

Е. Неверова-Дзиопак,
Л. И. Цветкова

ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Е. Неверова-Дзиопак,
Л. И. Цветкова

ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ
ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД



Министерство науки и высшего образования
Российской Федерации

Санкт-Петербургский государственный
архитектурно-строительный университет

**Е. Неверова-Дзиопак,
Л. И. Цветкова**

**ОЦЕНКА
ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ
ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД**

Санкт-Петербург
2020

УДК 574
ББК 57.026

Рецензенты:

директор по направлению «Экология и водопользование»
С. Л. Басова (ООО НПО «Гидротехпроект»);
академик Российской академии архитектуры и строительных наук РФ, д-р техн. наук,
профессор М. И. Алексеев (СПбГАСУ)

Неверова-Дзиопак, Е.

Оценка трофического состояния поверхностных вод : монография / Е. Неверова-Дзиопак, Л. И. Цветкова ; СПбГАСУ. – СПб., 2020. – 176 с. – Текст : непосредственный.

ISBN 978-5-9227-0999-6

Представлены результаты исследований, посвященных разработке и использованию интегрального показателя *ITS* (*Index of trophical state*), основанного на универсальной зависимости рН и процентного содержания в воде кислорода, для оценки трофического состояния поверхностных вод.

ITS рассматривается в сравнении с традиционными признаками трофности: первичной продукцией, качественным и количественным составом фитопланктона, хлорофиллом, различными индексами, нагрузками азота и фосфора и др.

ITS обладает рядом преимуществ: отражает состояние биотического баланса водных экосистем; прост в измерении, в том числе в автоматическом режиме; дешевле и надежнее многих других показателей; доступен в рутинной практике экологического мониторинга; синхронизируется с измерениями гидрологических и гидрохимических параметров, что позволяет находить эмпирические зависимости *ITS* от многих природных и антропогенных факторов; пригоден для математического моделирования, инженерных расчетов и решения ряда других прикладных задач.

Предназначена для экологов, инженеров, работающих в области охраны природных ресурсов и водопользования, а также будет полезна научным сотрудникам, преподавателям и студентам инженерно-строительных вузов.

Табл. 62. Ил. 57. Библиогр.: 270 назв.

ISBN 978-5-9227-0999-6

© Е. Неверова-Дзиопак, Л. И. Цветкова, 2020
© Санкт-Петербургский государственный
архитектурно-строительный университет, 2020

Введение

Несмотря на огромные финансовые вложения, научно-технический прогресс, строительство дорогих и энергоемких очистных сооружений, ужесточение водоохранного законодательства и нормативов, качество природных вод во всем мире продолжает ухудшаться. «Все крупнейшие города мира расположены на больших реках, озерах, лиманах, которые служат бесплатными коллекторами. Человек настолько злоупотребляет использованием природных водных ресурсов, что вода может стать основным лимитирующим фактором для человека как биологического вида» (Одум, 1986). Ухудшение качества поверхностных вод связано не только с прямыми загрязнениями водных объектов, поступающими со сточными водами и из других источников, но и с нарушением экологического равновесия водных экосистем, приводящим к появлению вторичных негативных эффектов.

Наиболее очевидным проявлением экологического дисбаланса в поверхностных водах является антропогенное, или «культурное», эвтрофирование (в быту – «цветение воды»), которое в конце XX в. стало проблемой глобального масштаба. Прежде всего, это касается пресных вод, так как эвтрофирование приводит к вторичному загрязнению, деградации и потере ресурсной ценности пресноводных экосистем. Нарушаются практически все виды водопользования, и, главное, возрастает дефицит пресной питьевой воды. Более двух миллиардов человек на Земле страдают от нехватки воды; 80 % заболеваний связаны с использованием воды плохого качества; болезни, передаваемые водным путем, ежегодно уносят более десяти миллионов жизней. Нехватка воды становится причиной многих региональных (иногда вооруженных) конфликтов. Дефицит водных ресурсов часто тормозит экономическое развитие стран; растет число «водных» мигрантов. В XXI в. вода стала таким же стратегическим ресурсом как нефть или газ в XX в. (Неверова-Дзиопак Е., 2003).

И если охрана поверхностных вод от прямых загрязнений, поступающих со сточными водами, ведется более или менее успешно, то меры по предотвращению антропогенного эвтрофирования не столь эффективны. Это обусловлено многими причинами: недостаточной изученностью и невозможностью контролировать все внутриводоемные биологические и биохимические

процессы; эмерджентными свойствами водных экосистем; зависимостью развития процессов эвтрофирования от многих абиотических и биотических факторов регионального масштаба; отсутствием экологических нормативов биогенных веществ (минеральных форм азота и фосфора), вызывающих «цветение» воды; отсутствием доступных в широкой практике критериев степени трофности водных экосистем.

При мониторинге экологического состояния поверхностных вод оценку степени трофности принято давать по совокупности качественных и количественных признаков. Интегральные количественные критерии трофности, пригодные для экологического мониторинга, математических моделей и инженерных расчетов, практически отсутствуют.

Между тем, оценка трофического уровня конкретного водоема является серьезной проблемой, актуальность которой определяется тем, что количественное описание экологического состояния экосистемы важно при разработке стратегии и мероприятий по охране водоемов. Решение проблемы охраны поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования требует системного подхода. В первую очередь, необходима разработка интегральных показателей, доступных для рутинной практики и экспресс контроля развития процессов эвтрофирования.

Данная работа посвящена обобщению существующих представлений о явлении эвтрофирования и методах оценки степени развития этого процесса; разработке доступного в широкой практике интегрального количественного критерия трофности; разработке принципов нормирования биогенных веществ, вызывающих «цветение» воды; исследованию количественных связей между трофическим статусом экосистемы и абиотическими и биотическими условиями в водном объекте, необходимыми в качестве эмпирической основы для моделирования, прогнозирования и регулирования процессов эвтрофирования в поверхностных водах. Предложен принципиально новый критерий количественной оценки трофического состояния по биотическому балансу, выраженному через функциональную зависимость водородного показателя pH от насыщения воды кислородом, отражающую общий итог продукционно-деструкционных процессов фотосинтезируемого органического вещества. Предлагаемый показатель интегрально отражает состояние трофности экосистемы, доступен в широкой практике, может контролироваться в автоматическом режиме, позволяет находить количественные связи трофического состояния с абиотическими и биотическими параметрами в водном объекте, на основе которых возможно решать многие прикладные задачи: рассчитывать экологически допустимые концентрации (ЭДК) биогенных веществ; экологический резерв водоема; допустимые нагрузки его биогенными веществами; необходимую степень очистки сточных вод и др.

Глава 1

ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС КАК ХАРАКТЕРИСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

1.1. История возникновения термина «трофность»

Термин «трофность» или «трофия» (от *trophe* – пища) водоемов был введен в 1921 г. немецкими гидробиологами А. Тинеманном (Thienmann A., 1921) и Е. Науманном (Naumann E., 1921) для обозначения способности водоемов создавать органическое вещество в процессе фотосинтеза, названное позднее первичной продукцией. Первичная продукция – это первое звено продукционного процесса, т. е. количество солнечной энергии, аккумулированной в фотосинтезируемом автотрофными растительными организмами органическом веществе. Роль хемосинтеза в создании органических веществ чрезвычайно мала и может не учитываться. «Хемосинтез в водоемах следует рассматривать как вторичный процесс, который в конечном счете использует энергию органического вещества, связанную при фотосинтезе» (Кузнецов С. И., 1955).

В водных экосистемах в образовании органических веществ участвуют в основном микроскопические водоросли (фитопланктон) и высшая водная растительность (макрофиты). Причем, основная роль, особенно в морских экосистемах, принадлежит фитопланктону – более 80 % (Винберг Г. Г., 1960).

Первичная продукция рассматривалась авторами термина «трофность» как пищевой ресурс для рыб, а термин первоначально использовался для оценки конечной продукции – рыбопродуктивности водных объектов.

Впоследствии этим термином стали пользоваться для обобщенной характеристики экологического состояния водных экосистем. Первоначально выделяли олиготрофные (*oligos* – бедный) – малокормные; и эвтрофные (*eu* – перенасыщенный) – высококормные водоемы. При этом олиготрофные водоемы ассоциировались с их хорошими экологическим состоянием и качеством воды. Однако, с позиций водопользования, это не совсем так. Для питьевого водоснабжения и рекреационных целей действительно пред-

почтительны олиготрофные водные объекты. Но для рыбоводства и рыбного промысла биологическая продуктивность олиготрофных водоемов, как правило, недостаточна. Иногда рыбоводные пруды приходится «удобрять» для увеличения кормовой базы и рыбопродуктивности (Винберг Г. Г., 1954; Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И., 1959; и др.). Олиготрофный и эвтрофный типы вод представляют собой некую обобщенную экологическую характеристику крайних членов непрерывного ряда водных объектов. В основе различий между этими типами вод лежит представление о количественной градации некоторой их основной особенности, называемой степенью трофности (trophic degree).

Сейчас в трофической классификации используются три основных типа водных экосистем: дистрофные (*гр.* – *dys* – отсутствие), олиготрофные и эвтрофные.

Между этими градациями выделены промежуточные: ультраолиготрофные – между дистрофными и олиготрофными; и мезотрофные – между олиготрофными и эвтрофными. Некоторые авторы дополнительно вносят понятие о гиперэвтрофных экосистемах (Цветкова Л. И. (ред.), 2012).

Несмотря на то, что термин «трофность» прочно вошел в обиход, стал привычным и получил широкое распространение, содержание его остается крайне неопределенным. Можно только считать, что его связывают с большим или меньшим развитием жизни в водоеме. Понятие трофности предполагает количественные различия, однако до сих пор не ясно, какой именно показатель наиболее адекватно может служить для количественной оценки трофического состояния водной экосистемы. В качестве главных критериев степени трофности использовались как показатели, характеризующие развитие, в основном, фитопланктона, так и условия, определяющие это развитие. Конечно, очень трудно найти практически пригодный критерий, позволяющий количественно выразить сложную совокупность условий, определяющих скорость накопления первичного органического вещества, зависящую как от биотических, так и абиотических факторов.

Использовались, в основном, четыре подхода:

- по питательным для водорослей биогенным веществам (азот и фосфор);
- по вертикальному распределению кислорода в период температурной стратификации (для глубоких водоемов);
- по индикаторным организмам, как планктона, так и бентоса;
- по количественному развитию фитопланктона, т.е. по первичной продукции, выраженной в тех или иных единицах.

Для идеальных трофических типов вод, положенных в основу умозрительных построений Тинеманна и его последователей (Maucha R., 1924; Wasmund E.,

1934), все эти критерии должны совпадать для одинаковой степени трофности. Но по мере накопления новых данных и знаний стало ясно, что водные объекты не укладываются в эту схему, а в постоянно используемый термин «трофность» водоемов разные авторы вкладывают различное содержание.

1.2. Содержание термина «трофность»

Анализ трансформации представлений о термине «трофность» дал в своей замечательной монографии Г. Г. Винберг (1960). К концу 1950 г. особое место среди многих признаков эвтрофированных водоемов заняла первичная продукция, т. е. величина новообразуемого в процессе фотосинтеза органического вещества. Это в какой-то мере было оправдано, так как именно первичная продукция определяет развитие жизни в водоеме.

После XIII Лимнологического конгресса в 1956 г., который проходил в Хельсинки, для классификации трофических типов вод было рекомендовано использовать именно первичную продукцию (Elster H. J., 1958; и др.). На практике в качестве критериев трофического статуса стали применять как показатели прямо или косвенно характеризующие величину первичной продукции (численность и биомасса фитопланктона, скорость фотосинтеза, концентрация хлорофилла и др.), так и абиотические условия, определяющие эту величину (нагрузка или концентрация азота и фосфора, водообмен, температура, соотношение поверхности водного зеркала и глубины, и др.). Соответственно возникли и разночтения в физической сущности термина «трофность».

В. Роде (Rodhe W., 1958) считал, что неопределенность этого термина объясняется тем, что трофическая классификация водоемов не имеет единой, количественно измеряемой основы. Но невозможно разработать такую единую основу, пока в качестве критериев будут использоваться как условия образования первичной продукции, так и величина самой продукции. Винберг Г. Г. (1960) писал: «В сущности первичной продукции придается столь видное место, что понятие “трофности” становится вовсе ненужным, так как оно фактически замещается величиной первичной продукции».

Однако водоемы различаются не только скоростью образования органического вещества (продукции), но и скоростью его разложения (деструкции). А накопление органического вещества зависит от соотношения скоростей процессов продукции и деструкции. Поэтому Винберг Г. Г. (1960) полагал, что «еще нельзя считать доказанным или обоснованным достаточно большим фактическим материалом, что величина первичной продукции оправдывает себя в качестве главного критерия трофических типов» водоемов. Еще в 1930 г.

исследования, проводимые в России, давали основание считать, что величина первичной продукции сама по себе еще недостаточна для характеристики трофических типов вод. Водоемы предлагалось классифицировать по типу продукционно-деструкционного баланса органических веществ или энергии (Винберг Г. Г., 1934, 1937, 1946, 1960; и др.).

«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» (Винберг Г. Г., 1960).

Вероятно, такой же точки зрения придерживался и В. Оле (Ohle W., 1958), он предлагал располагать озера по степени трофности, не в зависимости от содержания биогенных веществ в воде и биомассы фитопланктона, а в соответствии с величинами продукции и деструкции планктона, выраженными в единицах энергии или массы. Еще в 1946 г. Винберг предложил термин «биотический баланс» для обозначения продукционно-деструкционного баланса органических веществ. При использовании термина «биотический баланс» 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 жизнедеятельности всей совокупности населяющих водоем организмов, т. е. автотрофов и гетеротрофов. При этом основной интерес приобретают данные, характеризующие скорости продукции и деструкции органических веществ не в склянках, а в самом водоеме.

В балансовом равенстве $A - B = C$ к первому члену (A) относятся все процессы новообразования органических веществ (первичной продукции); ко второму (B) – все 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.

В основе метаболизма всей экосистемы лежит обмен веществами и энергией между биотическими и абиотическими компонентами (Григорьев А. А., 1954). Поэтому становится очевидным, что гидробиологические исследова-

ния должны проводиться в тесной связи, а вернее, синхронно с исследованиями гидродинамики и гидрохимии поверхностных вод.

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 известно, что фундаментальной характеристикой экологического состояния любых экосистем и биосферы в целом является соотношение скоростей автотрофных и гетеротрофных процессов создания и разложения органических веществ, приводящих к деградации энергии, т. е. биотический баланс.

Следовательно, для водных экосистем трофическое и экологическое состояние по существу являются синонимами.

С этим согласны и современные исследователи. Так академик РАН А. Ф. Алимов считал, что основной характеристикой водоемов является соотношение скоростей продукции и деструкции органических веществ, и «практически любые мероприятия по управлению в водоеме связаны с изменением соотношения между скоростями продукции и деструкции органических веществ» (Алимов А. Ф., 1996). Другие авторы также связывают трофность и экологическое состояние водоемов с продукционно-деструкционным балансом органических веществ (Голубков М. С. и др., 2008).

Следовательно, продукционно-деструкционный или биотический баланс автотрофных и гетеротрофных процессов является одной из главных функциональных характеристик любых (в том числе и водных) экосистем и биосферы в целом (Одум Ю., 1986, Одум Г., Одум Э., 1978; Цветкова Л. И. (ред.), 2012).

Построение и разрушение органических веществ происходят в результате взаимодействия всего населения экосистем с господствующими в них абиотическими и биотическими условиями. Согласно учению Вернадского В. И. (1994) о геохимической роли живой материи, биоценоз в значительной мере формирует химизм воды в водоеме, а качество воды – состав биоценоза. В экосистеме возникают качественно новые (эмерджентные) свойства, которые не могут быть сведены к сумме свойств составляющих. Поэтому водные экосистемы следует рассматривать функционально как единое целое.

Именно поэтому Россолимо Л. Л. (1977) считал, что для количественной оценки биотического баланса необходимо устанавливать закономерные зависимости между всеми явлениями в водных объектах.

Однако Винберг (1960) полагал, что построение законченного биотического баланса водоема в его время – в силу «несовершенства средств и организации исследований» – практически невыполнимая задача.

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. А оценка скорости фотосинтеза фитопланктона и его деструкции, определяемая скляночным методом, не может служить достоверной характеристикой метаболизма всей экосистемы в целом. «Интенсивность биохимических процессов, протекающих в свободной воде водоемов (т. е. сумма фотосинтетических процессов и процессов окисления), не совпадает с наблюдениями, полученными в изолированных склянках» (Скопинцев Б. А., 1939).

1.3. Естественное и антропогенное эвтрофирование поверхностных вод

В разных странах и у разных авторов представление о процессах эвтрофирования поверхностных вод могут серьезно отличаться. А для описания одного и того же явления используются такие термины как «эвтрофикация», «эвтрофирование», «антропогенное эвтрофирование», «культурная эвтрофикация», в которые часто вкладываются неоднозначные понятия.

Приведем некоторые из них:

- *эвтрофирование* (Steele S. J., 1974) – это ускорение развития водорослей в результате увеличения содержания биогенов в морской среде и его последствия;
- *эвтрофирование* (Vollenweider, 1992) – это процесс обогащения вод биогенными веществами, прежде всего азотом и фосфором, которые стимулируют первичную продукцию и ярко проявляются в цветении водорослей и увеличении развития макрофитов;
- *эвтрофирование* (Gray, 1992) – возникает тогда, когда биогенные вещества сбрасываются в водные объекты, где достаточна солнечная радиация для развития автотрофных и гетеротрофных организмов;
- *эвтрофирование* (Nixon S. W., 1995) – экологический дисбаланс, вызванный интенсивным образованием органического вещества;
- *эвтрофирование* (Karydis M., 2009) – наиболее изученная форма загрязнения морских заливов, характеризующаяся интенсивным развитием водорослей в богатых биогенами поверхностных водах и хорошо изученной связью между концентрациями биогенов и увеличением биомассы фитопланктона;

- *эвтрофирование* (UWWT Directive 91/271/ЕЕС, 1991) – процесс накопления в водоеме питательных веществ, в особенности нитратов и фосфатов, что приводит к быстрому росту водорослей и водных растений, а также к нежелательным нарушениям баланса водных организмов и изменениям качества воды;

- *эвтрофирование* (РД 52.24.620–2000) – это повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления биогенных элементов;

- *эвтрофирование* (Конвенция OSPAR, 2003) – это обогащение воды биогенами, вызывающими ускоренный рост водорослей и макрофитов, ведущий к нежелательному сдвигу экологического равновесия между водными организмами и к ухудшению качества воды.

Из приведенных примеров следует, что под эвтрофированием водных объектов, как правило, понимается лишь увеличение первичной продукции и визуальные признаки в виде увеличения массы водорослей при обогащении вод биогенными веществами. Упоминаний о нарушении именно биотического баланса экосистем в этих определениях практически нет. Тот факт, что при равных скоростях процессов продукции органических веществ и их деструкции накопление органического вещества может не происходить, не учитывается. А соотношение скоростей этих процессов зависит не только от содержания биогенов, но и от многих других абиотических факторов: гидродинамики, морфометрии, соотношения площади водного зеркала и глубины водоема, температуры, солнечной радиации и т. д.

Поэтому, более корректно термин «эвтрофирование», на наш взгляд, следует формулировать следующим образом: *эвтрофирование – это процесс постепенного перехода водоема из дистрофного или олиготрофного состояния в эвтрофное, 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).*

Положительное смещение биотического баланса или эвтрофирование может протекать под воздействием как естественных, так и антропогенных факторов. Поэтому различают «естественное» и «антропогенное», или «культурное», эвтрофирование. Естественное эвтрофирование длится сотни и тысячи лет, а антропогенное протекает в течение десятков или даже нескольких лет (рис. 1.1).

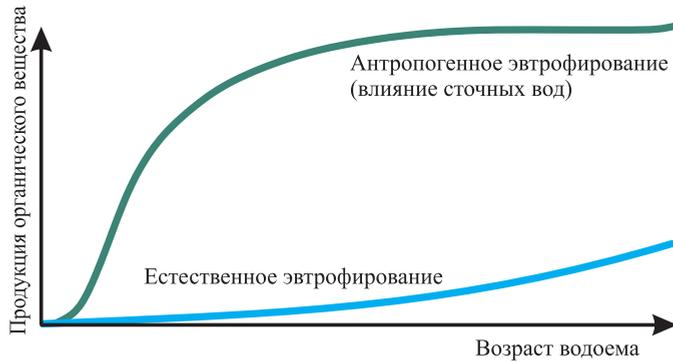


Рис. 1.1. Естественное и антропогенное эвтрофирование (по Неверовой Е. В., 1988)

Основной причиной ускорения процессов продукции является избыточное поступление в водоемы биогенных, т. е. минеральных форм азота и фосфора, которые являются доступными питательными веществами (по существу удобрениями) для фотоавтотрофных организмов: микроскопических планктонных водорослей (фитопланктона) и высших водных растений (макрофитов). В результате в водоеме наблюдается «цветение воды» и зарастание мелководий макрофитами (рис. 1.2, 1.3).

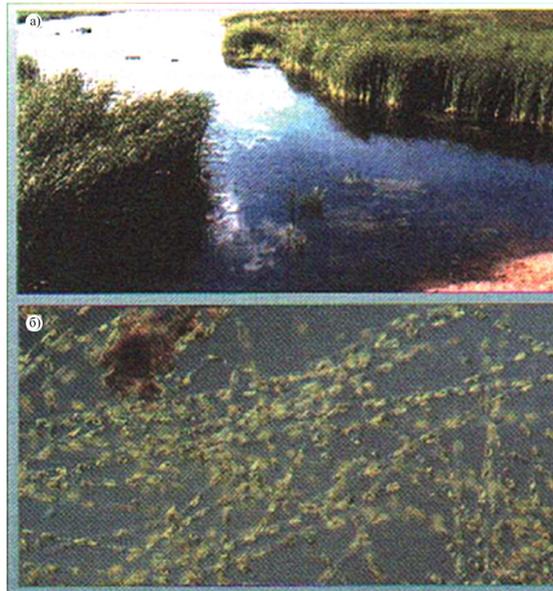


Рис. 1.2. Эвтрофирование Балтийского моря: А – зарастание прибрежной зоны моря макрофитами; Б – капля «цветущей» воды под микроскопом (Неверова-Дзиопак Е, 2003)

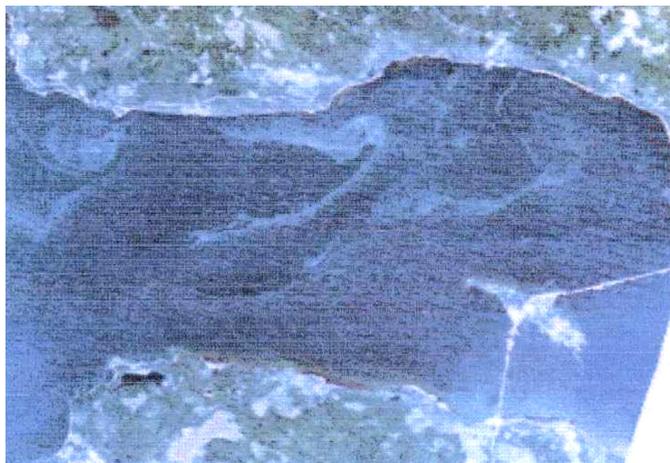
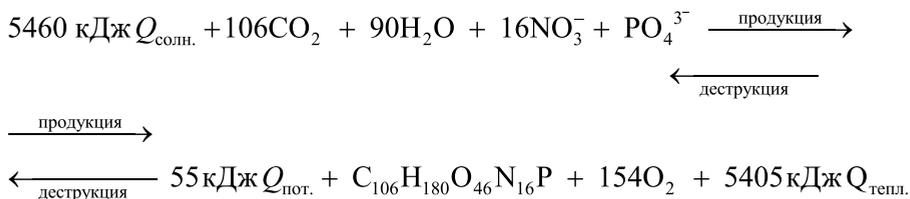
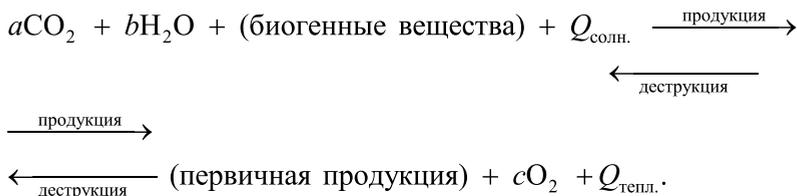


Рис. 1.3. Цветение воды в восточной части Финского залива, космический снимок с разрешением 30 м 15.09.2009 (TM/LANDSAT, 03:50 GMT)

Зависимость эвтрофирования от концентраций в воде азота и фосфора не требует специальных доказательств и вытекает из схемы балансового уравнения образования (фотосинтеза) и разложения органических веществ, приводимого многими авторами (Ульман Д., Рудольф Г., 1976; Голубовская Э. К., 1978; Одум Ю., 1986 и др.).



или в общей упрощенной форме



Согласно закону действующих масс (Гульдберг К., Вааге П., 1864, 1867), при увеличении концентрации хотя бы одного из компонентов скорость реакции увеличивается. Понятно, что при увеличении концентрации биогенов

(нитратов и фосфатов) скорость прямой реакции продукции (фотосинтеза) увеличивается, что и приводит к эвтрофированию. Но, согласно тому же закону, по мере протекания скорость прямой реакции уменьшается, а скорость обратной реакции увеличивается. Накопление первичной продукции будет проходить только до тех пор, пока скорости прямой и обратной реакций не сравняются, или скорость обратной реакции превысит скорость прямой реакции.

Учитывая, что водоросли могут использовать не только углерод свободной углекислоты (CO_2), но и углерод бикарбонатов (HCO_3^-), а также углерод растворенных органических веществ (Россолимо Л. Л., 1977; Федоров В. Д., 1979), можно считать, что этот биоген (углерод) практически всегда присутствует в воде в достаточном количестве и не лимитирует фотосинтез. Следовательно, лимитировать или стимулировать фотосинтез, т. е. образование первичной продукции, в первую очередь будут соединения фосфора и азота (что и получило всеобщее признание). Следует отметить, что разовые замеры могут не фиксировать повышение концентраций азота и фосфора в воде вследствие быстрого поглощения их автотрофами в вегетационный период. Но многолетние наблюдения позволяют обнаружить тенденцию увеличения среднегодовых концентраций их от года к году при постоянном или возрастающем поступлении этих веществ в водоем.

