

УДК 574.58 (001.891) (005.962)

С. С. Барина<sup>1</sup>, П. Д. Клоченко<sup>2</sup>, Е. П. Белоус<sup>2</sup>

**ВОДОРΟΣЛИ КАК ИНДИКАТОРЫ  
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ  
ОБЪЕКТОВ: МЕТОДЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ**

На основе многолетних альгологических и экологических исследований, проведенных на континентальных водоемах и водотоках стран СНГ и дальнего зарубежья в Европе, Азии и на Ближнем Востоке, выполнены теоретические и методологические разработки в области биоиндикации, экосистемного анализа и оценки состояния водных экосистем, а также определена сфера их практического применения. Показана возможность оценки состояния водной экосистемы сопоставлением оценок по абиотическим и биотическим компонентам. Разработаны оригинальные индексы и система экологического картографирования на бассейновой основе. Приводятся методы индикации климатических воздействий на разнообразии водорослей, а также интегральные таблицы, необходимые для классификации качества воды с экологических позиций.

*Ключевые слова:* биоиндикация, мониторинг, качество воды, экологическая оценка, водная экосистема, водоросли.

Качество воды в настоящее время является одним из главных показателей уровня жизни, поэтому все развитые социумы прилагают максимум усилий для обеспечения населения и хозяйства достаточным количеством воды адекватного качества. Большая часть воды поступает из природных источников — рек, озер, водохранилищ, качество воды в которых необходимо не только оценивать, но и прогнозировать. За качество вод в природе отвечают две главные составляющие — бассейн водосбора и экологическая система водного объекта. В соответствии с уровнем своей экономики все страны стремятся вложить адекватные средства для того, чтобы оценить качество воды. Однако, если в высокоразвитых странах действует система стандартов и штрафов за загрязнение воды, то во многих других — средства на приборный мониторинг ее качества обычно экономятся. В этих случаях особенно необходима система оценки качества воды при минимальных затратах. Именно этой цели можно достичь, используя методы биоиндикации как анализ ответа биоты на условия среды, в которой она развивается. Качество природных вод по обитающим в них организмам определяется в течение более ста лет, а метод носит название — биоиндикация. Его следует отличать от биотестирования — метода оценки реакции тест-организма на среду, в которую его поместили.

© С. С. Барина, П. Д. Клоченко, Е. П. Белоус, 2015

Водоросли, являясь в большей своей части автотрофами, составляют основу трофической пирамиды, а следовательно, первыми участвуют в новообразовании органического вещества, используя при этом биогенные соединения азота и фосфора. Интенсивность биогенной нагрузки водных объектов отражается не только на обилии развивающихся в этих условиях водорослей, но также и на их видовом составе. Именно эти характеристики (численность и видовой состав) при изменении трофической базы используются в биоиндикационных методах. Они дают интегральную оценку результатов всех процессов, протекающих в водном объекте. Кроме того, биоиндикация с использованием сообществ водорослей является дешевым экспресс-методом, в то время как химические анализы требуют определенных финансовых затрат, приборной базы и соответствующего законодательства.

К настоящему времени разработано несколько систем биоиндикации качества поверхностных вод, с помощью которых оцениваются различные характеристики водных экосистем. Довольно широко для биоиндикационных оценок используются организмы низших трофических уровней [14, 29, 37, 56, 67, 69].

Наиболее часто биоиндикация применяется для оценки качества вод [7, 17, 22, 32, 85], но индицируются также тяжелые металлы по тератологии [72], мутагенность [75], токсичность [3], типологические уровни систем [11, 67], местообитание и специфическое загрязнение [86]. Используется индикация при оценке интенсивности самоочищения от пестицидов [13, 16, 35] и меди [73], водопользования [9], а также проводится палеоиндикация температурных условий и химического состава вод [11]. Определяется по индикаторным организмам санитарно-биологическое состояние водоема [83], его трофический уровень [84] и даже общая оценка водных экосистем [12, 7], которая в конечном итоге оказывается оценкой качества воды. Индикация рекомендуется как основа для контроля качества среды и системы принятия решений [76, 52].

В большинстве указанных работ биоиндикационные методы используются в связи с отдельными факторами среды, но ниже продемонстрировано наличие подходов, когда с помощью биоиндикации также определяется общее состояние экосистемы и перспективы ее развития, а кроме того, реакции водных сообществ в условиях изменяющегося климата.

История биоиндикации поверхностных вод на территории постсоветского пространства имеет долгий путь, начавшийся с применения на отдельных водных объектах. Затем она прошла этап интеркалибрации и последующего внедрения в системы госэкомониторинга [29]. В результате происходящих центробежных социальных процессов система Госкомгидромета была фактически утрачена, во всяком случае в отношении применения характеристик биоты [25], однако на смену ей пришли более современные подходы, с применением принципов, принятых в ЕС [6, 36].

В течение последних лет публикуются работы, которые описывают результаты биоиндикации водных объектов по микрофитобентосу [18—20, 80], перифитону [33], фитопланктону [2, 34, 49, 50], бактериопланктону и бакте-

риобентосу [21], макрозообентосу [30], высшим водным растениям [8] и зоопланктону [23].

Исследователи отмечают необходимость создания единой системы как биоиндикации [4, 5], так и экосистемных оценок на основе комплексного подхода [15, 24, 31, 58, 63, 71], причем в последнее время все больший акцент делается на значении биотической части экосистемы и закономерностей ее функционирования в целом [10]. Разработка новых индексов носит региональный характер [54, 64] или касается только диатомовых водорослей, что делает невозможным применения индексов в более южных районах с субтропическим и тропическим климатом, где сообщества образованы в большинстве случаев не диатомеями. Тем самым отрезается путь к сравнению в более широком масштабе [43].

Из всего вышеизложенного можно заключить, что особенно важно создание целостной обобщенной системы, с четким представлением о механизмах функционирования водной экосистемы как взаимозависимого единства среды и обитающих в ней организмов. Актуальным является также внедрение новых показателей, позволяющих оценить влияние климатических воздействий на водную биоту.

Самым существенным звеном биоиндикации является анализ видового состава альгогруппировок. Система биоиндикации развивалась таким образом, что сначала акцентировалось внимание на появлении или исчезновении определенных видов в конкретных условиях среды. То есть, в качестве индикатора условий использовалась система «вид-индикатор: есть — нет». Система развивалась в направлении расширения списка видов-индикаторов, которых позднее стали группировать по наиболее существенным характеристикам условий. Количественные характеристики обилия видов включили в систему позднее — сначала в балльной, а затем в долевой форме (табл. 1). К настоящему моменту нами собраны данные о более 8000 видах-индикаторах по нескольким показателям: местообитанию (5009), температуре (465), подвижности водных масс и насыщению их кислородом (2084), солености (2533), закислению (2284), присутствию сероводорода (11), кальция, органическому загрязнению (в разных системах) (3285), индексам сапробности (5819) [1], трофическому статусу водного объекта (1575) и типу питания водорослей (548) [84] и другим.

