УДК 574

© Л. И. Цветкова, д-р биол. наук, профессор
(Санкт-Петербургский государственный
архитектурно-строительный университет)
E-mail: tsv_liudmila@mail.ru

© Е. Неверова-Дзиопак, д-р техн. наук, профессор
(Горно-Металлургическая академия, г. Краков)
E-mail: elenaa@agh.edu.pl

DOI 10.23968/1999-5571-2019-16-6-262-270

© L. I. Tsvetkova, Dr. Sci. Bio., Professor
(Saint Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering)
E-mail: tsv_liudmila@mail.ru

© E. Neverova-Dziopak, Dr. Sci. Tech., Professor
(AGH University of Science and Technology, Krakow)
E-mail: elenaa@agh.edu.pl

КАК ОЦЕНИТЬ ОПАСНЫЙ УРОВЕНЬ АНТРОПОГЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

HOW TO ASSESS THE DANGER OF ANTHROPOGENIC EUTROPHICATION OF FRESHWATER ECOSYSTEMS

Рассматривается возможность оценки допустимого и опасного уровня антропогенного эвтрофирования поверхностных вод на основе индекса трофического состояния (ITS). В отличие от естественного, антропогенное эвтрофирование приводит к вторичному загрязнению, деградации и потере ресурсной ценности, в первую очередь, пресноводных экосистем. Это порождает проблему дефицита пресной воды во всем мире. Для решения этой глобальной экологической проблемы необходима разработка доступных и надежных способов оценки опасного уровня эвтрофирования природных вод.

Ключевые слова: поверхностные воды, антропогенное эвтрофирование, индекс трофического состояния.

The paper considers the possibility of assessing the acceptable and dangerous levels of surface water anthropogenic eutrophication on the base of Index of trophical state (ITS). Unlike the natural process, anthropogenic eutrophication leads to secondary water pollution, ecosystems' degradation and the loss of their resource value, first of all, it affects the freshwater ecosystems. This, in turn, creates the problem of freshwater scarcity worldwide. The solution of this global ecological problem requires the development of reliable and affordable methods of assessing of the dangerous level of water eutrophication.

Keywords: surface water, anthropogenic eutrophication, Index of trophical state (ITS).

Дефицит пресной воды — серьезнейшая экологическая проблема современности. Антропогенное эвтрофирование (цветение) поверхностных вод — одна из наиболее распространенных причин вторичного загрязнения воды, деградации и потери ресурсной ценности экосистем и возрастающего дефицита пресной воды во всем мире. При этом нарушаются практически все виды водопользования (рис. 1, 2).

Мероприятия по предотвращению вторичных негативных последствий эвтрофирования водоемов недостаточно эффективны. Причины этого, в значительной степени, кроются в неоднозначном толковании терминов «трофность» (trophe — пища) и «эвтрофирование», а также в противоречивости оценок степени трофности по множеству (более 50) показателей и призна-

ков, используемых в практике экологического мониторинга водных экосистем.

В трофической классификации водоемов (в зависимости от количества накопленного первичного (фотосинтезируемого) органического вещества) выделяют три основных типа: дистрофные (отсутствие пищи), олиготрофные (бедные пищей) и эвтрофные (перенасыщенные пищей).

Между этими градациями выделены промежуточные: ультраолиготрофные — между дистрофными и олиготрофными, мезотрофные — между олиготрофными и эвтрофными. Некоторые авторы дополнительно вносят понятие о гиперэвтрофных экосистемах [2].

Несмотря на то что термин «трофность» прочно вошел в обиход, стал привычным и по-

Рис. 1. Цветение воды [1]

лучил широкое распространение, содержание его остается крайне неопределенным.

Однако водоемы различаются не только скоростью образования органического вещества (продукции), но скоростью его разложения (деструкции). А накопление органического вещества зависит от соотношения скоростей процессов продукции и деструкции, т. е. от биотического баланса. Физическую сущность трофического состояния водоемов раскрыл Г. Г. Винберг [3–5]. Он дал такое определение: «Априори, в самой общей форме, можно выделить три типа баланса: положительный, отрицательный и нулевой. По всей вероятности, типично дистрофные водоемы будут характеризоваться отрицательным балансом, эвтрофные — положительным и олиготрофные — нулевым» [5].

В понятии о биотическом балансе речь идет не о сбалансированности процессов, а об итоге противоположно направленных процессов образования и разложения органических веществ.