К тем же выводам приводят экспериментальные исследования и практика удобрения рыбоводных прудов (Винберг Г. Г., 1953, 1954, 1956; Гусева К. А., 1952; Федоров В. Д., 1970; Dillon P. J, 1974; Edmonson W. T., 1970; Schindler D. W., 1971 и др.). При естественном эвтрофировании накопление биогенных веществ происходит очень медленно, в основном в донных отложениях с остатками отмерших организмов. Это процесс естественных сукцессионных изменений экосистем. При антропогенном эвтрофировании биогенные вещества поступают в водоемы из различных источников: сточные воды, поверхностный сток с городских территорий и сельскохозяйственных угодий, из атмосферы, из зон рекреации, от водного транспорта и др.

Кроме сброса биогенов в водные экосистемы 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.).

В первую очередь, привлекают внимание и вызывают серьезные опасения негативные последствия эвтрофирования. Антропогенное эвтрофирование оказывает огромное влияние на формирование качества поверхностных

вод и приносит экономический ущерб при других видах водопользования (Неверова-Дзиопак Е., 2003; Цветкова Л. И. (ред.), 2012).

Массовое развитие микроскопических водорослей (особенно синезеленых), приводящее к «цветению» воды, прежде всего, ухудшает ее качество. Вода перестает соответствовать гигиеническим нормативам по органолептическим свойствам (появляются запахи, привкусы, мутность, цветность). Превышаются предельно-допустимые концентрации (ПДК) по таким показателям как БПК, ХПК, окисляемость, рН и др. В массовых скоплениях водорослей идут процессы брожения, при которых выделяются бутиловый спирт, уксусная и молочная кислоты и другие вредные вещества. Могут оптимизироваться условия для развития кишечной патогенной микрофлоры.

Особые опасения вызывает способность водорослей, особенно синезеленых, выделять при отмирании токсические вещества. Глубокие токсикозы у людей связывают с употреблением в пищу свежевывловленной рыбы из лагун с «цветущей» водой. В России это заболевание получило название «гаффской болезни» по названию одного из заливов Балтийского моря, расположенного близ г. Калининграда, где в 1924 г. впервые болезнь была зарегистрирована среди рыбаков. Позже подобное заболевание стало известно под названием «нюккская болезнь» – по названию озера в Ленинградской области, на территории России она регистрировалась в 1934, 1935, 1946–1948, 1960 гг. Известны случаи желудочно-кишечных и кожных заболеваний в США и Канаде, связанных с воздействием водорослей (Schwimmer D., Schwimmer M., 1964).

«Цветение» воды представляет собой серьезные проблемы при водоснабжении. При большом количестве водорослей засоряются водоприемные устройства, трубопроводы, фильтры. В водопроводных сетях и сооружениях биомасса водорослей является хорошей средой для бактерий и может сделать воду неблагоприятной в эпидемиологическом отношении. Даже после хлорирования в слизистых оболочках синезеленых могут сохраняться жизнеспособные кишечные патогенные бактерии, вирусы и сальмонелла.

Серьезные проблемы вызывает интенсивное зарастание прибрежных мелководий высшей водной растительностью. Зарастания затрудняют заборы воды и рыбный промысел, воздействуют на динамику вод: уменьшают скорость береговых течений, гасят волновые движения, увеличивают седиментацию, нарушают водообмен. Остатки отмерших водорослей на мелководьях могут вызывать процессы гниения и брожения, сопровождающиеся выделением дурнопахнущих продуктов. В случае рекреационного использования водоемов к отрицательным последствиям цветения и зарастания следует добавить снижение эстетических достоинств ландшафтов.

При разложении водорослей в воде увеличивается концентрация свободной углекислоты, аммиака, сероводорода, восстановленных соединений железа, марганца и других веществ. Это приводит к еще более резкому ухудшению качества воды. В водопроводной сети выпадает осадок гидроксида железа. Увеличивается агрессивность воды относительно бетона, разрушаются материалы, применяемые в гидростроительстве.

Следовательно, антропогенное эвтрофирование, в конечном счете, нарушает практически все виды водопользования и приводит к экологической и ресурсной деградации водных экосистем (Гусева К. А., 1952; Аренштейн А. М., 1956; Горюнова С. В., 1974; Сиренко Л. А., 1978; Макаров А. Н., Лигун О. С., 1979; Neverova-Dziopak E., 2003, 2007, 2010; Цветкова Л. И. (ред.), 2012).

1.4. Выводы

1. Проблема антропогенного эвтрофирования поверхностных вод приобрела глобальные масштабы.

2. Негативными последствиями антропогенного эвтрофирования являются: ухудшение качества поверхностных вод, нарушение всех других видов водопользования, экологическая и ресурсная деградация водных экосистем, возрастающий дефицит пресных вод в мире.

3. Мероприятия по предотвращению антропогенного эвтрофирования недостаточно эффективны. Причинами этого является неопределенность терминов «трофность» и «эвтрофирование», что, в свою очередь, порождает множество критериев степени трофности, затрудняющих решение проблемы.

4. Трофическое состояние водных экосистем отражает метаболизм экосистемы, (поступление, расходование и накопление энергии), т. е. определяется состоянием их биотического (продукционно-деструкционного) баланса, который может служить количественной основой трофической классификации поверхностных вод и критерием трофического статуса водоемов.

5. Фундаментальной характеристикой экологического состояния любых экосистем и биосферы в целом является соотношение скоростей процессов продукции и деструкции органического вещества, т. е. состояние биотического баланса. Поэтому для водных экосистем трофическое и экологическое состояние являются по существу синонимами.

Глава 2

ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

В настоящее время накоплен уже достаточно большой опыт в отношении изучения явления эвтрофирования водоемов (Гусева К. А., 1952; Винберг Г. Г., 1960, 1974; Россолимо Л. Л., 1977; Gray, 1992; Vollenweider R. A. и др., 1998; Neverova-Dziopak E., 2005, 2007, 2010; Даценко Ю. С., 2007; Karydis M., 2009; Цветкова Л. И., 1963, 1977, 1980, 1988, 2010 и др.). Не претендуя на полный анализ литературных данных по состоянию проблемы, авторы предполагают рассмотреть лишь основные способы и критерии, применяемые для оценки трофического статуса водоемов.

Используемые различными исследователями показатели трофности можно подразделить на три группы:

1) биотические показатели, включающие визуальную оценку; оценку по индикаторным организмам; количественному развитию фитопланктона и величине первичной продукции, концентрации хлорофилла;

2) абиотические показатели, характеризующие условия повышения уровня трофности, главным образом, обеспечение водорослей биогенными веществами; морфометрические, гидродинамические и гидрохимические характеристики водных объектов;

3) формализованные численные индексы трофического состояния.

2.1. Биотические показатели степени трофности

Визуальными признаками трофности являются: устойчивое «цветение» воды, зарастание прибрежных мелководий высшей водной растительностью, массовое развитие нитчатых водорослей, засорение берегов гниющей водной растительностью, а также неприятные вкус и запах воды. Но для целей исследования причин и количественных оценок визуальные признаки мало пригодны.

Индикаторные организмы для оценки трофности используются давно. Массовое развитие синезеленой водоросли *Oscillatoria rubescens* было отме-

чено уже в 1825 г. в озере Муртензее, в 1884 г. в Бальдегском озере, а в 1886 г. в «цветущем» озере Хальвильском, состояние которого было близко к загниванию (Россолимо Л. Л., 1977). Эта водоросль появилась и в швейцарских озерах, которые стали менять олиготрофный облик (Mindler L., 1943).

Подобная картина наблюдалась в Женевском озере: в 1946–1947 гг. в нем массово развелись *Tabellaria fenestrata* и *Fragillaria crotonensis*, которых не было в 1916–1917 гг., а численность *Asterionella formosa* резко уменьшилась (Dussart B., 1960). Исследования фитопланктона Великих Американских озер также свидетельствовали об изменении видового состава водорослей по мере увеличения степени трофности: изменился состав диатомовых, появились в большом количестве зеленые и синезеленые водоросли (Davis C. C., 1966). То же наблюдалось в озерах западной Англии, эвтрофирование которых было вызвано сбросом сточных вод и минеральных удобрений: в воде появились не встречаемые ранее *Aphanizomenon flos-aquae*, *Staurastrum chaetoceros*, *Anabaena solitaria* (Lund J. W., 1969). Подобные факты приводятся и многими другими авторами (Moss B., 1972; Stockner J. G., 1971; Кузьмин Г. В., 1973; Лаврентьева Г. М., 1977 и др.). Смена видового состава фитопланктона при повышении трофности всегда наблюдалась при удобрении рыбоводных прудов (Винберг Г. Г., 1954; Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И., 1959; Schindler D. W., 1973 и др.). Исследователи иногда отмечают факты усиленного развития макрофитов вследствие эвтрофирования (Forsberg C., 1965; Jonasson P. M., 1969; Morgan N. C., 1970; Seddon B., 1972, et al.). Но роль литоральных продуцентов в новообразовании и накоплении органического вещества в целом обычно очень невелика (Винберг Г. Г., 1960; Россолимо Л. Л., 1977). При эвтрофировании может происходить также изменение состава зоопланктона, зообентоса и ихтиофауны (Мордухай-Болтовской Ф. Д., 1971; Beeton A. M., 1969; Brooks J. L., 1969 et al.). Однако эти признаки являются вторичными и не имеют решающего значения при оценке степени трофности. Как показали последующие исследования, индикаторные критерии эвтрофирования слабо коррелируют с полной комплексной оценкой трофического состояния по химическим и биохимическим показателям. Еще Дж. Хатчинсон критически оценивал возможность использования индикаторных организмов, обнаружив в одном озере одновременно типично олиготрофные и типично эвтрофные виды фитопланктона (Hutchinson G. E., 1967).

Численность и биомасса фитопланктона часто используются для оценки трофности в практике гидробиологических исследований. При «цветении» численность фитопланктона может достигать нескольких миллионов клеток в 1 дм³ воды, а биомасса – десятков кг в 1 м³ (Davis C. C., 1966 и др.;

Брагинский Л. П. и др., 1968; Лаврентьева Г. М., 1977; Николаев И. И. и др., 1977).

В табл. 2.1 приведена биомасса фитопланктона в олиготрофных, мезотрофных и эвтрофных водах по данным разных авторов.

Таблица 2.1

Биомасса фитопланктона (мг/л) в олиготрофных (О), мезотрофных (М) и эвтрофных (Э) водах (Даценко Ю. С., 2007)

Автор	Олиготрофные (О)	Мезотрофные (М)	Эвтрофные (Э)
Михеева, 1975	< 1,5	1,5–2,0	> 2,0
Милиус, Кываск, 1979	< 1,0	1,0–3,0	3,0–7,0
Китаев, 1984	< 0,5–1,0	1,0–4,0	4,0–16,0
Трифорова И. С., 1993	< 1,0	1,0–3,0	3,0–10,0

Величина первичной продукции, в первую очередь, используется для характеристики трофического статуса водоемов. Некоторые авторы, как упомянуто ранее, считают, что «трофность» и есть величина первичной продукции (Ohle W., 1956; Odum H. T., 1957 и др.). Для измерения первичной продукции обычно используют несколько методов: скляночный метод в кислородной, радиоуглеродной или в других модификациях; хлорофильный; по измерению суточного хода растворенного кислорода; по вертикальному градиенту кислорода или биогенных веществ; по солнечной радиации и некоторые другие методы (Винберг Г. Г., Яровицина Л. И., 1939; Сорокин Ю. И., 1958; Хромов В. М., Семин В. А., 1975; Verduin J., 1956; Vollenweider L. A., 1965; Федоров В. Д., 1979 и др.). Чаще других используется скляночный метод. Однако «присущий методу склянок неустранимый источник возможных неточностей и ошибок – искусственность условий, создающихся в изолированном объеме воды, а также известная громоздкость этого метода, трудно применимого в экспедиционных условиях – и побудили многих авторов искать другие пути изучения первичной продукции планктона» (Винберг Г. Г., 1960). Величина первичной продукции сильно зависит от многих факторов: видового состава и физиологической активности водорослей; глубины проникновения света, соотношения прозрачности воды и глубины водоема, интенсивности солнечной радиации и, конечно, от концентраций биогенных веществ.

Система трофического деления водоемов по величине первичной продукции для озер РФ, измеренной методом склянок, установленных на разных глубинах водоема, приведена в табл. 2.2 (Винберг Г. Г.; 1960).

Таблица 2.2

Величина первичной продукции в озерах различных трофических типов

Трофический тип озера	Первичная продукция		
	мгО ₂ /дм ³ ·сут	гО ₂ /м ² ·сут	ккал/ м ² ·год
Олиготрофный	< 0,1–0,2	0,5–1,0	150–300
Мезотрофный	0,2–1,0	1,0–7,5	300–2500
Эвтрофный	1,0–5,0	2,5–7,5	1000–2500
Гиперэвтрофный	5,0–10,0	7,5–10,0	1500–3500

Очень близкие значения приводят и другие авторы (Stemann-Nielsen E., 1955; Nygaard G., 1955; Ichimura S., 1958; Ohle W., 1956 et al.; Китаев С. М., 1984). Но часто мелководные эвтрофные озера и глубоководные, морфометрически олиготрофные озера не отличаются по величине первичной продукции планктона на единицу площади. В. Роде (Rodhe W., 1958), например, приводит данные по первичной продукции под 1 м², полученные методом склянок в радиоуглеродной модификации для швейцарских (оз. Шлейнзее, Боденское, Цюрихское, Б. Пленское и др.) и североитальянских озер. Он считал, что радиоуглеродный метод дает объективный критерий для трофической классификации озер. Однако величины первичной продукции, полученные для североитальянских, субальпийских озер, таких как Маджиоре и Леман, которые принято считать олиготрофными, были сходны с величинами первичной продукции в эвтрофных озерах, таких как Цюрихское и Пленское. В обоих случаях фотосинтез в апреле – мае был 400–900 мгС/м²·сут или 1,4–3,0 г О₂/м²·сут. Такие цифры характеризуют и мелководные мезотрофные и эвтрофные озера, а также и олиготрофное озеро Байкал (Винберг Г. Г., 1960).

Связь интенсивности фотосинтеза с содержанием хлорофилла в планктоне хорошо известна. Это можно проиллюстрировать на примере зависимости фотосинтеза от концентрации хлорофилла *a* в рыбоводных прудах Белоруссии, полученной нами по литературным данным Винберга Г. Г. (1960). Корреляция между этими показателями оказалась очень тесной (рис. 2.1).

Метод расчета первичной продукции по содержанию хлорофилла был предложен еще в 1941 г. Маннингом В. М. и Джеди Р. Е. (Manning W. M., Juday R. E., 1941).

Концентрация хлорофилла в настоящее время (в основном хлорофилла *a*) для оценки трофического состояния водных экосистем применяется достаточно широко при мониторинге поверхностных вод. Но интенсивность

фотосинтеза первичной продукции зависит не только от содержания хлорофилла, но и от многих других факторов: света, температуры, прозрачности воды, состава и физиологической активности клеток и др. Поэтому при одной и той же трофности водоема концентрации хлорофилла могут резко отличаться (табл. 2.3).

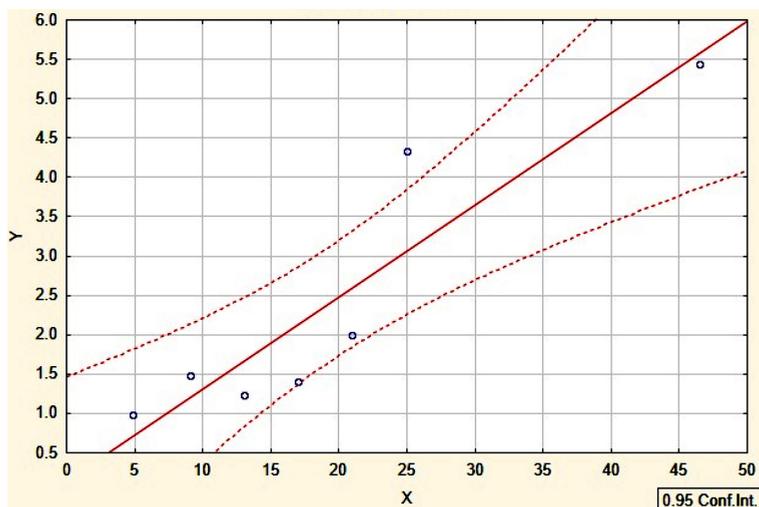


Рис. 2.1. Зависимость фотосинтеза (Y), $\text{мгO}_2/\text{л}\cdot\text{сут}$ от концентрации хлорофилла a (X), мкг/л , в рыбоводных прудах Белоруссии; коэффициент корреляции ($r_{yx} = 0,919$)
 $\Phi = 0,12542 + 0,11708 \cdot \text{Chl } a$

Таблица 2.3

Классификация трофических типов водоемов по содержанию хлорофилла a , мкг/л
 (Даценко Ю. С., 2007)

Авторы	Трофические типы водоемов				
	УО	О	М	Э	ГЭ
Китаев (1984)		< 1,5–3	3–12	12–48	
Hendersen-Selers (1984)		< 4	4–10	10–100	
Vollenweider (1979)		1,7	4,2	14,3	
Винберг Г. Г. (1960)		< 1	1–10	10–100	> 100
Бульон (1983)		0,1–1	1–10	> 10	
Dobson et al (1974)		< 4,5	4,5–8,8	> 8,8	

Авторы	Трофические типы водоемов				
	УО	О	М	Э	ГЭ
Rast, Lee (1978)		< 2	2–6	> 6	
Милиус, Кываск (1979)		< 3,0	3–8	8–20	
Трифенова (1993)		< 1,5	1,5–10	10–50	
OECD сред. (1982)	< 1	1–2,5	2,5–8	8–25	> 25
OECD макс. (1982)	< 2,5	2,5–8	8–25	25–75	> 75
Meysbeck (1989)	0,01–0,3	0,3–2,5	2,5–8	8–25	> 25
Wetzel (1975)		0,3–3	2–15	10–500	
Lee (1970)		0,3–3	2–15	10–500	
Uttomark, 1975		1–2,5	2,5–6,9	> 6,9	
U.S.-EPA-NES (1974)		< 7	7–12	> 7	
Sakamoto (1966)		0,3–2,5	1–15	50–140	
Felfoldi (1974)		< 3	10–20	> 50	
Forsberg (1980)		< 3	3–7	7–40	> 40
Hackanson (1991)		< 2	2–8	6–35	> 35

* УО – ультраолиготрофные, О – олиготрофные, М – мезотрофные, Э – эвтрофные, ГЭ – гиперэвтрофные.

Авторами по собственным и литературным данным были получены уравнения связи между фотосинтезом и хлорофиллом *a* для водоемов различной степени трофности (табл. 2.4).

В приведенных в табл. 2.4 уравнениях наблюдается интересная закономерность: свободный член уравнения (a_0) тем больше, чем выше трофический статус водоема, при этом скорость нарастания интенсивности фотосинтеза (a_1) практически одинакова во всех водоемах и колеблется от 0,032 до 0,038 мг O_2 на 1 мкг хлорофилла *a*. Это свидетельствует о том, что при одной и той же концентрации хлорофилла трофический статус экосистемы тем выше, чем больше фотосинтез первичной продукции. Таким образом, не концентрация хлорофилла *a*, а именно зависимость фотосинтеза от концентрации хлорофилла более объективно характеризует величину первичной продукции трофических типов поверхностных вод.

Таблица 2.4

Зависимость фотосинтеза (Φ , $\text{мгO}_2/\text{л}\cdot\text{сут}$) от концентрации хлорофилла a ($\text{Chl } a$, мкг/л)

Трофический тип водоема	Уравнение $\Phi = a_0 + a_1 (\text{Chl } a)$	Коэффициент корреляции r_{yx}	Стандартное отклонение σ
Олиготрофный – Ладожское озеро (Пырина И. Л., Трифонова И. С., 1979)	$\Phi = 0,34 + 0,038 (\text{Chl } a)$	0,76	0,12
Мезотрофный – Невская губа (Цветкова Л. И., 1980)	$\Phi = 0,50 + 0,032 (\text{Chl } a)$	0,71	0,19
Эвтрофный – удобряемые пруды Белоруссии (Винберг Г. Г., 1960)	$\Phi = 1,19 + 0,032 (\text{Chl } a)$	0,85	0,97

Но величина первичной продукции сама по себе недостаточна для оценки трофического статуса водных экосистем, тем более что накопление органического вещества в водоеме определяется не только величиной продукции, но и величиной его деструкции, что, в свою очередь, зависит от множества абиотических и биотических условий в конкретном водоеме.

Необходимо подчеркнуть, что большинство биотических показателей требует очень трудоемких и дорогостоящих процедур по организации и проведению исследований, определению видового и количественного состава водорослей, а также привлечения узких и высококвалифицированных специалистов. Все это затрудняет использование биотических показателей в рутинной практике мониторинга поверхностных вод.

2.2. Абиотические показатели степени трофности

Прозрачность воды, определяемая по глубине видимости белого диска Секки, выраженной в метрах, – наиболее простой и доступный метод приближенной оценки трофического состояния водоемов. Этот показатель использовался еще в начале прошлого столетия. Классификаций трофических типов водоемов по прозрачности также много, как и по биотическим показателям (табл. 2.5).

Прозрачность, как и другие показатели, может значительно колебаться в пределах одного и того же трофического типа вод. В работе Мусатова А. П. (2001) приводится формула связи между прозрачностью и хлорофиллом:

$$SD = a \cdot Chl^b,$$

где SD – прозрачность, м; Chl – хлорофилл, мкг/л; a , b – эмпирические коэффициенты.

Таблица 2.5

Классификация трофических типов водоемов по прозрачности воды
(Даценко Ю. С., 2007)

Авторы	Прозрачность, м		
	олиготрофный тип	мезотрофный тип	эвтрофный тип
Lonnerblad, 1931	> 4	2–3	< 1
Aberg, Rhode, 1942	> 5	3–5	< 3
Alm, 1960	> 5	2–5	< 2
Uttomark, 1975	> 4,5	2,4–4,5	< 2,4
Meybeck et al., 1979	6–12	3–6	1,5–3
Vollenweider, Kerkes, 1980	9,9	2,4–4,2	< 1
Hackanson, 1981	> 6	3–6	1–4
Jones, Lee, 1982	> 4,6	2,4–4,6	< 2,4
ОЕРК, 1982	6–12	3–6	1,5–3
Китаев, 1984	4–8	1–4	< 1
Hendersen-Selers, 1984	> 6	3–6	< 3
Романенко, 1985	6–12	3–6	0,3–0,8

Прозрачность в качестве показателя трофности рекомендована даже в Плане действий по Балтийскому морю (ПДБМ, 2007). Однако, этот показатель не может быть использован в очень мелких водоемах или прибрежных зонах водных объектов и в замутненных аллохтонными взвесями водах.

Биогенные вещества наиболее часто используются в качестве показателей трофности. Как упоминалось ранее, связь эвтрофирования с биогенными веществами очевидна и хорошо изучена (Гусева К. А., 1952; Баранов И. В., 1961; Edmonson W. T., 1970; Schindler D. W., 1971, 1973; Винберг Г. Г., 1974;

Dillon P. J, 1974; Россолимо Л. Л., 1977; Цветкова Л. И., 1980, 2012; Neverova-Dziopak E., 2007, 2010; Даценко Ю. С., 2007; Karydis M., 2009 и др.). Поэтому среди абиотических показателей трофического состояния водоемов первое место занимают азот и фосфор. Ни одно лимнологическое исследование не обходится без определения содержания в воде биогенных веществ. При этом, приоритет отдается фосфору, так как фосфор один из наименее доступных биогенных элементов на планете. Это связано с особенностями его круговорота в природе.

Резервный фонд фосфора, в отличие от азота, находится не в атмосфере, а в земной коре. Поэтому чаще всего, согласно закону минимума Ю. Либиха (1840), именно фосфор регулирует процессы эвтрофирования как труднодоступный элемент. Сейчас поступление фосфора в водоемы со сточными водами сильно возросло вследствие применения фосфоросодержащих моющих средств и широкого внедрения биологической очистки, после которой стоки обогащаются минеральными, доступными для водорослей формами азота и фосфора (табл. 2.6).

Таблица 2.6

**Концентрация фосфатов в европейских озерах с 1940 по 1970 г.
(Неверова-Дзиopak E., 2003)**

Боденское озеро		Цюрихское озеро	
Годы	P, мкг/л	Годы	P, мкг/л
1940	1	1946	70
1950	5	1950	82
1955	12	1960	152
1960	30	1965	232
1965	52	1970	251
1968	80		
1970	113		

В тех случаях, когда в придонных слоях водоемов и глубоководных частях морей и океанов создаются анаэробные условия и протекают процессы денитрификации, лимитировать эвтрофирование может азот. Однако чаще за основу трофической классификации берется фосфор (табл. 2.7).

Таблица 2.7

**Трофическая классификация водоемов по содержанию общего фосфора, мкг/л
(Даценко Ю. С., 2007)**

Авторы	Трофические типы водоемов*				
	УО	О	М	Э	ГЭ
Lee (1970)		< 5	5–10	10–30	
U.S.-EPA-NES (1974)		< 10	10–20	>20	
Wetzel (1975)	1–5	5–10	10–30	>30	
Uttomark (1975)		< 8	12–27	>30	
Милиус, Кываск (1979)		< 10	10–33	34–87	
Vollenweider (1979)		< 8	8–27,6	27,6–84,4	
Forsberg (1980)		< 15	15–25	25–100	> 100
ОЕРК (1982) средн.	< 4	< 10	10–35	35–100	> 100
ОЕРК (1982) макс.	< 2,5	2,5–8	8–25	25–75	> 75
Meysbeck (1989)	4	10	10–35	35–100	
Hackanson (1991)		< 5	5–20	20–100	> 100

* УО – ультраолиготрофные, О – олиготрофные, М – мезотрофные, Э – эвтрофные, ГЭ – гиперэвтрофные типы водоемов.

Сведения об эвтрофирующей роли азота и фосфора чрезвычайно обширны. «Цветение» воды обычно становится вероятным, когда содержание азота превышает 0,3 мг/л, а фосфора – 0,01 мг/л. Но высокие концентрации фосфора не всегда являются признаком трофического состояния (табл. 2.8).

Таблица 2.8

**Концентрации фосфатов в озерах Польши различного трофического состояния
(Kajak Z., 1979)**

Название озера	Трофическое состояние*	PO ₄ ³⁻ , мг/л
Morskie Oko	<i>o</i>	0,022–0,112
Hancza	<i>o</i>	0,088–0,152
Wigry	<i>m</i>	0,084–0,114
Babiety Wielkie	<i>m</i>	0,300–1,200

Название озера	Трофическое состояние*	PO ₄ ³⁻ , мг/л
Pilakno	<i>m</i>	0,200–0,800
Ostrowite	<i>m</i>	0,144–0,366
Mikolajskie	<i>l</i>	0,450–2,250
Biale Sejnenskie	<i>l</i>	0,096–0,202
Konarzyny	<i>l</i>	1,400–4,640
Fleosek	<i>d</i>	0,312–1,680
Smolaczek	<i>d</i>	0,208–0,408

* *o* – олиготрофные, *m* – мезотрофные, *l* – эвтрофные, *d* – дистрофные.