Следует заметить, что последние коррективы в значениях индексов не всегда были приемлемы для нас, поскольку эти значения входят в противоречие с нашим (более чем тридцатилетним) опытом использования биоиндикаторов в оценке качества вод. Оказалось, что, по последним данным, индекс сапробности ряда видов существенно занижен. Например, для *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith новый рассчитанный индекс составляет 0,7, тогда как прежний был 2,75, и, таким образом, вид превратился из индикатора загрязненных вод в индикатора природно-чистой воды. В этом случае надо обратить внимание на три аспекта. Во-первых, видовой индекс рассчитывается по обилию вида в сообществе — это результат реакции всего сообщества на среду его обитания. То есть, если среда обладает токсическим воздействием на сообщество водорослей, то обилие их будет понижено, выживут

**1. Соотношение значений относительного обилия и частоты встречаемости организмов**

Балл-9	Балл-6	Балл-5	Визуальная оценка	Количество клеток в дм <sup>3</sup> (для фитопланктона)	Количество клеток в препарате (для перифитона)	Количество особей одного вида, %
1	1	1	Единично	1—10 <sup>3</sup> кл/дм <sup>3</sup>	1—5 клеток в препарате	< 1
2	2	2	Редко	10 <sup>3</sup> —10 <sup>4</sup> кл/дм <sup>3</sup>	10—15 клеток в препарате	2—10
3	3	3	Не редко	10 <sup>4</sup> —10 <sup>5</sup> кл/дм <sup>3</sup>	25—30 клеток в препарате	10—40
5	4	4	Часто	10 <sup>5</sup> —10 <sup>7</sup> кл/дм <sup>3</sup>	1 клетка в каждом ряду	40—60
7	5	4	Очень часто	10 <sup>6</sup> —10 <sup>7</sup> кл/дм <sup>3</sup>	Несколько клеток а ряду	60—80
9	6	5	Массово	Более 10 <sup>7</sup> кл/дм <sup>3</sup>	В каждом поле зрения	80—100

наиболее толерантные и, соответственно, произойдет перераспределение обилия видов, что скажется на расчете видовых индексов сапробности. Во-вторых, такие виды, как *N. palea*, обладают способностью к гетеротрофному питанию, поэтому выживают в слаботоксичной среде лучше, чем другие виды — типичные автотрофы. И в-третьих, расчет видовых индексов проводится по сообществам из природных местообитаний в европейских водных объектах, а практически все они уже около пятидесяти лет подвергаются токсическому воздействию сбросов сточных вод промышленных предприятий, а также коммунального хозяйства. Большинство водных объектов, где ведутся наблюдения и расчеты, находится в «силикатной» провинции, где буферная емкость поверхностных вод в отношении промышленного загрязнения металлами совсем невелика по сравнению с водами «карбонатных» провинций. Поэтому токсическое воздействие, оказываемое ионами металлов (на что наиболее сильно реагируют водоросли), приводит к выживанию наиболее толерантных видов, перераспределению обилия видов в сообществах и, следовательно, к изменению в рассчитанных видовых индексах сапробности, что мы наблюдаем в случае коррекции индекса *N. palea*. На наш взгляд, коррекцию индексов гетеротрофных видов, проведенную через 30—40 лет активного антропогенного воздействия на альгогруппировки поверхностных вод, следует воспринимать критически. Так, опыт расчетов профессора П. Марвана (Чехия) в последние годы показал (личное сообщение), что индексы сапробности, чаще всего, должны быть откорректированы в сторону увеличения: для *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz. — с 0,1 до 2,3, *Rhopalodia gibba* (Ehrenb.) O. Müller — с 0,4 до 1,4, *Nitzschia palea* — с 2,75 до 2,8, тогда как для некоторых видов, наоборот, в сторону пониже-

ния: например, для *Halamphora normanii* (Rabenh.) Levkov — с 2,4 до 0,1 и *Diatoma hyemalis* (Roth) Heiberg — с 1,7 до 0,4. Это только некоторые из примеров, имеющих в нашей базе данных, однако опыт применения показывает адекватность подходов П. Марвана при изучении экологии сообществ.

В основе биоиндикационного анализа лежит представление об иерархической организации биотического сообщества, которая выражена в виде модели трофической пирамиды [78], однако, взаимоотношения между уровнями в реальной экосистеме значительно сложнее [82]. Важным аспектом биоиндикации является также распределение групп организмов или видов по интервалам значений показателей среды.

Наиболее устоявшимися и часто применяемыми в мониторинге различных стран являются системы индикации на основе видового состава и обилия видов водорослей. Так, система индикаторов солености вод построена на основе классификации Р. Кольбе [66] и усовершенствована Ф.Хустедтом [61]. Она широко распространена в индикации состояния водных объектов [81], так как охватывает широкий интервал концентраций, свойственный природным водам. Поскольку в полевых условиях легче измерять электропроводность и минерализацию (*TDS*), то возникает необходимость сопоставления этих показателей с концентрацией хлоридов (табл. 2).

Виды, чувствительные к рН воды, объединены в систему классификации, разработанную Ф. Хустедтом [62], в нашей базе их насчитывается до 1800. Виды, требующие определенной концентрации кислорода в воде

2. Классификация электропроводности и солености [57, 66]

Классы	Электропроводность (кондуктивность) [57]		Соленость, ‰, г/дм <sup>3</sup> [66]	TDS, мг/дм <sup>3</sup> [57]	Классы [66]	Интервалы солености ‰ [66]	Соленость, мг/дм <sup>3</sup> , (прибл.) [57]
	мS/см <sup>2</sup>	[57]					
I	< 0,3	< 0,1	< 0,1	< 150	4	0—5	< 50
II	0,3—1,0	0,1—0,6	0,1—0,6	150—600			50—250
III	1,0—3,0	0,6—2,0	0,6—2,0	600—2 000			250—1 000
IV	3,0—10,0	2—8	2—8	2 000—8 000	3	5—20	1 000—4 000
V	10,0—30,0	8—20	8—20	8 000—20 000			4 000—10 000
VI	>30,0	20—80	20—80	20 000—80 000	2	20—40	10 000—40 000
VII		> 80	> 80	> 80 000	1	40—300	

(около 1500 таксонов), разделены на четыре класса [51].

Оценка выносливости видов к воздействию приливов включает шесть классов, а к местообитанию — пять классов (от реобионтов до лимнофилов) [77]. Индикация температурной устойчивости проводится по диатомовым водорослям [70] (около 420 таксонов).

Водоросли-индикаторы типа питания и отношения к концентрации азот-содержащих органических соединений разделены на четыре группы — от автотрофных видов, выживающих при очень низких концентрациях органического азота, до гетеротрофных видов, постоянно нуждающихся в повышенных количествах этой формы азота [84].

Для оценки степени органического загрязнения водоемов и водотоков (около 3900 индикаторных таксонов) наиболее широко применяется метод Р. Пантле и Г. Букк [69] в модификации В. Сладечека [78], Т. Ватанабе (1986) (около 1000 таксонов) и А. Дель Уомо [54]. Очень важно иметь информацию о соответствии органического загрязнения, солености и трофности водного объекта классам качества воды (табл. 3).

Разработка новых индексов, все более точно отражающих процессы, происходящие в водном объекте, его трофический статус, направлена на унификацию, с последующим выходом на мониторинг [68]. Однако система, разработанная в свое время на основе международного сотрудничества и интеркалибрации в различных странах, используемая в системе Госкомгидромета, остается до настоящего времени самой надежной, выверенной по модели В. Сладечека [78], и охватывает в своей классификации более ста параметров водной среды, а также продукционные и трофические показатели [26].

Физико-химические и продукционные показатели водного объекта [26, 27] соотносятся с индексами Пантле — Букк в модификации Сладечека.

Новым элементом, введенным нами в интегральную систему биоиндикации [1], является показатель биоразнообразия — количество видов в сообществе, а также его структура, сложность которой отражается чаще всего рассчитываемым индексом биоразнообразия Шеннона ( $H$ ). Таким образом, связанные в систему показатели помогают не только определить статус экосистемы, но и прогнозировать ее развитие.

