

КАЧЕСТВО И ОХРАНА ВОД, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

УДК 577.4

МЕТОДИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ВОДОЕМЫ, НЕ НОРМИРУЕМЫХ МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ОБЪЕКТОВ БАССЕЙНА ДОНА)¹

© 2009 г. В. Н. Максимов*, А. В. Соловьев*, А. П. Левич*, Н. Г. Булгаков*,
В. А. Абакумов**, А. Т. Терехин*

*Московский государственный университет

119991 Москва ГСП-1, Ленинские горы

**Институт глобального климата и экологии

107258 Москва, ул. Глебовская, 20^б

Поступила в редакцию 19.12.2007 г.

Исследована возможность экологического нормирования показателей, не относящихся к концентрациям химических веществ – водности, температуры воды, а также рН, не являющегося нормируемым показателем. В качестве исходных использованы данные биологического (классы качества вод по показателям планктона, перифитона и зообентоса) и физико-химического мониторинга за 1975–1991 гг. в водных объектах Нижнего Дона, а также данные об уловах и урожайности рыб в Нижнем Дону. Для трех факторов получены значения экологически допустимых уровней, выход за пределы которых влечет за собой экологическое неблагополучие каждого из представленных биологических индикаторов. Нехимические воздействия, представленные водностью и температурой, практически не влияют на ухудшение ихтиологических оценок состояния (исключение составляют связи между водностью и уловами чехони). В то же время планктонные и бентосные оценки являются, по-видимому, более чувствительными индикаторами снижения качества вод по всем трем исследуемым факторам. Водородный показатель оказывает влияние на все экологические группировки донских экосистем. Наиболее жесткие верхние границы экологически допустимых уровней водности зафиксированы для показателя уловов чехони. С другой стороны, недостаточная водная обеспеченность в весенний и летний периоды является причиной ухудшения состояния планктонных и донных организмов.

На протяжении многих лет диагностика состояния водных биоценозов строится на концепции предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Одной из проблем, которую практически невозможно решить в рамках данной концепции, является проблема нормирования абиотических факторов, не относящихся к концентрациям химических веществ [2]: гидрологических (расход воды в реках, водность, уровни воды в водохранилищах, цветность, мутность, прозрачность, водородный показатель (рН)), климатических (температура воды, количество солнечных дней в году), радиационных.

Одним из альтернативных подходов к нормированию вредных воздействий на гидробионтов видится установление не ПДК, а экологически допустимых уровней (ЭДУ) абиотических факторов. Согласно биотической концепции контроля природной среды [11], оценки экологического состояния на шкале норма – нарушение проводятся по комплексу биотических показателей, но не по абиотическим факторам. Последние рассматриваются как воздействия на популяции организмов и на эко-

логические связи между ними. В этом случае абиотические факторы выступают потенциальными причинами экологического неблагополучия, а не непосредственными его симптомами. Метод ЭДУ [14], основанный на биотической концепции, позволяет нормировать любые факторы среды независимо от их природы.

Решение задачи выявления, нормирования и ранжирования факторов среды, сопряженных с неблагополучием экологического состояния гидробионтов, состоит из двух основных этапов.

На первом этапе проводится оценка экологического состояния гидробионтов (биоиндикация) с проведением на шкале состояния границы между нормой и нарушением. На втором этапе происходит обработка данных о полученных оценках экологического состояния, а также о воздействующих абиотических факторах с целью поиска тех из них, которые ответственны за неблагополучие биоты; вычисления их ЭДУ (т.е. пограничных значений, выход за пределы которых означает переход биоты из благополучного в неблагополучное экологическое состояние); ранжирования факторов по степени их опасности для популяций и сообществ. Для водных объектов бассейна Дона [5, 6, 15], водоемов

¹ Работа выполнена при поддержке РФФИ (гранты 06-07-89102-а, 07-04-00045-а).