Имеет значение и соотношение содержания основных биогенов. Принято считать, что максимальная скорость роста биомассы достигается тогда, когда соотношение углерода (С), азота (N), фосфора (P) приближается к их атомно-весовому соотношению в составе водорослей, т. е. С:N:P = 106:16:1. Всякое отклонение от данного соотношения меняет обеспеченность водорослей питательными веществами (Россолимо Л. Л., 1977; Одум Ю., 1986 и др.).

По мнению Россолимо Л. Л. (1977) и некоторых других авторов, количественные соотношения между нагрузкой питательными веществами и продукцией водоемов составляют сущность проблемы эвтрофирования.

Известна схема Волленвейдера (Vollenweider L. A., 1970), усовершенствованная затем в работах Ларсена и Мерсиера (Larsen D. P., Mercier H. T., 1976). Сущность схемы в том, что по данным о степени трофности озер, их положение наносится на систему координат, где абсцисса – параметр, характеризующий способность водоема накапливать питательные вещества (глубина, отношение площади водного зеркала к глубине, коэффициент гидравлического удержания фосфора и др.), а ордината – нагрузка фосфора г/м². На схеме выделены эвтрофная, мезотрофная и олиготрофная области. По годовой нагрузке и морфометрическим параметрам находят положение озера в той или иной трофической области. Но в открытых водных системах, трофический статус будет ниже, чем при тех же параметрах в озерах. Так, например, Невская губа Балтийского моря по схеме Волленвейдера попадает в область сильной эвтрофики, а по фактическому состоянию находится в области начальной и средней стадии мезотрофных условий (Цветкова Л. И., 1980). Многие

исследователи также указывают на то, что при одинаковом количестве и скорости поступления биогенных веществ уровень развития автотрофов в водоемах может резко отличаться в зависимости от различий климатических условий, морфометрических и гидродинамических параметров. Кроме того, развитие водорослей зависит не столько от нагрузки биогенов, сколько от обеспеченности водорослей доступными минеральными формами азота (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) и фосфора (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), т. е. концентраций их в воде.

Следовательно, несмотря на очевидную зависимость развития водорослей от содержания питательных биогенных веществ, оценка трофического уровня водоемов по нагрузке и содержанию биогенных веществ в воде является спорной.

В табл. 2.9 представлены основные биотические и абиотические признаки трофности, используемые различными авторами для оценки трофического статуса водоемов.

Таблица 2.9

Признаки распознавания трофности водных экосистем
(Дмитриев В. Д., Фрумин Г. Т., 2004; Neverova-Dziopak E., 2007)

№ п/п	Критерий	Тип трофии				Источник
		олиготр.	мезотр.	эвтроф.	гипертр.	
1	2	3	4	5	6	7
1	Валовая продукция фитопланктона за год, г С/м ²	10 – 30 4 – 40 10 – 30 7 – 20 10 – 30	30 – 100 40 – 150 30 – 70 – 30 – 100	100 – 300 150 – 600 70 – 200 75 – 250 100 – 300	> 300 > 600 200 – 400 350 – 700 300 – 4000	Винберг, 1960 Романенко, 1985 Hubel, 1966 Rodhe, 1969 Sladeczek, 1978
2	Продукция фитопланктона мг С/л·сут	0,005 – 0,05	0,05 – 0,5	0,5 – 5	> 5	Гутельмахер, 1986
3	Максимальная первичная продукция за сутки, г О ₂ /м ² г С/м ²	0,5 – 1,0 0,1 – 0,3	1,0 – 2,5 0,3 – 0,7	2,5 – 7,5 0,7 – 2,0	> 7,5 > 2,0	Винберг, 1960
4	Чистая первичная продукция, мкг/л	50 – 300 50 – 300	250 – 1000 250 – 1000	600 – 8000 > 1000	> 8000 –	Likens, 1975 Wetzel, 1975

1	2	3	4	5	6	7
11	Удельная биоактивность ($A + R$), мкг С/м ²	160	220	–	–	Ohle, 1958
12	Трофический индекс Карлсона, TSI , балл.	0 – 40	40 – 60	60 – 80	> 80	Carlson, 1977
13	Индекс трофности ИТ	20 – 40	40 – 60	60 – 80	> 80	Милиус, Кывасик, 1979
14	Отношение биомассы зоопланктона к биомассе фитопланктона	< 4:1	=1:1	0,5:1	–	Андроникова, 1989
15	Отношение дыхания R к биомассе зоопланктона B_z	0,15	0,20	0,3	–	Тот же
16	Численность бактерий за вегетационный период млн кл./мл	< 0,05 0,2 – 0,6 0,05 – 0,5	0,05 – 1,5 1 – 2 0,5 – 2,0	2 – 4 2 – 3 2 – 15	> 4 > 3 > 15	Кузнецов, 1970 Сорокин, 1973 Романенко, 1985
17	Биомасса бентоса за вегетационный период, г/м ²	< 1,25 – 2,5	2,5 – 10	10 – 40	> 40	Китаев, 1984
18	Сумма биомасс зоопланктона и бентоса, г/м ²	< 2,5 – 5	5 – 20	20 – 80	> 80	Тот же
19	Ихтиомасса, г/м ²	< 1,25 – 2,5	2,5 – 10	10 – 40	> 40	Тот же
20	Биомасса рачков-фильтраторов, мг/л	0,2 – 1	1 – 2	2 – 6	> 6	Гутельмахер, 1986
21	Скорость фильтрации воды зоопланктоном, л/мг·сут	0,6 – 0,25	0,25 – 0,15	0,15 – 0,025	< 0,025	Тот же
22	Рацион зоопланктона, мкгС/мг сыр. массы в сутки	0,82 – 1,64	1,64 – 4,5	4,5 – 3,4	–	Тот же
23	Фильтрационная активность зоопланктона, сут ⁻¹	0,05 – 0,6	0,15 – 0,5	0,05 – 0,9	–	Тот же

2.2. Абиотические показатели степени трофности

Продолжение табл. 2.9

1	2	3	4	5	6	7
24	Скорость потребления O ₂ в гипolimнионе, мг/м ³ ·сут	30 – 100	100 – 300	300 – 3000	> 3000	Henderson-Selers, 1984
25	Концентрация сестона, мг ОВ/л мг С/л	0,14 – 0,66 0,07 – 0,33	0,66 – 3 0,33 – 1,5	3 – 13,6 1,5 – 6,8	> 13,6 > 6,8	Гутельмахер, 1986
26	Максимальная концентрация общего фосфора, Р _{общ.} , мкг/л	8,0	26,7	84,4	1200	Хрисанов, Осипов, 1993
27	Концентрация общего фосфора, мкг/л	5 – 20 5 – 10 < 15 6,2	5 – 50 10 – 30 15 – 25 10 – 20	100 30 – 100 25 – 100 30 – 45	– > 100 > 100 > 100	Романенко, 1985 Vollenweider, 1980 Forberg, Ryding, 1999 OECD, 1982
28	Максимальная концентрация общего азота, мкг/л	661	753	1875	72444	Хрисанов, Осипов, 1993
29	Концентрация общего азота, мкг/л	5 – 80 < 400	80 – 500 400 – 600	500 – 1500 600 – 1500	– >1500	Романенко, 1985 Foresberg, Ryding, 1999
30	Концентрация минерального азота, мкг/дм ³	200 – 400	300 – 650	500 – 1500	> 1500	Vollenweider, 1980
31	Отношение концентраций N:P	30 – 40	25 – 30	15 – 25	12 – 15	Алекин и др., 1985
32	Концентрация минерального фосфора, PO ₄ ³⁻ , мг P/л	< 0,01 0,01 – 0,03	0,01 – 0,02 0,03 – 0,25	> 0,02 > 0,25	– –	Thomas, 1959 Цветкова и др., 1988
33	Концентрация карбонатов, мг С/л	2 – 7	7 – 20	15 – 40	–	Романенко, 1985
34	pH летом	6,9 – 7,2	7,2 – 8	9,5	–	Тот же

1	2	3	4	5	6	7
35	гН ила	25–30	15–25	7–17	–	Романенко, 1985
36	Индекс Тийдора, Ен	< 600	600–1200	1200–2000	> 5000	Дмитриев, 1994
37	Уровень трофности, УТ	2,5 – 3,5	3,5 – 4,5	> 4,5	–	Цветкова и др., 1988
38	рН при 100 % насыщенности воды кислородом	7,02 ± 0,33	7,68 ± 0,33	8,34 ± 0,33	–	тот же
39	Индекс видового разнообразия	2,0 – 3,0	2,0 – 1,0	1,0 – 0,0	–	Neverova-Dziopak, 2007
40	Численность фито-планктона, млн кл./мл	0,35 – 3,85	3,85 – 20	> 20	–	Тот же
41	Биомасса фитопланктона, г/м ³	< 0,15 0,2 – 1,0 0,2 – 0,5	– 1,0 – 3,0 0,5 – 2,5	> 0,8 > 3,0 2,5 – 10	– – > 10,0	Jamefelt, 1952 Likens, 1975 Heinonen, 1980
42	Диатомовые водоросли, % от общей численности	95 – 15	15 – 0	–	–	Neverova-Dziopak, 2007
43	Зеленые водоросли, % от общей численности	15 – 75	75 – 100	0,0 – 0,15	–	Тот же
44	Синезеленые водоросли, % от общей численности	0 – 55	55 – 85	85 – 100	–	Тот же
45	Скорость фотосинтеза, мгО ₂ /л·сут.	0,7 – 1,0	1,0 – 2,4	> 2,4	–	Цветкова и др., 1988
46	Разность суточной продукции и деструкции, Ф-Д, мг О ₂ /л·сут	–0,1 – 0,1	0,1 – 2,1	> 2,1	–	Тот же
47	БПК ₅ , мг О ₂ /л·сут	2,3 – 3,3	3,3 – 5,5	> 5,5	–	Тот же
48	Концентрация растворенного кислорода, % насыщения	95 – 105	50 – 155	< 50 > 150	–	Тот же

Анализ табл. 2.9 показывает, что значения одинаковых показателей для водоема одного и того же трофического состояния могут резко отличаться у разных авторов. Например, концентрация хлорофилла *a* для эвтрофных вод колеблется от 10 до 500 мкг/л (Wetzel, 1975), и до > 6 (Rast, Gek., 1978). Валовая продукция фитопланктона для тех же вод может колебаться от 70–200 (Hubel, 1966) до 150–600 гС/м² (Романенко, 1985).

Другие признаки трофности также варьируются в широких пределах. Поэтому оценки одного и того же водного объекта оказываются часто противоречивыми и могут колебаться от олиготрофных до эвтрофных. Приходится принимать во внимание спектр многих показателей, определение которых требует трудоемких, часто длительных и затратных операций. Кроме того, классификация трофического состояния по биотическим и абиотическим показателям обладает большой дискретностью.

Этих недостатков пытаются избежать с помощью индексов, которые концентрируют информацию и оценивают трофическое состояние в виде конкретных числовых значений.

Индексы удобны при сравнении трофического состояния водоемов, позволяют проследить динамику его изменения во времени, а также пригодны для численного моделирования экологического состояния водных экосистем.

2.3. Индексы трофического состояния поверхностных вод

К настоящему времени для оценки трофности водоемов разработано достаточно много численных индексов. Их можно разделить на две группы. К первой группе относятся индексы, основанные на математической интерполяции коррелирующих значений традиционных биотических и абиотических показателей. Ко второй группе относятся индексы, характеризующие структуру биоценозов, которые также стали использоваться для оценки трофического состояния: индексы сравнения, видового обилия и видового разнообразия. Существует также ряд других индексов, которые могли бы использоваться для оценки трофического состояния: выравнинности (Hargrave В. Т., 1975), экосистемной нарушенности (Mac Arthur R., 1955), агрегированности (Смуров А. В., Романовский Ю. Э., 1976).

Рассмотрим основные индексы, используемые в лимнологических исследованиях. Среди первой группы индексов следует отметить следующие. *Индекс трофического состояния* – *TSI*, разработанный Карлсоном (Carlson R. E., 1977), он рассчитывается по трем параметрам: прозрачности (*SD*), хлорофиллу *a* (*Chl a*) и общему фосфору ($P_{\text{общ}}$) по формулам, описывающим логарифмические кривые изменения индекса:

$$TSI_{SD} = -14,388 \ln(SD) + 59,909, \quad (2.1)$$

где TSI_{SD} – индекс трофности, рассчитанный по значениям SD , м;

$$TSI_{TP} = 14,427 \ln(P_{общ}) + 4,1504, \quad (2.2)$$

где TSI_{TP} – индекс трофности, рассчитанный по содержанию $P_{общ}$, мг/м³;

$$TSI_{Chla} = 9,7552 \ln(Chl a) + 30,913, \quad (2.3)$$

где TSI_{Chla} – индекс трофности, рассчитанный по содержанию $Chl a$, мг/м³.

В качестве интегрированного значения взято среднее из трех рассчитанных индексов трофности (табл. 2.10)

$$TSI = \frac{TSI_{TP} + TSI_{Chla} + TSI_{SD}}{3}, \quad (2.4)$$

где SD – прозрачность, $P_{общ}$ – общий фосфор, $Chl a$ – хлорофилл a .

Таблица 2.10

**Трофический индекс TSI и связанные с ним параметры
(Carlson R. E., 1977)**

Тип водоема	TSI	Прозрачность	$P_{общ}^*$, мг/м ³	$Chl a^*$, мг/м ³
Олиготрофный	0	64	0,75	0,04
	10	32	1,5	0,12
	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,96
Мезотрофный	40	4	12	2,6
	50	2	24	6,4
Эвтрофный	60	1	48	20
	70	0,5	96	56
Гиперэвтрофный	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
	100	0,062	768	1183

* в поверхностном слое воды.

Потребление кислорода в гипolimнионе – ПКГ. Часто для оценки трофности используется информация о кислородном режиме водоемов. Послойное распределение кислорода в форме кислородной кривой и по-

требление кислорода в гипolimнионе (ПКГ) – широко используемые показатели трофности (Hutchinson G. E., 1938; Винберг Г. Г., 1960; Россолимо Л. Л., 1977; Даценко Ю. С., 2007 и др.). Еще в 1938 г. Хатчинсон Г. Е. (Hutchinson G. E., 1938) предложил критерии этого показателя: олиготрофные водоемы – $250 \text{ мгO}_2/\text{м}^3 \cdot \text{сут}$; мезотрофные – $250\text{--}500 \text{ гO}_2/\text{м}^3 \cdot \text{сут}$; эвтрофные – $500 \text{ кгO}_2/\text{м}^3 \cdot \text{сут}$. Дальнейшие исследования показали ошибочность жестких критериев, так как ПКГ зависит от морфометрии водоема, толщины гипolimниона, температуры и др. В. Уолкером (Walker, 1979) были установлены эмпирические формулы зависимости ПКГ от неучтенных Хатчинсоном факторов. Он также установил тесную зависимость (коэффициент корреляции $r_{yx} = 0,89$) индекса Карлсона от ПКГ и глубины водоема:

$$TSI = 175 + 21,3 \cdot \ln(\text{ПКГ}) - 96,8 \ln z + 18,9 (\ln z)^2, \quad (2.5)$$

где z – средняя глубина водоема.

Но этот показатель пригоден лишь для глубоких и термически стратифицированных водоемов. При перемешивании воды результаты измерений вертикального распределения кислорода искажаются. Кроме того, фотосинтезируемое органическое вещество характеризуется только косвенно величиной кислорода, потребляемого при его разложении на дне водоема.

Индекс оценки озер – LEI. Индекс был разработан Д. Порселлой с соавторами (Porsella et al., 1980) в качестве дополнений к индексу Карлсона и имел вид:

$$LEI = 0,25[(x_{CA} + x_{MAC})/2] + x_{SD} + x_{DO} + x_{TP} + x_{TN}, \quad (2.6)$$

где CA – хлорофилл a , мкг/л; MAC – покрытость водного зеркала макрофитами, %; SD – прозрачность, м; DO – разность между равновесным и наблюдаемым содержанием O_2 , мг/л (или в % насыщения); TP – общий фосфор, мкг/л; TN – общий азот, мкг/л.

При расчетах LEI использовались регрессионные уравнения:

$$x_{CA} = 30,6 + 9,81 \ln(Chla); \quad (2.7)$$

$$x_{SD} = 60 - 14,1427 \ln(SD); \quad (2.8)$$

$$x_{TP} = 4,15 + 14,1427 \ln(TP); \quad (2.9)$$

$$x_{TN} = 14,1427 \ln(TN) - 23,8; \quad (2.10)$$

$$x_{DO} = 10DO. \quad (2.11)$$

DO рассчитывается на том основании, что в водоемах наблюдается не только дефицит кислорода, но и перенасыщение воды кислородом в вегетационный период, что свидетельствует об эвтрофировании, так как растворимость фотосинтезируемого кислорода в 5 раз больше растворимости атмосферного кислорода. Поэтому разность между равновесным и наблюдаемым содержанием кислорода информативна для оценки трофического состояния экосистемы.

Расчетная формула DO имеет вид

$$DO = \sum_{i=1}^n \frac{EDO - CDO}{\Delta V_i} / V, \quad (2.12)$$

где EDO и CDO – равновесная и измеренная концентрация кислорода в мг/л или в % насыщения; ΔV_i – объем вертикального слоя воды, где измерялось содержание кислорода, м³; V – объем воды в водоеме, м³; n – число вертикальных слоев.

Индекс кислорода – ИК. Даценко Ю. С. (2007) использовал в качестве самостоятельного индекса величину DO (формула 2.12), которую, дополнительно к индексу Карлсона, предложил Д. Порселла и назвал ее индексом кислорода – ИК. Возможность применения ИК была проверена на материале исследований 19 озер и водохранилищ мира (ILEC, 1987), трофическое состояние которых было надежно установлено по содержанию хлорофилла a , общего фосфора и прозрачности. Значения ИК для различных трофических типов водоемов умеренной зоны приведены в табл. 2.11.

Таблица 2.11

Значения ИК для различных трофических типов вод
(Даценко Ю. С., 2007)

Тип водоема	Значения индекса ИК, мг/л
Олиготрофный	< 1,3
Олиготрофно-мезотрофный	1,3–1,8
Мезотрофный	1,8–2,1
Мезоэвтрофный	2,1–2,6
Эвтрофный	> 2,6

Найдены и тесные корреляции между ИК, фосфором, прозрачностью и хлорофиллом a (рис. 2.2–2.4).

2.3. Индексы трофического состояния поверхностных вод

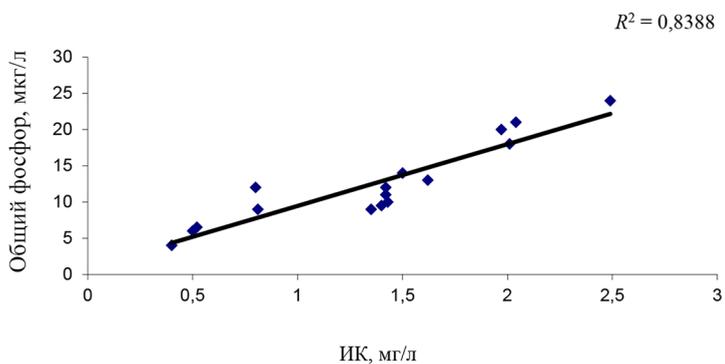


Рис. 2.2. Корреляции между ИК и фосфором
(Даценко Ю. С., 2007)

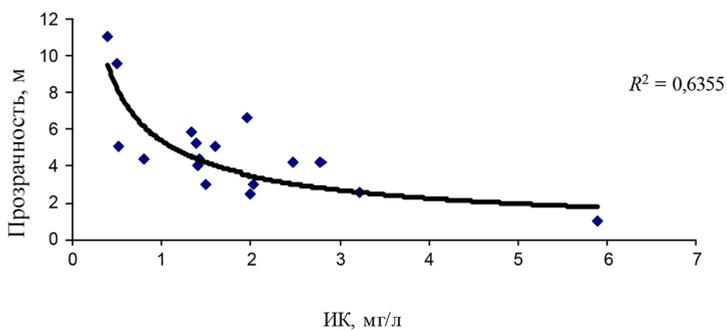


Рис. 2.3. Корреляции между ИК и прозрачностью
(Даценко Ю. С., 2007)

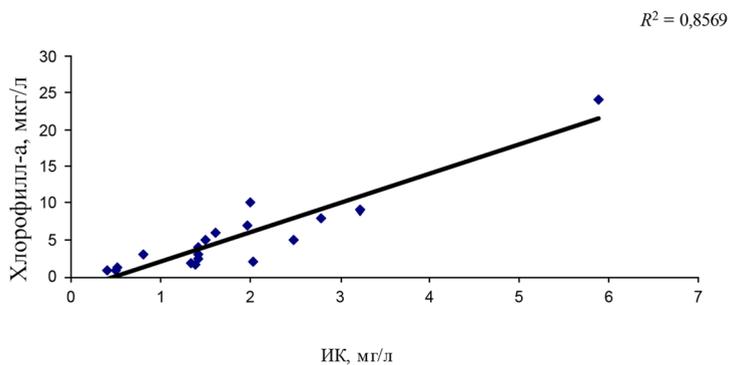


Рис. 2.4. Корреляции между ИК и хлорофиллом а
(Даценко Ю. С., 2007)

Индекс трофического состояния – ИТС. Менее громоздкий индекс трофического состояния предложен Бульоном В. В. (1985, 1994):

$$\text{ИТС} = 40 + 20 \log \text{Chl } a, \quad (2.13)$$

при ИТС <40 – водоем олиготрофный; при ИТС >60 – эвтрофный; при ИТС от 40 до 60 – мезотрофный.

Трофический индекс – *TRIX*. Индекс был разработан для оценки трофического состояния вод морских заливов (Vollenweider R. A. et al., 1988) на основе практически тех же показателей, что и «индекс оценки озер – *LEI*»:

$$\text{TRIX} = (\lg \text{Chl } a \cdot a\text{DO} \% \cdot \min N \cdot TP + K)/m, \quad (2.14)$$

где *Chl a* – хлорофилл *a*, мкг/дм³; *aDO* % – отклонение от нормального насыщения воды кислородом, %; *minN* – сумма минеральных форм азота ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), мкг/дм³; *TP* – общий фосфор, мкг/дм³; *K* = 1,5; *m* = 1,2.

В олиготрофных условиях индекс принимает значение от 2 до 4; в олиго-мезотрофных – от 4 до 5; в мезотрофных – от 5–6; а в эвтрофных – от 6 до >8.

Индекс трофического уровня – *TLI*. Индекс разработан для новозеландских озер и водоемов (Burns N. M. et al., 2001) и рассчитывается по регрессионным уравнениям:

$$TLI_{\text{chl}} = 0,222 + 2,54 \log_e(\text{Chl } a); \quad (2.15)$$

$$TLI_{\text{SD}} = 5,56 + 2,60 \log_e(1/SD - 1/40); \quad (2.16)$$

$$TLI_{\text{P}} = 0,218 + 2,92 \log_e(TP); \quad (2.17)$$

$$TLI_{\text{N}} = -3,61 + 3,01 \log_e(TN), \quad (2.18)$$

где *Chl a* – концентрация хлорофилла *a*, мг/м³; *SD* – прозрачность по диску Секки, м; *TP* – общий фосфор, мг/м³; *TN* – общий азот, мг/м³.

Значения индекса *TLI* и расчетных параметров приведены в табл. 2.12.

Таблица 2.12

Значения индекса *TLI*, концентраций хлорофилла *a* (*Chl a*), общего фосфора (*TP*), общего азота (*TN*) и прозрачности

Трофическое состояние	<i>TLI</i>	<i>Chl a</i> , мг/м ³	<i>TP</i> , мг/м ³	<i>TN</i> , мг/м ³	Прозрачность, м
Олиготрофное	2–3	0,82–2,0	4,1–9,0	73–157	15–7,8
Мезотрофное	3–4	2,0–5,0	9,0–20,0	157–337	7,8–3,6

Трофическое состояние	TLI	Chl a, мг/м ³	TP, мг/м ³	TN, мг/м ³	Прозрачность, м
Эвтрофное	4–5	5,0–12,0	20,0–43,0	337–725	3,6–1,6
Суперэвтрофное	5–6	12,0–31,0	43,0–96,0	725–1558	1,6–0,7
Гиперэвтрофное	6–7	>31,0	>96,0	>1558	<0,7

Уровень трофности LT рассчитывается на основе комплексной характеристики условий среды – *Index of environment* – JE (Неверова-Дзиопак Е., 2003):

$$JE = \lg \frac{[N_M][P_M][Si_M]}{htv}, \quad (2.19)$$

где $[N_M]$ – сумма концентраций минеральных форм азота (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), мкгN/л; $[P_M]$ – концентрация фосфат-иона, мкгP/л; $[Si_M]$ – концентрация силикат-иона, мкг/л; h – глубина, м; t – температура воды, °C; v – скорость течения, см/с.

С учетом ранее установленных диапазонов колебаний обозначенных параметров в водах различной степени трофности рассчитаны значения JE для различных трофических типов вод (табл. 2.13).

Таблица 2.13

Значения JE в водах различного трофического состояния

Трофическое состояние	Значение уровня трофности	Индекс условий среды JE
Дистрофное	1	–3,26
Ультраолиготрофное	2	–0,13
Олиготрофное	3	2,32
Мезотрофное	4	5,03
Эвтрофное	5	6,50

В дистрофных и олиготрофных водах JE имеет отрицательные значения, по мере повышения уровня трофности его значения возрастают.

При численных значениях уровня трофности (LT – 1, 2, 3, 4, 5) была определена зависимость LT от JE , они тесно коррелируются – коэффициент корреляции $r_{yx} = 0,96$, стандартное отклонение $\sigma = 0,25$:

$$LT = 2,48 + 0,36 \lg \frac{[N_M][P_M][Si_M]}{htv}. \quad (2.20)$$

В разных трофических условиях LT принимает значения:

- дистрофные 0,0–1,0;
- ультраолиготрофные 1,1–2,0;
- олиготрофные 2,1–3,0;
- мезотрофные 3,1–4,0;
- эвтрофные 4,1... \geq 5,0.

Индекс LT был апробирован на примере Невской губы Финского залива Балтийского моря (табл. 2.14).