На основе собранных нами данных об экологических предпочтениях видов водорослей оказалось возможным проводить не только биоиндикационный анализ по отдельным показателям, но также и комплексно оценивать реакцию водных сообществ на широкий спектр показателей в современном и историческом аспектах [28, 46, 49, 50, 65].

### ***Индекс состояния экосистемы (WESI)***

Фотосинтетический процесс в водной среде подвержен влиянию стрессовых факторов, прежде всего, токсикантов. В зависимости от стресса, автотрофные организмы изменяют свои сообщества в более устойчивые, спо-

### 3. Соответствие уровней сапробности, галобности и трофии классам качества вод по А. Дель Уомо [54]

Классы качества воды	Уровни сапробности	Уровни галобности	Трофические уровни
0	Ксеносапробный	Галофобный	Гипотрофный
I	Олигосапробный	Олигогалобно-индифферентный	Олиготрофный
II	$\beta$ -мезосапробный	Олигогалобно-индифферентный	Мезотрофный
III	$\alpha$ -мезосапробный	Олигогалобно-галофильный	Эвтрофный
IV	Полисапробный	Галофильно-мезогалобный	Гипертрофный

собные к гетеротрофному типу питания. Это отражается на видовом составе и обилии видов в сообществе. Однако если нет возможности включить в процесс синтеза белка биогенные элементы, они остаются в воде неиспользованными. Таким образом, появляется возможность определить уровень стрессового воздействия на водную экосистему путем сравнения индексов сапробности и количества биогенных элементов. Разделив номер ранга  $S$  на номер ранга нитратов или фосфатов, получаем индекс состояния экосистемы *WESI*. Индекс *WESI* изменяется от 0 до 5. Если он меньше единицы, то экосистема подвергается токсическому воздействию, если равен единице или больше — самоочищение не подавляется [1]. При не катастрофическом воздействии токсикантов на фотосинтез происходит замена видов в сообществах водорослей на такие, которые могут питаться также и за счет уже имеющегося в воде органического вещества (миксотрофы и гетеротрофы).

#### *Скорость ответа биотических систем*

Скорость ответа биотических систем на воздействие стрессового фактора зависит от уровня организации биоты [82], и для автотрофов ответ заметен в интервале «дней — лет». Однако именно высшие уровни организации разнообразия, с одной стороны, отличаются достаточной буферной емкостью на воздействие, а с другой — наиболее значимы при оценке экологической ситуации в водном объекте.

Взаимное влияние разнообразия пресноводных водорослей и среды их обитания определяется экологией видов, развивающихся в изучаемом сообществе. В основе биоиндикации лежит принцип соответствия состава сообщества параметрам среды его обитания. Выявить роль отдельных факторов среды в формировании сообществ водорослей и оценить их ответ на изменение среды возможно как на уровне отдельных сообществ, так и на более высоких уровнях организации.



Биологическое разнообразие может быть рассмотрено на таксономическом (альфа-разнообразии), ценотическом (бета-разнообразии) и биогеографическом (гамма-разнообразии) уровнях [1].

Опыт последних лет позволил выделить уровни разнообразия, которые помогают определить влияние климатических факторов на формирование разнообразия пресноводных водорослей. Они следующие: 1) внутривидовой; 2) видовой; 3) сообщества; 4) флора водного объекта; 5) флора бассейна; 6) флора экорегиона; 7) флора крупного географического региона.

Анализ видового богатства и разнообразия водорослей континентальных вод на различных уровнях организации показывает экологию критических видов, экологию сообществ, экологические факторы воздействия и тренды. Программы CANOCO и Statistica 6.1 помогают установить связь современных факторов среды с составом сообществ, а совместно с программами PRIMER-v5, BioDiversity Pro, Ver. 2. и GRAPHS — с факторами в историческом аспекте.

### *Анализ биоиндикационных данных*

Бассейновый подход, внедряемый в настоящее время в различных странах [60, 74] как основа для «GAP-анализа» в качестве стратегического метода, с помощью которого осуществляется поиск шагов для выявления связей в системе [59], включает оптимизацию работы с помощью картирования в *GIS*.

Пространственная организация данных [60] предусматривает их сбор по следующей схеме: 1) гидрография озер и речных бассейнов; 2) высотное картирование; 3) геология подстилающих пород; 4) ландшафтное разнообразие; 5) растительность; 6) климат; 7) почвы; 8) гидрологический режим; 9) морфометрия озер или рек; 10) высота водного объекта над уровнем моря; 11) расположение станций мониторинга в бассейне реки или озера; 12) структура речной сети бассейна; 13) скоростной режим; 14) геоморфология водного объекта; 15) температурный и гидрохимический режим.

Как видно из приведенной схемы, биологические показатели отсутствуют, и, таким образом, в *GAP*-анализ не включаются. Скорее всего, это происходит по двум причинам: 1) неполнота данных по сообществам водных объектов, их дискретность и эклектичность, а также 2) трудность перевода данных по биоте водного объекта в плоскостной режим картографирования. Несмотря на это, рекомендации Водной рамочной директивы предполагают частичное картирование результатов биологических наблюдений по участкам русла водотоков, когда данные могут быть формализованы и классифицированы [6]. Однако плоскостной режим до сих пор не имел теоретической основы. Мы предложили распространять классификационные результаты оценок водного объекта на плоскость бассейна водосбора от станции сбора данных до станции, расположенной выше по течению [1, 41]. Таким образом, оказываются доступными для *GAP*-анализа с помощью *GIS* как гидрохимические данные по водному объекту, так и биологические, выраженные в индексах загрязнения. В результате видны проблемные для функцио-



#### 4. Цветовые коды шкалы ЕС в соответствии с экологическим статусом и классом качества вод

Классы качества вод	Экологический статус	Цветовые коды
I	Высокий	Голубой
II	Хороший	Зеленый
III	Средний	Желтый
IV	Низкий	Оранжевый
V	Плохой	Красный

нирования биоты участки русла, а также источники поступающих загрязнений, включая диффузные, такие как атмосферный перенос [1] на территории Восточной Европы, в том числе Украины, диффузный сток или скрытый сброс в водный объект [41], на примере главного водного источника Израиля — р. Иордан [44].

Для отображения информации на карте используется цветовой код, принятый в ЕС, где градации цвета водотока или территории его водосборной площади на карте варьируют от голубого до красного (табл. 4), в соответствии с трофическим статусом участка реки [53], с его статусом для системы оценки риска [55] или классификационным статусом по конкретному элементу (концентрации нитратов, фосфатов и др. химических показателей), а также с биологическими данными, выраженными индексами сапробности и т. п.

В заключение сравниваются карты нагрузок, классификации состояния водных экосистем, классификации качества воды. По результатам экологического картографирования принимается решение о местах или территориях, где водная экосистема подвергается риску [53]. На этих участках проводятся аналогичные, но более детальные исследования.

Схема сбора данных, а также их подбора для последующего анализа и пространственного отражения, может быть сокращена, в зависимости от целей оценок и/или вида мониторинга, для получения необходимой и достаточной информации о состоянии водной экосистемы, которая даст возможность прогнозировать и направлять ее развитие.

