

УДК 574.583:57.087

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД БАССЕЙНА НИЖНЕЙ ВОЛГИ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ РАЗМЕРНОЙ СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА

Д. В. Рисник, Е. С. Милько

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Россия, 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12

E-mail: biant3@mail.ru

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Диагностика экологического состояния вод бассейна Нижней Волги по показателям размерной структуры фитопланктона. – Рисник Д. В., Милько Е. С. – Статья посвящена методическим особенностям использования показателей размерной структуры фитопланктонных сообществ в целях биоиндикации, диагностики и нормирования состояния экосистем. Рассчитаны границы, разделяющие «благополучные» и «неблагополучные» значения исследуемых показателей. Неблагоприятные факторы упорядочены по вкладу в неблагополучие экосистем.

Ключевые слова: фитопланктон, размерная структура, биоиндикация, диагностика, нормирование.

Ecological status diagnostics of the Lower Volga basin waters by means of phytoplankton dimensional structure indices. – Risnik D. V. and Milko E. S. – The paper is devoted to methodical peculiarities of the usage of the size structure of phytoplankton communities as bioindicators to diagnose and evaluate ecosystems. The boundaries separating the «fair» and «dysfunctional» values of these indices have been calculated. Adverse factors were arranged according to their contribution to the trouble of ecosystems.

Key words: phytoplankton, dimensional structure, bioindication, diagnostics, evaluation.

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы антропогенная нагрузка на природные экосистемы (в частности, водные) постепенно возрастает. В природных условиях на организмы одновременно влияет множество факторов, в отличие от единственного – при определении предельно допустимых концентраций (ПДК), устанавливаемых в лаборатории. На организмы действуют также физические и биологические виды загрязнения. Таким образом, распространение ПДК на природные экосистемы всей территории страны не всегда оправдано, и для целей оценки состояния экосистем наиболее обоснованным подходом является биоиндикация (Федоров, 1979; Абакумов, Сушеня, 1991; Максимов, 1991; Левич и др., 2004).

В настоящее время широкое развитие получили инструментальные методы оценки численностей и размеров клеток, флуоресценции фитопланктона, однако методическая база для использования полученных данных в биоиндикации недостаточно проработана.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исходные данные. Для апробации методов были использованы данные государственного мониторинга поверхностных вод России по численности фитопланктона и физико-химическим факторам на створах Нижней Волги за 1979 – 2009 гг. Данные получены из информационно-аналитической системы «Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга» (2009).

Методы описания размерной структуры. Были испытаны следующие показатели размерной структуры (ПРС):

1) средний размер клеток в пробе: $\bar{m} = b/n$, где b и n – соответственно суммарные биомасса и численность фитопланктона в данном наблюдении;

2) показатели, характеризующие соотношения размерных классов (крупных, средних, мелких видов) в пробе; классы выделяли согласно: равнонаполненности классов по численности, равнонаполненности по биомассе, равным отрезкам на логарифмической шкале размеров клеток, границам размеров клеток некоторых таксономических групп, равнонаполненности классов по численности с равным учетом вклада каждой пробы в конечные значения границ размерных классов.

Предложен метод преобразования численностей или биомасс размерных классов в показатели размерной структуры. Показатели рассчитаны как тангенсы углов наклона прямых, аппроксимирующих зависимости численности и биомассы размерных классов от их порядкового номера (преобразованные в диапазон от 0 до 1).

Формула расчета показателей размерной структуры, характеризующих соотношения размерных классов в пробе в общем виде, имеет вид:

$$S_l = \frac{(k-1) \times l_k + (k-2) \times l_{kc} + \dots + (k-k) \times l_m}{(k-1)(l_k + l_{kc} + \dots + l_m)},$$

где k – общее число размерных классов, l_k , l_{kc} , l_m – соответственно либо относительные численности классов крупных, средних более крупных и мелких клеток, либо относительные биомассы.