Оценка биотического баланса должна основываться на оценке общего итога жизнедеятель-

ности всей совокупности населяющих водоем организмов, т. е. автотрофов и гетеротрофов. В балансовом равенстве $A - B = C$ к первому члену (A) относятся все процессы новообразования органических веществ (первичной продукции), ко второму (B) — остальные многообразные процессы разложения органических веществ, связанные с метаболизмом (дыханием) водных бактерий, растений и животных. Эти процессы сопровождаются выделением связанной в органических веществах энергии и соответственно снижают запасы этих веществ. Они противоположны процессам первичной продукции, основанным на аккумуляции солнечной энергии и превращении ее в химические связи органических веществ, и называются деструкцией. При $A > B$ имеет место процесс эвтрофирования, при $A < B$ — дистрофирования, а при $A = B$ водоем олиготрофный.

Таким образом, биотический баланс представляется той единой количественной осью, на основе которой может быть построена классификация трофических типов водных экосистем. Иными словами, биотический баланс является универсальным критерием трофического статуса водоемов.

В то же время хорошо известно, что фундаментальной характеристикой экологического состояния любых экосистем и биосферы в целом является соотношение скоростей автотрофных и гетеротрофных процессов создания и разложения органических веществ, т. е. биотический баланс [2, 5–7].

Следовательно, для водных экосистем трофическое и экологическое состояние по существу являются синонимами. Эвтрофирование — это процесс постепенного перехода водоема из дистрофного или олиготрофного состояния в эв-

Рис. 2. Превращение озера в болото [1]

трофное, в основе которого лежит смещение биотического баланса экосистемы в сторону накопления первичного органического вещества вследствие преобладания скорости образования органических веществ (продукции) над скоростью их разложения (деструкции). С этим согласны многие современные исследователи [8, 9 и др.].

К сожалению, несмотря на признание в качестве главного критерия трофического статуса водных экосистем состояние биотического баланса, исследования в направлении его количественной оценки так и не получили своего развития ни в России, ни в других странах. По-прежнему оценка трофности ведется по совокупности показателей, характеризующих, как правило, лишь продукцию органического вещества в водоеме.

Антропогенное эвтрофирование, в отличие от естественного, которое длится столетиями и тысячами лет, протекает в течение десятков или нескольких лет.

Основная причина ускорения процессов продукции — избыточное поступление в водоемы биогенных веществ (минеральных форм азота и фосфора), которые являются доступными питательными веществами (по существу удобрениями) для микроскопических планктонных водорослей (фитопланктона) и высших водных растений (макрофитов). В результате в водоеме наблюдается «цветение воды» и зарастание мелководий макрофитами.

Кроме поступления биогенов из антропогенных источников, причинами эвтрофирования может быть и другая деятельность человека. Например, сбросы сточных вод с повышенной температурой от электростанций (тепловое загрязнение водоемов) или изменение гидродинамики вод (строительство гидротехнических сооружений, создание насыпных территорий и др.).

Традиционно при мониторинге трофического состояния водных объектов используют многие показатели: биотические (численность, биомасса фитопланктона, первичная продукция, хлорофилл и многие другие), абиотические (прозрачность, биогены, кислородный режим и многие другие) и разнообразные формализованные

индексы (индекс Карлсона, Порселлы, Бульона и многие другие).

Все традиционные показатели не дают надежной оценки трофического статуса водоемов и характеризуют (часто только качественно), в основном, лишь продукционную сторону процесса эвтрофирования, не учитывая деструкцию органических веществ, а их значения широко варьируют в пределах одного и того же трофического состояния водных экосистем. Дать адекватную оценку опасного уровня трофности возможно только по совокупности многих показателей.

Определение практически всех показателей трофности требует проведения трудоемких, дорогостоящих процедур и привлечения узких и высококвалифицированных специалистов (гидробиологов, лимнологов), что затрудняет их использование в широкой практике мониторинга экологического состояния поверхностных вод. Большинство показателей не может быть автоматизировано и регистрироваться в системе online.

Признав, что трофическое состояние водных экосистем есть состояние их биотического баланса, становится очевидным, что наилучшим критерием трофности будет численный показатель, характеризующий соотношение скоростей процессов продукции (аккумуляция солнечной энергии) и деструкции (утилизация энергии) органических веществ. К такому же выводу приходит и Ю. С. Даценко. Он пишет: «На наш взгляд, важной характеристикой экосистемы в плане оценки ее состояния могло бы быть соотношение двух динамических показателей экосистемных процессов — скорости первичного продуцирования и скорости деструкции органического вещества. Как отмечалось раньше, при нарушении баланса этих характеристик в экосистеме начинают происходить глубокие изменения, приводящие к изменению трофического состояния водоема» [10].

В экологии хорошо известно, что изменение скоростей автотрофных и гетеротрофных процессов в любых экосистемах приводит к изменению соотношения концентраций кислорода (O_2) и углекислого газа (CO_2), т. е. конечных продуктов этих реакций [2].