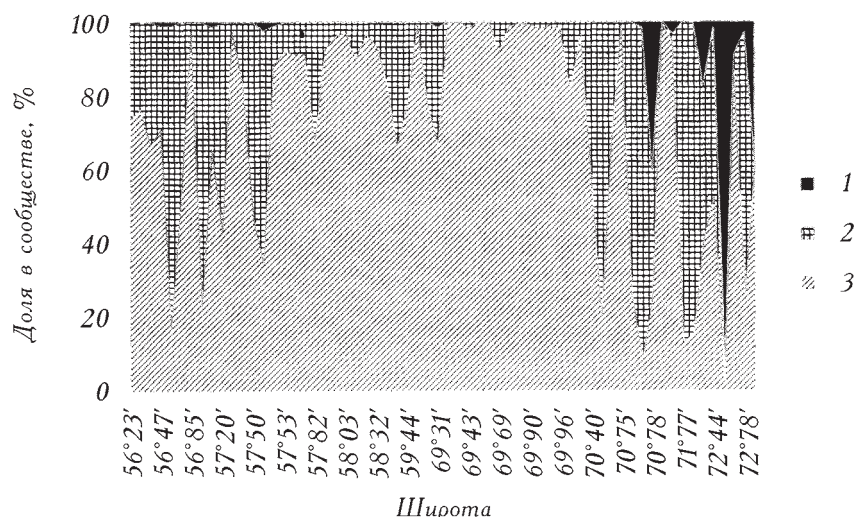
#### *Интегрирование данных*

Данные биоиндикации, гидрохимического анализа и рассчитанных индексов могут быть использованы не только для характеристики конкретного участка водотока (или водоема во временном ряду), но и стать основой для интегрального расчета каждого конкретного показателя. Так, станции, расположенные на реке по одной линии водотока (исток — приток — основное русло — устье), имеют конкретные расстояния между собой. Водоток в пределах от верхней до нижней станции наблюдения также имеет конкретную длину. Данные по длинам участков водотока между станциями, а также ре-

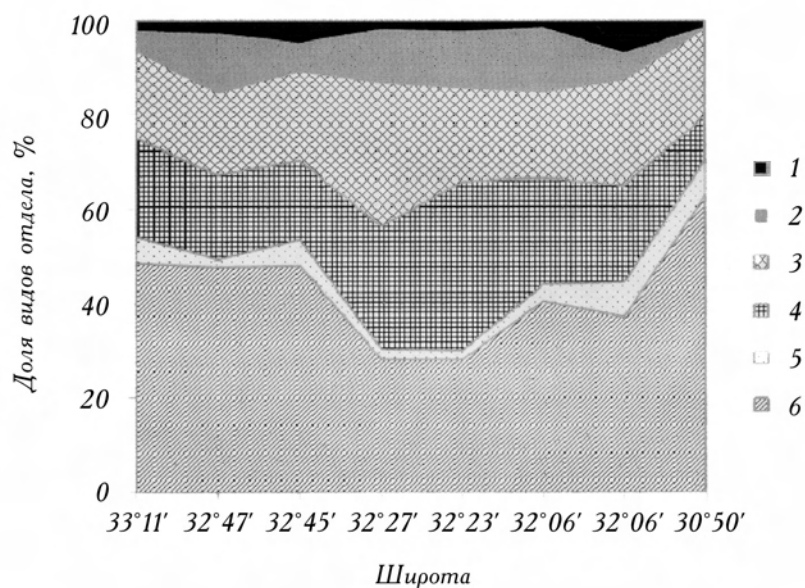
зультаты гидрохимических исследований и биоиндикации сводятся в таблицу и служат основой для расчета индекса загрязнения реки (*RPI*). Индекс был предложен М. Сумита [79] как *RPId* для системы индексов загрязнения по Т. Ватанабе. Позднее мы привлекли к оценкам другие индексы, в частности индекс Р. Пантле — Г. Букк, а также гидрохимические параметры [1]. Индексы дают интегральную оценку водного объекта в целом по различным показателям, позволяют сравнивать загрязнение рек или их участков, чего данные по конкретным точкам наблюдения дать не могут. Расчет *RPIs* весьма прост, а сам индекс информативен, что представляется полезным для мониторинга водных объектов, поскольку автор [79] отмечает малую изменчивость индексов в стабильных условиях.

### Водоросли — индикаторы климатического воздействия на водные экосистемы

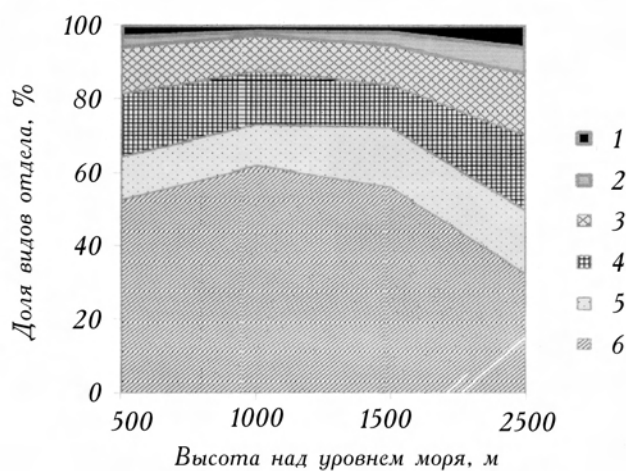
Активное применение вышеупомянутых систем биоиндикации подтверждает тот факт, что сообщества водорослей отвечают на изменения окружающей среды и этот ответ выражается, в первую очередь, в смене видового состава. Известно, что климатические условия среды имеют хорошо выраженный градиент при изменении широты или высоты местообитания. Исследование связи состава сообществ водорослей с климатическим градиентом пока находится в начальной стадии, однако уже сейчас видно, что ответ сообществ имеет определенный характер [42]. Масштаб региона соответствует задаче. Так, для выявления сезонности это может быть водный объект или его часть. Для высотного градиента это должен быть регион, включающий последовательное увеличение высот, то есть горы. Для широтного градиента это должна быть часть континента, сравниваемая с климатическим градиентом.



1. Вклад отделов в биомассу фитопланктона рек Якутии и Чукотки по градиенту широты: 1 — Chrysophyta; 2 — Chlorophyta; 3 — Bacillariophyta.

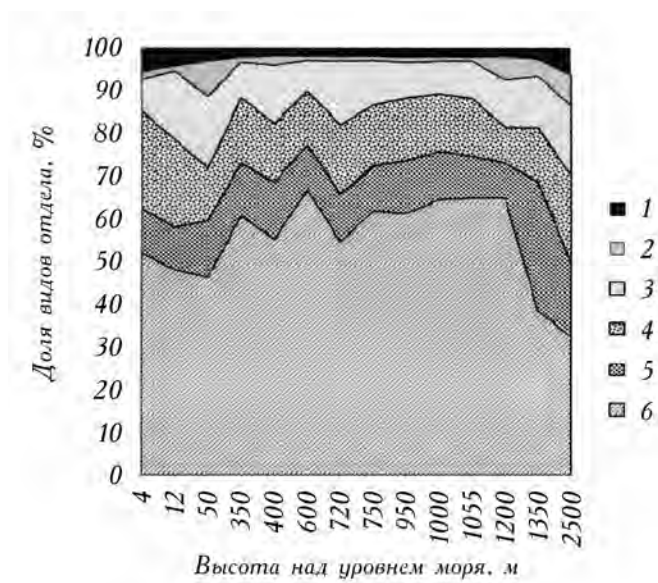


2. Распределение относительного количества видов разных отделов в реках Израиля по градиенту широты. Здесь и на рис. 3, 4: 1 — прочие; 2 — Euglenophyta; 3 — Цианопрокaryota; 4 — Chlorophyta; 5 — Charophyta; 6 — Bacillariophyta.