Таблица 2.14

Трофическое состояние Невской губы и восточной части Финского залива

Район наблюдений	Число измерений	H , м	t , °C	v , см/с	$[N_m]$, мкг/л	$[P_m]$, мкг/л	$[Si_m]$, мкг/л	LT
Невская губа (вся акватория)	97	5,4	12,9	20,9	415,2	9,4	196,1	3,5
Район выпуска сточных вод ЦСА ¹	16	3,4	12,9	16,0	285,5	6,2	91,0	3,3
Район выпуска ССА ²	8	3,6	15,4	9,1	455,0	9,5	222,5	3,7
Восточная мелководная часть Финского залива	13	10,2	9,8	8,6	223,1	34,8	204,3	3,7
Курортная зона Финского залива (вся акватория)	33	1,0	12,7	2,3	500,3	16,2	494,8	4,4

¹ ЦСА – центральная станция аэрации Санкт-Петербурга.

² ССА – северная станция аэрации Санкт-Петербурга.

Как следует из приведенных данных, вся акватория характеризуется мезотрофными условиями кроме курортной зоны, которая характеризуется как эвтрофная. Особенно опасным очагом эвтрофирования является пляж г. Зеленогорск ($LT = 4,6$). Эти выводы полностью подтвердились данными других исследователей, работавших в то же время традиционными методами (Винберг Г. Г., Гутельмахер Б. Л., 1987, Шикломанов И. А. и др., 1989), а также данными мониторинга Севзапгидромета (Ежегодники качества морских вод, 1981–1988).

Индекс общего биогенного статуса – TNI основан на измерениях общего азота, общего фосфора, хлорофилла, кислорода, БПК₅ и перманганатной окисляемости (Xiao-Yang, Xiang Wu et al., 2008):

2.3. Индексы трофического состояния поверхностных вод

$$TNI = \sum W_j \cdot TNI_j; \quad (2.21)$$

$$W_j = R_{ji}^2 / \sum R_{ji}^2, \quad (2.22)$$

где TNI – сумма произведений индексов всех параметров; TNI_j – индекс j -го параметра; W_j – удельный вес параметров в TNI ; R_{ji}^2 – отношение хлорофилла a к другим параметрам.

Оценочные значения TNI приведены в табл. 2.15.

Таблица 2.15

Значения TNI в разных трофических условиях

Трофическое состояние	Общий фосфор, мкг/л	Общий азот, мг/л	Значение TNI
Олиготрофное	5–10	250–600	0–30
Мезотрофное	10–30	500–1100	31–60
Эвтрофное	30–100	1000–2000	61–100
Гипертрофное	>100	>2000	>100

Показатель трофности PT был запатентован в РФ для идентификации мезотрофных и эвтрофных непроточных водоемов (патент на изобретение № 2369091 от 10.10.2009). Этот индекс основан на использовании не только гидрологических и гидрохимических параметров, но и гидробиологических. Он рассчитывается по уравнению множественной регрессии:

$$PT = 4,0905 + 0,14876x_1 + 0,20044x_2 - 0,15546x_3 + 0,01369x_4 + 0,03178x_5 - 1,18615x_6, \quad (2.23)$$

где x_1, x_2, x_3 – ln численности планктонных микроводорослей *Crucigenia tetrapedia*, *Scedesmus quadricauda* и *Tracheomonas volvocinopsis*, тыс. кл./дм³; x_4 – средняя температура воздуха, °C; x_5 – атмосферные осадки, мм/год; x_6 – прозрачность, м.

Показатель оценивает только мезотрофные – $PT < 3,6$; и эвтрофные $PT > 3,6$ водоемы.

Этот показатель вряд ли имеет перспективы широкого применения, так как, во-первых, для его расчета требуются дорогостоящие гидробиологические исследования и участие достаточно редких специалистов – систематиков низших растений. Во-вторых, имеет узкую область применения. В-третьих, не в любом водоеме указанные водоросли могут играть индикаторную роль в фитоценозе.

Индекс видового разнообразия – d . Видовая структура биоценозов, как правило, связана с продукцией органических веществ. Так, например, для Белого моря установлены связи первичной продукции и структуры фитопланктона (Федоров В. Д., 1970.):

$$P = 1,8 + 1,39\alpha; \quad (2.24)$$

$$P/B = 0,464 - 0,175\alpha; \quad (2.25)$$

$$P = 1,5 + 2,0d; \quad (2.26)$$

$$P/B = 0,5 - 0,25d, \quad (2.27)$$

где P – первичная продукция; P/B – продукционный коэффициент; α , d – индексы видового разнообразия Фишера Р. А. (Fisher R. A., et al., 1943) и Маргалёфа Р. (Margalef R., 1967).

Имеются данные, указывающие на то, что видовое разнообразие отражает скорость процесса деструкции. Так, было установлено, что индекс видового разнообразия фитопланктона коррелируется с константой скорости окисления органических веществ (Цветкова Л. И., Славинская Т. Г., 1975).

За основу измерения разнообразия обычно принимают число видов (S), численность отдельного вида (n) и общую численность сообщества (N). Максимальное значение индекса соответствует ситуации, когда $S = N$, а $n = 1$; минимальное значение индекса принимает тогда, когда $N = n$, а $S = 1$.

Возможность использования индексов разнообразия для оценки трофности была проверена авторами на основе массива данных многолетних исследований экологического состояния Невской губы и восточной части Финского залива Балтийского моря.

Для оценки трофности использовался индекс видового разнообразия Шеннона (Shannon C. E., Weaver W., 1963):

$$d = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \cdot \log_2 \frac{n_i}{N}, \quad (2.28)$$

где d – индекс видового разнообразия; n_i – численность i -го вида в фитопланктоне; N – общая численность фитопланктона; s – число видов.

Были установлены связи индекса d со многими абиотическими и биотическими параметрами, традиционно используемыми для оценки трофности (Цветкова Л. И., 1980; Неверова-Дзиопак, 2003, Neverova-Dziopak E., 2007, 2010). Коэффициенты корреляции зависимостей видового разнообразия от абиотических факторов представлены в табл. 2.16.

Коэффициенты корреляции (r_{yx}) зависимостей индекса видового разнообразия d фитопланктона от абиотических факторов (Е. Neverova-Dziopak, 2007)

Абиотические параметры	Число измерений	Коэффициент корреляции (r_{yx})	Стандартное отклонение σ
Глубина, м	151	0,95	0,13
Температура, °С	131	0,87	0,26
Скорость течения, см/с	18	0,78	0,48
Прозрачность, м	60	0,92	0,20
Ион аммония NH_4^+ , мкг/л	75	-0,82	0,30
Нитрит-ион NO_2^- , мкг/л	81	-0,78	0,31
Нитрат-ион NO_3^- , мкг/л	47	-0,88	0,30
Сумма минеральных форм азота N_m	44	-0,92	0,21
Фосфат ион PO_4^{3-} , мкг/л	74	-0,60	0,21
Силикат ион SiO_3^{2-} , мкг/л	75	-0,88	0,22
БПК ₅ , мг/л	81	-0,91	0,14
Растворенный кислород O_2 , % насыщения	88	-0,86	0,22

Индекс разнообразия тесно коррелируется практически со всеми абиотическими параметрами. Но наиболее тесная связь наблюдалась между индексом разнообразия и глубиной водоема, которая, видимо, определяет объем водной массы, ее прогреваемость, прозрачность, концентрацию биогенов, т. е. основные условия, определяющие трофическое состояние экосистемы. Теснота связи индекса видового разнообразия от биотических параметров (r_{yx}) показана в табл. 2.17.

Таблица 2.17

Коэффициент корреляции зависимостей индекса видового разнообразия d фитопланктона от биотических параметров (Цветкова Л. И., 1980, 1988)

Биотические Параметры	Число измерений	Коэффициент корреляции r_{yx}	Стандартное отклонение
Число видов в пробе	242	0,98	0,25
Численность фитопланктона, млн кл./л	233	-0,86	0,38
Диатомовые водоросли, % от общей численности	239	0,81	0,22
Зеленые водоросли, % от общей численности	240	0,86	0,33
Синезеленые водоросли, % от общей численности	242	-0,98	0,16
Соотношение диатомовых и синезеленых водорослей, % от общей численности	195	0,95	0,23
Хлорофилл «а», мкг/л	22	-0,98	–
Скорость фотосинтеза, мгО ₂ /л · сут	63	-0,93	0,16
Разность суточной продукции и деструкции органических веществ, измеренная в склянках, мгО ₂ /л · сут	52	-0,88	0,23

Приведенные данные демонстрируют тесную корреляцию видовой структуры фитопланктона практически со всеми признаками трофности водных экосистем. Эмпирические зависимости позволили рассчитать численные значения индекса видового разнообразия d для различных трофических состояний водной экосистемы (табл. 2.18).

Таблица 2.18

Значения индекса видового разнообразия d для различных трофических состояний водных экосистем

Трофическое состояние	Индекс видового разнообразия d
Дистрофное	0,0–1,0
Ультраолиготрофное	1,1–2,0
Олиготрофное	2,1–>3,0
Мезотрофное	2,0–1,0
Эвтрофное	<1,0–0,0

Полученные нами данные хорошо согласуются с литературными (Mitchell D. et al., 1971; Макрушин А. В., 1974). В табл. 2.19 приведено сравнение индексов видового разнообразия фитопланктона в водах различной трофности по нашим данным и данным Mitchell D. (1971).

Таблица 2.19

Индексы видового разнообразия фитопланктона в водах различных трофических типов

Трофические типы вод	Индекс видового разнообразия	
	Mitchell D. (1971)	Цветкова Л. И. (1980), Неверова Е. (2007)
Олиготрофный	3,3–2,3	> 3,0–2,1
Мезотрофный	2,3–1,0	2,0–1,0
Эвтрофный	1,0–0,0	1,0–0,0

Расчетные значения продукционных характеристик (скорость фотосинтеза, разность суточной продукции и деструкции, насыщение воды кислородом), также удивительно близко совпадают с известными по литературе. Так, например, в олиготрофных условиях расчетные по полученным нами уравнениям величины: скорости фотосинтеза – 0,9–1,0 мгО/л·сут; разности суточной продукции и деструкции – 0,0–0,1 мгО/л·сут; и процентного насыщения воды кислородом – 99,8 % – 100 % очень близко совпадают с данными Винберга Г. Г. (1960); Баранова И. В. (1961) и Россолимо Л. Л. (1977).

Итак, более 20 полученных нами уравнений связи индекса *d* с абиотическими и биотическими параметрами позволили установить:

- максимальные значения индекса видового разнообразия *d* характеризуют олиготрофные условия в водоеме и соответствуют ситуации, когда процентное содержание диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей составляет около 50, 45 и 5 % соответственно, т. е. 10:9:1.;

- при содержании диатомовых менее 15 и более 90 %, а зеленых менее 15 и более 85 %, индекс разнообразия падает, что вероятно соответствует переходу системы в первом случае к эвтрофному состоянию, а во втором – к дистрофному;

- наиболее тесная отрицательная связь индекса *d* наблюдалась с двумя параметрами: содержанием синезеленых водорослей и концентрацией хлорофилла *a*, т. е. известными показателями эвтрофирования.

Следовательно, индекс видового разнообразия фитопланктона, в принципе, отражает трофическое состояние водоемов. Этот показатель использовался нами в целом ряде исследований (Цветкова Л. И., Славинская Т. Г., 1975; Цветкова Л. И., Копина Г. И., 1979; Цветкова Л. И., Копина Г. И. и др., 1980; Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И. и др., 1984, 2000, 2003; Цветкова Л. И., Неверова Е., 1988, 2000, 2010 и др.).

Однако индексы видового разнообразия также обладают рядом недостатков.

Во-первых, расчеты их очень трудоемки, требуют значительного времени и высокой квалификации специалистов, определяющих видовой состав и численность каждого вида организмов сообщества.

Во-вторых, индекс разнообразия d надежно работает только в типично олиготрофных, мезотрофных и эвтрофных водах. В дистрофных же водах индекс разнообразия принимает такие же значения, как и в эвтрофных, а в ультраолиготрофных такие же, как в мезотрофных.

И, наконец, все рассмотренные показатели трофического состояния характеризуют лишь продукционную сторону процесса образования органических веществ. Они либо вообще не могут характеризовать, либо характеризуют очень косвенно основной критерий трофического статуса водоемов – состояние биотического баланса. Поэтому разработка технически доступного в рутинной практике, экономически не затратного, надежно оценивающего состояние биотического баланса показателя, т. е. главного критерия трофического статуса водных экосистем, остается пока удовлетворительно не решенной и актуальной задачей.

2.4. Выводы

1. Все рассмотренные традиционные биотические и абиотические показатели не дают надежной оценки трофического статуса водоемов, и характеризуют, 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.

2. Индексы трофического состояния также обладают недостатками, так как большинство из них характеризует только продукцию, и лишь индексы видового разнообразия могут косвенно оценивать и продукцию, и деструкцию, т. е. состояние биотического баланса, но обладают другими недостатками, ограничивающими их использование для оценки трофности.

3. Определение практически всех рассмотренных показателей трофности требует проведения трудоемких, дорогостоящих процедур и привлечения узких и высококвалифицированных специалистов (гидробиологов, лимнологов, химиков, физиков, математиков), что затрудняет их использование в широкой практике мониторинга экологического состояния поверхностных вод.

4. Определение большинства рассмотренных показателей не может быть автоматизировано и регистрироваться в системе on-line.

Глава 3

РАЗРАБОТКА ИНТЕГРАЛЬНОГО ПОКАЗАТЕЛЯ ТРОФНОСТИ *INDEX OF TROPICAL STATE (ITS)*

Признав, что трофическое состояние водных экосистем есть состояние их биотического баланса, можно считать, 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 Даценко Ю. С. (2007). 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».

3.1. Газообмен как показатель биотического баланса водоемов

Существует множество показателей для оценки продукционных процессов, чего нельзя сказать об оценке процессов деструкции. Даценко Ю. С. (2007) пишет: «Объективно оценивать деструкционные процессы в водоеме методически очень сложно, поэтому попытки применить данный подход к оценке трофического состояния экосистем неизбежно сталкиваются с серьезными проблемами».

В то же время, 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.

Так, во многих наземных экосистемах и в биосфере в целом автотрофные процессы опережают гетеротрофные, что и приводит к накоплению кислорода в атмосфере (21 %) и снижению концентрации углекислого газа (0,03 %). Антропогенная деятельность приводит к ускорению гетеротрофных процессов (сжигание топлива, разложение гумуса в сельскохозяйственной деятельности и др.), а, следовательно, к увеличению CO_2 в атмосфере. А это, в свою очередь, может приводить к «парниковому эффекту» и его негативным последствиям: изменению климата, подъему уровня мирового океана и др.

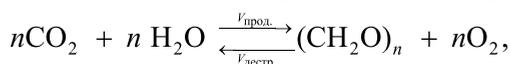
В полной мере это относится и к водным экосистемам. Винберг Г. Г. (1960) писал: «Построение и разрушение органических веществ в процессе обмена у живых организмов сопровождаются газообменом со средой, который находится в тесной связи со скоростью потребления и скоростью рассеяния энергии, поэтому именно газообмен должен быть положен в основу методов изучения баланса органических веществ. Последнее обстоятельство связывает биотический баланс с газовым режимом водоемов».

Винберг (1960) также полагал, что определение в воде концентраций конечных продуктов реакций образования (O_2) и разложения органических веществ (CO_2) дает возможность оценить соотношение скоростей этих процессов: «Видимо, много должны дать одновременные наблюдения за суточным ходом кислорода и углекислоты».

И такой опыт уже был. При рассмотрении энергетической стороны биотического баланса водоемов Флориды для определения величины первичной продукции использовались наблюдения за суточным содержанием кислорода в воде, а для величины деструкции (дыхание всего сообщества) – наблюдения за суточным содержанием в воде углекислоты (Odum E. P., 1953; Odum H. T., 1957).

Вывод о том, что соотношение скоростей процессов продукции и деструкции характеризуется соотношением концентраций в воде кислорода и углекислоты, вытекает и из закона действия масс Гульдберга К. и Вааге П. (1864, 1867).

Обозначим схематично процессы продукции и деструкции уравнением



где $V_{\text{прод.}}$ и $V_{\text{дестр.}}$ – скорости процессов продукции (фотосинтеза) и деструкции органических веществ; CH_2O – первичный строительный блок органических веществ (углеводов); n – число молекул, участвующих в реакции.

Согласно закону действующих масс,

$$V_{\text{прод.}} = K_1[\text{CO}_2]^n[\text{H}_2\text{O}]^n, \quad V_{\text{дестр.}} = K_2[\text{CH}_2\text{O}]^n[\text{O}_2]^n,$$

откуда

$$V_{\text{прод.}} / V_{\text{дестр.}} = K_1[\text{CO}_2]^n[\text{H}_2\text{O}]^n / K_2[\text{CH}_2\text{O}]^n[\text{O}_2]^n.$$

Согласно тому же закону, вещества, находящиеся в газовой смеси в виде индивидуальных фаз, принимаются равными 1, т. е.

$$[\text{H}_2\text{O}] = [\text{CH}_2\text{O}] = 1,$$

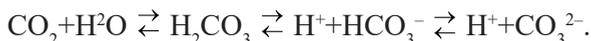
тогда

$$V_{\text{прод.}} / V_{\text{дестр.}} = K[\text{CO}_2]^n/[\text{O}_2]^n.$$

Концентрация углекислоты и кислорода – взаимосвязанные величины: 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%-го насыщения ее атмосферным кислородом при данных температуре и давлении (иногда более 200 %). Это объясняется тем, что растворимость O_2 , выделяемого при фотосинтезе, в пять раз больше растворимости атмосферного.

Несомненно, что 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:



Поэтому критерием интенсивности фотосинтеза может служить не только уменьшение $[\text{CO}_2]$, но и увеличение величины рН, зная которую, можно рассчитать количество ассимилированной CO_2 (Verduin I., 1956; Jackson D. F., Mc Fadden F., 1954).

Алекин О. А. (1954) предложил формулу для расчета концентрации CO_2 по величине рН

$$\text{CO}_2, \text{ мг/л} = 0,238 \cdot f \text{HCO}_3^- \cdot 10^{-7} - \text{ра H}^+, \quad (3.1)$$

где f – коэффициент активности ионов HCO_3^- , ра H^+ – активность ионов водорода.

Он рассчитал, что при $t = 18\text{ }^{\circ}\text{C}$ 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 так же, как и соотношение CO_2 и O_2 , использоваться для оценки соотношения скоростей продукции и деструкции органических веществ, т. е. состояния биотического баланса. При этом измерение рН является обязательным при любых лимнологических исследованиях, доступнее в техническом отношении, чем измерение CO_2 , и может проводиться инструментальными методами.

Для проверки наличия связи между величинами рН и O_2 , % в воде водоемов авторы провели статистический анализ многолетних данных по измерению величины рН и концентраций растворенного кислорода в Невской губе и восточной части Финского залива Балтийского моря. Предварительно была исследована динамика трофического состояния Невской губы за 76 лет с 1902–1903 гг. по 1978–1979 гг. по изменению качественного и количественного состава фитопланктона.

3.2. Материалы и методы исследований

Работа выполнялась, главным образом, на материале многолетних исследований качественного и количественного состава фитопланктона, качества воды и грунтов Невской губы и восточной части Финского залива, которые проводились Ленинградским инженерно-строительным институтом (ЛИСИ), ныне – Санкт-Петербургским государственным архитектурно-строительным университетом (СПбГАСУ), начиная с 1960 гг. прошлого столетия практически по настоящее время. В работе также использованы опубликованные материалы Северо-Западного Управления Гидрометслужбы и другие литературные источники, ссылки на которые будут даны по мере изложения материала (Цветкова Л. И., 1963, 1968, 1972, 1977, 1980; Цветкова Л. И., Сафонова В. Н., 1963; Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И., 1968, 1969, 1972, 1974, 1975, 1979, 1984; Цветкова Л. И., Гребенник Л. В., 1969; Цветкова Л. И., Копина Г. И., 1973, 1979; Цветкова Л. И., Неверова-Дзиопак Е. В., 2000, 2010; Неверова Е. В., 1988; Мишуков Б. Г., Неверова Е. В., 1995; Неверова-Дзиопак Е. В., 2000, 2003, 2012; Neverova-Dziopak E., 2007, 2010; Ежегодники качества морских вод по химическим показателям, 1978–1988 гг. ; Ежегодники качества морских вод по гидробиологическим показателям, 1981–1988 гг. и др.).

Методической основой исследований был статистический анализ синхронно замеренных абиотических и биотических показателей экологического

состояния водных объектов (Урбах В. Ю., 1974; Алексеев Р. Н., Коровин О. Н., 1975; Свалов Н. Н., 1977; Длин А. М., 1985; Комаров Л. Б., 1986; Ивантер Э. В., Коросов А. В., 2013 и др.).

Для уплотнения информации производилась группировка данных в вариационные ряды (при выборке $n \geq 40$ вариантов). Группировку признаков оформляли в виде корреляционных таблиц: замеренные величины независимых и зависимых параметров разбивались на разряды. Число разрядов рассчитывалось по формуле

$$i = 1 + 3,322 \lg n, \quad (3.2)$$

где i – число разрядов; n – число замеров (величина выборки).

Интервалы разрядов рассчитывались по формуле

$$K = \frac{x_{\max} - x_{\min}}{i}, \quad (3.3)$$

где K – интервал разряда; x_{\max} , x_{\min} – максимальное и минимальное значения замеренных параметров; i – число разрядов.

Группировка замеренных величин показана на рис. 3.1, где обработано 240 измерений.

Наличие корреляции между x и y проверялось по критерию Фишера (F). Оценка тесноты связи в общем случае производилась по индексу корреляции r_{yx} . В случае парной линейной корреляции теснота связи оценивалась по коэффициенту корреляции r_{yx}^1 , который является частным случаем индекса корреляции и в случае линейной связи совпадает с r_{yx} :

$$r_{yx}^1 = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i}{\left[n \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2 \right] \cdot \left[n \sum_{i=1}^n y_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n y_i \right)^2 \right]}. \quad (3.4)$$

Надежность коэффициента корреляции r_{yx}^1 проверялась по критерию Стьюдента t_r :

$$t_r = \frac{r_{yx}^1 \sqrt{n-2}}{\sqrt{1 - (r_{yx}^1)^2}}, \quad (3.5)$$

где n – объем выборки.

Глубина: УСРЕДНЕННАЯ

O ₂ , %	рН											Средние	
	7,0 <7,2	7,2 <7,4	7,4 <7,6	7,6 <7,8	7,8 <8,0	8,0 <8,2	8,2 <8,4	8,4 <8,6	8,6 <8,8	8,8 <9,0	9,0 >9,0	O ₂ , %	рН
< 40	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
40 ...< 50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
50 ...< 60	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	55,00	7,200
60 ...< 70	1	3	1	–	–	–	–	–	–	–	–	64,40	7,324
70 ...< 80	–	1	8	–	–	–	–	–	–	–	–	76,30	7,421
80 ...< 90	1	25	13	1	–	–	1	–	–	–	–	85,90	7,413
90 ...< 100	6	30	87	20	–	–	2	1	–	–	–	94,40	7,495
100 ...< 110	–	2	14	4	2	1	–	–	–	1	–	102,67	7,636
110 ...< 120	–	–	2	5	1	–	–	1	–	–	–	114,00	7,784
120 ...< 130	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1	–	121,50	8,660
130 ...< 140	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	131,00	8,150
140 ...< 150	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
150 ...< 160	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	156,00	8,970
160 ...< 170	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
> 170	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Рис. 3.1. Группировка рядов наблюдений рН_i и [O₂]_i в Невской губе
в период с 1 января 1984 г. по 31 декабря 1984 г.

(станции: 1, 2, 6, 7, 9, 10, 11, 11а, 12, 12а, 13, 14, 14а, 15, 16, 17, 25, 30, 39, 42)

Все расчеты производились по специально разработанным или стандартным программам (*Statistic for Windows*, 1995; Фигурин В. А., Куканков Г. Л., Гишкелюк И. А., 2008).

Если $r_{yx}^1 \geq 0,8$, связь между параметрами очень сильная, при $r_{yx}^1 \leq 0,5$ – связь не принималась во внимание. Обычно следовали правилу: если достиг-

нута достаточная точность аппроксимации на основе простого уравнения, ему отдавали предпочтение перед сложным.

3.3. Зависимость величины рН от насыщенности воды кислородом в Невской губе и восточной части Финского залива

Как следует из изложенного в предыдущих главах, расчеты абсолютной величины первичной продукции и составление полного биотического баланса в водоеме наталкиваются на трудно преодолимые препятствия, вытекающие из сложности организации живой клетки и изменчивости как состава и физиологической активности организмов, так и множества факторов условий среды. Именно поэтому в практических целях и используются косвенные признаки трофности. В силу названных причин, косвенные признаки чрезвычайно изменчивы во времени и пространстве. Так, например, численность, биомасса, скорость фотосинтеза меняются в течение суток, сезонов года, по глубине и в горизонтальном направлении – как и другие показатели. Следовательно, все показатели уровня трофности изменяются при изменении условий среды, что приводит к необходимости систематических измерений их в пространстве и времени. Поэтому нужен выбор таких показателей, измерение которых возможно доступными, инструментальными, отработанными, апробированными и, по возможности, автоматизированными методами в условиях водоема.

Многие показатели тесно взаимосвязаны: изменение одного из них приводит к изменению ряда других. Так, например, скорость фотосинтеза коррелируется с концентрацией хлорофилла, суточный баланс кислорода – со скоростью фотосинтеза, биомасса зависит от численности и видового состава, численность и видовое разнообразие – от концентрации биогенных веществ и гидрологических факторов и т. д. При этом зависимости между некоторыми показателями специфичны для водоемов различного трофического уровня. Например, свободный член уравнения связи скорости фотосинтеза и концентрации хлорофилла в олиготрофных водах будет меньше, чем в уравнениях связи этих показателей в эвтрофных водах. То же касается зависимости биомассы от численности и других зависимостей.

Иными словами, изменение трофического уровня количественно выражается в закономерном изменении параметров уравнений регрессии – взаимосвязанных признаков трофности. Это приводит к весьма важному выводу о том, что оценку трофии, очевидно, можно давать не по численным значениям отдельных показателей и даже не по их соотношениям, какими являются, например, ассимиляционные числа и продукционные коэффициенты, а по

3.3. Зависимость величины рН от насыщенности воды кислородом в Невской губе...

уравнениям связи между зависимыми признаками трофности. Следовательно, критерий уровня трофности, с нашей точки зрения, должен, во-первых, количественно отражать итог баланса продукционно-деструкционных процессов в водоеме и, во-вторых, выражаться зависимостью, имеющей критериальное значение. При этом измерение параметров уравнений должно производиться доступными инструментальными и автоматическими методами. В этой связи были исследованы зависимости рН от насыщения воды кислородом в Невской губе и восточной части Финского залива. Проведен статистический анализ банка данных по измерению этих величин за 1962, 1967–1968 и 1974–1978 гг. Общее число измерений составило 2223, т. е. около 319 измерений за год.