В полной мере это относится и к водным экосистемам. Г. Г. Винберг писал: «Построение и разрушение органических веществ в процессе обмена у живых организмов сопровождаются газообменом со средой, который находится в тесной связи со скоростью потребления и скоростью рассеяния энергии, поэтому именно газообмен должен быть положен в основу методов изучения баланса органических веществ. Последнее обстоятельство связывает биотический баланс с газовым режимом водоемов» [5].

Очевидно, что концентрация CO_2 и кислорода — величины взаимосвязанные: чем больше ассимилировано CO_2 при фотосинтезе, тем больше вода насыщается кислородом. При этом в период «цветения» часто наблюдается перенасыщение воды кислородом более нормального 100 %-ного насыщения ее атмосферным кислородом при данных температуре и давлении (иногда более –200 %). Это объясняется тем, что растворимость O_2 , выделяемого при фотосинтезе, в 5 раз больше растворимости атмосферного.

Несомненно, соотношение концентраций CO_2 и O_2 отражает соотношение скоростей процессов продукции и деструкции в любых экосистемах, в том числе и водных.

Известно также, что изменение в воде концентрации CO_2 приводит к изменению концентрации иона водорода $[\text{H}^+]$, а следовательно, и величины рН, так как $[\text{CO}_2]$ и $[\text{H}^+]$ жестко связаны количественной зависимостью в карбонатном равновесии [2].

Поэтому критерием интенсивности фотосинтеза может служить не только уменьшение $[\text{CO}_2]$, но и увеличение величины рН, зная которую можно рассчитать количество ассимилированного CO_2 [11]. О. А. Алекин, например, предложил формулу для расчета концентрации CO_2 по величине рН [12]:

$\text{CO}_2, \text{ мг/л} = 0,238 \cdot f \cdot \text{HCO}_3^- \cdot 10^{-7} - \text{ра } \text{H}^+$, (1)
где f — коэффициент активности ионов HCO_3^- ; H^+ — активность ионов водорода.

Он рассчитал, что при $t = 18^\circ\text{C}$ и $f = 0,92$, при увеличении рН от 8,0 до 8,1 концентрация CO_2 уменьшится с 4,0 до 3,2 мг/л, т. е. на 0,8 мг/л на 0,1 ед. рН.

Следовательно, взаимозависимость величины рН и концентрации в воде кислорода может также, как и соотношение CO_2 и O_2 , использо-

ваться для оценки соотношения скоростей продукции и деструкции органических веществ, т. е. состояния биотического баланса.

При этом измерение рН обязательно при любых лимнологических исследованиях, доступнее в техническом отношении, чем измерение CO_2 , и может проводиться инструментальными методами.

На основе собственных многолетних исследований (около 2500 измерений) и опубликованных материалов авторы установили, что в водоемах различного трофического уровня величина рН и процентное содержание кислорода тесно коррелируются ($r_{yx} = 0,70-0,99$), а связь носит линейный характер.

Эта закономерность была подтверждена и экспериментальными исследованиями [2, 12–15]. Кроме того, установленная зависимость специфична для водоемов различного трофического уровня и отличается численными значениями свободного члена уравнения. Нарастание рН по мере увеличения содержания кислорода во всех случаях происходит приблизительно с одинаковой скоростью: при увеличении кислорода на 10 % нормального насыщения рН возрастает от 0,12 до 0,14 единиц, или в среднем на 0,13 единиц (табл. 1, рис. 3).

Поскольку величиной рН можно оценить количество ассимилированного CO_2 , то установленную нами закономерность можно сформулировать так: при одном и том же насыщении воды кислородом трофический статус экосистемы будет тем выше, чем больше ассимилировано CO_2 (что вряд ли может вызывать какие-либо возражения).

Из приведенных данных следует: при одинаковом насыщении воды кислородом величина

Таблица 1
Зависимости рН от насыщенности воды кислородом для идеальных трофических типов воды

Трофические типы вод	Уравнения связи рН с кислородом
Дистрофные	$\text{pH } 4,38 + 0,013 \times \text{O}_2, \%$
Ультраолиготрофные	$\text{pH } 5,04 + 0,013 \times \text{O}_2, \%$
Олиготрофные	$\text{pH } 5,71 + 0,013 \times \text{O}_2, \%$
Мезотрофные	$\text{pH } 6,37 + 0,013 \times \text{O}_2, \%$
Эвтрофные	$\text{pH } 7,03 + 0,013 \times \text{O}_2, \%$

Рис. 3. Зависимость pH от насыщения воды кислородом [O₂, %] в водоемах различного трофического состояния

pH будет тем больше, чем выше трофический статус водоема. По найденным уравнениям можно рассчитывать величину pH при любом насыщении воды кислородом по одновременно замеренному значению pH и O₂, %. Эта величина будет отражать уровень трофности водоема.