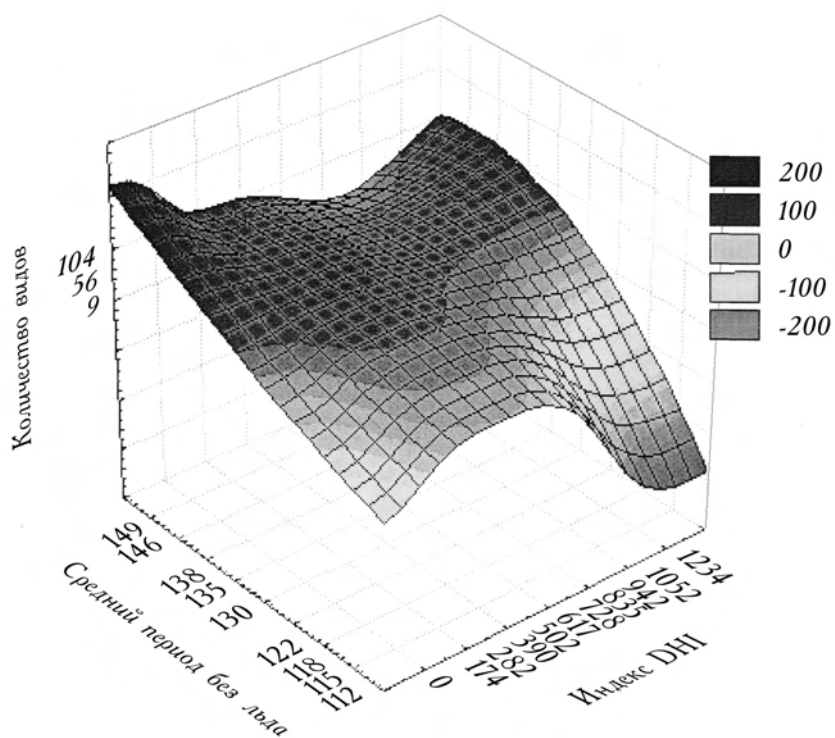


3. Распределение относительного количества видов разных отделов в водных объектах бассейна р. Вахш по градиенту высоты.

Самое простое и широко изучаемое явление — это ответ на сезонность климата. Мы обнаружили, что альгогруппировки реагируют на изменение температуры воды, что иногда можно выявить только с помощью биоиндикационного анализа [65]. Причем, если в бореальной области их развитие имеет три пика в течение периода, свободного ото льда, то в более южных областях пик один [40, 48] или, южнее, — два [45—47].

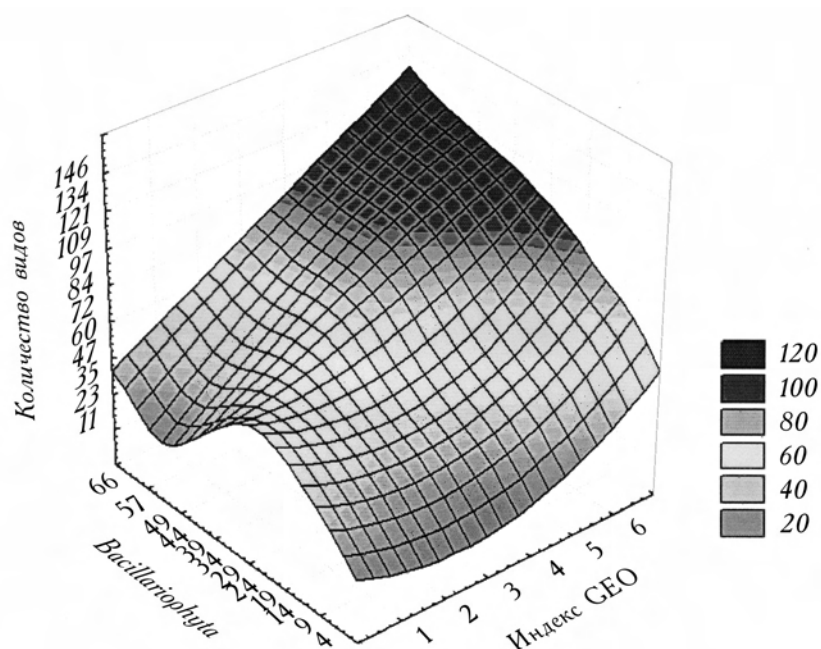


4. Распределение относительного количества видов разных отделов в водных объектах заповедников Грузии по градиенту высоты.



5. Распределение количества видов фитопланктона в реках Якутии и Чукотки по градиенту индекса *DHI* и периода, свободного ото льда.



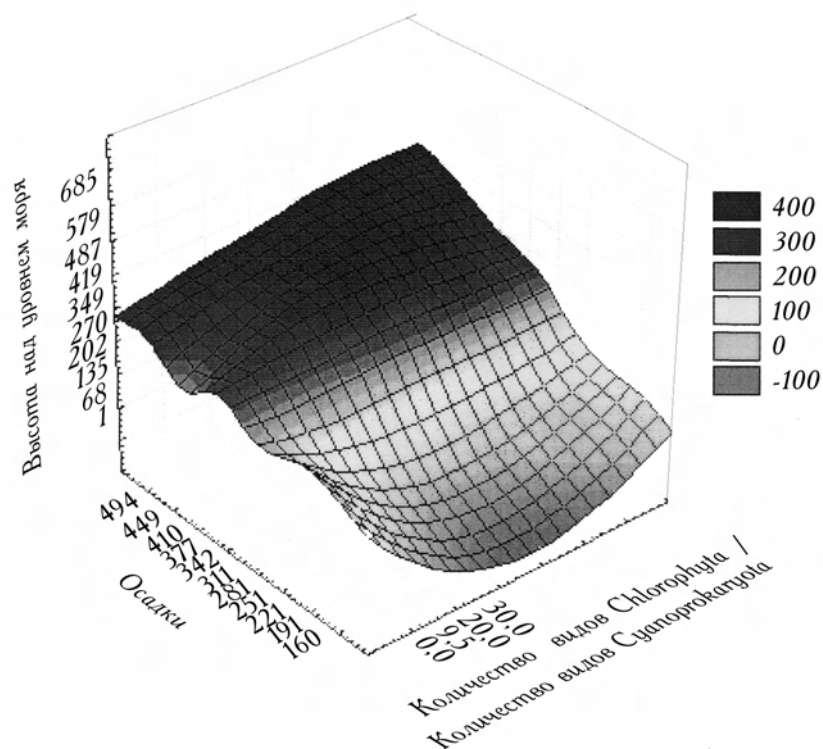


6. Распределение общего количества видов фитопланктона и количества диатомовых водорослей в реках Якутии и Чукотки по градиенту индекса *GEO*.

Широтное изменение климата от бореальной области до Арктики отражается на составе фитопланктона рек, а также на возможности его выживания (продуцирования биомассы) в условиях светового и температурного стресса высоких широт (рис. 1) [39]. Видно, что климат существенно влияет на распределение диатомовых, зеленых и золотистых водорослей. В то время как золотистые, предпочитающие холодные олиготрофные воды, более активны в Арктике, что понятно, то климатическое влияние на диатомовые и зеленые водоросли не так однозначно. С увеличением стресса доля биомассы диатомовых водорослей сначала возрастает, но с переходом в высокоширотную Арктику падает.

