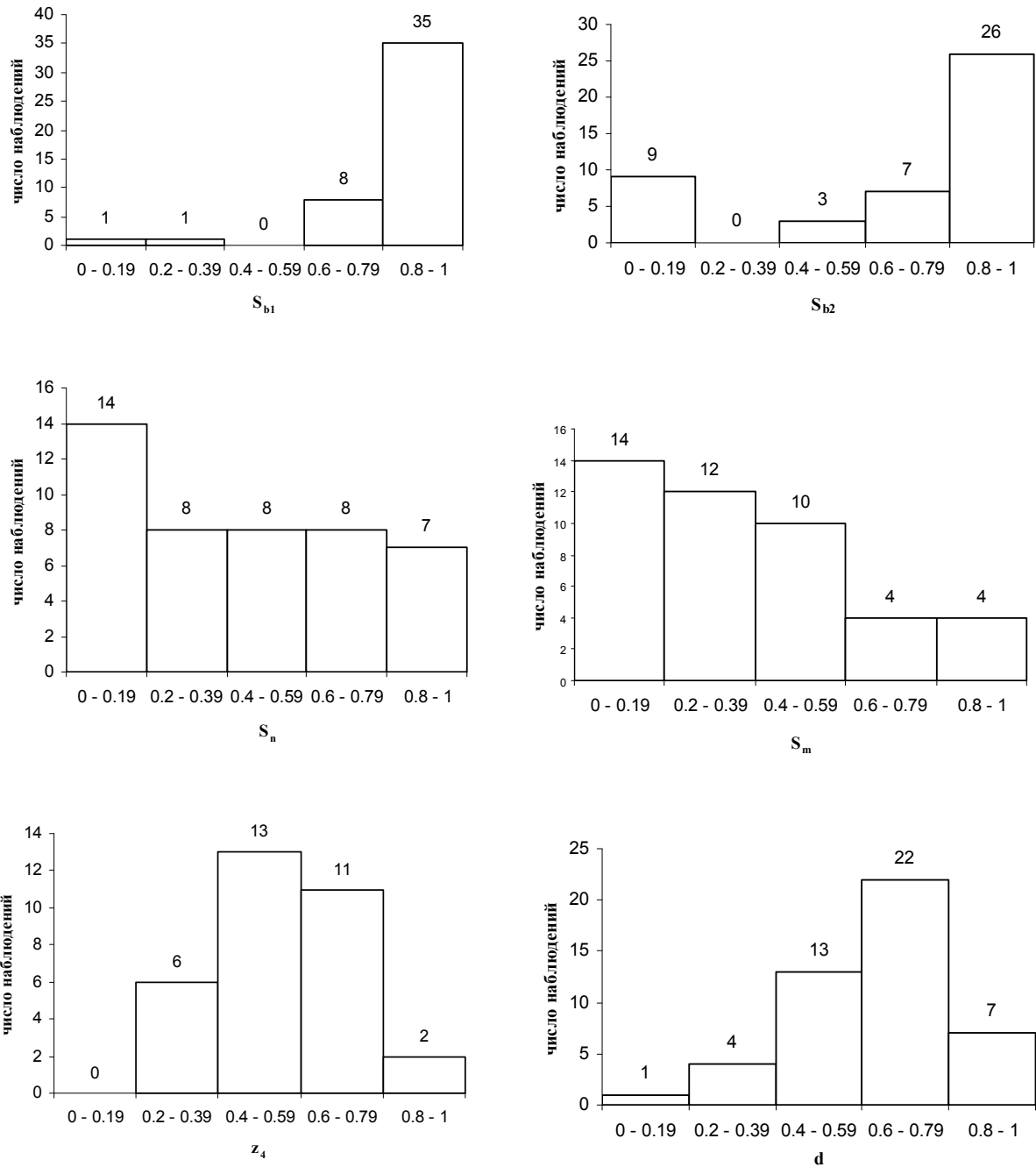


Рисунок 2. Гистограммы распределения значений индексов размерной структуры и показателей видовой разнообразия

Результаты градуировки индексов представлены в табл. 2. Достигнутая высокая точность определения границ позволяет говорить о предложенных

индексах, как об инструменте биоиндикации состояния водных экосистем, сравнимом по эффективности с индексом сапробности. При этом впервые примененные индексы размерной структуры продемонстрировали не меньшую работоспособность по сравнению с ранее использовавшимися (Левич и др., 2008, 2009) показателями видового разнообразия.