В табл. 3.1 приведены групповые средневзвешенные значения рН, при различном насыщении воды кислородом в различные годы, которые были аппроксимированы линейными уравнениями (табл. 3.2).

Таблица 3.1

Величина рН при различном насыщении воды кислородом в Невской губе в разные годы исследований

O ₂ , %	Величина рН в разные годы исследований						
	1962	1968	1974	1975	1976	1977	1978
5	–	–	–	7,0	7,1	7,1	7,1
15	–	–	7,0	7,0	7,0	7,2	7,1
25	–	–	7,3	6,9	7,0	7,1	7,3
35	–	–	7,3	7,2	7,1	7,2	7,3
45	–	–	7,2	7,4	7,2	7,2	7,3
55	6,6	7,0	7,0	7,4	7,2	7,2	7,2
65	6,8	7,0	7,2	7,4	7,3	7,4	7,3
75	6,8	6,9	7,4	7,4	7,3	7,4	7,3
85	7,1	7,1	7,4	7,5	7,4	7,4	7,4
95	7,2	7,2	7,6	7,5	7,5	7,5	7,5
105	7,3	7,3	7,7	7,7	7,6	7,8	7,7
115	–	7,4	8,4	8,0	7,8	8,5	8,1
125	–	7,6	8,6	7,9	7,8	8,5	8,3
135	–	7,8	8,3	8,2	8,8	9,1	–
145	–	–	–	–	–	9,0	–
155	–	–	–	–	9,1	9,1	9,1

Таблица 3.2

Зависимость рН от насыщенности воды кислородом в Невской губе в разные годы

Годы	Число измерений	Индекс корреляции, r_{yx}	Стандартное отклонение s	Уравнение связи
1962	151	0,978	0,06	$pH = 5,824 + 0,014 \cdot [O_2, \%]$
1968	233	0,951	0,09	$pH = 6,430 + 0,010 \cdot [O_2, \%]$
1974	267	0,859	0,35	$pH = 6,530 + 0,014 \cdot [O_2, \%]$
1975	373	0,948	0,18	$pH = 6,508 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$
1976	557	0,871	0,31	$pH = 6,627 + 0,012 \cdot [O_2, \%]$
1977	385	0,910	0,32	$pH = 6,623 + 0,014 \cdot [O_2, \%]$
1978	257	0,929	0,27	$pH = 6,628 + 0,012 \cdot [O_2, \%]$

Анализ полученных данных и зависимостей показывает, что в период с 1962 по 1978 гг. возрастают следующие величины: диапазон колебаний насыщения воды кислородом; диапазон колебаний величин рН; среднегодовая величина рН; свободный член уравнения a_0 (табл. 3.3).

Таблица 3.3

Диапазон колебаний величин насыщения воды кислородом и рН в Невской губе в разные годы

Годы	Диапазон колебаний растворенного кислорода, %	Диапазон колебаний рН	Среднегодовая величина рН	Свободный член уравнения a_0
1962	50–110	6,6–7,3	7,0	5,82
1968	50–140	7,0–7,7	7,3	6,43
1974	10–140	7,0–8,6	7,5	6,53
1975	0–140	7,0–8,2	7,5	6,51
1976	0–160	7,1–9,1	7,5	6,63
1977	0–160	7,1–9,1	7,8	6,62
1978	0–160	7,1–9,1	7,8	6,63

Одновременно возрастание рН и насыщения воды кислородом трудно объяснить другими причинами, чем повышением уровня трофности в период с 1962 по 1978 гг. Анализ зависимостей рН от насыщения воды кислородом в Невской губе показывает:

3.3. Зависимость величины рН от насыщенности воды кислородом в Невской губе...

- при повышении трофического уровня увеличивается свободный член уравнения связи – a_0 с 5,82 в 1962 г. до 6,63 в 1978 г.;

- скорость возрастания величины рН в течение года (коэффициент a_1) колеблется в узких пределах – от 0,010 до 0,014, в среднем 0,013 единиц на 1 % насыщения воды кислородом.

Если зависимость рН от кислорода отражает соотношение скоростей продукции и деструкции органических веществ, то, вероятно, должны существовать сезонные различия этой связи. Такие зависимости были получены при аппроксимации данных, измеренных отдельно по каждому кварталу в течение года, что приблизительно соответствовало четырем сезонам года (табл. 3.4).

Таблица 3.4

**Зависимость рН от насыщения воды кислородом
в I, II, III и IV кварталах 1974–1978 гг. в Невской губе**

Квартал	Годы	Число измерений	Коэффициент корреляции r_{yx}	Стандартное отклонение s	Уравнение связи
I (январь–март)	1974	26	0,25	–	связь отсутствует
	1975	46	0,71	0,10	$pH = 7,05 + 0,005 (O_2, \%)$
	1977	36	0,00	–	связь отсутствует
	1978	22	0,00	–	связь отсутствует
II (апрель–июнь)	1974	70	0,89	0,34	$pH = 5,78 + 0,022 (O_2, \%)$
	1975	83	0,95	0,18	$pH = 6,45 + 0,012 (O_2, \%)$
	1977	88	0,89	0,37	$pH = 6,68 + 0,014 (O_2, \%)$
	1978	91	0,86	0,23	$pH = 6,14 + 0,016 (O_2, \%)$
III (июль–сентябрь)	1974	61	0,88	0,29	$pH = 6,51 + 0,014 (O_2, \%)$
	1975	138	0,87	0,22	$pH = 6,85 + 0,010 (O_2, \%)$
	1977	170	0,90	0,18	$pH = 6,76 + 0,010 (O_2, \%)$
	1978	106	0,96	0,23	$pH = 6,25 + 0,015 (O_2, \%)$
IV (октябрь–декабрь)	1974	60	0,79	0,26	$pH = 6,61 + 0,010 (O_2, \%)$
	1975	106	0,91	0,09	$pH = 6,96 + 0,006 (O_2, \%)$
	1977	91	0,84	0,15	$pH = 6,96 + 0,006 (O_2, \%)$

Характер сезонных изменений зависимостей рН от кислорода в 1974 и 1978 гг. в Невской губе выражен приблизительно одинаково. Это видно и на

рис. 3.2, где графически изображены уравнения связи рН с кислородом в различные сезоны. Аналогичная картина наблюдалась и в другие годы.

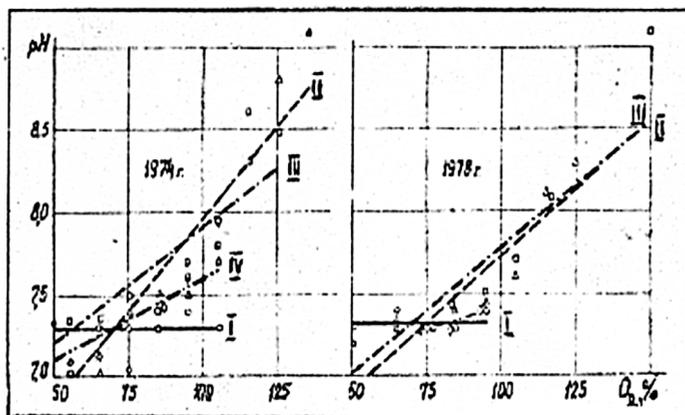


Рис. 3.2. Зависимость величины рН от насыщения воды кислородом в I, II, III и IV кварталах 1974 и 1978 гг.: о – I квартал, январь–март; Δ – II квартал, апрель–июнь; \square – III квартал, июль–сентябрь; \diamond – IV квартал, октябрь–декабрь

Аналогия сезонных циклов в разные годы была бы более достоверной, если бы зависимость рН от кислорода исследовалась не поквартально, а внутри естественных сезонных границ, но мы не располагали данными о датах наступления и окончания сезонов за каждый год.

В I кв. связь между рН и O_2 , % либо отсутствовала, либо была слабой.

Во II–IV кв. корреляция между этими показателями была достаточно тесной ($r_{yx} = 0,86-0,96$).

Интересно отметить изменение численных значений параметров уравнений в течение года.

Свободный член уравнения a_0 возрастал от весны к осени, а коэффициент a_1 – снижался (табл. 3.5).

Анализ уравнений позволяет полагать, что свободный член уравнения a_0 – отражает накопление первичной продукции, а коэффициент a_1 – скорость изменения рН (или поглощения CO_2). От весны к осени продукция нарастает, а скорость ее образования падает, оставаясь приблизительно одинаковой в среднем в течение года (0,013).

Все данные не оставляют сомнений в том, что зависимость величины рН от насыщения воды кислородом отражает итог продукционно-деструкционных процессов, осуществляемых всем авторотрофным и гетеротрофным со-

обществом организмов водной экосистемы, т. е. трофическое состояние экосистемы, которое возрастало в период наблюдений с 1960 по 1978 гг.

Этот вывод был подтвержден исследованиями изменений качественного и количественного состава фитопланктона, которые проводились синхронно с замерением рН и кислорода.

Таблица 3.5

Изменение численных значений коэффициентов уравнения a_0 и a_1 в течение года (средние значения за 1974–1978 гг.)

Годы	II квартал		III квартал		IV квартал	
	a_0	a_1	a_0	a_1	a_0	a_1
1974	5,78	0,022	6,51	0,014	6,61	0,10
1975	6,45	0,012	6,85	0,010	6,96	0,006
1977	6,68	0,014	6,76	0,010	6,96	0,006
1978	6,14	0,016	6,25	0,015	–	–

3.4. Изменения качественного и количественного состава фитопланктона в Невской губе

Первый список организмов планктона на основании исследований 1902–1903 гг. был составлен Балахонцевым Е. Н. (1905). Затем, в связи с сооружением канализации Санкт-Петербурга, были предприняты исследования Невской губы в санитарном отношении (Хлопин Г. В., 1913). В составе этих исследований был изучен фитопланктон (Вислоух С. М., 1913). Наиболее полно состав фитопланктона представлен Киселевым И. А. (1924). Количественный учет водорослей планктона впервые был выполнен в 1960–1961 гг. (Цветкова Л. И., 1963). В 1974–1979 гг. исследовался качественный и количественный состав фитопланктона в связи с экологическим обоснованием проекта «Защита Ленинграда от наводнений» (Цветкова Л. И., 1977; Цветкова Л. И., Копина Г. И., 1979).

Сравнение количества таксонов фитопланктона в разные годы представлено в табл. 3.6.

Анализ изменения видового состава фитопланктона за 75 лет показал следующее:

- по сравнению с началом века к 1960–1970 гг. прослеживается тенденция к смене форм таксонов диатомовых водорослей: выпадает несколько видов *Navicula*, *Compilodiscus*, *Rhizosolenia*. Появляются виды: *Cyclotella comta*,

Fragilaria capucina, *Melosira granulata*. В массовых количествах развивается *Asterionella formosa*;

- почти полностью выпадают хризомонады. В 1910–1920 гг. число таксонов хризомонад достигало 15, а все виды *Dinobryon* развивались в массовом количестве, в 1960–1970 гг. единично встречались лишь два вида *D. divergens* и *D. sertularia*;

- к 1960–1970 гг. увеличивается число видов и изменяется состав зеленых водорослей. Полностью выпадают десмидиевые водоросли: *Cosmocladium saxonicum*, *Hyalothecha mucosa*, *Sphaerosoma vertebratum*. Появляются протокочковые и нитчатые водоросли из родов: *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Spirogyra*, и некоторые из них – в массовом количестве: *A. falcatus*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus apiculatus*, *Spirogyra fluviatilis*;

- возрастает число таксонов синезеленых: *Anabaena*, *Microcystis*, *Gloeocapsa*, *Lyngbya*. В массе развиваются *Anabaena ellipsoides*, *Gloeocapsa limnetica*;

- появляются новые виды *Tribonema*;

- увеличивается число видов, развивающихся в массовых количествах: в 1902–1903 гг. – 5 видов (4,3 %); в 1911–1912 гг. – 7 (7 %); в 1960–1961 гг. – 20 (20,6 %); в 1974–1978 гг. – 45 (26,6 %).

Данные о количественном развитии фитопланктона имеются лишь с 1960 г. (Цветкова Л. И., 1963, 1980). В табл. 3.7 приводится сравнение численности фитопланктона по основным станциям отбора проб в Невской губе в периоды 1960–1961 гг. и 1974–1978 гг.

Таблица 3.6

Сравнение видового состава фитопланктона в разные годы

Авторы и годы исследований	Число видов, в том числе								
	всего	диатомовые		зеленые		синезеленые		прочие	
		число видов	%						
Балахонцев Е. В., 1902–1903	117	101	86,3	12	10,2	1	0,1	3	3,5
Вислоух С. М., 1911–1912	99	28	28,3	33	33,3	17	17,2	21	21,2
Киселев И. А., 1920–1921	156	54	34,6	61	39,1	18	11,8	24	14,5
Цветкова Л. И., 1961–1963	97	26	26,8	40	41,2	19	19,6	12	12,4
Цветкова Л. И., 1974–1979	169	58	34,3	65	38,6	27	16,2	19	10,9

Таблица 3.7

**Численность фитопланктона в Невской губе
в периоды исследований 1960–1961 и 1974–1978 гг.**

Район Невской губы	Станции отбора проб	1960–1961 гг.		1974–1978 гг.		Прирост численности за 17 лет, тыс. кл./л
		Число измерений	Численность тыс. кл./л	Число измерений	Численность тыс. кл./л	
1	2	3	4	5	6	7
Район северного побережья	1с	6	278,0	3	785,0	507,0
	2с	5	270,0	9	838,0	568,0
	3с	6	346,0	6	1226,0	880,0
	4с	3	354,0	3	1608,0	1254,0
Район Корабельного фарватера	1к	7	364,0	4	904,0	540,0
	2к	6	390,0	7	2796,0	2406,0
	3к	6	468,0	9	3216,0	2748,0
	4к	6	532,0	8	2810,0	2278,0
Район Морского канала	1м	6	213,0	2	722,0	509,0
	2м	5	196,0	2	1885,0	1689,0
	3м	4	349,0	2	1520,0	1171,0
	4м	4	634,0	2	2272,0	1648,0
Район южного побережья	1ю	5	668,0	5	1387,0	719,0
	2ю	4	811,0	6	1533,0	722,0
	3ю	4	828,0	14	1502,0	674,0
Всего измерений		77		82		
Средняя численность, тыс. кл./л			446,0		1667,0	
Средний годовой прирост численности, тыс. кл./л						71,8

Как следует из данных табл. 3.7, численность фитопланктона в Невской губе за 17 лет возросла в 3,7 раза и составила 71,8 тыс. кл./л-год. Это достаточно убедительно свидетельствует о прогрессирующем эвтрофировании экосистемы. Для сравнения приведем данные Дэвиса С. С. (1966), который прирост численности фитопланктона в оз. Эри в 44,3 тыс. кл./л-год рассматривал как явный признак эвтрофирования.

Следует отметить также, что темп роста численности фитопланктона возростал. Так, с 1970 по 1974 г. рост численности фитопланктона составил

17 тыс. кл./л·год, а за последующие четыре года (1974–1978 гг.) он уже составил 235,5 тыс. кл./л·год, что в 13 раз больше.

Изменения качественного и количественного состава фитопланктона подтверждают выводы, сделанные на основании закономерных изменений уравнений связи рН и [O₂, %], о том, что в Невской губе произошло изменение трофического статуса экосистемы от дистрофно-ультраолиготрофного в начале XX в. до олиготрофного в 1960 гг. и до мезотрофного в 1970 гг.

Далее были найдены количественные различия зависимостей рН от кислорода в водоемах различного трофического статуса. Для этого были использованы собственные и литературные данные по измерениям рН и [O₂, %] для водоемов с надежно установленным и ярко выраженным уровнем трофности.

3.5. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом в водоемах различного трофического уровня

В качестве типичных олиготрофного и эвтрофного водоемов были рассмотрены: 1) Невская губа, 1960–1961 гг.; и 2) удобряемые пруды Рыбцово-шемайного питомника (РШП) Краснодарского края, 1953 г. Основанием для выбора водоемов послужило наличие достаточного количества собственных данных и опубликованных материалов других авторов по гидрохимическому режиму и составу фитопланктона (Киселев И. А., 1921, 1959; Озерецковская Н. Г., Смирнова Н. Ф., 1959; Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И., 1959; Цветкова Л. И., 1963, 1979, 1980), что позволяло надежно определить их трофический уровень. Исследования планктона в 1960–1961 гг. показали, что Невская губа характеризуется преобладанием растительных форм над животными. Основную группу фитопланктона составляли диатомовые водоросли. Большое место в летние месяцы занимали хризомонады. Четко выраженных признаков эвтрофирования в эти годы еще не наблюдалось. В 1960–1961 гг. средняя численность фитопланктона всего 446,0 тыс. кл./л, а массовые формы представлены диатомовыми, хризомонадовыми и небольшим числом видов зеленых водорослей. Таким образом, несмотря на несомненное повышение трофности Невской губы в 1960–1961 гг. по сравнению с 1902–1920 гг., когда некоторые районы были дистрофными (Вислоух С. М., 1913, Киселев И. А., 1924), в 1960–1961 гг. Невская губа вполне еще соответствовала типу олиготрофных водоемов.

Эвтрофный характер удобряемых прудов РШП также не вызывал никаких сомнений, так как специальной целью исследований было повышение

ние их трофности для увеличения естественной кормовой базы, путем добавок комбинированных органико-минеральных удобрений (Киселев И. А., 1959; Озерецковская Н. Г., Смирнова Н. Ф., и др., 1959). Например, в августе месяце в одном из прудов количество клеток фитопланктона достигало 1 863 000 тыс. кл./л, биомасса 35,0 мг/л, а содержание кислорода доходило до 200 % насыщения. «По количеству преобладающих видов, фитопланктон прудов можно охарактеризовать как протококковый, так как протококковые в них составляют 50–70 % от общего списка видов. Остальные группы водорослей следовали в таком порядке: «вольвоксовые, эвгленовые, перидиниевые, сине-зеленые, диатомовые и хризофитовые» (Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И., 1959). Данные замеров рН и растворенного кислорода в рассматриваемых водоемах были аппроксимированы уравнениями. Ниже приведены уравнения связи рН с кислородом и их характеристики для этих водоемов:

- для олиготрофного водоема (Невская губа, 1961 г.)

$$pH = (5,82 \pm 0,34) + (0,014 \pm 0,004) \cdot [O_2, \%], \quad (3.6)$$

где число измерений – 151, индекс корреляции $r_{yx} = 0,978$, стандартное отклонение $\sigma = 0,06$;

- для эвтрофного водоема (пруды РШП, 1953 г.)

$$pH = (6,99 \pm 0,08) + (0,012 \pm 0,001) \cdot [O_2, \%], \quad (3.7)$$

где число измерений – 56, индекс корреляции $r_{yx} = 0,989$, стандартное отклонение $\sigma = 0,06$.

В приведенных уравнениях свободный член a_0 тем больше, чем выше уровень трофности. Численные значения коэффициента уравнения a_1 в обоих случаях близки между собой – 0,014 и 0,012, т. е. нарастание величины рН по мере увеличения насыщенности воды кислородом в обоих случаях происходит практически с одинаковой скоростью. Различия между уравнениями и доверительными зонами показаны на рис. 3.3.

Допуская, что мезотрофные условия занимают срединное положение между олиготрофными и эвтрофными, а ультраолиготрофные равностоящее положение между олиготрофными и дистрофными водами, и принимая среднюю за год скорость нарастания рН – 0,013 единиц на 1 % насыщения воды-кислородом, теоретически можно рассчитать оптимальный вид уравнения связи рН с кислородом для мезотрофных условий:

$$pH = 6,40 + 0,013 \cdot [O_2, \%] \quad (3.8)$$

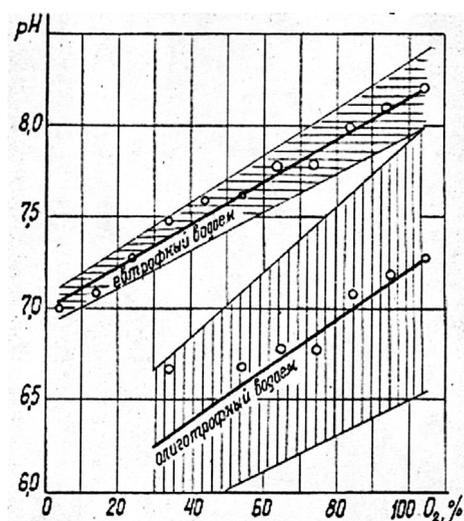


Рис. 3.3. Уравнения связи pH с кислородом в олиготрофном и эвтрофном водоемах

и для ультраолиготрофных условий

$$pH = 5,22 + 0,013 \cdot [O_2, \%]. \quad (3.9)$$

Сравним гипотетическое уравнение для мезотрофных условий с эмпирическими уравнениями связи pH с кислородом в Невской губе в 1974–1978 гг., которая в эти годы по традиционным признакам оценивалась как мезотрофный водоем.

Гипотетическое уравнение для ультраолиготрофных условий сравнили с эмпирическим уравнением, полученном по данным для оз. Жемчужное на Карельском перешейке, опубликованным в работе Баранова И. В. и Пшениной Т. И. (1963). Озеро Жемчужное в августе 1960 г. было обезрыблено полихлорпиненом, а с весны 1962 г. после окончания периода детоксикации, в нем должны были выращиваться пелядь и карп. Ко времени внесения ихтиоцида озеро было олиготрофным. После внесения полихлорпинена озеро характеризовалось крайне низкой биопродуктивностью: биомасса бентоса – 0,1 г/м², зоопланктона 0,0 г/м³, интенсивность фотосинтеза – 0,1–0,3 мгО/л сут. Результаты измерения pH и кислорода этого периода и были использованы для получения уравнения зависимости pH от содержания кислорода для водоема ультраолиготрофного типа (табл. 3.8).

Сравнение гипотетических уравнений связи рН с кислородом с эмпирическими уравнениями

Годы	Число измерений	Индекс корреляции r_{yx}	Стандартное отклонение s	Уравнения
Гипотетическое уравнение для мезотрофных условий $pH = 6,40 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$				
1974	217	0,859	0,36	$pH = 6,53 + 0,014 \cdot [O_2, \%]$
1975	373	0,948	0,18	$pH = 6,51 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$
1977	385	0,910	0,33	$pH = 6,62 + 0,014 \cdot [O_2, \%]$
1978	257	0,929	0,27	$pH = 6,63 + 0,012 \cdot [O_2, \%]$
Гипотетическое уравнение для ультраолиготрофных условий $pH = 5,22 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$				
1963	19	0,996	0,03	$pH = 5,00 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$

Эмпирические уравнения оказались достаточно близки к расчетным.

Интересным является тот факт, что в эмпирических уравнениях коэффициент a_1 , так же как и в предыдущих случаях, имеет численные значения: от 0,012 до 0,014, т. е. нарастание рН по мере увеличения насыщения воды кислородом во всех случаях происходит приблизительно с одинаковой скоростью.

Эмпирические зависимости рН от насыщенности воды кислородом в водоемах с известным и четко выраженным уровнем трофности показаны на рис. 3.4.

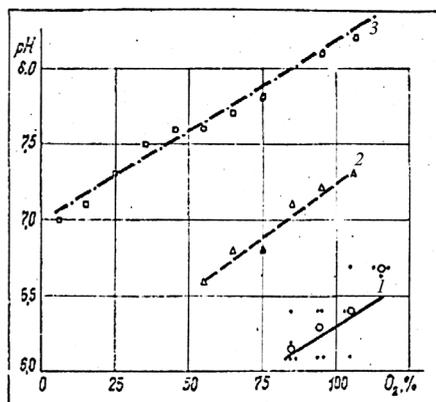


Рис. 3.4. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом в ультраолиготрофном, олиготрофном и эвтрофном водоемах: 1 – ультраолиготрофное оз. Жемчужное на Карельском перешейке $pH = 5,00 + 0,013O_2, \%$; 2 – олиготрофная Невская губа, 1961 г., $pH = 5,82 + 0,014O_2, \%$; 3 – эвтрофные пруды РШП Краснодарского края, $pH = 6,99 + 0,012O_2, \%$

Имея в виду, что разделение водоемов на различные трофические типы является по существу условным и подразумевает наличие четко выраженных градаций только эвтрофного, олиготрофного и дистрофного уровня, мы полагаем, что вполне допустимо для оценки трофических условий использовать зависимости рН от насыщенности воды кислородом, представленные в табл. 3.9.

Таблица 3.9

**Зависимости рН от насыщенности воды кислородом
для идеальных трофических типов воды**

Трофические типы вод	Уравнения связи рН с кислородом
Дистрофные	$pH = 4,38 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$
Ультраолиготрофные	$pH = 5,04 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$
Олиготрофные	$pH = 5,71 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$
Мезотрофные	$pH = 6,37 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$
Эвтрофные	$pH = 7,03 + 0,013 \cdot [O_2, \%]$

По уравнениям (табл. 3.9) была составлена справочная таблица для оценки уровня трофности по величине рН и насыщенности воды кислородом (табл. 3.10).

Например, в Невской губе средняя за год величина рН, при насыщенности воды кислородом, равной 86 % в 1978 г., была равна 7,5. Находим в таблице значения рН, соответствующие 86 %-ному насыщению воды кислородом в клетке на пересечении 10 столбца и 19 строки (80 % и 6 %). Эмпирическая величина рН = 7,5 лежит в интервале значений рН, характеризующих мезотрофный уровень трофности в водоеме (строка 19, столбец 18, 4 У.Т. табл. 3.10). Если при том же содержании кислорода (86 %) рН = 8,15, то уровень трофности будет соответствовать 20 строке в столбце 18, т. е. эвтрофному – 5 У.Т.

Систематическое круглогодичное измерение рН и насыщения воды кислородом, даже при принятых в практике аналитических методах, не представляют затруднений и выполняется всеми контролирующими и исследовательскими организациями. Кроме того, все эти измерения могут выполняться инструментальными методами, позволяющими реализовать автоматический самозаписывающий контроль за этими параметрами. Практическое и экономическое преимущество оценки степени трофности по предложенному критерию не вызывает сомнений.

3.5. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом в водоемах...