В качестве критерия трофности авторами была выбрана величина pH при нормальном 100 %-ном насыщении воды кислородом, который они назвали «Index of trophical state» (ITS) и предложили формулу для его расчета [2, 14]:

$$ITS = \sum_{i=1}^n pH_i / n + a(100 - \sum_{i=1}^n [O_2, \%]_i / n), \quad (2)$$

где pH_i — измеренные значения pH за время t ; $[O_2, \%]$ — концентрация O₂, %, замеренная синхронно с pH_i за время t ; a — эмпирический коэффициент; 100 — нормальное насыщение воды кислородом, %; n — число измерений за время t .

Критериальные значения ITS в водоемах различного трофического уровня приобретают численные значения, приведенные в табл. 2.

Верификация была выполнена по случайной выборке нескольких водоемов с надежно установленным по традиционным признакам уровнем трофности (табл. 3).

Тесная линейная корреляция между pH и кислородом позднее была установлена рядом авторов для многих водных объектов России и Польши. Например, И. А. Науменко пишет: «Тесная связь обнаруживается между содержанием растворенного кислорода и таким важным гидрохимическим показателем, как величина pH. Генетическая обусловленность этой зависимости связа-

на с процессом фотосинтеза. Как известно, при интенсивном фотосинтезе происходит подщелачивание среды и увеличение значений pH и в то же время растет содержание кислорода, выделяемого фитопланктоном. Анализ таких связей в московских водохранилищах показал, что они носят линейный характер, не зависят от синоптических условий и характеризуются высокими значениями коэффициентов корреляции» [21].

Показатель ITS был успешно использован при оценке эвтрофирования Таганрогского залива Азовского моря [22].

Тесная линейная корреляция между pH и растворенным в воде кислородом была установлена при исследованиях на многих водоемах Польши [14, 23–30 и др.]. Например, З. Ковалевский приводит уравнение связи pH и O₂, % для 20 рек Польши (табл. 4).

Аналогичные зависимости были получены для ряда водохранилищ Польши [29].

Приведенные примеры убедительно доказывают, что тесная корреляция между pH и растворенным в воде кислородом имеет универсальное значение и справедлива для водных объектов разного типа в различных регионах и странах, а основанный на этой зависимости показатель ITS может использоваться в качестве критерия для оценки трофического статуса водных экосистем. Этот показатель позволяет оценить допустимый и опасный уровень трофности пресноводных водоемов. Очевидно, что необратимая деградация экосистемы может наступить

Таблица 2

Значения показателя ITS в водных системах различного трофического статуса

Трофическое состояние экосистемы	Биотический баланс ($V_{\text{прод}}/V_{\text{дестр}}$)	ITS
Дистрофные	Отрицательный ($V_{\text{прод}}/V_{\text{дестр}} < 1$)	< 5,35–6,01
Ультраолиготрофные		6,02–6,67
Олиготрофные	Нулевой ($V_{\text{прод}}/V_{\text{дестр}} = 1$)	6,68–7,34
Мезотрофные	Положительный ($V_{\text{прод}}/V_{\text{дестр}} > 1$)	7,35–8,00
Эвтрофные		> 8,01

Таблица 3

**Зависимость величины pH от насыщения воды кислородом в разные годы в Невской губе
и других водоемах [13, 14, 16–20]**

Водоемы	Год	Трофический статус водоема	Число измерений	Коэффициент корреляции	Уравнение	ITS
Невская губа	1962	Олиготрофный	151	0,978	$pH\ 5,824 + 0,014 \times O_2, \%$	7,22
	1974	Мезотрофный	217	0,859	$pH\ 6,530 + 0,014 \times O_2, \%$	7,93
	1975	Мезотрофный	373	0,948	$pH\ 6,508 + 0,013 \times O_2, \%$	7,81
	1976	Мезотрофный	557	0,871	$pH\ 6,627 + 0,012 \times O_2, \%$	7,83
	1977	Эвтрофный	385	0,910	$pH\ 6,623 + 0,014 \times O_2, \%$	8,02
	1978	Мезотрофный	257	0,927	$pH\ 6,628 + 0,012 \times O_2, \%$	7,83
	2003–2004	Мезотрофный	449	0,907	$pH\ 6,458 + 0,013 \times O_2, \%$	7,76
Финский залив	2003	Эвтрофный	93	0,944	$pH\ 6,716 + 0,013 \times O_2, \%$	8,02
	2004	Эвтрофный	110	0,988	$pH\ 6,824 + 0,013 \times O_2, \%$	8,12
Пруды в Краснодарском крае	1953	Эвтрофный	56	0,989	$pH\ 6,987 + 0,012 \times O_2, \%$	8,19
Озера Северной Америки	1959	Ультра-олиготрофный	12	0,837	$pH\ 4,634 + 0,014 \times O_2, \%$	6,03
Гидрокарбонатные озера Карелии	1959	Мезотрофный	37	0,857	$pH\ 6,437 + 0,012 \times O_2, \%$	7,64
Озера Южной Карелии	1959	Мезотрофный	26	0,795	$pH\ 6,216 + 0,013 \times O_2, \%$	7,52
Озера Ярославской области	1959	Эвтрофный	13	0,690	$pH\ 7,100 + 0,011 \times O_2, \%$	8,20
Озеро Жемчужное	1961	Олиготрофный	43	0,969	$pH\ 5,521 + 0,012 \times O_2, \%$	6,72