Калмыкии [21], Суры [20], бассейнов рек Балтийского, Баренцевского, Каспийского, Черноморского, Среднеазиатского, Карского, Восточно-Сибирского, Тихоокеанского гидрографических районов [3, 17, 18] были получены списки ЭДУ концентраций химических веществ на основе оценок состояния по данным об уловах и урожайности промысловых рыб и по данным о численностях и биомассах планктона, перифитона и зообентоса.

В данной работе исследуется возможность экологического нормирования показателей, не относящихся к концентрациям химических веществ – водности, температуры воды, а также pH, представляющего собой логарифм концентрации ионов H^+ , но не являющегося нормируемым показателем (ПДК для pH отсутствует). Колебания значений этих факторов могут существенно сказываться на состоянии различных сообществ гидробионтов (фито-, зоопланктона, перифитона, зообентоса, рыб). В качестве исходных данных использованы данные биологического и физико-химического мониторинга Росгидромета водных объектов Нижнего Дона за 1975–1991 гг., содержащиеся в [28], а также данные об уловах леща, чехони, судака и берша в донских водохранилищах [26], урожайности леща и осетра в Нижнем Дону [7].

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Для биоиндикации состояния водных экосистем используются структурные, функциональные показатели сообществ гидробионтов, морфологические, физиологические, биохимические, иммунологические характеристики отдельных индикаторных организмов. Так, широко применяются индексы видового разнообразия (индексы Шеннона, Симпсона, Маргалефа, Бергера-Паркера), параметры моделей рангового распределения видов в сообществе [4, 9, 10, 12, 13, 16, 19, 21, 25, 27]. Известны примеры использования значений интенсивности общего метаболизма биоценоза, оцениваемого через продукционные характеристики фитопланктона [24], отношения общего дыхания сообществ водных беспозвоночных к его суммарной биомассе, отношения продукции к биомассе, а также отношения продукции к энергии, рассеиваемой популяцией в пространство [22, 23].

В настоящей работе для биоиндикации использовали метод экологических модификаций [1], основанный на анализе данных о процентном соотношении численностей отдельных групп организмов внутри фито-, зоопланктона, перифитона и зообентоса, являющихся индикаторами сапробности. На основе первичных данных устанавливали индекс сапробности [30, 31] для фито-, зоопланктона и перифитона, а также биотический [8, 32] и олигохетный [29] индексы для зообентоса. Полученные индексы, в свою очередь, служили основой для присвоения

каждой из четырех указанных экологических групп гидробионтов оценки экологического состояния по 5-балльной шкале, где 1 балл соответствует самому благополучному (фоновому) состоянию, а 5 баллов – самому неблагоприятному (состоянию метаболического регресса). Из трех оценок, полученных для фито-, зоопланктона и перифитона, выбирали самую жесткую, которая характеризовала экологическое состояние планктонных организмов. Оценка для зообентоса соответственно описывала состояние донных организмов. Граница нормы и нарушения на шкале оценок для планктонных организмов равна 2.75, для донных организмов – 3.75. В анализ были включены среднегодовые оценки состояния на исследованных створах наблюдения.

Для проведения оценки экологического состояния по ихтиологическим показателям все величины ежегодных уловов (урожайности) рыб классифицировали по 3-балльной шкале. Величины уловов, входящие в интервал от минимальной величины до средней между минимальной и среднемноголетней величинами, оценивали баллом 3; уловы (урожайность) из интервала от средней между максимальной и среднемноголетней величинами до максимальной величины – баллом 1. Промежуточным значениям уловов (урожайности) была присвоена оценка 2. После этого была введена граница нормы и патологии на шкале оценок: величины уловов (урожайности), оцененные баллами 2 и 3, отнесены к низким; уловы (урожайность) с баллами 1 – к высоким. Таким образом, использовали представление об относительной норме состояния уловов (урожайности) за некоторый эталонный период наблюдений.