В более южных районах, например в Средиземноморье или Индии, диатомеи также ведут себя наиболее динамично. В средних широтах Израиля заметной является доля зеленых и синезеленых водорослей (рис. 2). Но это, скорее всего, отражение гидрологических условий (регион центрального Израиля находится в приморской области, насыщенной объектами хозяйствования). Доля диатомовых водорослей выше в северной и южной частях Израиля (возвышенные плато и горы от 200 до 2000 метров) [41].

Таким образом, обнаруживается значение высотности местообитания и связанных с этим климатических градиентов. На примере водорослей бассейна р. Вахш (Таджикистан) видно, что диатомеи снова имеют наибольшее



7. Соотношение высоты, количества осадков и количества видов Chlorophyta/Cyanoprokaryota в фитопланктоне рек Якутии и Чукотки.

значение в индикации климата — их доля убывает с высотой, при небольшой изменчивости представителей других отделов (рис. 3) [38].

Похожее распределение видно и на примере водных объектов, расположенных в заповедниках Грузии, — до высоты 2500 м диатомовые убывают (рис. 4) [43].

Статистические методы еще более проясняют взаимосвязь климатических изменений и разнообразия водорослей. Так, распределение количества видов фитопланктона в реках Якутии и Чукотки по градиенту индекса *DHI* и периода, свободного ото льда (рис. 5) показывает влияние освещенности, что понятно, но также и угнетение развития водорослей в жестких условиях Крайнего Севера [39].

На рисунке 6 прослеживается существенная роль диатомовых водорослей в сообществах более низких широт [39].

Индикация возможна также и по соотношению отдельных таксонов. Как видно по рисунку 7, с увеличением высотности местообитания, когда количество осадков возрастает, снижается видовое богатство синезеленых водорослей, а зеленых, напротив, увеличивается [39].

### Заключение

Биоиндикация по водорослям остается актуальным методом оценки не только качества воды, но и состояния водной экосистемы в целом, поскольку охватывает широкий спектр показателей и имеет в своей основе экологические предпочтения видов. Исследования показывают важность единой сбалансированной и выверенной на основе интрокалибрации классификационной системы для дальнейшего развития биоиндикации. Перспективы мы видим не столько в разработке новых индексов трофики и загрязнения, имеющих ограниченное применение, сколько в развитии новых подходов для привлечения данных о разнообразии и составе сообществ водорослей континентальных вод. Так, индексы состояния экосистемы показывают новый аспект оценки токсического воздействия с помощью биоиндикации. Индексы загрязнения реки, интегрирующие как биологические, так и гидрохимические данные по водотоку (либо для водоема во временном ряду), оказываются перспективными не только для собственно оценки, но и для понимания стабильности условий водного объекта. Бассейновый подход в отбражнении и интерпретации данных биоиндикации выявляет связи наших оценок с событиями, происходящими на площади водосбора, что позволяет найти скрытые, неявные источники воздействия на гидробионтов, наряду с уже определенными. В перспективе бассейновое картографирование качества воды возможно и необходимо вести с применением *GIS*, оптимизируя работу в мониторинге. Весьма перспективное направление для понимания региональных и глобальных изменений — это биоиндикация климатического воздействия на водные экосистемы. Исследования последних лет свидетельствуют, что при подборе данных о разнообразии и экологии водорослей, адекватном поставленному вопросу, можно выявить климатические градиенты, а также группы водных организмов, наиболее ярко их отражающие. Развитие биоиндикации, таким образом, связано с применением новых подходов к уже имеющейся информации, получением новой, а также статистической ее обработкой с помощью программ, адекватных поставленной задаче, с последующим выводом результатов на экологическое картографирование, выводы которого могут служить рекомендацией для системы принятия хозяйственных решений.

\*\*

*На основі багаторічних альгологічних та екологічних досліджень, проведених на континентальних водоймах і водотоках країн СНД і далекого зарубіжжя в Європі, Азії та на Близькому Сході, виконано теоретичні та методологічні розробки в області біоіндикації, екосистемного аналізу та оцінки стану водних екосистем, визначена сфера їх практичного застосування. Показано можливість оцінки стану водної екосистеми за допомогою співставлення оцінок по абіотичним і біотичним компонентам. Розроблено оригінальні індекси та систему екологічного картографування на басейновій основі. Наведено методи індикації кліматичних впливів на різноманіття водоростей, а також інтегральні таблиці, які необхідні для класифікації якості води з екологічних позицій.*

\*\*

*Based on many years of algological and environmental studies conducted on inland water bodies of CIS countries and abroad in Europe, Asia and the Middle East made the theoretical and methodological developments in the field of bio-indication, ecosystem analysis and assessment of the status of aquatic ecosystems, defines the scope of their practical ap-*



*plication. We show possibility of assessing the state of the aquatic ecosystem by comparing the estimates of the abiotic and the biotic component. Developed original indices and ecological mapping system based on the basin approach. The methods of indication of climate impacts on algal diversity are represented. The integral tables needed for water quality classification from ecological point of view are given.*

\*\*

1. *Баринова С.С., Мегвегева Л.А., Анисимова О.В.* Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. — Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. — 498 с.
2. *Белоус Е., Баринова С.* Экологическое состояние нижнего участка р. Южный Буг по фитопланктону // Actual problems in modern phycology: V Intern. Conf., Chisinau, Moldova, 3—5 Nov. 2014. — Chisinau, CEP USM, 2014. — P. 127—131.
3. *Брагинский Л.П.* Оценка качества вод природных водоемов по токсикологическим показателям // Науч. основы контроля качества вод по гидробиол. показателям: Тр. Всесоюз. конф., Москва, 1—3 нояб., 1978. — Л., 1981. — С. 201—206.
4. *Верниченко А.А.* Анализ экологических оценок качества поверхностных вод с водоохраных позиций. Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования: Тез. докл. Всесоюз. конф. — Харьков: 1979. — С. 11—17.
5. *Винберг Г.Г., Алимов А.Ф., Балушкина Е.В. и др.* Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод // Науч. основы контроля качества поверхностных вод по гидробиол. показателям. — Л., 1977. — С. 124—131.
6. *Водна рамкова директива ЕС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms.* — К., 2006. — 240 с.
7. *Гавришова Н.А.* Методика расчета комплексного рангового показателя качества воды // Гидробиол. журн. — 1981. — Т. 17, № 1. — С. 95—98.
8. *Гриб И.В., Гроховская Ю.Р.* Индикация санитарно-экологического состояния притоков р. Припяти по ценозам высших водных растений // Там же — 2001 — Т. 37, №2, — С.44—57.
9. *Гурарий В.И., Шайн А.С.* Численные оценки качества воды. Проблемы охраны вод. — Харьков: ВНИИОВ Минводхоз СССР, 1974. — С. 136—140.
10. *Дідух Я.П.* Основи біоіндикації. — К.: Наук. думка, 2012. — 344 с.
11. *Зубович С.Ф.* Фауна остракод как индикатор лимнических процессов плейстоценовых и современных озерных водоемов Белоруссии // Динамика зооценозов, проблемы охраны и рац. использ. живот. мира Белоруссии: Тез. докл. 6й зоол. конф., Витебск, 19—21 сентября 1989 г.— Минск: АН БССР, 1989. — С. 55—56.
12. *Константинов А.С.* Оценка и индикация состояния водных экосистем в условиях антропогенного воздействия // Науч. основы контроля качества вод по гидробиол. показателям: Тр. Всесоюз. конф., Москва, 1—3 нояб. 1978 г. — Л., 1981. — С. 75—89.