Таблица 4

Корреляция между pH и $O_2, \%$ для рек разного типа [26]

№ п/п	Названия рек	Уравнения регрессии	Коэффициент корреляции r_{yx}
1	р. Познань	$pH\ 7,10 + 0,009 \times O_2, \%$	0,84
2	р. Божковский проток	$pH\ 7,35 + 0,009 \times O_2, \%$	0,82
3	р. Бычинка	$pH\ 6,93 + 0,012 \times O_2, \%$	0,82
4	р. Бладница	$pH\ 6,96 + 0,012 \times O_2, \%$	0,87
5	р. Москалис	$pH\ 7,01 + 0,012 \times O_2, \%$	0,93
6	р. Белая Пиёмса	$pH\ 6,71 + 0,012 \times O_2, \%$	0,93
7	р. Нида	$pH\ 7,04 + 0,012 \times O_2, \%$	0,97
8	р. Раба	$pH\ 6,92 + 0,011 \times O_2, \%$	0,97
9	р. Дунаец	$pH\ 7,26 + 0,011 \times O_2, \%$	0,93
10	р. Самица	$pH\ 6,98 + 0,014 \times O_2, \%$	0,97
11	р. Плосна	$pH\ 6,93 + 0,012 \times O_2, \%$	0,90
12	р. Дебжинка	$pH\ 6,68 + 0,015 \times O_2, \%$	0,95
13	р. Сан	$pH\ 6,89 + 0,012 \times O_2, \%$	0,92
14	р. Губер	$pH\ 6,73 + 0,014 \times O_2, \%$	0,87
15	р. Буг	$pH\ 7,05 + 0,012 \times O_2, \%$	0,96
16	р. Потыня	$pH\ 7,02 + 0,009 \times O_2, \%$	0,98
17	р. Грабар	$pH\ 7,04 + 0,010 \times O_2, \%$	0,91
18	р. Кжна	$pH\ 6,98 + 0,011 \times O_2, \%$	0,90
19	р. Марыха	$pH\ 7,21 + 0,010 \times O_2, \%$	0,98
20	Канал Зыбилкевича	$pH\ 6,93 + 0,011 \times O_2, \%$	0,96

при переходе водоема в эвтрофное состояние, т. е. если $ITS > 8,0$.

В этом случае следует предпринимать меры по восстановлению допустимого трофического статуса экосистемы. Необходимо снижать нагрузку биогенами от очистных сооружений или отводить сточные воды за пределы водосбора; изменять гидродинамику водного объекта; использовать технологии рекультивации; удалять донные отложения. Возможно прибегать к биологическим способам борьбы с «цветением» (заселять водоемы растительноядными рыбами, использовать макрофиты для аккумуляции биогенов с последующим их удалением и др.). Возможны и другие адекватные ситуации и мероприятия.

В заключение следует отметить, что ITS обладает многими преимуществами перед традиционными показателями:

- оценивает биотический баланс экосистемы;
- технически резко упрощает экологический мониторинг;
- повышает достоверность оценок, так как pH и O_2 определяются в водоеме, а не в склянках;
- определяется синхронно с гидрохимическими и гидрологическими параметрами, что позволяет находить зависимости ITS от многих природных и антропогенных факторов, которые служат эмпирической основой для создания работоспособных апостериорных моделей эвтрофирования, позволяющих решать многие прикладные задачи;
- обладает экономическими преимуществами, поскольку измерение pH и O_2 , % входит в программы любого мониторинга поверхностных вод и не требует дополнительных затрат;
- позволяет проводить ретроспективный анализ экологического состояния водоема, так как кислород и pH измеряются в водных объектах более 130 лет, что дает возможность оценивать исходное нормативное состояние экосистемы [30].