ПОИСК И НОРМИРОВАНИЕ ФАКТОРОВ, НАРУШАЮЩИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ БЛАГОПОЛУЧИЕ

Для диагностики и нормирования факторов сопоставляли биологические оценки состояния и сведения о водности, температуре воды и pH на тех же створах и в те же (или близкие) даты [28]. Учитывая высокую лабильность pH, его изменчивость не только между месяцами года, но и в течение суток, для анализа использовали значения этого показателя в пробах, отобранных в одно и то же время суток (утром). Для поиска достоверных связей между гидробиологическими оценками состояния экосистем и воздействующими абиотическими факторами использовали метод ЭДУ [14], который позволяет для каждого участвующего в анализе фактора среды определить значение, выход за пределы которого влечет за собой экологическое неблагополучие. Сопряженность между биотическими и абиотическими показателями можно описать следующим утверждением: если ЭДУ данного фактора превышено, то экологическое состояние будет неблагоприятным с определенной степенью значимости,

Таблица 1. Результаты нормирования среднемесячных и среднегодовых показателей водности (здесь и в табл. 2–4 н. у. – нижний уровень, в. у. – верхний уровень, прочерк – ЭДУ не найден)

Месяц	Планктон			Зообентос			Уловы чехони		
	ЭДУ	точность,	полнота,	ЭДУ	точность,	полнота,	ЭДУ	точность,	полнота,
		%			%			%	
Май, н. у.	0.723	81	52	0.664	92	55			
Май, в. у.	—	—	—	—	—	—	0.93	88	88
Июнь, н. у.	1.036	81	55	—	—	—	—	—	—
Август, н. у.	—	—	—	0.994	80	75	—	—	—
Октябрь, в. у.	—	—	—	—	—	—	0.905	80	89
Ноябрь, в. у.	—	—	—	—	—	—	0.888	80	100
В среднем за год, в. у.	—	—	—	1.361	83	24	0.969	80	57

выраженной в терминах точности и полноты. Под точностью понимается отношение количества неблагоприятных наблюдений, совпавших со случаями выхода за пределы ЭДУ данного фактора, к общему количеству несоблюдений ЭДУ. Под полнотой – отношение количества неблагоприятных наблюдений, совпавших со случаями выхода за пределы ЭДУ, к общему количеству неблагоприятных наблюдений.

Для 31 створа наблюдения Цимлянского, Пролетарского, Веселовского водохранилищ, рек Дона (от водохранилищ до г. Ростов-на-Дону) и Северского Донца искали ЭДУ факторов, для которых не существует ПДК – это водность, температура воды и pH. Значения водности рассчитаны как отношение величины расхода воды на данном створе в определенную дату (полученной из указанных выше литературных источников) к среднесноголетнему на этом же створе значению расходов воды. Нормирование непосредственно расходов воды признано нецелесообразным, так как данный фактор является сугубо створоспецифичным, (диапазоны многолетних изменений уровня водопотребления на разных створах могут существенно отличаться). По этой же причине в расчеты ЭДУ были включены не абсолютные значения температуры, а отношения текущих показателей к среднесноголетней температуре на данном створе. Допустимые уровни искали в области как низких, так и высоких значений факторов. Анализировали влияние на среднегодовую оценку состояния среднемесячных и среднегодовых значений факторов.

Для каждой из шести полученных гидробиологических оценок (по планктону и перифитону, по зообентосу, по уловам судака и берша, по уловам леща, по уловам чехони, по урожайности осетра и леща) и для каждого из значений водности, относительной температуры и pH (12 среднемесячных для верхней границы, 12 среднемесячных для нижней границы, среднегодовые для верхней и нижней границы – итого 26 переменных) отыскивали ЭДУ и

рассчитывали точность и полноту. Далее были исключены незначимые переменные, не приводящие к экологическому неблагоприятию. Все значения этих переменных за исследуемый период соответствовали только ситуациям с нормальным экологическим состоянием. Для незначимых переменных результат исследования – максимальная и минимальная границы значений фактора за период наблюдений, названные экологически безопасными границами. Остальные переменные, для которых были получены ЭДУ, названы значимыми.