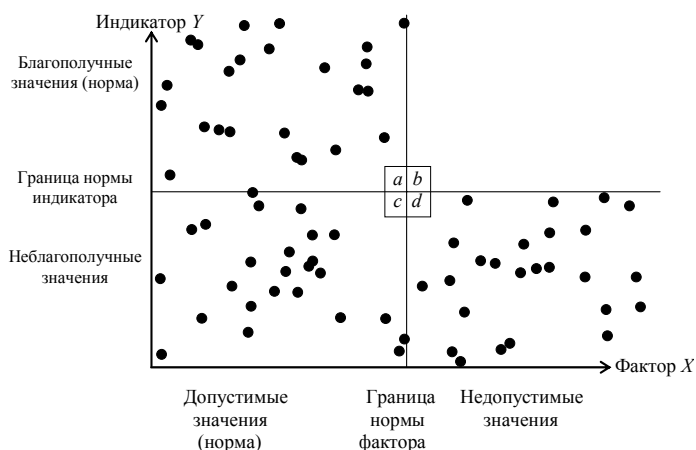
Методы выявления влияния на индикаторы факторов, не связанных с экологическим благополучием экосистем. Для удобства анализа среди факторов среды, которые потенциально могут влиять на биоиндикаторы, можно выделить «активные» факторы, которые связаны с качеством среды, например, химические вещества, температура, гидрологический режим, и «пассивные» факторы, такие как географическое положение или горизонт станции отбора проб, сезон года – не связанные с качеством среды.

По отношению к пассивным факторам все наблюдения должны быть разделены на несколько групп, причем каждая группа включает наблюдения, однородные по отношению к действию пассивного фактора, например, весенние, летние и осенние наблюдения или пробы, отобранные с определенного горизонта. Если средние значения индикатора в группах статистически значимо различны, то влияние на индикатор качества среды (активных факторов) следует исследовать отдельно внутри каждой выделенной группы.

Для применения дисперсионного анализа следует определить, подчиняются ли исследуемые распределения нормальному закону (для используемых данных не подчиняются). Если распределения не подчиняются нормальному закону, для сравнения групп однородности следует использовать непараметрические методы статистического анализа, например, *U*-параметр Манна – Уитни.

Метод расчета границ локальных экологических норм (ЛЭН). Метод ЛЭН (Левич и др., 2011, 2012) предполагает выделение нескольких качественных классов переменных. Для биологического индикатора в простейшем случае это классы «благополучных» и «неблагополучных» значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты, для фактора – это классы «допустимых» и «недопустимых» значений. Метод включает одновременный поиск двух границ: 1) границы, разделяющей «благополучные» и «неблагополучные» значения индикатора, 2) границы, разделяющей «допустимые» и «недопустимые» значения фактора. Эти границы названы границами нормы, соответственно индикатора и фактора, и задают искомые границы классов качества среды.

Обоснование метода удобно проиллюстрировать на рисунке.



Качественные классы значений индикатора и фактора в случае совокупного влияния на индикатор множества факторов среды

Рассмотрим случай, когда для индикатора *Y* благополучны высокие значения, а для фактора *X* допустимы низкие. Если биологический показатель действительно является индикатором, отражающим воздействие исследуемого фактора, то «благополучные» значения биоиндикатора не должны соответствовать «недопустимым» значениям фактора. Соот-

ветственно область на графике зависимости биоиндикатора от фактора (область «*b*» на рисунке), отвечающая за «благополучные» значения биоиндикатора при «недопустимых» значениях фактора, должна быть пуста. Если на биоиндикатор влияет только один фактор, то область «неблагополучных» значений индикатора при «допустимых» значениях фактора (область «*c*» на рисунке), также пуста. Однако в случае одновременного влияния на биоиндикатор множества факторов среды (что и происходит в природных экосистемах в отличие от лабораторных экспериментов) область «*c*» может содержать наблюдения с неблагоприятными значениями индикатора из-за недопустимых значений факторов, отличных от исследуемого. Указанные особенности влекут для натурных данных необходимость поиска такой

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД

взаимосвязи между индикаторами и факторами, которая соответствует «пустоте» единственной области «*b*» на графике зависимости индикатора от фактора (см. рисунок) или в таблице сопряженности. Таким требованиям в детерминационном анализе удовлетворяет только критерий Чеснокова.