Наконец, ITS полностью соответствует требованиям «Организации экономического сотрудничества и развития» (ОЕСД, 1993), где записано: «экологические показатели — один из инструментов разработки и оценки мероприятий: показатели должны отражать сложные явления и быть подкреплены научной информацией;

уменьшать количество измеряемых параметров, которые должны быть ограничены; показатели следует трактовать как "наилучшие доступные знания"; они должны указывать на тенденции изменения среды и на приоритеты в экологической политике».

Библиографический список

1. URL: <https://cont.ws/@boeing-is-back/1219609>
2. Цветкова Л. И. Экология. 3-е изд. СПб.: ООО «Новый журнал», 2012. 451 с.
3. Винберг Г. Г., Яровицина Л. И. (1939). Суточные колебания количества растворенного кислорода как метод измерения величины первичной продукции водоемов // Тр. лимнол. ст. в Косине, 1939. С. 122–143.
4. Винберг Г. Г. Биологический баланс вещества и энергии: дис. Минск, 1946. 630 с.
5. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
6. Одум Г., Одум Э. Энергетический базис человека и природы. М.: Природа, 1978. 380 с.
7. Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 1, 2. 328 с., 376 с.
8. Алимов А. Ф. О биологической оценке состояния экосистем и качестве воды // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна р. Невы. СПб.: Изд-во науч. центр РАН, 1996. С. 4–13.
9. Голубков М. С., Голубков С. М., Умнова Л. П. Первичная продукция и проблемы эвтрофирования эстуарии р. Невы // Экосистема эстуарии р. Невы. СПб.: Изд-во Научн. центр РАН, 2008. С. 313–338.
10. Даценко Ю. С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
11. Verduin J. Primary production in Lakes. Linnol. and Ouanogr. J. 1956. С. 85–91.
12. Алевкин О. А. Химический анализ вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1954. 162 с.
13. Цветкова Л. И. Оценка и прогноз эвтрофирования в слабоминерализованных нестратифицированных водоемах: дис. ... д-ра биол. наук. Л.: ЛИСИ, 1980. 239 с.
14. Неверова-Дзионак Е. Теоретическое, методологическое и инженерное обеспечение охраны поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования: дис. ... д-ра техн. наук. СПб., 2003. 341 с.
15. Неверова-Дзионак Е. Охрана поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования. Теоретические, методологические и инженерные аспекты. LAP LAMBERT Academic Publishing. Berlin. 2012. 322 с.
16. Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Неверова-Дзионак Е. Вторичное загрязнение воды Невской

губы и Финского залива // VI Межд. экол. форум «День Балтийского моря»: сб. тезисов. СПб., 2005. С. 205–206.

17. Цветкова Л. И., Неверова-Дзиопак Е. и др. О влиянии сточных вод на эвтрофирование северо-восточной части Невской губы / XI Межд. эколог. форум «День Балтийского моря»: сб. мат. СПб.: СПбОО «Экология и бизнес», 2010.

18. Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И. Влияние минеральных удобрений на развитие фитопланктона в экспериментальных прудах рыбоцено-шемайного питомника / Тр. зоол. ин-та АН СССР. Т. XXVI. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 250–256.

19. Баранов И. В. Лимнологические типы озер СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1961. 275 с.

20. Баранов Н. В., Пишенина Т. Н. Влияние извести и азотно-фосфорных удобрений на гидрохимический режим и первичную продукцию оз. Жемчужного // Изв. Вест. НИИ озерн. и речн. рыбн. хоз. Т. LV. Л., 1963. С. 47–60.

21. Науменко Н. А. Эвтрофирование озер и водохранилищ. СПб.: Росгидромет, 2007. 100 с.

22. Жидкова А. Ю. Геологическая оценка эвтрофирования вод Таганрогского залива: автореф. дис. ... канд. географ. наук. Таганрог, 2017. 24 с.

23. Neverova-Dziopak E. Ekologiczne aspekty ochrony wod powierzchniowych. Rzeszow. 2007. 103 p.

24. Neverova-Dziopak E. Podstawy zarzadzania procesem eutrofizacji antropogenicznej. AGH, Krakow, 2010. 132 p.

25. Kowalewski S. Methods of assessment of surface water trophic state. Materiały Krakowskiej Konferencji Mtodych Uczonych. Krakow, 17–19 wrzesnia 2009 IV Krakowska Konferencji Mtodych Uczonych. 2009. Pp. 343–351.

26. Kowalewski Z. Weryfikacja mozliwosci zastosowania integralnego kryterium do oceny stanu troficznego wod piynacych. PhD Thesis. AGH University of Science and Technology in Krakow. Advisor. 2011.