ПЕРЕМЕННЫЕ, ОСОБО ЗНАЧИМЫЕ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ГИДРОБИОНТОВ

Из всего набора значимых факторов были отобраны те, которые дают наибольший вклад в возникновение экологического неблагоприятия. Эти переменные, названные особо значимыми, выбраны по следующим критериям:

точность сопряженности между уровнем абиотического фактора и ихтиологической оценкой должна быть не меньше 80%;

количество наблюдений с благополучным (неблагополучным) состоянием должно быть более 8;

некоторые экспертные соображения о способности или неспособности данного фактора среды влиять на экологическое состояние планктона, перифитона или бентоса.

В табл. 1–3 для всех гидробиологических оценок сведены ЭДУ всех особо значимых значений водности, температуры и pH с указанием их точности и полноты. Чтобы получить ЭДУ расходов воды и абсолютной температуры на определенном створе, необходимо умножить значения из табл. 1–2 на среднесноголетние величины этих факторов на данном створе. Как видно, нехимические воздействия, представленные водностью и температурой, практически не влияют на ухудшение ихтиологиче-

Таблица 2. Результаты нормирования среднемесячных показателей относительной температуры

Месяц	Планктон			Зообентос		
	ЭДУ	точность,	полнота,	ЭДУ	точность,	полнота,
		%			%	
Январь, н. у.	—	—	—	0.176	83	71
Апрель, в. у.	—	—	—	1.024	81	65
Апрель, н. у.	—	—	—	0.673	86	43
Май, в. у.	0.982	82	85	0.976	80	80
Июнь, в. у.	—	—	—	1.019	81	76
Сентябрь, в. у.	—	—	—	1.094	80	27
Сентябрь, н. у.	0.930	86	30	—	—	—
Октябрь, в. у.	—	—	—	1.162	80	22

Таблица 3. Результаты нормирования среднемесячных и среднегодовых показателей pH

Месяц	Планктон			Зообентос			Уловы леща			Уловы чехони			Урожайность леща и осетра		
	ЭДУ	точ-ность,	полно-та,	ЭДУ	точ-ность,	полно-та,	ЭДУ	точ-ность,	полно-та,	ЭДУ	точ-ность,	полно-та,	ЭДУ	точ-ность,	полно-та,
		%			%			%			%			%	
Январь, н. у.	—	—	—	7.72	80	47	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Март, н. у.	—	—	—	7.65	82	56	—	—	—	—	—	—	7.9	80	55
Апрель, в. у.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	7.62	80	100	—	—	—
Май, н. у.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	8.17	90	86
Июнь, н. у.	7.92	80	35	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Июль, н. у.	7.73	86	48	7.86	80	63	—	—	—	—	—	—	—	—	—
В среднем за год, в. у.	—	—	—	—	—	—	8.17	83	62	—	—	—	—	—	—

ских оценок состояния (исключение составляют связи между водностью и уловами чехони). В то же время планктонные и бентосные оценки являются, по-видимому, более чувствительными индикаторами снижения качества вод по всем трем исследуемым факторам. Водородный показатель может служить примером воздействия, оказывающего влияние на все экологические группировки донских экосистем.

Наиболее жесткие верхние границы ЭДУ водности зафиксированы для показателя уловов чехони: даже превышение расходов воды, меньших чем среднемноголетние, может привести к снижению уловов. С другой стороны, недостаточная водная обеспеченность в весенний и летний периоды является причиной ухудшения состояния планктонных и донных организмов.

Согласно табл. 2, благополучие бентоса в низовьях Дона сильно зависит от теплового режима. Слишком низкие температуры в зимне-весенний

период и слишком высокие в летне-осенний приводят к экологическому неблагополучию сообществ донных организмов. На экологическое состояние планктонных сообществ влияют только майские и сентябрьские температуры, причем в сентябре, в отличие от зообентоса, у планктона благополучие переходит в неблагополучие при снижении температуры.