Таблица 3.10
Справочная таблица для наиболее вероятной оценки уровня трофности водоема по величине рН воды и насыщенности воды кислородом

№ п/п	O ₂ %	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 ITS	110	120	130	140	150	Уровень трофности (У.Т.)*
1		4,38	4,51	4,64	4,77	4,90	5,03	5,16	5,29	5,42	5,55	5,68	—	—	—	—	—	18
2		5,04	5,17	5,30	5,43	5,56	5,69	5,82	5,95	6,08	6,21	6,34	6,47	—	—	—	—	1 У.Т.
3	0	5,71	5,84	5,97	6,10	6,23	6,36	6,49	6,62	6,75	6,88	7,01	7,14	7,27	—	—	—	2 У.Т.
4		6,37	6,50	6,63	6,76	6,89	7,02	7,15	7,28	7,41	7,54	7,67	7,80	7,93	8,06	8,19	8,32	3 У.Т.
5		7,03	7,16	7,29	7,42	7,55	7,68	7,81	7,94	8,07	8,20	8,33	8,46	8,59	8,75	8,88	9,01	4 У.Т.
6		4,41	4,54	4,67	4,80	4,93	5,06	5,19	5,32	5,45	5,58	—	—	—	—	—	—	5 У.Т.
7		5,07	5,20	5,33	5,46	5,59	5,72	5,85	5,98	6,11	6,24	6,37	—	—	—	—	—	1 У.Т.
8	3	5,74	5,87	6,00	6,13	6,26	6,39	6,52	6,65	6,78	6,91	7,04	7,17	—	—	—	—	2 У.Т.
9		6,40	6,53	6,66	6,79	6,92	7,05	7,18	7,31	7,44	7,57	7,70	7,83	7,96	8,09	8,22	—	3 У.Т.
10		7,06	7,19	7,32	7,45	7,58	7,71	7,84	7,97	8,10	8,23	8,36	8,49	8,62	8,75	8,88	9,01	4 У.Т.
11		4,43	4,56	4,69	4,82	4,95	5,08	5,21	5,34	5,47	5,60	—	—	—	—	—	—	5 У.Т.
12		5,09	5,22	5,35	5,48	5,61	5,74	5,87	6,00	6,13	6,26	6,39	—	—	—	—	—	1 У.Т.
13	4	5,76	5,89	6,02	6,15	6,28	6,41	6,54	6,67	6,80	6,93	7,06	7,19	—	—	—	—	2 У.Т.
14		6,43	6,56	6,69	6,82	6,95	7,08	7,21	7,34	7,47	7,60	7,73	7,86	7,99	8,12	8,25	—	3 У.Т.
15		7,08	7,21	7,34	7,47	7,60	7,73	7,86	7,99	8,12	8,25	8,38	8,51	8,64	8,77	8,90	9,01	4 У.Т.
16		4,46	4,59	4,72	4,85	4,98	5,11	5,24	5,37	5,50	5,63	—	—	—	—	—	—	5 У.Т.
17		5,12	5,25	5,38	5,51	5,64	5,77	5,90	6,03	6,16	6,29	6,42	—	—	—	—	—	1 У.Т.
18	6	5,79	5,92	6,05	6,18	6,31	6,44	6,57	6,70	6,83	6,96	7,09	7,22	—	—	—	—	2 У.Т.
19		6,46	6,59	6,72	6,85	6,98	7,11	7,24	7,37	7,50	7,63	7,76	7,89	8,02	8,15	8,28	—	3 У.Т.
20		7,11	7,24	7,37	7,50	7,63	7,76	7,89	8,02	8,15	8,28	8,41	8,54	8,67	8,80	8,93	9,06	4 У.Т.
21		4,48	4,61	4,74	4,87	5,00	5,14	5,27	5,39	5,53	5,66	—	—	—	—	—	—	5 У.Т.
22		5,14	5,27	5,40	5,53	5,66	5,79	5,92	6,05	6,18	6,31	6,44	—	—	—	—	—	1 У.Т.
23	8	5,81	5,94	6,07	6,20	6,33	6,46	6,59	6,72	6,85	6,98	7,11	7,24	—	—	—	—	2 У.Т.
24		6,48	6,61	6,74	6,87	7,00	7,13	7,26	7,39	7,52	7,65	7,78	7,91	8,04	8,17	8,30	—	3 У.Т.
25		7,13	7,26	7,39	7,52	7,65	7,78	7,91	8,04	8,17	8,30	8,43	8,56	8,69	8,82	8,95	9,09	4 У.Т.
																		5 У.Т.

* 1 У.Т. – дистрофный; 2 У.Т. – ультраолиготрофный; 3 У.Т. – олиготрофный; 4 У.Т. – мезотрофный; 5 У.Т. – эвтрофный.

Анализ многочисленных собственных и литературных данных показал, что связь рН и процентной концентрации в воде кислорода $[O_2, \%]$ при эвтрофировании хорошо аппроксимируется линейной зависимостью, которая позволяет идентифицировать трофический статус водной экосистемы (рис. 3.5).

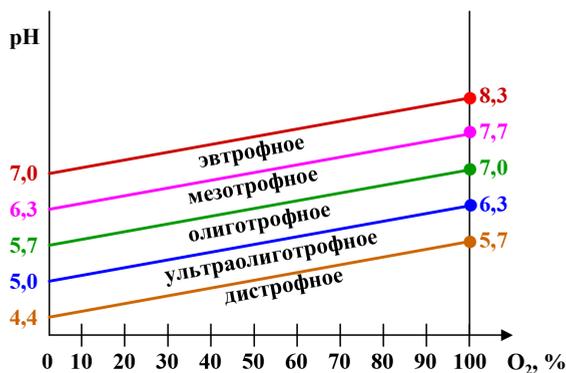


Рис. 3.5. Зависимость рН от насыщения воды кислородом $[O_2, \%]$ в водоемах различного трофического состояния

На рис. 3.5 видно, что при одном и том же насыщении воды кислородом величина рН тем больше, чем выше трофический статус водного объекта.

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).

Как отмечалось ранее, чем выше трофический уровень водоема, тем больше численное значение свободного члена уравнения a_0 . А нарастание рН по мере увеличения насыщенности воды кислородом происходит приблизительно с одинаковой скоростью, независимо от уровня трофности.

При увеличении в воде кислорода на 10 % нормального насыщения, величина рН возрастает от 0,12 до 0,14 единиц или в среднем на 0,13 единиц. Этот вывод позволяет рассчитывать наиболее вероятную величину рН при любом насыщении воды кислородом по одновременно замеренным величинам рН и кислорода. Например, рН при насыщении воды кислородом, равным 50 % или 100 %.

Эту величину можно использовать в качестве критерия трофического состояния водных экосистем, т. е. величину рН, приведенную к любой процентной концентрации в воде кислорода: $pH_{0\%}$, $pH_{50\%}$ или $pH_{100\%}$.

В качестве критерия трофности авторами была выбрана величина рН при нормальном 100%-м насыщении воды кислородом – $pH_{100\%}$.

В 1995 г. этот критерий трофности был запатентован (патент № 2050128, 20.12.1995).

В дальнейшем в своих работах Е. Неверова-Дзюпак (2003, 2007, 2010 и др.) с согласия соавторов обозначила этот показатель как «*Index of trophical state*» (*ITS*) и предложила формулу для его расчета:

$$ITS = \sum_{i=1}^n pH_i / n + a(100 - \sum_{i=1}^n [O_2, \%]_i / n), \quad (3.10)$$

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

Эмпирический коэффициент a определяется по линейной корреляции рН и $[O_2, \%]$ в данном водном объекте ($pH = a_0 + a_1 \cdot [O_2, \%]$), т. е. $a = a_1$ и рассчитывается по стандартной программе (*Statistica for Windows* и др.) или может быть рассчитан по формуле

$$a = \frac{\sum_{i=1}^n pH_i [O_2, \%]_i - \sum_{i=1}^n [O_2, \%]_i \cdot \sum_{i=1}^n pH_i / n}{\sum_{i=1}^n [O_2, \%]_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n [O_2, \%]_i \right)^{2/n}}. \quad (3.11)$$

Критериальные значения *ITS* в водоемах различного трофического уровня приобретают численные значения, приведенные в табл. 3.11.

Таблица 3.11

Значения показателя *ITS* в водных системах различного трофического статуса

Трофическое состояние экосистемы	Биотический баланс ($V_{\text{прод}} / V_{\text{дестр}}$)	<i>ITS</i>
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

Рассчитанные по формуле 3.10 численные значения *ITS* характеризуют трофическое состояние только пресноводных экосистем, так как растворимость кислорода в морских экосистемах ниже, чем в пресноводных. Неверова-Дзюпак Е. ввела в формулу расчета *ITS* поправку на соленость воды, назвав показатель для оценки трофического состояния солоноватых и соленых вод *Univesal tropical Index (UTJ)* и предложила формулу для его расчета, которая публикуется впервые (3.12):

$$UTJ = \sum_{i=1}^n pN_i/n + a \times \left[100 - \sum_{i=1}^n [O_2, \%]_i/n + 0,622 \sum_{i=1}^n [S, \text{‰}]_i/n \right], \quad (3.12)$$

где pN_i – измеренные значения pN_i за время t ; n – число измерений; 100 – нормальное насыщение воды кислородом, %; a – эмпирический коэффициент; $[O_2, \%]_i$ – концентрация кислорода, замеренная синхронно с pN_i за время t ; 0,622 – поправка на соленость воды; $[S, \text{‰}]_i$ – соленость воды.

3.6. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом и *ITS* в водных объектах разного типа

Для проверки соответствия установленных зависимостей условиям реальных водоемов была сделана случайная выборка (по собственным и литературным данным) нескольких водоемов с надежно установленным по традиционным признакам уровнем трофности различной степени. Эмпирические зависимости рН от насыщения воды кислородом для этих водоемов представлены в табл. 3.12.

Как следует из табл. 3.12, приведенные примеры показывают что эмпирические зависимости рН и $[O_2, \%]$, и показатель *JTS* адекватно характеризуют трофический статус водных экосистем (см. табл. 3.9 и 3.11) и могут применяться для оценки их трофического состояния.

Таблица 3.12

**Зависимость величины рН от насыщения воды кислородом в разные годы
в Невской губе и других водоемах**

Водоемы	Год	Трофический статус водоема	Число измерений	Коэффициент корреляции	Уравнение	ITS
Невская губа ¹	1962	Олиготрофный	151	0,978	$pH = 5,824 + 0,014 \cdot O_2, \%$	7,22
	1974	Мезотрофный	217	0,859	$pH = 6,530 + 0,014 \cdot O_2, \%$	7,93
	1975	Мезотрофный	373	0,948	$pH = 6,508 + 0,013 \cdot O_2, \%$	7,81
	1976	Мезотрофный	557	0,871	$pH = 6,627 + 0,012 \cdot O_2, \%$	7,83
	1977	Эвтрофный	385	0,910	$pH = 6,623 + 0,014 \cdot O_2, \%$	8,02
	1978	Мезотрофный	257	0,927	$pH = 6,628 + 0,012 \cdot O_2, \%$	7,83
	2003 – 2004	Мезотрофный	449	0,907	$pH = 6,458 + 0,013 \cdot O_2, \%$	7,76
Финский залив ²	2003	Эвтрофный	93	0,944	$pH = 6,716 + 0,013 \cdot O_2, \%$	8,02
	2004	Эвтрофный	110	0,988	$pH = 6,824 + 0,013 \cdot O_2, \%$	8,12
Пруды в Краснодарском крае ³	1953	Эвтрофный	56	0,989	$pH = 6,987 + 0,012 \cdot O_2, \%$	8,19
Озера Северной Америки ⁴	1959	Ультра-олиготрофный	12	0,837	$pH = 4,634 + 0,014 \cdot O_2, \%$	6,03
Гидрокарбонатные озера Карелии ⁴	1959	Мезотрофный	37	0,857	$pH = 6,437 + 0,012 \cdot O_2, \%$	7,64
Озера Южной Карелии ⁴	1959	Мезотрофный	26	0,795	$pH = 6,216 + 0,013 \cdot O_2, \%$	7,52
Озера Ярославской области ⁴	1959	Эвтрофный	13	0,690	$pH = 7,100 + 0,011 \cdot O_2, \%$	8,20
Озеро Жемчужное ⁵	1961	Олиготрофный	43	0,969	$pH = 5,521 + 0,012 \cdot O_2, \%$	6,72

¹ Цветкова Л. И., 1980; Неверова-Дзиопак Е., 2003;² Цветкова Л. И., Неверова-Дзиопак Е., 2005, 2010;³ Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И., 1959;⁴ Баранов И. В., 1961;⁵ Баранов И. В., Пшенина Т. И., 1963.

Показатель ITS широко использовался для оценки экологического состояния Невской губы и восточной части Финского залива. Например, в натурном

эксперименте по маневрированию затворами водопропусков Комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений (рис. 3.6., табл. 3.13) для управления экологическим состоянием прилегающих акваторий и в других исследованиях (Михайленко Р. Р., Цветкова Л. И. и др., 2015).

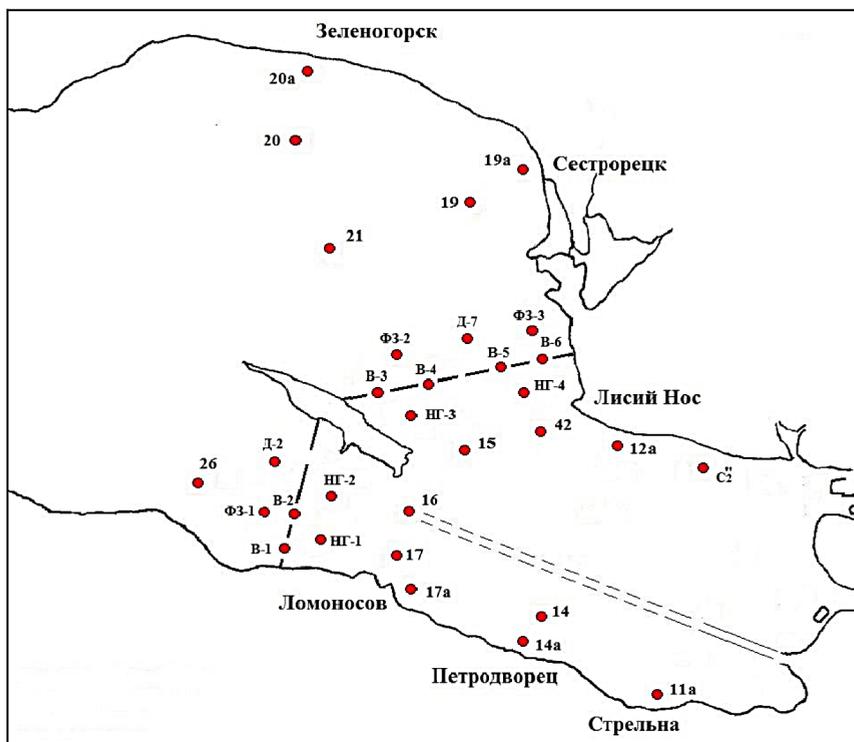


Рис. 3.6. Основные станции отбора проб в Невской губе и восточной части Финского залива

В целом акватория Невской губы и восточная часть Финского залива характеризовались как мезотрофные, но с разной степенью мезотрофных условий в отдельных районах: в районе устья Невы – условия олиго-мезотрофные (частота встречаемости эвтрофных условий – 0,0 %; у южного побережья – мезотрофно-эвтрофные (частота встречаемости эвтрофных условий до 22 %), а мелководный район восточной части Финского залива характеризовался, как эвтрофный (частота встречаемости эвтрофных условий доходила до 40 %).

Характеристика трофического состояния по *ITS* полностью совпала с таковой, выполненной по традиционным гидробиологическим показателям.

Таблица 3.13

**Значение ITS и частота встречаемости эвтрофных условий
на станциях отбора проб в Невской губе и восточной части Финского залива
(Михайленко Р. Р. и др., 2015)**

Годы	Северная прибрежная зона						Транзитная зона			Морской канал		Южная прибрежная зона	
	х* 1	2	7	С ₂ »	42	НГ-4	30	9	15	10	39	11	17
2011	7,62	7,65	7,67	7,46	7,65	–	7,56	7,73	7,68	7,58	7,6	7,56	7,72
2012	7,53	7,64	7,6	7,51	7,62	–	7,54	7,61	7,58	7,58	7,56	7,6	7,74
2013	7,39	7,44	7,44	7,36	7,67	7,73	7,55	7,57	7,76	7,54	7,64	7,33	7,87
Среднее	7,5	7,58	7,58	7,44	7,65	–	7,55	7,64	7,67	7,57	7,6	7,5	7,78
Частота встречаемости эвтрофных условий, %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0	0,0	3,0	7,0	0,0	6,0	0,0	22,0
Годы	Северные ворота					Южные ворота			Восточная часть Финского залива				
	В-6	В-5	В-4	С-2	В-3	С-1	В-2	В-1	Ф3-3	Д-7	Ф3-2	Д-2	Ф3-1
2011	7,65	7,67	7,65	7,7	7,68	7,7	7,7	7,64	–	7,67	–	7,71	–
2012	7,57	7,6	7,64	7,67	7,57	7,62	7,69	7,64	–	7,67	–	7,69	–
2013	7,44	7,7	7,84	7,79	7,5	7,7	7,86	7,57	7,84	7,78	7,74	7,91	7,8
Среднее	7,55	7,66	7,71	7,72	7,58	7,67	7,75	7,62	–	7,71	–	7,77	–
Частота встречаемости эвтрофных условий, %	3,0	7,0	7,0	17,0	3,0	8,0	25,0	6,0	33,0	11,0	00,0	22,0	40,0

* х – станции отбора проб.

ITS использовался для оценки динамики трофического состояния озер Северо-Запада РФ (данные были любезно предоставлены профессором Фруминим Г. Т.) – табл. 3.14.

Таблица 3.14

Динамика трофического состояния озер Северо-Запада РФ

Годы	Чудское озеро		Годы	Псковское озеро	
	<i>n</i> ^x	<i>ITS</i>		<i>n</i> ^x	<i>ITS</i>
1970	3	8,67	1970	10	8,15
1971	18	8,76	1971	15	8,45
1972	22	8,38	1972	28	8,34
1973	31	8,33	1973	33	8,59
1974	25	8,22	1974	38	8,27
1975	18	8,18	1975	22	8,57
1976	14	8,20	1976	20	8,62
1977	12	8,55	1977	15	8,58
1981	20	8,60	1981	20	8,28
1982	18	8,61	1982	12	8,13
1983	16	8,23	1983	12	7,71
1985	25	8,72	1985	13	8,41
1986	18	8,26	1986	9	8,75
1987	17	7,95	1987	26	7,24
1988	22	8,14	1988	13	8,11
1989	17	8,27	1989	14	7,27
1990	20	7,89	1990	17	8,05
1991	20	8,20	1991	11	8,05
1992	16	8,55	1992	14	7,50
1993	19	7,97	1993	13	8,66
1994	14	8,24	1994	14	8,77
1995	20	8,62	1995	13	8,25
1996	17	8,42	1996	11	8,43
1997	16	8,46	1997	14	8,65
1998	20	8,02	1998	14	7,58

3.6. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом и ITS в водных...

Окончание табл. 3.14

Годы	Чудское озеро		Годы	Псковское озеро	
	n^x	ITS		n^x	ITS
1999	15	7,82	1999	14	8,55
2000	20	8,49	2000	14	8,09
2001	18	8,45	2001	12	6,98
2002	17	7,54	2002	12	7,47
2003	17	7,07	2003	8	8,91
2007	10	7,40	2007	21	8,45
2008	18	7,87	2008	30	8,90
2009	29	8,11	2009		

Годы	Лепельское озеро		Годы	Озеро Ильмень	
	n^x	ITS		n^x	ITS
1981	4	8,70	2003	24	9,92
1984	4	9,28	2004	21	10,09
1988	4	10,31	2005	15	9,68
1989	4	8,87	2006	24	7,49
2002	2	10,06	2007	21	9,14
			2008	24	8,23
			2009	4	9,06
Годы	Лукомольское озеро		n^x – число измерений		
	n^x	ITS			
1998	14	8,90			
1999	9	8,97			
2000	12	8,85			
2001	12	8,37			
2002	12	8,96			

n^x – число измерений.

Тесная линейная корреляция между рН и кислородом позднее была установлена рядом авторов для многих водных объектов в России и Польше. Так, например, Науменко И. А. (2007) пишет: «Тесная связь обнаруживается между содержанием растворенного кислорода и таким важным гидрохимическим показателем как величина рН. Генетическая обусловленность этой зависимости связана с процессом фотосинтеза. Как известно, при интенсивном фотосинтезе происходит подщелачивание среды и увеличение значений рН и в тоже 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».

Разработанный на основе зависимости рН и кислорода показатель *ITS* был успешно использован при оценке эвтрофирования Таганрогского залива Азовского моря (Жидкова А. Ю., 2017). На рис. 3.7 и 3.8 показана оценка трофического состояния Таганрогского залива по показателю трофности *ITS*, обозначенном автором как « $T_{цв}$ ».

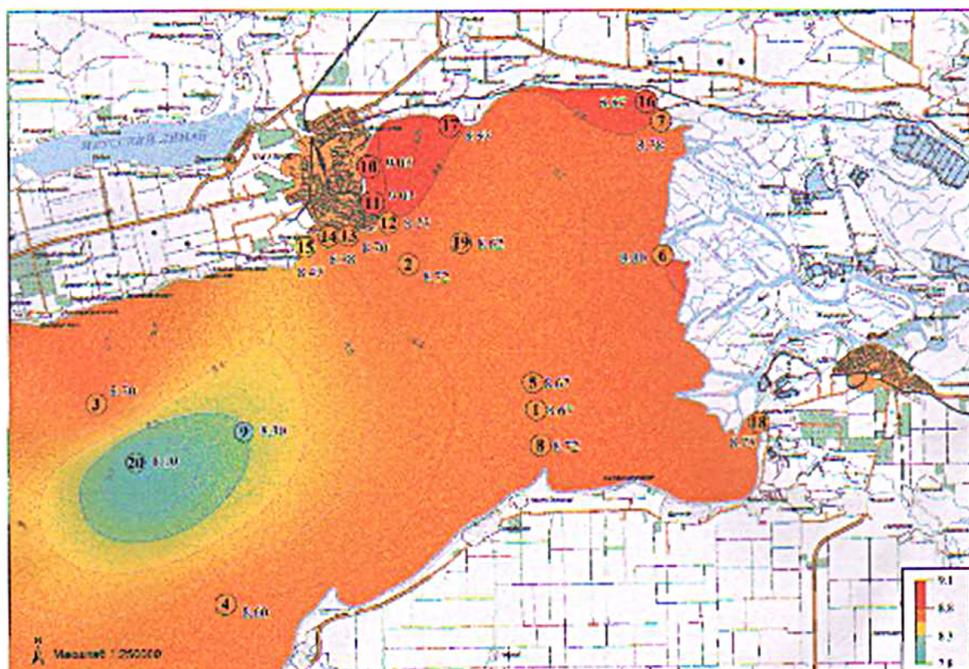


Рис. 3.7 Средние за вегетационный период показатели трофности в северо-восточной части Таганрогского залива в 2012 г.

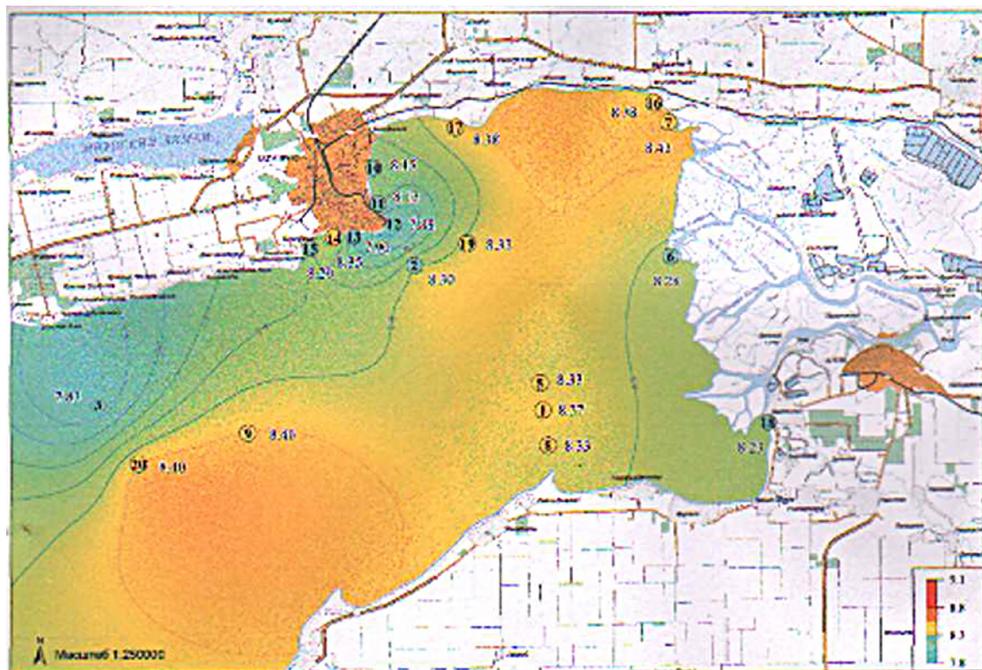


Рис. 3.8. Средние за вегетационный период показатели трофности в северо-восточной части Таганрогского залива в 2015 г.

Как видно на рисунках, в 2012 г. большая часть акватории характеризовалась как эвтрофная, а в 2015 г. – как мезотрофная, что подтверждалось и другими данными.