27. Gruca-Rokosz R., Koszelnik P., Tomaszek J. Ocena stanu troficznego trzechnizinnnych zbiornikow zaporowych Polski potudniowe-wschodniej. Inzynieria Ekologiczna. 2011. № 2. 26. Pp. 196–205.

28. Gruca-Rokosz R. Stan troficzny zbiorznika zaporowego Rzeszow. Czasopismo inzynierii Ladowej, Srodowiska i Architektury Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture j CEEF, T. XXX z. 60 (3/13), lipiec-wrzesien. 2013. Pp. 279–291.

29. Jagus A. Assessment of trophic state of water in Sola cascade dam reservoirs. Proceedings of ECO pole. 2011. Vol. 5, № 1. Pp. 233–238.

30. Winkler L. W. Die Bestimmung desim Wasser geloesen Sauerstoffes. Chem. Ber., 1888. Vol. 21. Pp. 2843–2855.

References

1. Available at: <https://cont.ws/@boeing-is-back/1219609>

2. Tsvetkova L. I. (ed.) *Ehkologiya*. [Ecology]. 3-rd. ed. St. Petersburg, Novyy zhurnal Publ., 2012, 451 p.

3. Vinberg G. G., Yarovitsina L. I. *Sutochnye kolebaniya kolichestva rastvorennogo kisloroda kak metod izmereniya velichiny pervichnoy produktsii vodoemov* [Daily fluctuations in the amount of dissolved oxygen as a method of measuring the value of primary production of reservoirs]. *Trudy limnol. st. in Kosino*, 1939, no. 22, pp. 122–143.

4. Vinberg G. G. *Biologicheskii balans veshchestva i ehnergii. Diss. 630.m.s.* [Biological balance of substances and energy. MSc diss.]. Minsk, 1946, 630 p.

5. Vinberg G. G. (1960). *Pervichnaya produktsiya vodoemov* [Primary production of reservoirs]. Minsk, AN BSSR Publ., 329 p.

6. Odum G., Odum Eh.. *Ehnergeticheskiy bazis cheloveka i prirody* [Energy basis of man and nature]. Moscow, Priroda Publ., 1978, 380 p.

7. Odum Yu. *Ehkologiya* [Ecology]. Moscow, Ecology and animal world, 1986, vol. 1, 2, 328 p., 376 p.

8. Alimov A. F. *O biologicheskoy otsenke sostoyaniya ehkositem i kachestve vody* [On biological assessment of ecosystems and water quality]. V kn.: *Ehkologicheskoe sostoyanie vodoemov i vodotokov basseyna r. Nevy* [In: Ecological state of reservoirs and watercourses of the Neva river basin]. St. Petersburg, Nauch. Tsentr RAN Publ., 1996, pp. 4–13.

9. Golubkov M. S., Golubkov S. M., Umnova L. P. *Pervichnaya produktsiya i problemy ehvtrofirovaniya ehstuarii r. Nevy* [Primary production and problems of eutrophication of the Neva estuary]. V kn.: *Ehkositema ehstuarii r. Nevy* [In: Ecosystem of the Neva river estuary]. St. Petersburg, Nauch. Tsentr RAN Publ., 2008, pp. 313–338.

10. Datsenko Yu. S. *Ehvtrofirovanie vodokhranilishch. Gidrologo-gidrokhimicheskie aspekty* [Eutrophication of reservoirs. Hydrological and hydrochemical aspects]. Moscow, GEOS Publ., 2007, 252 p.

11. Verduin J. Primary production in Lakes. *Linnol. and Ouanogr. J.*, 1956, pp. 85–91.

12. Alekin O. A. (1954). *Khimicheskiy analiz vod sushi* [Chemical analysis of land waters]. Leningrad, Gidrometeoizdat Publ., 1954, 162 p.

13. Tsvetkova L. I. *Otsenka i prognoz ehvtrofirovaniya v slabomineralizovannykh nestratifitsirovannykh vodoemakh. Diss. dokt. boil. nauk* [Assessment and prognosis of eutrophication in poorly mineralized non-stratified reservoirs. Dr. Sci. Bio. diss.]. Leningrad, LISI Publ., 1980, 239 p.

14. Neverova-Dziopak E. *Teoreticheskoe, metodologicheskoe i inzhenernoe obespechenie okhrany*

poverkhnostnykh vod ot antropogennogo ehvtrofirovaniya. Diss. dokt. tekhn. nauk. [Theoretical, methodological and engineering support of surface water protection from anthropogenic eutrophication. Dr. Sci. Tech. diss.]. St. Petersburg, 2003, 341 p.

15. Neverova-Dziopak E. *Okhrana poverkhnostnykh vod ot antropogennogo ehvtrofirovaniya. Teoreticheskie, metodologicheskie i inzhenernye aspekty* [Protection of surface waters from anthropogenic eutrophication. Theoretical, methodological and engineering aspects]. Berlin, LAP LAMBERT Academic Publ., 2012, 322 p.