13. *Красноперова И.А.* Связь самоочищения природных вод с активностью микробного ценоза // Казанск. мед. журн. — 1994. — Т. 75, № 1. — С. 49—52.
14. *Макрушин А.В.* Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов // Гидробиол. журн. — 1974 — Т. 10, № 2, — С. 98—104.
15. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями.* — К.: СИМВОЛ-Т, 1998. — 28 с.
16. *Мингазова Н.М., Закиров А.Г., Деревенская О.Ю., Фролова Л.Л.* Банк данных по методам оздоровления озерных экосистем // Вода: экология и технология: Материалы междунар. конгресса, Москва, 6—9 сентября 1994 г. — М., 1994. — С. 1132—1135.
17. *Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям* // Труды Всесоюз. конф., Москва, 1—3 ноября 1978 г. — Л., 1981. — 207 с.
18. *Оксиук О.П., Давыдов О.А.* Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу. — К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2006. — 32 с.
19. *Оксиук О.П., Давыдов О.А.* Санитарно-гидробиологическая характеристика водных экосистем по микрофитобентосу // Гидробиол. журн. — 2011. — Т. 47, № 4, — С. 66—79.
20. *Оксиук О.П., Давыдов О.А., Карпезо И.Ю.* Микрофитобентос как индикатор состояния водных экосистем // Там же. — 2010. — Т. 46, № 5. — С. 75—89.
21. *Олейник Г.Н., Юришинец В.И., Старосила Е.В.* Бактериопланктон и бактериобентос как биологические индикаторы состояния водных экосистем // Там же. — 2010. — Т. 46, №6 — С. 38—51.
22. *Осаму М.* Биотический индекс // J. Jap. Water Works Assoc. — 1975. — Vol. 493. — С. 88—97.
23. *Пашкова О.В.* Зоопланктон как индикатор органического и токсического загрязнения и экологического состояния гидроэкосистем (обзор) // Гидробиол. журн. — 2012. — Т. 48, № 6 — С. 75—89.
24. *Питьева К.Е., Разумовский Л.В., Фокина Л.М.* Комплексное исследование микрофлоры и химических компонентов речной системы на территории Астраханского газоконденсатного месторождения в целях совершенствования эколого-гидрогеологических работ. — М.: ИРЦ Газпром, 1996. — 71 с.
25. *Проект ОБСЕ/ЕЭК ООН: Трансграничное сотрудничество и устойчивое управление бассейном реки Днестр. Трансграничное диагностическое исследование бассейна р. Днестр.* — UNECE-OSCE, ноябрь 2005 г.
26. *Романенко В.Д., Оксиук О.П., Жукинський В.Н. и др.* Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. — Киев: Наук. думка, 1990. — 256 с.
27. *Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксиук О.П. та ін.* Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. — К., 2001. — 48 с.

28. Тавасси М., Баринова С.С., Анисимова О.А. и др. Водоросли-индикаторы природных условий в бассейне реки Яркон (Центральный Израиль) // Альгология. — 2005. — Т. 15, № 1. — Р. 51—77.
29. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. Методы биологического анализа вод. Приложение I. Индикаторы сапробности. — М., СЭВ, 1977. — С. 11—42.
30. Харченко Т.А., Ляшенко А.В., Жукинский В.Н. Экоиндикация и оценка состояния водных экосистем по характеристикам биоразнообразия и качество среды гидробионтов // Гидробиол. журн. — 2009. — Т. 45, № 1. — С. 3—18.
31. Черкашин С.А., Кандинский П.А. Место экологического мониторинга загрязнения среды при рациональном использовании биоресурсов морей, его основные задачи и направления // Исследования и рац. использование дальневост. и сев. морей СССР и перспективы создания техн. средств для освоения неиспольз. биоресурсов открытого океана: Тез. докл. Всесоюз. совещ., Владивосток, 15—17 окт. 1985 г. — Владивосток, 1985. — С. 137—138.
32. Чухлебова Н.А., Догадина Т.В. Динамика видового состава водорослей в очистных сооружениях // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. — М.: Наука, 1975. — С. 133—137.
33. Щербак В.И., Семенюк Н.Е. Использование фитомикрופерифитона для оценки экологического состояния антропогенно измененных водных экосистем // Гидробиол. журн. — 2011. — Т. 47, № 2. — С. 27—42.
34. Щербак В.И., Семенюк Н.Е. Использование фитопланктона для оценки экологического состояния водоемов мегаполиса согласно ВРД ЕС 2000/60 // Там же. — 2008. — Т. 44, № 6. — С. 29—40.
35. Abd El-Magid, Mona M. Effect of some pesticides on the growth of blue-green algae *Spirulina platensis* // Egypt. J. Food Sci. — 1986. — Vol. 14, N 1. — P. 67—74.
36. Afanasiyev S.A. Development of European approaches to biological assessment of the state of hydroecosystems and their application to the monitoring of Ukrainian rivers // Hydrobiol. J. — 2002. — Vol. 38, N 4. — P. 130—148.
37. Barinova S. Algal diversity dynamics, ecological assessment, and monitoring in the river ecosystems of the eastern Mediterranean. — New York: Nova Science Publishers, 2011. — 363 p.
38. Barinova S., Boboev M., Hisoriev H. Climate impact on freshwater algal diversity of the South-Tajik Depression in a high mountainous extreme environment // Turkish J. of Botany. — 2015. — Vol. 39, N 3.— P. 535-546.
39. Barinova S., Gabyshev V., Gabysheva O. Climate Impact on Freshwater Biodiversity: General Patterns in Extreme Environments of North-Eastern Siberia (Russia) // British J. of Environ. and Climate Change. — 2014. — Vol. 4, N 4. — P. 387—407.
40. Barinova S., Keshri J.P., Ghosh S., Sikdar J. The influence of the monsoon climate on phytoplankton in the Shibpukur pool of Shiva temple in Burdwan, West Bengal, India // Limnol. Rev. — 2012. — Vol. 2, N 2. — P. 47—63.

41. *Barinova S., Krassilov V.A.* Algal diversity and bioindication of water resources in Israel // Intern. J. Environ. and Res. — 2012. — Vol. 1, N 2. — P. 62—72.
42. *Barinova S., Nevo E.* Climatic and pollution impact on algal diversity of the freshwater ecosystems in Eurasia // Climate Change and Impacts. — NY: Academy Publish. org, 2012. — P. 16—50.
43. *Barinova S.S., Kukhaleishvili L., Nevo E., Janelidze Z.* Diversity and ecology of algae in the Algeti National Park as a part of the Georgian system of protected areas // Turkish J. of Botany. — 2011. — Vol. 35. — P. 729—774.
44. *Barinova S.S., Nevo E.* The Upper Jordan River algal communities are evidence of long-term climatic and anthropogenic impacts // J. Water Resource and Protection. — 2010. — Vol. 2. — P. 507—526.
45. *Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E.* Algal communities of the Hadera River (Israel) under dramatic niche changes // Central European J. of Biol. — 2010. — Vol. 5, N 4. — P. 507—521.
46. *Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E.* Microscopic algae in monitoring of the Yarqon River (Central Israel). — Saarbrücken: Lambert Academic Publishing, 2010. — 187 p.
47. *Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E.* Study of seasonal influences on algal biodiversity in the Yarqon River (central Israel) by bioindication and Canonical Correspondence Analysis (CCA) // Turkish J. of Botany. — 2009. — Vol. 33. — P. 353—372.
48. *Bilous O., Barinova S., Klochenko P.* Climatic influence on the phytoplankton communities of the upper reaches of the Southern Bug River (Ukraine) // Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research. The Wetlands Diversity, 2013. — Vol. 15, N 2. — P. 61—86.
49. *Bilous Ye. P., Barinova S.S., Klochenko P.D.* Phytoplankton of the upper section of the South Bug River as indicator of its ecological status // Hydrobiol. J. — 2013. — Vol. 49, N 1. — P. 39—50.
50. *Bilous Ye. P., Barinova S.S., Klochenko P.D.* Phytoplankton of the middle section of the Southern Bug River as the indicator of its ecological state // Hydrobiol. J. — 2013. — Vol. 49, N 6. — P. 29—42.
51. *Cholnoky B.J.* Die Okologie der Diatomeen in Binnengewässern. — Lehre, Cramer, 1968. — 699 S.
52. *Common implementation* strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n. 7. Monitoring under the Water Framework Directive. — Luxembourg: European Communities, 2003a. — 153 p.
53. *Common implementation* strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n. 9. Implementing the geographical information system elements (GIS) of the Water Framework Directive. — Luxembourg: European Communities, 2003b. — 156 p.
54. *Dell'Uomo A.* Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives // Use of algae for monitoring rivers III / Ed. by J. Prygiel, B.A. Whitton B.A., J. Buckowska. — Douai Cedex: Agence de l'Eau Artois-Picardie Press, 1999. — P. 165—179.