Тесная линейная корреляция между рН и растворенным в воде кислородом была установлена при исследованиях на многих водоемах Польши (Неверова-Дзиопак Е. 2003; Neverova-Dziopak 2007, 2010; Kowalewski Z., 2009, 2012; Gruca-Rokosz R., 2011, 2013; Jagus F., 2011; Dzozdzik A, 2016, 2017 и др.). Некоторые результаты этих исследований приводятся далее (рис. 3.9–3.12; табл. 3.15–3.17).

pH

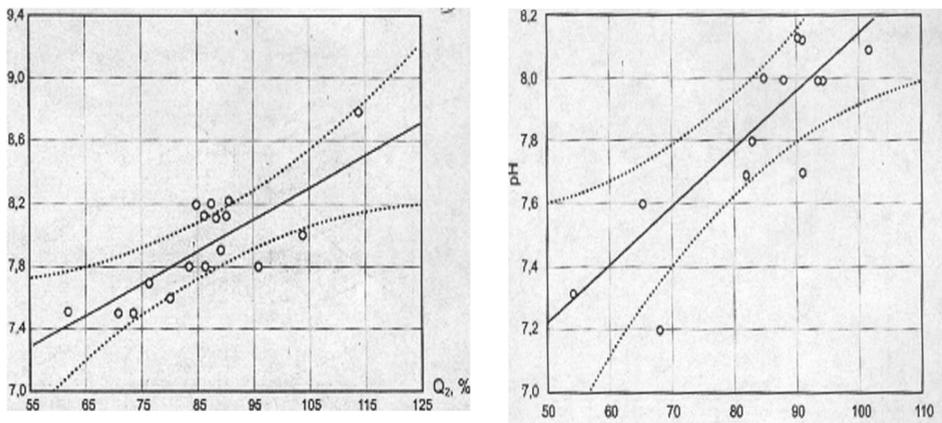


Рис. 3.9. Зависимость pH и O_2 в р. Пилица, 1997 г.
(Неверова-Дзиopak Е., 2003)

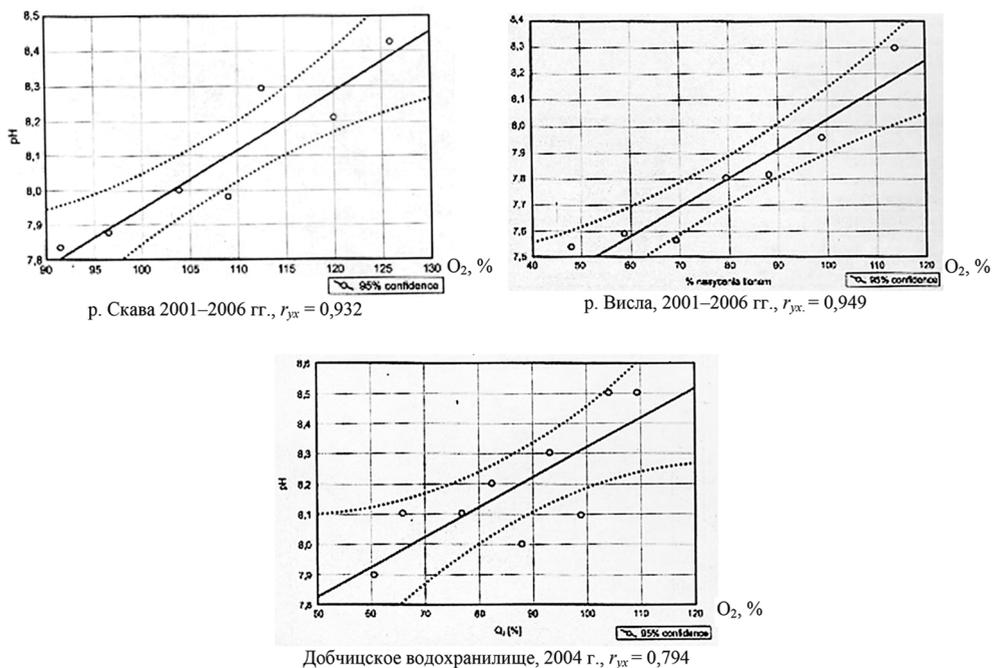


Рис. 3.10. Зависимость pH и O_2 , % в реках
и водохранилище Польши (Neverova-Dziopak, 2010)

В табл. 3.15 приведены уравнения связи рН и O_2 , %, для 20 рек Польши (Z. Kowalewski, 2012).

Таблица 3.15

Корреляция между рН и O_2 , %, для рек разного типа

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

Аналогичные зависимости были получены для ряда водохранилищ Польши (A. Drozdziak, 2016, 2017).

На рис. 3.11 показаны зависимости рН и O_2 , %, в семи водохранилищах Польши.

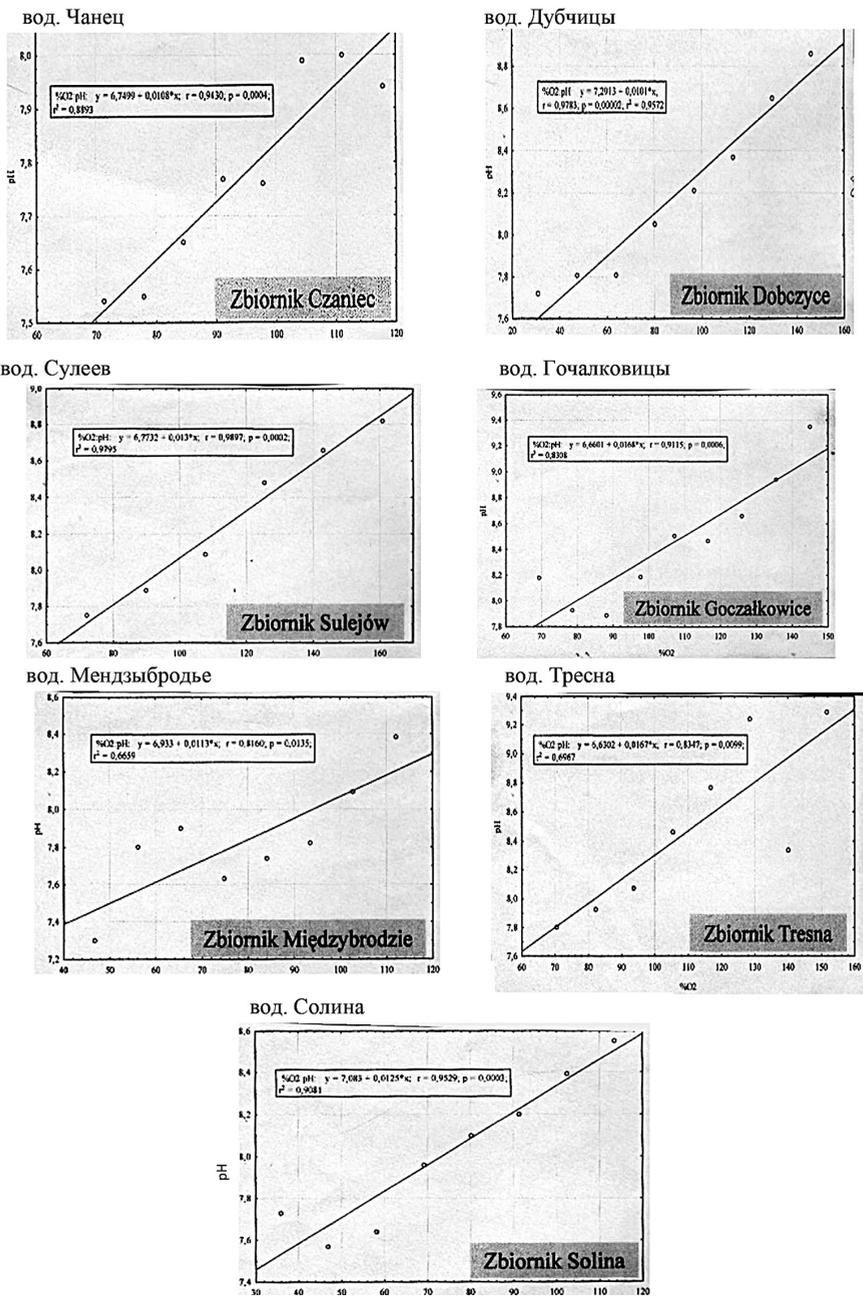


Рис. 3.11. Корреляция pH и O₂, % в водохранилищах Польши

Уравнения связи рН и O_2 и коэффициенты корреляции для показанных на рис. 3.11 водохранилищ приведены в табл. 3.16.

Таблица 3.16

Уравнения связи рН и O_2 в водохранилищах Польши

Название водохранилища	Коэффициент корреляции r_{yx}	Уравнения регрессии
Чанец	0,94	$pH = 6,75 + 0,011 \cdot O_2, \%$
Дубчицы	0,98	$pH = 7,29 + 0,011 \cdot O_2, \%$
Сулеев	0,99	$pH = 6,77 + 0,013 \cdot O_2, \%$
Гочалковицы	0,91	$pH = 6,66 + 0,017 \cdot O_2, \%$
Мендзыбродье	0,82	$pH = 6,93 + 0,011 \cdot O_2, \%$
Тресна	0,83	$pH = 6,63 + 0,017 \cdot O_2, \%$
Солина	0,95	$pH = 7,08 + 0,013 \cdot O_2, \%$

Высокие значение эмпирических коэффициентов (a_1) свидетельствуют о том, что измерения рН и $O_2, \%$, осуществлялись в вегетационный период.

Этим же автором (А. Drozdziak, 2017) проводились исследования и на других водохранилищах, в частности, на каскаде водохранилищ Тресны (рис. 3.12). Связь рН и O_2 в этих водохранилищах представлена в табл. 3.17.

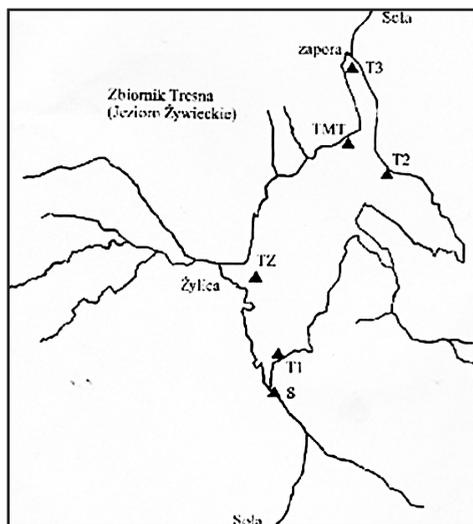


Рис. 3.12. Пункты отбора проб на каскаде водохранилищ Тресна

Таблица 3.17

Уравнения связи рН и O_2 , %, в каскаде водохранилищ Тресна

Пункты отбора проб	Коэффициент корреляции r_{yx}	Уравнения регрессии
<i>Sota</i>	0,74	$pH = 6,20 + 0,021 \cdot O_2, \%$
<i>T1</i>	0,86	$pH = 6,16 + 0,021 \cdot O_2, \%$
<i>TZ</i>	0,84	$pH = 6,09 + 0,022 \cdot O_2, \%$
<i>T2</i>	0,85	$pH = 6,08 + 0,023 \cdot O_2, \%$
<i>TMT</i>	0,85	$pH = 5,85 + 0,026 \cdot O_2, \%$
<i>T3</i>	0,68	$pH = 6,20 + 0,021 \cdot O_2, \%$

В случае водохранилищ каскада Тресна, уравнения регрессии характеризуются низкими значениями свободного члена a_0 и высокими значениями эмпирического коэффициента a_1 , что свидетельствует о том, что пробы воды отбирались в начале активного периода вегетации фитопланктона.

Приведенные примеры убедительно доказывают, что тесная корреляция между рН и растворенным в воде кислородом имеет универсальное значение и справедлива в водных объектах 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.

3.7. Выводы

1. Соотношение концентраций CO_2 и O_2 отражает соотношение скоростей автотрофных (продукции) и гетеротрофных (деструкции) процессов (биотического баланс) в любых экосистемах, в том числе и в водных.

2. В водных экосистемах тесная линейная корреляция между рН и процентной концентрацией кислорода, также, как соотношение CO_2 и O_2 может использоваться для оценки биотического баланса или трофического статуса.

3. В качестве критерия трофического состояния водных экосистем может использоваться величина рН при 100%-ном нормальном насыщении воды кислородом – $pH_{100\%}$, названная «*Index of tropical state*» – ITS.

4. *ITS* принимает следующие значения: в дистрофных экосистемах $< 5,35-6,01$; в ультраолиготрофных $6,02-6,67$; в олиготрофных $6,68-7,34$; в мезотрофных $7,35-8,00$; в эвтрофных $> 8,01$.

5. Исследования на многих водных объектах России и Польши подтвердили, что тесная линейная корреляция между рН и растворенным в воде кислородом и показатель *ITS* имеют универсальное значение и справедливы для водных экосистем разных типов и трофического статуса в различных регионах и странах.

Глава 4

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ *ITS* ДЛЯ ОЦЕНКИ ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

В работах Неверовой-Дзюпак Е. (2007, 2010) приводятся результаты экспериментальных исследований по оценке *ITS* как показателя трофического состояния водных экосистем. Целью экспериментов была проверка адекватности и надежности *ITS* как регистратора изменений степени трофности воды в сравнении с традиционными показателями.

4.1. Методика экспериментальных исследований

В природную воду добавлялись биогенные, т. е. минеральные формы азота и фосфора с целью смещения биотического баланса в положительную сторону, т. е. с целью повышения трофности. Исследовалось также влияние на развитие процессов эвтрофирования городских сточных вод. Регистрация велась по *ITS* и некоторым традиционным признакам трофности.

Природная вода моделировалась: к отстаиванной водопроводной воде добавлялись культуры наиболее распространенных микроскопических водорослей *Ankistrodesmus accuminatus*, *Tribonema sp.*, *Anabaena sp.*, *Melosira sp.* и др. из расчета 10 мл культуры на 1 л воды. Это соответствовало приблизительно 10–20 млн кл./л. Иногда использовалась вода, отобранная прямо из водоема. Биогенные вещества добавлялись в виде солей $\text{KН}_2\text{PО}_4$ и NH_4Cl ; в качестве биогенных добавок использовались также неочищенные и биологически очищенные городские сточные воды, отобранные на центральной станции аэрации (ЦСА) Санкт-Петербурга. Опыты проводились в светлых и темных герметически закрытых емкостях объемом 1200 мл и на специально сконструированных автором установках, имитирующих фрагмент водоема (рис. 4.1).

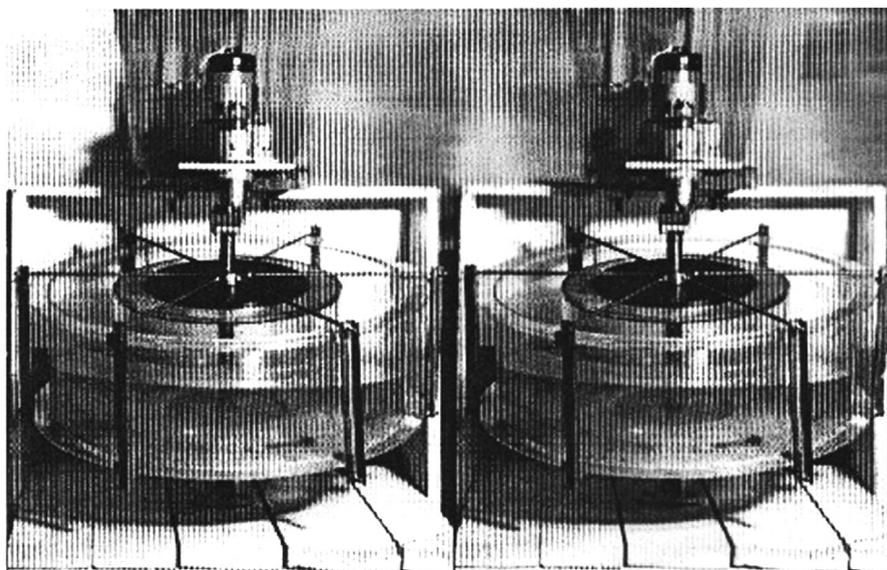


Рис. 4.1. Лабораторная установка, имитирующая фрагмент водоема
(Neverova-Dziopak E., 2010)

Фрагментарная модель водоема отличалась от лотков, используемых для подобных целей, тем, что для движения воды был применен прецессионный, а не встроенный в воду двигатель. Это приближало характер движения воды к естественному, что было необходимо при проведении опытов с фитопланктоном, который гибнет под действием кавитации. Диаметр установки – 0,8 м, высота – 0,25 м, объем – 20 л. Опыты проводились одновременно на двух установках. При проведении экспериментов варьировались концентрации биогенных добавок и скорость движения воды. Контроль велся по следующим показателям: температура, рН, растворенный кислород, фосфаты (PO_4^{3-}), минеральный азот (NH_4^+), скорость фотосинтеза (Φ), суточная деструкция органического вещества (D), численность водорослей (N), *ITS*.

Скорость фотосинтеза рассчитывалась как разность в содержании кислорода в светлой и темной склянке после суточной инкубации при $t = 20^\circ\text{C}$ (Федоров В. Д., 1979):

$$\Phi = (\text{O}_2^{\text{св}} - \text{O}_2^{\text{т}}), \quad (4.1)$$

где Φ – скорость фотосинтеза, мг O_2 /л·сут; $\text{O}_2^{\text{св}}$ и $\text{O}_2^{\text{т}}$ – растворенный кислород в светлой и темной склянках соответственно после инкубации в течение суток, мг/л.

Для оценки скорости эвтрофирования рассчитывалась разность показателя *ITS* в светлой и темной склянках после инкубации в течение суток:

$$\Delta ITS = (ITS^{cb} - ITS^r), \quad (4.2)$$

где ΔITS – скорость изменения показателя, сут⁻¹; ITS^{cb} , ITS^r – значения показателя в светлой и темной склянках соответственно после инкубации в течение суток.

Определение основных показателей производилось инструментальными методами: рН на милливольтметре рН-121, а кислорода на кислородомере КЛ-115, который предварительно тарировался по методу Винклера. Температура воды замерялась также по кислородомеру.

Для оценки погрешности было сделано пятикратное определение показателей из одной пробы (табл. 4.1).

Таблица 4.1

Погрешность измерения основных показателей

Параметры оценок	O ₂ , мг/л		рН	t, °С
	Метод Винклера	Кислородомер КЛ-115		
Среднее значение (<i>X</i>)	8,48	8,61	8,50	20,86
Выборочная дисперсия (<i>S</i> ²)	0,0032	0,00025	0,0067	0,028
Стандартное отклонение (<i>S</i>)	0,0566	0,0158	0,0816	0,167
Погрешность определения (<i>e</i>)	0,07	0,02	0,11	0,20
Доверительный интервал	8,41–8,55	8,59–8,63	8,39–8,61	20,66–21,06
Относительная ошибка, %:				
при λ = 0,95	0,8	0,2	1,3	1,0
при λ = 0,99	1,4	0,4	2,2	1,6

Очевидные преимущества определения кислорода на кислородомере КЛ-115 (быстрота, более высокая точность, одновременный замер температуры) позволили в дальнейшем отказаться от измерения кислорода методом Винклера.

Обработка данных экспериментальных исследований производилась с помощью стандартной программы «Statistica 5.1 version 97». В основе программы лежит известный постулат о том, что подавляющее большинство зависимо-

стей в природе является функцией нормального распределения (Abraham В., Ledolter I., 1983). Корреляция между анализируемыми данными оценивалась с помощью коэффициента линейной корреляции. Обработка данных проводилась при уровне значимости $p = 0,05$. Обычно в статистических исследованиях уровень значимости $p \leq 0,05$ принимается как пограничное значения допустимого уровня ошибки (Bowley A. L., 1997). Доверительный интервал при $p = 0,05$ составляет 95 % и определяет область вокруг средних значений, в которой находятся достоверные значения средних величин.

Следует, однако, отметить сложность моделирования биосистем. Развитие фитопланктона и продукция первичного органического вещества (фотосинтез) значительно колебались не только от заданных в эксперименте условий, но и от нерегулируемых факторов: температуры воздуха, освещенности, состава и возраста фитопланктона, времени года и др. Это можно проиллюстрировать колебаниями скорости фотосинтеза в контрольных опытах в зависимости от температуры воздуха и численности фитопланктона (рис. 4.2, 4.3).

Значительные колебания фотосинтетической активности в зависимости от нерегулируемых факторов не всегда позволяли сопоставить результаты отдельных опытов и предопределили необходимость использования статистических методов. Всего было проведено десять серий опытов (93 опыта), отобрано 260 проб воды и выполнено около 850 химических и гидробиологических анализов.

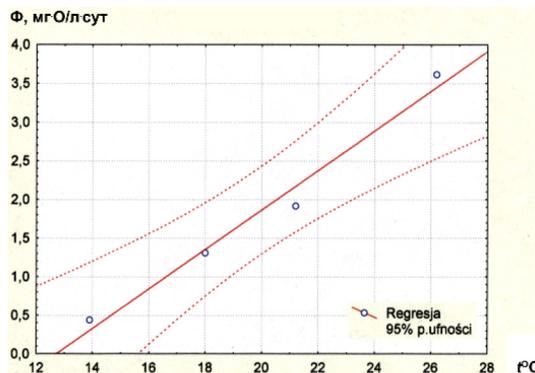


Рис. 4.2. Зависимость скорости фотосинтеза (Φ) от температуры воздуха (t): $\Phi = 0,2559 \cdot t - 3,251$; $r_{yx} = 0,9896$ (Φ , мг O₂/л·сут)

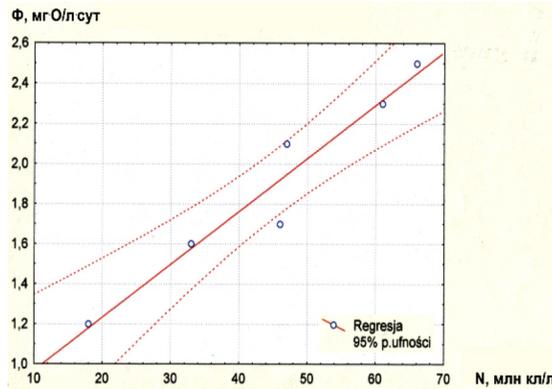


Рис. 4.3. Зависимость скорости фотосинтеза (Φ) от численности водорослей (N):
 $\Phi = 0,704 + 0,0265 \cdot N$; $r_{yx} = 0,9673$ (Φ , мг O_2 /л·сут)

Первая и вторая серии опытов проводились в 7 парах темных и светлых герметически закрытых сосудах (объемом 1200 мл). Одна пара оставалась контрольной, в шесть других добавляли минеральный фосфор (KH_2PO_4) (первая серия опытов) и минеральный азот (NH_4Cl) (вторая серия опытов).

Концентрации минерального фосфора (P_m) в пересчете на элементарный фосфор составляли: 0,009; 0,025; 0,031; 0,093; 0,155; 0,310 мг/л, а минерального азота (N_m) соответственно; 0,3; 0,5; 0,7; 1,0; 1,5; 2,0 мг/л. Выбранные концентрации соответствовали приблизительно атомно-весовому соотношению азота и фосфора в воде водоемов.

При расчетах в воде ИТС следовало учитывать, что вносимые соли гидролизуются и могут смещать рН либо в щелочную (KH_2PO_4), либо в кислую (NH_4Cl) сторону. Поэтому в расчеты ИТС следовало вносить поправки (δpH), в соответствии с концентрациями внесенных солей (Лурье Ю. Ю., 1971). Величина δpH в опытах с добавками KH_2PO_4 рассчитывается по формуле

$$\delta pH = pH^{исх.} - \left(7 + \frac{pK_{H_2PO_4^-}^2 - pC_{KH_2PO_4}}{2} \right), \quad (4.3)$$

где δpH – поправка на величину рН, замеренную в опыте (рН опыта уменьшается на δpH); $pH^{исх.}$ – рН исходной воды; K^2 – константа диссоциации $H_2PO_4^-$ ($pK^2 = -\lg K^2_{H_2PO_4^-}$); $C_{KH_2PO_4}$ – концентрация соли в опыте, моль/л ($pC_{KH_2PO_4} = -\lg C_{KH_2PO_4}$).

В опытах с добавками NH_4Cl δpH рассчитывается по формуле

$$\partial \text{pH} = \text{pH}^{\text{исх.}} + \left(7 - \frac{pC_{\text{NH}_4\text{Cl}} - pK_{\text{NH}_4\text{OH}}}{2} \right), \quad (4.4)$$

где ∂pH и $\text{pH}^{\text{исх.}}$ – то же, что в формуле (4.3); $C_{\text{NH}_4\text{Cl}}$ – концентрация соли, моль/л ($pC_{\text{NH}_4\text{Cl}} = -\lg C_{\text{NH}_4\text{Cl}}$); $K_{\text{NH}_4\text{OH}}$ – константа диссоциации NH_4OH ($pK_{\text{NH}_4\text{OH}} = -\lg K_{\text{NH}_4\text{OH}}$).

Контроль изменения скорости продукции органического вещества велся по традиционным показателям: растворенному кислороду (O_2 , %), скорости фотосинтеза (Φ), численности клеток фитопланктона (N , млн кл./л). Показателями биотического баланса служили: соотношение скорости фотосинтеза (Φ) и деструкции (D) органического вещества – Φ/D , ITS и ΔITS .

4.2. Результаты исследований в закрытых емкостях

Результаты первой серии опытов свидетельствуют о том, что при увеличении концентрации в воде биогенного фосфора скорости продукционных процессов возрастают. При этом процесс регистрируется традиционными показателями трофности такими, как насыщение воды кислородом, фотосинтез и численность водорослей. Что касается изменения баланса продукции и деструкции, то наиболее достоверная оценка была получена по показателю ITS ($r_{yx} = 0,816$) в отличие от традиционного показателя Φ/D ($r_{yx} = 0,692$). Уравнения связи P_m с перечисленными показателями представлены в табл. 4.2.

Таблица 4.2

Зависимость традиционных показателей трофности и ITS от концентраций минерального фосфора $[P_m]$

Показатель трофности	Зависимость показателя от $[P_m]$, мг/л	Коэффициент корреляции, r_{yx}
Фотосинтез (Φ), мг O_2 /л·сут	$\Phi = 1,415 + 2,868 [P_m]$	0,874
Кислород (O_2 , %)	$\text{O}_2 \% = 99,95 + 41,51, [P_m]$	0,915
Численность фитопланктона (N , млн кл./л)	$N_\phi = 37,52 + 109,72 [P_m]$	0,725
Соотношение фотосинтеза деструкции (Φ/D)	$\Phi/D = 6,102 + 9,61 [P_m]$	0,692
<i>Index of tropical state (ITS)</i>	$ITS = 7,66 + 1,039[P_m]$	0,816
Скорость изменения ITS (ΔITS)	$\Delta ITS = 0,420 + 1,033[P_m]$	0,756

Результаты второй серии опытов представлены в табл. 4.3.

Таблица 4.3

**Зависимость традиционных показателей трофности и ITS
от концентраций минерального азота $[N_m]$**

Показатель трофности	Зависимость показателя от $[N_m]$, мг/л	Коэффициент корреляции, r_{yx}
Фотосинтез (Ф), мг O_2 /л·сут	$\Phi = 4,864 + 0,759 [N_m]$	0,860
Кислород (O_2 , %)	$O_2 \% = 148,61 + 7,953 [N_m]$	0,858
Численность фитопланктона (N , млн кл./л)	$N = 252,04 + 53,624 [N_m]$	0,604
Соотношение фотосинтеза деструкции (Ф/Д)	$\Phi/Д = 3,466 + 0,123 [N_m]$	0,436
<i>Index of tropical state (ITS)</i>	$ITS = 8,565 + 0,286 [N_m]$	0,847
Скорость изменения (ΔITS)	$\Delta ITS = 0,878 + 0,337 [N_m]$	0,867

Но нужно оговориться, что при проведении опытов с добавлением в воду различных концентраций NH_4Cl исходная вода содержала более зрелые культуры водорослей, чем в первой серии опытов с фосфором. Водоросли интенсивно размножались вследствие солнечной погоды и высокой температуры воздуха (22–26 °С). Поэтому численность фитопланктона в контроле и опытах была на порядок выше, а скорость фотосинтеза в 5 раз больше, чем в первой серии опытов. В то же время в воде появились отмершие водоросли и суточная деструкция (Д) также была больше, т. е. вода во второй серии опытов изначально была более эвтрофирована. Все зависимости установлены, так же как и в первой серии опытов, с вероятностью 95 % или уровнем значимости $p = 0,05$.