В ряде предшествующих работ (Левич и др., 2004, 2009, 2011) для анализа взаимосвязи между биоиндикаторами и факторами в рамках метода расчета границ локальных экологических норм (метода ЛЭН) был использован критерий точности Чеснокова (Чесноков, 1982). Однако с целью учета вклада в установленную связь собственных распределений характеристик в работе был использован критерий существенности.

Существенность характеризует приращение доли правильных предсказаний одной характеристики, полученное за счет использования информации о значении другой (Миркин, 1980). Существенность индикатора, характеризующая степень «пустоты» области «*b*» в сравнении с областью «*a*», рассчитана по формуле

$$C_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b} - \frac{n_a + n_c}{N}.$$

Существенность фактора, характеризующая степень «пустоты» области «*b*» в сравнении с областью «*d*», рассчитана по формуле

$$C_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_b} - \frac{n_d + n_c}{N}.$$

Результирующую существенность, характеризующую «пустоту» области «*b*» в сравнении с областями «*a*» и «*d*», можно описать коэффициентом

$$C = \sqrt{C_{\text{инд}} C_{\text{факт}}}.$$

Метод ЛЭН позволяет производить поиск двух границ нормы фактора, когда к неблагоприятию биоиндикатора приводят как «низкие», так и «высокие» значения фактора, допустимыми же являются «средние» значения фактора. В связи с этим для анализа данных производили поиск нижней границы нормы индикатора совместно с верхней, нижней или обеими границами нормы фактора.

Для учета вклада каждого из исследуемых факторов в степень экологического неблагоприятия использован критерий полноты фактора $\Pi = \frac{n_d}{N^-}$, где n_d – число наблюдений в области «*d*», N^- – число наблюдений, неблагоприятных по индикатору (при любых значениях всех факторов).

Критерий достаточности наблюдений за факторами для какого-либо индикатора определяет долю наблюдений с недопустимыми значениями хотя бы по одному фактору среди всех неблагоприятных по индикатору наблюдений. Этот критерий отражает достаточность программ мониторинга.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для расчета показателей размерной структуры составлена сводная таблица размеров клеток фитопланктона, включающая размеры 694 видов, встречавшихся в бассейне р. Волги. Размеры клеток видов были получены из следующих источников:

1) базы данных биологического мониторинга Росгидромета; 2) размеры клеток фитопланктона в рыбоводных прудах дельты р. Волги (Левич и др., 1996); 3) размеры, определенные В. Г. Девяткиным по линейным параметрам клеток видов Рыбинского водохранилища (частное сообщение); 4) размеры, определенные Ф. Б. Шкундиной по линейным параметрам клеток видов р. Белая (частное сообщение); 5) объемы клеток и размерные классы видов фитопланктона Балтийского моря, составленная специалистами из стран Балтийского бассейна (Olenina et al., 2006); 6) финская база данных о размерах видов фитопланктона Балтийского моря (Kasviplanktonrekisterin lajitiedot, 2005); 7) база размеров клеток фитопланктона Чёрного моря (Mikaelyan et al., 2008); 8) размеры клеток фитопланктона в пробах, взятых в рамках программы U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment (2001); 9) определители пресноводных водорослей СССР (12 выпусков, изданных в 1951 – 1986 гг.).

Анализ роли факторов, не влияющих на экологическое благополучие экосистем, и погрешностей измерений. Выделены пять групп биологических сезонов, однородных по отношению к влиянию на индикаторы сезонных характеристик. Результаты анализа влияния погрешностей отбора и обработки проб в выделенных сезонных группах позволили оставить для анализа все сезонные группы с различающимися показателями размерной структуры в каждой группе (отбор производили, сравнивая доверительные интервалы значений исследуемого показателя в сезонной группе с доверительным интервалом погрешности отбора и обработки проб этого показателя): 1) в группе «май – август» отобран показатель «средняя масса клетки»; 2) в группе «сентябрь – ноябрь» – показатель «средняя масса клетки», показатель S_n (2 класса согласно равнонаполненности по численности), показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности), аналогичные показатели с равным учетом вклада каждой пробы; 3) в группе «май – июнь» – показатель «средняя масса клетки», показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности с равным учетом вклада каждой пробы); 4) в группе «июль – ноябрь» – показатель S_n (2 класса согласно равнонаполненности по численности с равным учетом вклада каждой пробы) и показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности); 5) в группе «июль – август» – показатель S_n (2 класса согласно равнонаполненности по численности) и показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности с равным учетом вклада каждой пробы).