16. Tsvetkova L. I., Alekseev M. I., Neverova-Dziopak E. *Vtorichnoe zagryaznenie vody Nevskoy guby i Finskogo zaliva* [Secondary water pollution of the Neva Bay and the Gulf of Finland]. *Trudy VI Mezhd. ehkol. forum «Den' Baltiyskogo morya»* [Proceedings of the VI Int. ecology forum "Baltic Sea Day"]. St. Petersburg, 2005, pp. 205–206.

17. Tsvetkova L. I., et al. *O vliyanii stochnykh vod na ehvtrofirovanie severo-vostochnoy chasti Nevskoy guby* [On the influence of wastewater on the eutrophication of the North-Eastern part of the Neva Bay]. *Trudy XI mezhd. ehkol. foruma «Den' Baltiyskogo morya»* [Proc. of the XII Int. ecology forum "Baltic Sea Day"]. St. Petersburg, SPBU "Ecology and business" Publ., 2010.

18. Khmeleva N. N., Tsvetkova L. I. *Vliyanie mineral'nykh udobreniy na razvitie fitoplanktona v ehksperimental'nykh prudakh rybtsovo-shemaynogo pitomnika* [The influence of mineral fertilizers on the development of phytoplankton in the experimental ponds of a rubcovo - semeynogo nursery]. Coll. works of the Zool. Institute AN SSSR, 1959, vol. XXVI. Moscow–Leningrad, AN SSSR Publ., pp. 250–256.

19. Baranov I. V. (1961). *Limnologicheskie tipy ozer SSSR* [Limnological types of lakes in the USSR]. Leningrad, Gidrometeoizdat Publ., 1961, 275 p.

20. Baranov N. V., Pshenina T. N. *Vliyanie izvesti i azotno-fosfornykh udobreniy na gidrokhimicheskiy rezhim i pervichnuyu produktsiyu oz. Zhemchuzhnogo* [The influence of lime and nitrogen-phosphorus fertilizers on the hydrochemical regime and primary production of the

Zhemchuzhnoe Lake]. In V Books. Scientific research Institute of lake and river fisheries Publ., 1963, vol. LV, L, pp. 47–60.

21. Naumenko N. A. (2007). *Ehvtrofirovanie ozer i vodokhranilishch* [Eutrophication of lakes and reservoirs]. St. Petersburg, Rosgidromet Publ., 2007, 252 p.

22. Zhidkova A. Yu. *Geologicheskaya otsenka ehvtrofirovaniya vod Taganrofskogo zaliva. Avtor. diss. kand. geograf. nauk* [Geological assessment of eutrophication of Taganrog Bay waters. Author's thesis of PhD in Sci. Geogr. diss.]. Taganrog, 2017, 24 p.

23. Neverova-Dziopak E. *Ekologizatsionnye aspekty ochrany vod povierzchniowych*. Rzeszow, 2007, 103 p.

24. Neverova-Dziopak E. *Podstawy zarzadzania procesem eutrofizacji antropogenicznej*. AGH, Krakow, 2010, 132 p.

25. Kowalewski S. (2009). *Methods of assessment of surface water trophic state*. Materiały Krakowskiej Konferencji Mtodych Uczonych. Krakow, 17–19 wrzesnia 2009 IV Krakowska Konferencji Mtodych Uczonych, pp. 343–351.

26. Kowalewski Z. (2012). *Weryfikacja mozliwosci zastosowania integralnego kryterium do oceny stanu troficznego wod piynacych*. PhD Thesis. AGH University of Science and Technology in Kpakow. Advisor Publ., 2011.

27. Gruca-Rokosz R., Koszelnik P., Tomaszek J. *Ocena stanu troficznego trzechnizinych zbiornikow zaporowych Polski potudniowe-wschodniej. Inzynieria Ekologiczna*, 2011, no. 2, no. 26, pp. 196–205.

28. Gruca-Rokosz R. *Stan troficzny zbioznika zapozowego Rzeszow. Czasopismo inzynierii Ladowej, Srodowiska i Architektury Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture j CEEF, T. XXX z. 2013, 60 (3/13), lipiec-wrzesien, pp. 279–291.*

29. Jagus A. Assessment of trophic state of water in Sola cascade dam reservoirs. *Proceedings of ECO pole*, 2011, vol. 5, no. 1, pp. 233–238.

30. Winkler L. W. Die Bestimmung desim Wasser geloesten Sauerstoffes. *Chem. Ber.*, 1888v. no. 21, pp. 2843–2855.