В большинстве случаев неблагополучные оценки состояния всех групп организмов связаны с низкими величинами водородного показателя (табл. 3). Исключение составляют уловы чехони и леща, падение которых, по-видимому, имеет причиной излишнее защелачивание среды весной и в среднем за год соответственно. Самые жесткие ЭДУ для нижней границы pH отмечены при нормировании причин снижения урожайности леща и осетра.

В табл. 4 представлены единые ЭДУ трех исследованных факторов для отдельных месяцев года. Если получено несколько ЭДУ одной и той же пе-

Таблица 4. Перечень наиболее жестких ЭДУ факторов, не относящихся к концентрациям химических веществ, в подбассейне Нижнего Дона

Месяц	Водность		Относительная температура		рН	
	в. у.	н. у.	в. у.	н. у.	в. у.	н. у.
Январь	—	—	—	0.176	—	7.72
Март	—	—	—	—	—	7.9
Апрель	—	—	1.024	0.673	7.62	—
Май	0.93	0.723	0.976	—	—	8.17
Июнь	—	1.036	1.019	—	—	7.92
Июль	—	—	—	—	—	7.86
Август	—	0.994	—	—	—	—
Сентябрь	—	—	1.094	0.93	—	—
Октябрь	0.905	—	1.162	—	—	—
Ноябрь	0.888	—	—	—	—	—
В среднем за год	0.969	—	—	—	8.17	—

ременной (например, нижний уровень майской водности для оценок состояния по планктону и зообентосу в табл. 1), то выбирается наиболее жесткое значение (максимальное для нижнего, минимальное для верхнего уровней). В приведенном примере наиболее жестким является значение водности 0.723. Как видно из табл. 4, наибольшее влияние на состояние биоценозов экосистем Нижнего Дона оказывают водность, температура и рН в весенние и летние месяцы. Большая часть особо значимых переменных относятся к периоду с апреля по сентябрь. Также в эти месяцы отмечены более жесткие значения этих переменных. В период активного развития растительного и животного сообществ границы их благополучия в виде оптимальных диапазонов исследованных факторов, по всей вероятности, оказываются более узкими.

ВЫВОДЫ

Предложенная методика позволяет найти ЭДУ таких факторов окружающей среды, которые, казалось бы, не пригодны для нормирования в том виде, в каком оно предстает в методах биотестирования при получении ПДК. В самом деле, даже если возможно провести в лаборатории опыт сродни токсикологическому с изучением смертности популяции по градиенту увеличения температуры, то полученное нормированное значение будет относиться к некоторой абстрактной температуре, не учитывающей ни время года, ни соответствующую данному времени динамике популяции (рост или снижение численности). Моделирование же в лабораторных условиях воздействия на популяцию гидродинамических процессов (расход воды, водность) тем более представляется неразрешимой задачей. Полученные ЭДУ водности могут быть использованы при нормировании гидрологических воздей-

ствий на водные биоценозы и при прогнозе экологического состояния водных экосистем по планируемым значениям расходов воды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. междунар. симпоз. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 18–40.
2. Абакумов В.А., Сущенко Л.М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. междунар. симпоз. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41–51.
3. Булгаков Н.Г. Экологически допустимые уровни абиотических факторов в водоемах России и сопредельных стран. Зависимость от географических и климатических особенностей // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 2. С. 193–198.
4. Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н. и др. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты // Изв. РАН. Сер. биол. 2005. № 5. С. 1–7.
5. Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т. Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и урожайности промысловых рыб // Изв. РАН. Сер. биол. 1995. № 2. С. 218–225.
6. Булгаков Н.Г., Левич А.П., Максимов В.Н. Прогноз состояния экосистем и нормирование факторов среды в водных объектах Нижнего Дона // Изв. РАН. Сер. биол. 1997. № 3. С. 374–379.
7. Воловик С.П., Козлитина С.В., Реков Ю.И. Математические подходы приведения в единую систему