Все показатели размерной структуры, характеризующие соотношения биомасс размерных классов в пробе, были исключены из анализа по критерию высоких погрешностей отбора и обработки проб.

Результаты поиска границ норм факторов и индикаторов. В каждой сезонной группе проведен поиск границ экологических норм и выбран показатель, наиболее полно отражающий причины неблагополучия. Так, для сезонных групп с мая по август и с сентября по ноябрь был выбран средний объем клетки. Пример полученных результатов для сезонной группы с сентября по ноябрь и показателя «средний объем клетки» приведен в таблице.

Стоит отметить, что были найдены границы для факторов нехимической природы (цветности, прозрачности), не нормируемые по ПДК. Для содержания растворенного кислорода в водах дельты р. Волги, кроме нижней границы (для которой

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД

существуют различающиеся по сезонам рыбохозяйственные нормативы), обнаружена верхняя граница нормы 10.9 мг/л. Этот же эффект ранее был выявлен для вод в бассейне р. Дон (Левич и др., 2009).

Границы нормы индикатора (средний объем клетки) и факторов, значимых по критерию χ^2 при уровне значимости $\alpha = 0.05$ и существенных для неблагополучия этого биоиндикатора, в сезон с сентября по ноябрь; факторы упорядочены по полноте их вклада в неблагополучие экосистем

Фактор	Верхняя граница нормы фактора (в скобках – нижняя граница)	Полнота фактора	Верхняя граница нормы индикатора (в скобках – нижняя граница)	Достаточность по индикатору
Цветность по Рт-Со шкале, град.	(25)	0.58	0.52±0.04 (0.27±0.03)	0.95
Прозрачность, м	(1.9)	0.50		
Сумма ионов, мг/л	(278)	0.46		
Азот нитратный, мг/л	0.43 (0.20)	0.40		
pH	8.1	0.39		
Азот нитритный, мг/л	(0.004)	0.38		
БПК ₅	(1.68)	0.37		
Кальций, мг/л	(38.9)	0.36		
Магний, мг/л	(9.7)	0.36		
Азот суммарный минеральный, мг/л	0.45 (0.23)	0.35		
Взвешенные вещества, мг/л	14	0.34		
Нефтепродукты, мг/л	0.21 (0.05)	0.34		
Кремнекислота, мг Si /л	2.4	0.31		
Na+K, мг/л	(16.5)	0.30		
Хлориды, мг/л	37.6	0.30		
Сульфаты, мг/л	(49.1)	0.29		
Медь, мг/л	(0.004)	0.28		
Фосфор фосфатов, мг/л	(0.017)	0.28		
Жёсткость, мг-экв/л	(2.74)	0.27		
ХПК, мг/л	43.2 (16.8)	0.23		
Цинк, мг/л	0.017	0.21		
Железо общее, мг/л	0.32 (0.03)	0.20		

Сравнение границ нормы фактора с предельно допустимыми концентрациями (ПДК). По содержанию аммонийного азота, азота нитратов, кальция, магния и хлоридов значения ГНФ жестче ПДК.

Для содержания азота нитритов, взвешенных веществ, железа общего, кобальта, меди, никеля, нефтепродуктов, свинца, фенолов и цинка значения ГНФ мягче ПДК. Возможные причины таких различий состоят в том, что перечисленные факторы взаимодействуют с другими факторами, а также в том, что фитопланктон как биоиндикатор может быть менее чувствителен к исследуемым факторам в сравнении с тест-объектами, используемыми в лаборатории.