55. *Detenbeck N.E., Batterman S.L., Brady V.J. et al.* A test of watershed classification systems for ecological risk assessment // *Environ. Toxicol. and Chemistry.* — 2000. — Vol. 19. — P. 1174—1181.
56. *Dokulil M.T.* Algae as ecological bioindicators // *Bioindicators and Biomonitoring* / Ed. by B.A. Market, A.M. Breure, H.G. Zechmeister. — Oxford: Elsevier, 2003. — P. 285—327.
57. *Ehrlich A.* Atlas of the inland-water diatom flora of Israel. — Jerusalem: Isr. Acad. Sci. and Human., 1995. — 227 p.
58. *Fialkowski W.* Problemy biologicznej indykacji zanieczyszczen w rzekach // *Chronmy przyr. ojcz.,* 1979. — Vol. 35, N 4. — S. 5—14.
59. *FitzHugh T. W.* GIS Tools for freshwater biodiversity conservation planning // *Transactions in GIS.* — 2005. — Vol. 9, N 2. — P. 247—263.
60. *Higgins J.V., Bryer M.T., Khoury M.L., FitzHugh T.W.* A Freshwater classification approach for biodiversity conservation planning // *Conservation Biology.* — 2005. — Vol. 19, N 2. — P. 432—445.
61. *Hustedt F.* Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein Bremen,* 1957. — Vol. 34, N 3. — S. 181—440.
62. *Hustedt F.* Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra // *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* — 1938—1939. — Bd. 15. — S. 131—177.
63. *Jones D.J.* Variation in the tropic structure and species composition of some invertebrate communities in polluted kelp forests in the North Sea // *Mar. Biol.* — 1973. — Vol. 20, N 4. — P. 351—365.
64. *Kelly M. G., Whitton B. A.* The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers // *J. of Applied Phycology.* — 1995. — Vol. 7, N 4. — P. 433—444.
65. *Klochenko P., Shevchenko T., Barinova S., Tarashchuk O.* Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method // *Oceanological and Hydrobiological Studies.* — 2014. — Vol. 43, N 3. — P. 228—236.
66. *Kolbe R.* Zur Ökologie, Morphologie und Sistematik der Brackwasser Diatomeen // *Pflanzenforschung.* — 1927. — Vol. 7. — S. 1—146.
67. *Leynaud G.* L'appréciation par voie biologique des effets des pollutions dans les milieux récepteurs; application á la détermination des objectifs de qualité // *Trib. CEBEDEAU.* — 1975. — Vol. 28. — P. 327—333.
68. *Padisák J., Borics G., Grigorszky I., Soróczki-Pintér É.* Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index // *Hydrobiologia.* — 2006. — Vol. 553. — P. 1—14.
69. *Pantle R., Buck H.* Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // *Gas- und Wasserbach.* — 1955. — Bd. 96, N 18. — S. 604.
70. *Patrick R.* The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities // *Limnol. and Oceanogr.* — 1971. — Vol. 16, N 16. — P. 405—421.

71. Reynolds C.S. The state of freshwater ecology // Freshwater Biol. — 1998. — Vol. 39, N 4. — P. 741—753.
72. Saboski E.M. Effects of mercury and tin on frustular ultrastructure of the marine diatom, *Nitzschia liethrutti* // Water, Air, and Soil Pollut. — 1977. — Vol. 8, N 4. — P. 461—466.
73. Sathya K.S., Balakrishnan K.P. Physiological response of diatom *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. to sub-lethal levels of copper // Indian J. Mar. Sci. — 1988. — Vol. 17, N 4. — P. 322—325.
74. Schiller D. Acuña von V., Sabater S. Streams: Perennial and Seasonal // Encyclopedia of Natural Resources: Water. Taylor and Francis / Ed. by Y. Wang. — New York: Published online, 2014. — P. 853—857 (<http://dx.doi.org/10.1081/E-ENRW-120047603>).
75. Sharma C.B.S.R. Water Hyacinth (*Eichornia crassipes*) in an excellent in situ Monitor of aquatic genotoxins // Environ. and Mol. Mutagenes. — 1989. — Vol. 14. — 182 p.
76. Siepel H. Decision-support systems for nature management // Biodivers. Lett. — 1996. — Vol. 3, N 4—5. — P. 157—161.
77. Simonsen R. Atlas of the Diatom types of Friedrich Hustedt. — 1987. — Vol. 1—3. — 525 p., 1—772 p.
78. Sladeček V. System of water quality from biological point of view // Ergebn. Limnol. — 1973. — Vol. 7. — P. 1—128.
79. Sumita M. A. Numerical water quality assessment of rivers in Hokuriku District using epilithic diatom assemblage in river bed as a biological indicator. (II) The values of RPId in surveyed rivers // Jap. J. of Diatomology. — 1986. — Vol. 2. — P. 9—18.
80. Tavassi M., Barinova S.S., Nevo E., Wasser S.P. Assessment of water quality in the Yarqon River (the central Israel) in terms of the methods of bioindication and bioassay // Hydrobiol. J. — 2008. — Vol. 44, N 2. — P. 16—28.
81. *The diatoms: application for the environmental and earth sciences* / Ed. by E.P. Stoermer, J. P. Smol. — Cambridge: Univ. Press, 1999. — 469 p.
82. UNEP/IPCS. Training Module No. 3. Section C. Ecological Risk Assessment. Prepared by The Edinburgh Centre for Toxicology. — 2006. (<http://www.chem.unep.ch/irptc/Publications/riskasse/C2text.pdf>)
83. Vancsa A.L. Biological water quality of the Tisza between Tokaj and Tiszafüred (on the basis of studies carried out between the period 1971—1980). — Tiscia. — 1984. — Vol. 19. — P. 21—38.
84. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands // Neth J. Aquat Ecol. — 1994. — Vol. 28. — P. 117—133.
85. VanLandingham S.L. Comparative evaluation of water quality on the St. Joseph River (Michigan and Indiana, U.S.A.) by three methods of algae analysis // Hydrobiologia. — 1976. — Vol. 48, N 2. — P. 145—173.
86. Whitton B.A. River Ecology. — Oxford: Blackwell Sci. Publ., 1975. — P. 81—105.

<sup>1</sup> Институт эволюции, Хайфа, Израиль

<sup>2</sup> Институт гидробиологии НАН Украины, Киев