- промыслово-биологических данных по азовским осетру и севрюге // Информационное и математическое обеспечение исследований сырьевой базы. М.: ВНИРО, 1991. С. 114.
8. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоочные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. Советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 132–161.
 9. Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н. и др. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель // Изв. Самарского НЦ РАН. 2005. Вып. 4. С. 84–91.
 10. Карташева Н.В., Левич А.П. Влияние загрязнения металлами на равномерность распределения численностей видов зоопланктона // Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1981. С. 151–155.
 11. Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН. 1994. Т. 337. № 2. С. 280–282.
 12. Левич А.П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 181 с.
 13. Левич А.П. Феноменология, применение и происхождение ранговых распределений в биоценозах и экологии как источник идей для техноценозов и экономики // Математическое описание ценозов и закономерности техники. Абакан: Центр системных исследований, 1996. С. 93–105.
 14. Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 3. С. 328–335.
 15. Левич А.П., Терехин А.Т., Булгаков Н.Г. и др. Экологический контроль водных объектов Нижнего Дона по биотическим идентификаторам планктона, перифитона и зообентоса // Вестн. МГУ. Сер. 16, Биология. 1996. № 3. С. 18–25.
 16. Максимов В.Н. О ранговых распределениях в экологии сообществ с точки зрения статистики // Изв. РАН. Сер. биол. 2004. № 3. С. 352–361.
 17. Максимов В.Н., Абакумов В.А., Булгаков Н.Г. и др. Экологически допустимые уровни абиотических факторов. Исследование водных экосистем Восточной Европы // Вестн. МГУ. Сер. 16, Биология. 2001. № 4. С. 36–41.
 18. Максимов В.Н., Абакумов В.А., Булгаков Н.Г. и др. Экологически допустимые уровни абиотических факторов. Исследование пресноводных объектов азиатской части России и Узбекистана // Изв. РАН. Сер. биол. 2002. № 5. С. 614–624.
 19. Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Джабруева Л.В. Ранговые распределения размерно-морфологических групп микроводорослей в перифитоне и их связь с уровнем загрязнения водоема // Изв. РАН. Сер. биол. 1997. № 6. С. 697–704.
 20. Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П. Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженности для биотических и абиотических компонентов // Изв. РАН. Сер. биол. 2000. № 4. С. 482–491.
 21. Максимов В.Н., Джабруева Л.В., Булгаков Н.Г., Терехин А.Т. Концепция выявления стрессовых состояний водных экосистем методом ранговых распределений и экологически допустимые уровни загрязняющих веществ для водоемов р. Элиста // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 1. С. 79–85.
 22. Попченко В.И. Экологические модификации сообществ зообентоса в условиях загрязнения водных экосистем // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 144–151.
 23. Попченко В.И. Экологические модификации сообщества макрозообентоса как индикаторы загрязнения водных экосистем // Биоиндикация: теория, методы, приложения. Тольятти, 1994. С. 38–52.
 24. Сиренко Л.А. Экспресс-методы изучения экологических модификаций фитоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 151–163.
 25. Сироткина Н.В., Левич А.П. Влияние тяжелых металлов на видовую и надвидовую структуры фитопланктонного сообщества Рыбинского водохранилища // Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1981. С. 142–150.
 26. Уловы рыб в водохранилищах СССР (статистические сборники). М., 1975–1990.
 27. Федоров В.Д., Кондрик Е.К., Левич А.П. Ранговое распределение численности фитопланктона Белого моря // Докл. АН СССР. 1977. Т. 236. № 1. С. 264–267.
 28. Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования. <http://ecogrede.belozersky.msu.ru>
 29. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Indust. Waste Conf. Purdue Univ. Eng. Ext. 1961. Ser. 106. № 45. P. 139–142.
 30. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserwach. 1955. B. 96. № 8. S. 1–604.
 31. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol. 1973. № 7. 218 p.
 32. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chem. Ind. 1964. № 11. pp. 433–447.