Результаты анализа неблагополучия отдельных участков наблюдений в дельте р. Волги. В каждой сезонной группе по индикаторам, наиболее полно отражающим причины неблагополучия, проведен поиск неблагополучных створов дельты р. Волги и установлены причины неблагополучия.

Например, с сентября по ноябрь, исходя из значений среднего объема клеток в пробе, можно говорить о неблагополучии только одного створа – «поселок Подчалык». Неблагополучие на этом створе вызвано преимущественно низким содержанием суммарного минерального азота (менее 0.23 мг/л). Существенный вклад в его неблагополучие вносят также низкая сумма ионов (менее 228 мг/л), низкое содержание азота нитратов (менее 0.20 мг/л) и высокие значения pH (более 8.1). Наиболее благополучны створы «поселок Аксарайский», «село Красный Яр», «поселок ЦКК» и «город Камызяк». Однако даже на этих створах в отдельные годы наблюдаются недопустимо высокое содержание взвешенных веществ (более 14 мг/л) и недопустимо высокие концентрации цинка (более 0.017 мг/л). Наименьший вклад в неблагополучие вносит содержание фосфатов, нитритного азота и железа общего.

Оценка достаточности программы мониторинга. Достаточность мониторинга, оцененная как доля неблагополучия экосистемы, объяснённая хотя бы одним из исследуемых факторов среды, для дельты р. Волги колеблется от 0.70 до 0.97 для разных индикаторов. Это свидетельствует о сравнительной достаточности мониторинга в дельте р. Волги (неполнота обусловлена отсутствием наблюдений за отдельными показателями на некоторых створах).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В заключение отметим несколько особенностей проведенных исследований.

Работа носит методический характер. Главный результат работы – усовершенствованный метод расчета локальных экологических норм (ЛЭН) и рассчитанные границы норм индикаторов и факторов (которые могут играть роль нормативов, аналогичных ПДК, целевых показателей качества вод, границ в классификаторах качества вод, адаптивных фоновых значений факторов).

Ввиду того, что на биоиндикаторы, помимо качества среды, могут влиять факторы, не имеющие отношения к экологическому благополучию (географическое положение, горизонт отбора пробы, сезон года), необходимо установление групп, отражающих влияние таких факторов на индикаторы, и установление границ норм в каждой такой группе.

Метод расчета ЛЭН апробирован в целях выявления существенных для экологического неблагополучия факторов среды, расчета границ нормы для биоиндикаторов и физико-химических факторов, определения вклада факторов в степень экологического неблагополучия и оценки полноты программ наблюдения за этими факторами. Метод ЛЭН решает указанные задачи по объективным критериям, основываясь только на исходных данных совместных измерений значений индикаторов и факторов, не требуя от распределения наблюдений подчинения какому-либо закону распределения, решая проблему совокупного влияния на индикатор в природных условиях всех факторов среды. Преимущество метода ЛЭН перед лабораторными методами биотестирования состоит в том (Левич и др., 2011), что он:

- 1) позволяет рассчитать границы нормы для биологических и физико-химических показателей, локальные как в пространстве, так и во времени;
- 2) учитывает фоновые концентрации веществ без необходимости их измерения;

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД

3) учитывает не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе их полные комплексы;

4) учитывает многочисленные косвенные эффекты воздействий, совокупное влияние которых может быть более сильным, нежели прямое;

5) позволяет рассчитать границы нормы не только для загрязняющих веществ, но и для факторов нехимической природы, например, для тепловых, радиационных, гидрологических и др.;

6) позволяет рассчитать как верхние, так и нижние границы нормы для факторов;

7) позволяет рассчитать границы, дифференцированные для природных объектов различного целевого назначения и для различных требований к качеству среды;

8) позволяет уточнять значения найденных границ нормы по мере накапливания новых данных.