Таблица 2. Границы, разделяющие значения индексов, соответствующие благополучным и неблагополучным состояниям среды

Индекс	Граница благополучия	Точность
z_4	0,7	0,9
d	0,76	0,93
S_b	0,98	0,88
S_{b2}	0,94	0,85
S_n	0,56	0,83
S_m	0,5	0,9

Полученные результаты – лишь первый шаг на пути исследования количественных показателей размерной структуры фитопланктона как средства индикации экологического неблагополучия вод. Полученный на выборке из 46 наблюдений вывод о приемлемости предложенных индексов размерной структуры для оценки качества вод следует проверить на более представительных массивах данных. Следует проанализировать, насколько успешно эти индексы служат для оценки опасности самых разных видов воздействий, нарушающих экологическое благополучие: химических, климатических, гидрологических и т.п. Если различные показатели видового разнообразия достаточно хорошо скоррелированы между собой (коэффициент корреляции более 0,8), то индексы размерной структуры не слишком коррелируют ни друг с другом, ни с показателями видового разнообразия. Вопрос о причинах такой несогласованности также требует отдельного исследования.

Авторы глубоко признательны своим коллегам: Владимиру Анатольевичу Абакумову – одному из авторов информационной системы "Экология пресных вод России и сопредельных стран", данные из которой использованы в проведённой работе, Анатолию Тимофеевичу Терёхину и Алексею Сергеевичу Титову – за разработку программного обеспечения для расчетов индексов и поиска ЭДН, Льву Шагаму – за литературный и интернет-поиск индивидуальных размеров видов фитопланктона.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты №№ 09-04-00541, 09-07-00204).

Список литературы

Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Левич А.П., Забурдаева Е.А. Методические вопросы применения ранговых распределений

численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты // Известия РАН. Серия биологическая. 2005. № 5. С. 1-7.

Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Синезеленые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. М., 1953. 652 с.

Дедусенко-Щеголева Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Л.А. Зеленые водоросли. Класс вольвоксовые // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 8. М., Л., 1959. 231 с.

Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И., Шешукова В.С. Диатомовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 4. М., 1951. 621 с.

Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель // Известия Самарского научного центра РАН. 2005. Вып. 4. Актуальные проблемы экологии. С. 84–91.

Забурдаева Е.А., Левич А.П. Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод в бассейне Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2007. Т. 9, № 1. С. 195–211.

Коршиков О.А. Підклас Протококові // Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. V. Київ, 1953. 439 с.

Левич А.П. Структура экологических сообществ. М., 1980. 181 с.

Левич А.П., Булгаков Н.Г., Замолодчиков Д.Г. Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ / Под ред. В.Н. Максимова. М., 1996. С. 129–135.

Левич А.П., Забурдаева Е.А., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Мамихин С.В. Лабораторные методы определения ПДК следует дополнить методами установления экологически допустимых нормативов вредных воздействий по данным экологического мониторинга // Материалы конференции "Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок". Часть 1. Борок: ИВП РАН. 2008. С. 92-107.

Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов реки Дон) // Водные ресурсы. 2009. Т. 36. № 6. С. 1-13.

Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Джабруева Л.В. Ранговые распределения размерно-морфологических групп микроводорослей в перифитоне и их связь с уровнем загрязнения водоема // Известия РАН. Серия биологическая. 1997. № 6. С. 697–704.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. Зеленые водоросли, класс конъюгаты. Порядок Десмидиевые // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 11(2). Л., 1982. 625 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб., 1992. 318 с.

Berger W.H., Parker F.L. Diversity of planktonic Foraminifera in deepsea sediments // *Science*. 1970. Vol. 168, № 3937. P. 1345–1347.

Motomura I. Statistical treatment of association // *Japan J. Zool.* 1932. Vol. 44. P. 379–383.