Однако метод ЛЭН работоспособен только при наличии достаточного набора данных как биологических, так и физико-химических наблюдений (достаточность понимается как необходимость исключить случайные и недостоверные конфигурации данных). Если данные мониторинга отсутствуют, то применение лабораторных нормативов ПДК оправдано. Нормативы ПДК играют упреждающую роль: испытание вновь появляющихся веществ в лаборатории возможно задолго до накопления необходимых данных в природе. Малое по сравнению с количеством установленных ПДК число возможных ЛЭН связано не с ограничениями метода, а с ограниченностью программ мониторинга. Востребованность новых ЛЭН может служить стимулом расширения программ мониторинга.

Авторы глубоко признательны И. Г. Радченко, Л. В. Ильяш, Ф. Б. Шкундиной, В. Г. Девяткину, В. А. Абакумову за предоставленные данные по размерам видов, а также своим коллегам В. А. Курочкиной и Е. И. Комаровской за помощь в поисках размеров видов по различным источникам.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты № 11-04-00915 а, 13-04-01027 а).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов В. А., Суцены Л. М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования : тр. Междунар. симп. Л. : Гидрометеоиздат, 1991. С. 41 – 51.

Информационно-аналитическая система «Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга» / Моск. гос. ун-т им. М. В. Ломоносова. М., 2009. URL: <http://ecograde.bio.msu.ru> (дата обращения: 15.09.2012).

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Замолодчиков Д. Г. Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ / под ред. В. Н. Максимова. М. : Т-во науч. изд. КМК. 1996. 136 с.

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М. : НИИ-Природа, 2004. 271 с.

Левич А. П., Забурдаева Е. А., Максимов В. Н., Булгаков Н. Г., Мамихин С. В. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов р. Дон) // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, № 6. С. 730 – 742.

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н., Рисник Д. В. «In situ» – технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М. : Т-во науч. изд. КМК, 2011. С. 32 – 57.

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Рисник Д. В., Максимов В. Н. Метод установления локальных экологических норм для обоснования границ классов и классификатора качества вод // Вода и водные ресурсы : системообразующие функции в природе и экономике : сб. науч. тр. Новочеркасск : Изд-во Юж.-Рос. гос. техн. ун-та, 2012. С. 246 – 251.

Максимов В. Н. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27, № 3. С. 8 – 13.

Миркин Б. Г. Анализ качественных признаков и структур. М. : Статистика, 1980. 319 с.

Определитель пресноводных водорослей СССР / под ред. М. М. Голлербаха. М. : Сов. наука, 1951. Вып. 1. 200 с.; 1953. Вып. 2. 653 с.; 1954. Вып. 3. 188 с.; 1951. Вып. 4. 621 с.; 1962. Вып. 5. 272 с.; 1954. Вып. 6. 213 с.; 1955. Вып. 7. 283 с.; 1957. Вып. 8. 231 с.; 1986. Вып. 10 (1). 360 с.; 1982. Вып. 11 (2). 621 с.; 1980. Вып. 13. 248 с.; 1983. Вып. 14. 190 с.

Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М. : Изд-во Моск. ун-та, 1979. 165 с.

Чесноков С. В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М. : Наука, 1982. 168 с.

Mikaelyan A. S., Senichkina L. G., Pautova L. A., Georgieva L. V., Dyakonov V. Cell volumes of phytoplankton of the Black Sea // Black Sea Phytoplankton checklist. Sevastopol, 2008. URL: <http://phyto.bss.ibss.org.ua/wiki/images/8/89/VOL.xls> (дата обращения: 15.09.2012).

Olenina I., Hajdu S., Edler L., Andersson A., Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Huseby S., Huttunen M., Jaanus A., Kokkonen P., Ledaine I., Niemkiewicz E. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea // Baltic Sea Environment Proc. 2006. № 106. 144 p.

Kasviplanktonrekisterin lajitiedot // The Finnish Environment Institute SYKE. Helsinki, 2005. URL: <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B7D644129-92AD-49CC-9EF7-969567ECFAF3%7D/29665> (дата обращения: 15.09.2012).

U. S. Geological Survey National Water-Quality Assessment. 2001. URL: http://diatom.acnatsci.org/autecology/uploads/%7B443C03CA-FE56-40BF-B6D8-26243E2DE83F%7D_BiovolumeMetrics.txt (дата обращения: 15.09.2012).