Результаты второй серии опытов подтверждают, что показатели, характеризующие скорость продукции (Ф и O_2 , %), тесно положительно коррелируются с концентрацией минерального азота ($r_{yx} = 0,860$ и $r_{yx} = 0,858$ соответственно). Связь численности водорослей (N) с минеральным азотом менее тесная ($r_{yx} = 0,604$).

Показатели ITS и ΔITS обнаружили тесную зависимость от биогенного азота ($r_{yx} = 0,847$ и $r_{yx} = 0,867$ соответственно), в отличие от традиционного показателя состояния биотического баланса Ф/Д ($r_{yx} = 0,436$).

Для сравнительной оценки эффекта влияния минеральных форм фосфора и азота (Э) на скорость эвтрофирования (ΔITS) рассчитали изменение показателя в опытах относительно контроля:

$$\Theta = \frac{\Delta ITS^{\text{оп}} - \Delta ITS^{\text{к}}}{\Delta ITS^{\text{к}}} 100, \quad (4.5)$$

где Θ – эффект влияния биогенных добавок, %; $\Delta ITS^{\text{оп}}$ и $\Delta ITS^{\text{к}}$ – величина ΔITS в опыте и контроле соответственно (табл. 4.4).

Таблица 4.4

Эффект влияния биогенных добавок на скорость эвтрофирования

Номер опыта	KH ₂ PO ₄		NH ₄ Cl	
	[P _м], мг/л	Э, %	[N _м], мг/л	Э, %
1	0,009	27,6	0,3	6,9
2	0,025	44,8	0,5	– 9,9
3	0,031	86,2	0,7	– 11,9
4	0,093	117,2	1,0	20,8
5	0,155	134,5	1,5	48,5
6	0,310	124,1	2,0	54,4
Среднее	–	89,1	–	18,1

В условиях эксперимента эффект влияния фосфора почти в 5 раз превышал эффект влияния азота. Это вполне согласуется с литературными данными о доминирующей роли фосфора в процессах эвтрофирования, соответствует концепции лимитирующих факторов и закону минимума Либиха (Вельнер Х. А., 1985; Мишуков Б. Г., Неверова Е., 1987, Kenneth H. et al., 1987; Zdanowski B., 1982 и др.).

Зависимость состояния биотического баланса одновременно от двух факторов: скорости фотосинтеза Φ и концентраций фосфора и азота показаны на рис. 4.4 и 4.5.

На рисунках видно, что в первой серии опытов вода начинает превышать допустимый уровень нарушения экологического равновесия ($ITS \geq 7,7$) уже при $[P_{\text{м}}] \cong 0,03$ мг/л и скорости фотосинтеза $\Phi \geq 1,9$ мг O₂/л·сут. Во второй серии опытов вода уже в контроле была эвтрофирована, а гиперэвтрофного состояния она достигает при $[N_{\text{м}}] \cong 0,5$ мг/л и $\Phi \cong 5,0$ мг O₂/л·сут.

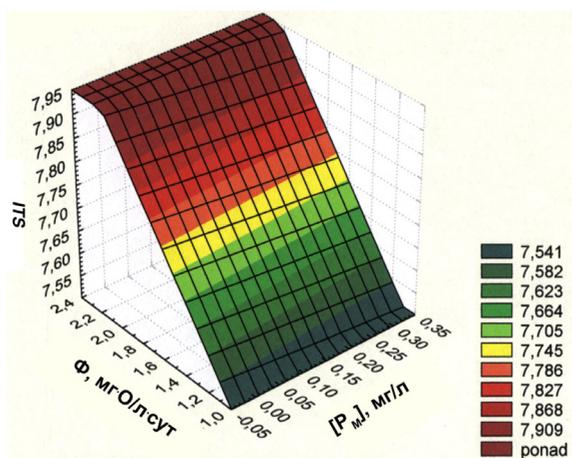


Рис. 4.4. Зависимость биотического баланса (*ITS*) от скорости фотосинтеза (Φ , мг O₂/л·сут) и концентрации минерального фосфора ($[P_m]$) в первой серии опытов

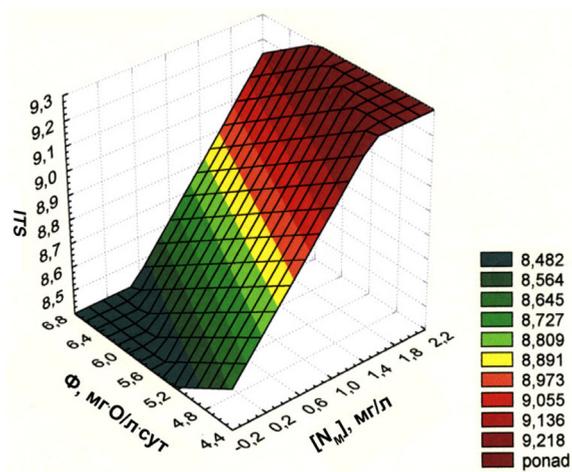


Рис. 4.5. Зависимость биотического баланса (*ITS*) от скорости фотосинтеза (Φ , мг O₂/л·сут) и концентрации минерального азота ($[N_m]$) во второй серии опытов

4.3. Результаты исследований по влиянию на эвтрофирование сточных вод

В связи с тем что биогенные вещества поступают в водные объекты не в чистом виде, а в основном с городскими сточными водами, было проведено несколько серий опытов с добавками неочищенных и биологически очищенных сточных вод. В качестве исходной воды использовалась естественная вода водоема, а в качестве добавок – сточные воды ЦСА Санкт-Петербурга. Опыты с неочищенной сточной водой проводились при кратности разбавления от 10 до 100 (табл. 4.5).

Таблица 4.5

Изменение показателей продукционно-деструкционных процессов при добавлении неочищенных сточных вод

Номер опыта	Кратн. разбавл. (n)	[P _{мд}], мг/л	[N _м], мг/л	O ₂ , %	Ф, мг O ₂ /л·сут	Д, мг O ₂ /л·сут	Ф/Д	ITS	ΔITS, сут ⁻¹
Контроль	–	0,025	1,69	88,3	0,26	0,67	0,38	7,13	–0,02
1	10	0,078	2,99	42,0	0,18	4,69	0,04	7,42	0,00
2	20	0,063	2,46	66,0	0,29	2,87	0,10	7,20	–0,02
3	40	0,037	2,21	76,4	0,38	1,65	0,23	7,15	0,01
4	50	0,032	1,97	82,0	0,41	1,52	0,27	7,10	–0,04
5	100	0,026	1,79	85,9	0,14	0,76	0,18	7,10	0,00

Как следует из приведенных данных, по мере увеличения кратности разбавления сточных вод концентрации фосфора и азота уменьшались, а содержание кислорода увеличивалось, приближаясь к контролю (рис. 4.6–4.8). Изменения показателей биотического баланса (Ф/Д и ITS) по мере увеличения кратности разбавления сточных вод показаны на рис. 4.9 и 4.10. На последних рисунках видно, что изменение биотического баланса происходит, но не вследствие увеличения фотосинтеза (связь между Ф/Д и кратностью разбавления очень слабая, $r_{yx} = 0,532$), а вследствие снижения по мере разбавления скорости деструкции органического вещества (рис. 4.11). В то же время результаты исследований свидетельствуют о том, что нарушение биотического баланса зависит не от кратности разбавления, а от концентрации в сточной воде минерального фосфора и азота, т. е. от состава сточных вод (рис. 4.12–4.14).

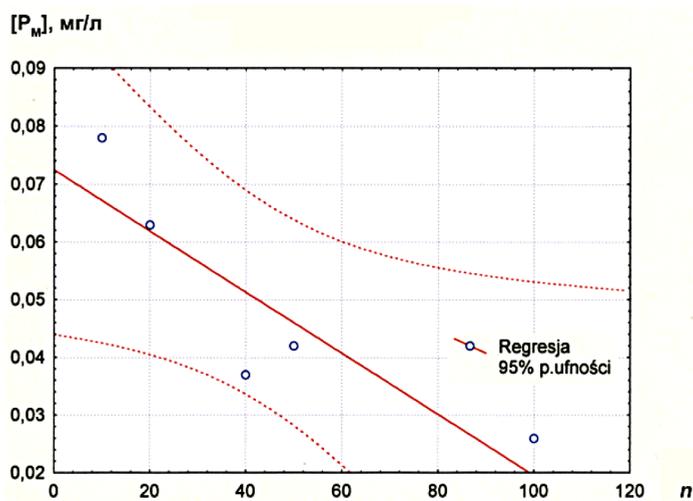


Рис. 4.6. Изменение концентрации минерального фосфора ($[P_M]$) в опытах при увеличении кратности разбавления сточных вод (n): $[P_M] = 0,07249 - 0,0005n$; $r_{yx} = -0,8852$

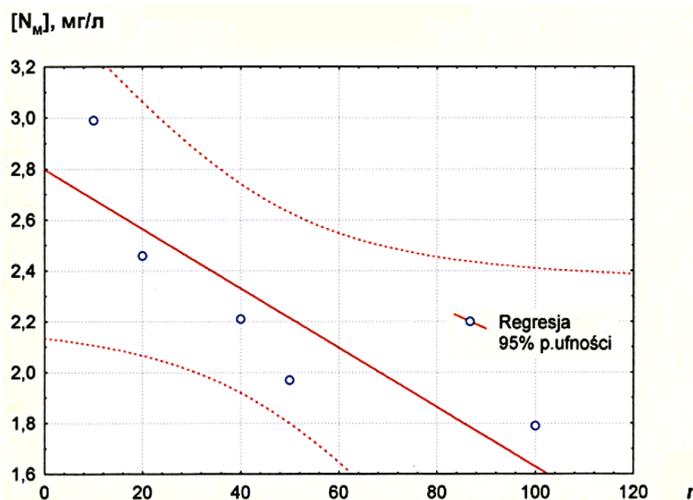


Рис. 4.7. Изменение концентрации минерального азота ($[N_M]$) в опытах при увеличении кратности разбавления сточных вод (n): $[N_M] = 2,7980 - 0,117n$; $r_{yx} = -0,8748$

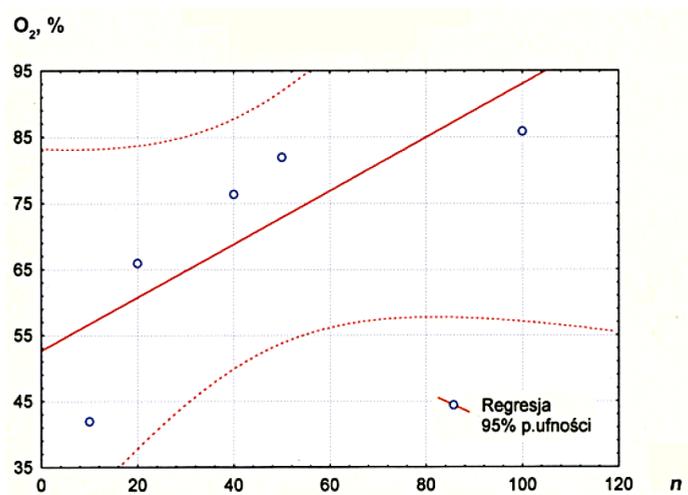


Рис. 4.8. Изменение содержания кислорода (O_2 , %) в опытах при увеличении кратности разбавления сточных вод (n): $O_2, \% = 52,710 + 0,40341n$; $r_{yx} = 0,80464$

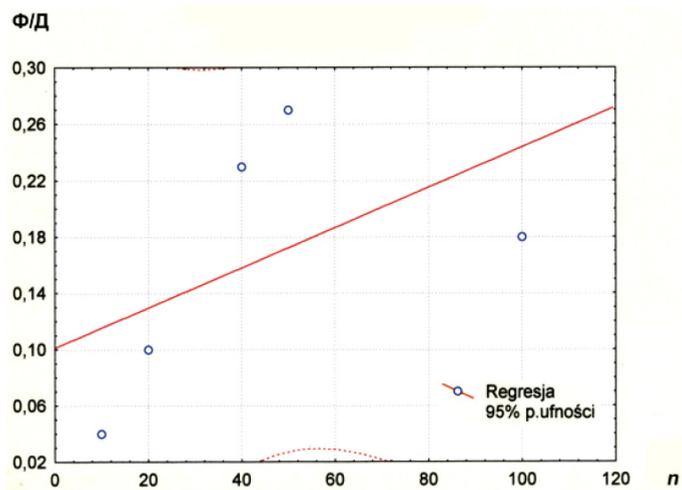


Рис. 4.9. Изменение соотношения скорости продукции и деструкции (Φ/D) в опытах при увеличении кратности разбавления сточных вод (n):
 $\Phi/D = 0,10122 + 0,00143n$; $r_{yx} = 0,53253$

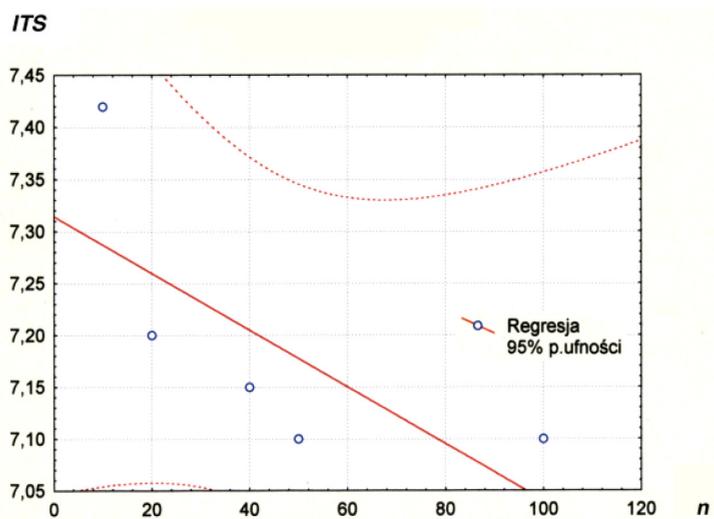


Рис. 4.10. Изменение показателя ITS в опытах при увеличении кратности разбавления сточных вод (n): $ITS = 7,3146 - 0,0027n$; $r_{yx} = -0,7227$

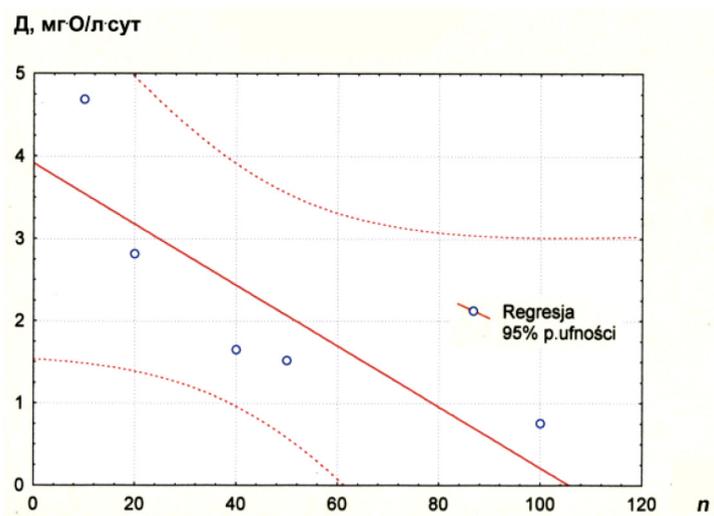


Рис. 4.11. Изменение скорости деструкции органических веществ (D , мг O_2 /л·сут) в опытах при увеличении кратности разбавления сточных вод (n): $D = 3,9162 - 0,0370n$; $r_{yx} = -0,8473$

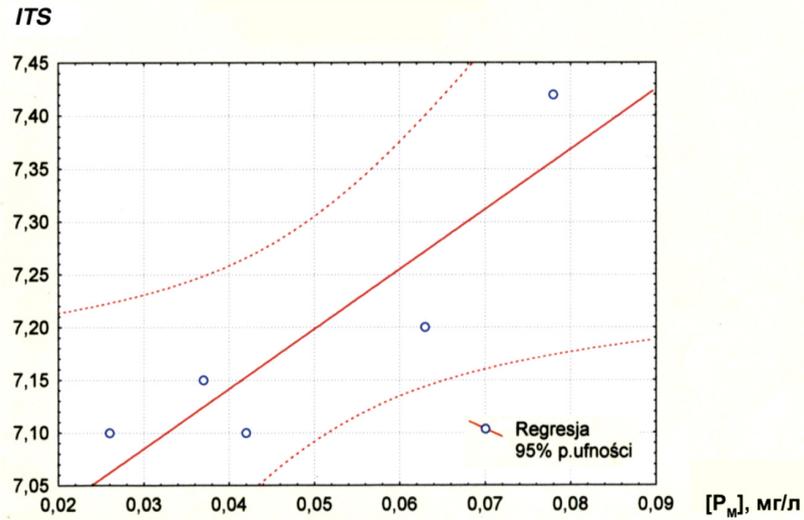


Рис. 4.12. Зависимость показателя *ITS* от изменения концентрации минерального фосфора ($[P_M]$) в сточной воде:
 $ITS = 6,9147 + 5,6777[P_M]$; $r_{yx} = 0,89539$

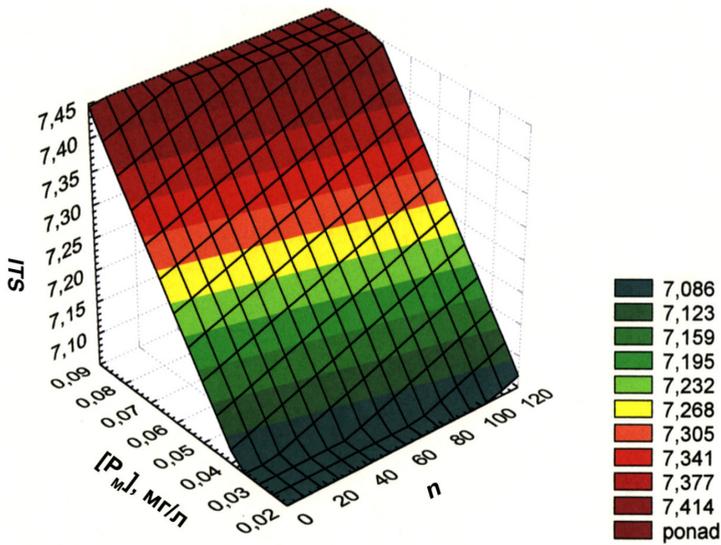


Рис. 4.13. Изменение трофического состояния (*ITS*) при увеличении кратности разбавления сточных вод (*n*) и изменении концентрации минерального фосфора ($[P_M]$)

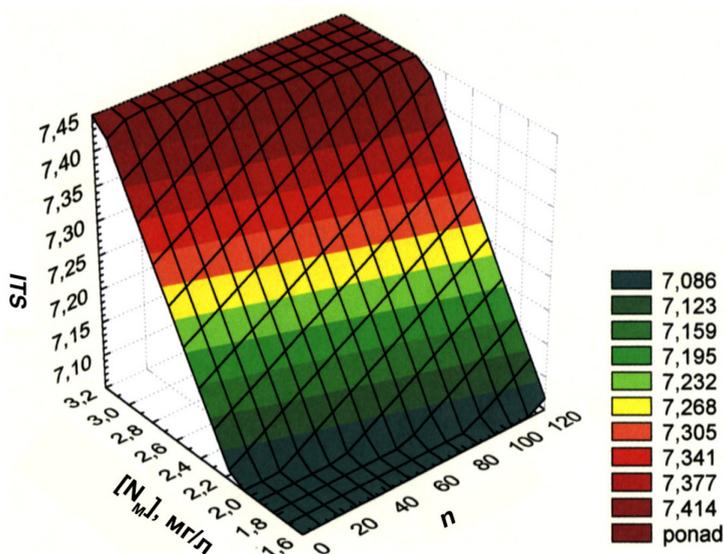


Рис. 4.14. Изменение трофического состояния (*ITS*) при увеличении кратности разбавления сточных вод (n) и изменении концентрации минерального азота ($[N_m]$)

В представленной серии опытов четко проявилась тенденция угнетения фитоценоза при малой кратности разбавления сточных вод при том, что концентрации биогенных веществ (P_m , N_m) были выше, чем в опытах с чистыми солями. Скорость деструкции органического вещества (D) во много раз превышала скорость фотосинтеза (Φ), а скорость эвтрофирования (ΔITS) не менялась и нарастание степени трофности было очень низким.

Следовательно, при отсутствии атмосферной аэрации воды в закрытой системе неочищенные сточные воды при $n \leq 100$ тормозят развитие фитопланктона. Скорости образования органического вещества не увеличиваются, несмотря на возрастание концентраций биогенных веществ. В этих условиях происходит ускорение деструкции органического вещества и наблюдается дефицит кислорода.

Для сравнения воздействия на продукционно-деструкционные процессы неочищенных и биологически очищенных сточных вод была проведена следующая серия опытов. В качестве исходной воды в контроле использовалась естественная вода из Невской губы, а в качестве добавок – неочищенные и очищенные сточные воды ЦСА Санкт-Петербурга. Кратность разбавления принималась равной 50, что приблизительно соответствует фактическому разбавлению сточных вод ЦСА. Опыт повторялся трижды. Усредненные данные приведены в табл. 4.6.

Таблица 4.6

**Влияние неочищенных и очищенных сточных вод
на продукционно-деструкционные процессы**

Серия опытов	$[P_M]$, мг/л	$[N_M]$, мг/л	O_2 , %	Φ , мг O_2 /л·сут	D , мг O_2 /л·сут	Φ/D	ITS	ΔITS , сут ⁻¹
Контроль (природная вода)	0,02	0,92	98,4	0,90	0,81	1,11	7,19	0,00
Природная вода + неочищенная сточная вода	0,04	1,31	89,3	0,92	1,21	0,76	7,21	0,02
Природная вода + очищенная сточная вода	0,02	0,87	98,5	1,39	0,86	1,62	7,43	0,24

Анализ данных табл. 4.5 показывает, что при добавлении к природной воде очищенных сточных вод показатели скорости продукции (Φ ; O_2 %) возрастают, так же как и показатели эвтрофирования (Φ/D ; ITS и ΔITS). При добавлении к той же воде неочищенных сточных вод в той же концентрации скорость продукции (Φ) остается на том же уровне, что и в контроле; содержание кислорода падает, а деструкция возрастает. Показатели эвтрофирования практически те же, что и в контроле, а биотический баланс (Φ/D) – отрицательный. При этом $[P_M]$ и $[N_M]$ в опытах с неочищенными сточными водами больше, чем в опытах с очищенной сточной водой.

Следовательно, очищенные сточные воды стимулируют процессы фотосинтеза, в отличие от неочищенных, несмотря на то что концентрации биогенных веществ в очищенной воде были меньше, чем в неочищенной. Таким образом, концентрации биогенных веществ – не единственные факторы, влияющие на процессы продукции и деструкции органических веществ и биотический баланс экосистем.

4.4. Влияние аэрации и скорости движения воды на продукционно-деструкционные процессы

Целью исследований на опытной установке было определение влияния сточных вод на биотический баланс в условиях открытой системы с естественной аэрацией. Опыты проводились одновременно на двух установках, в одной из которых скорость движения воды $V = 0,00$ (модель № 1), а в другой задавалась скорость $V = 25$ см/с (модель № 2). Исходная вода отбиралась в Невской

губе: объем воды – 10 л; средняя глубина – 0,12 м; сточная вода добавлялась из расчета 30 мл/л ($n \cong 33$); содержание фосфатов в сточной воде – 0,35 мг/л; минерального азота – 7,39 мг/л; pH = 7,51. Эксперимент проводился в течение месяца, модель вращалась в течение 6 часов в сутки, сточная вода добавлялась 1 раз в 10 дней. Контроль велся по показателям: температура (t); концентрация минерального фосфора ($[P_M]$, мг/л); концентрация минерального азота ($[N_M]$, мг/л); скорость фотосинтеза (Φ , мг O_2 /л·сут); скорость деструкции (D , мг O_2 /л·сут); численность фитопланктона (N , млн кл./л); Φ/D ; ITS. В первые трое суток отбор проб на анализ производился через час, а в последующие дни – один раз в сутки. Всего отобрано 36 проб, выполнено 360 анализов. Усредненные данные результатов исследований приведены в табл. 4.7.

Таблица 4.7

Результаты исследований влияния сточных вод на установках фрагментарной модели водоема

Контролируемые показатели	исходная вода ($C^{исх.}$)	Модель № 1, $V=0,00$ см/с		Модель № 2, $V=25$ см/с	
		значения показателей C^1	эффект влияния $\Xi = \frac{C^1 - C^{исх.}}{C^{исх.}}, \%$	значения показателей C^2	эффект влияния $\Xi = \frac{C^2 - C^{исх.}}{C^{исх.}}, \%$
Температура, °C (t)	15,7	17,2	9,5	17,3	10,2
Минеральный фосфор, мг/л (P_M)	0,05	0,08	60,0	0,07	40,0
Минеральный азот, мг/л (N_M)	0,57	0,75	31,6	0,63	10,5
Растворенный кислород, мг/л	8,60	8,64	0,5	9,07	5,5
Растворенный кислород, % ($O_2, \%$)	89,4	89,8	0,4	94,3	5,5
Скорость фотосинтеза, мг O_2 /л·сут (Φ)	0,45	0,47	4,0	0,88	95,0
Скорость деструкции, мг O_2 /л·сут (D)	1,48	1,50	1,3	2,05	38,5
Численность водорослей, млн кл./л	25,1	12,9	-48,6	25,8	2,8
Φ/D	0,30	0,31	3,3	0,43	43,0
ITS	7,38	7,42	0,5	7,94	7,6

Приведенные данные показывают, что и в открытой системе, при отсутствии движения воды на модели № 1 ($V = 0,00$ м/с) атмосферная аэрация не обеспечивает полностью затраты кислорода на деструкцию органического вещества. В этих условиях имеет место угнетение фитоценоза: численность водорослей уменьшилась на 48,6 %, а скорость фотосинтеза и показатели эвтрофирования (Ф/Д, *ITS*) практически не менялись.

На модели № 2 ($V = 25$ см/с) условия аэрации приближались к естественным: насыщенность воды кислородом увеличилась на 5,5 % и достигла 94,3 %. Угнетения фитоценоза не наблюдалось: скорость фотосинтеза почти в 2 раза превышала эту величину в первой установке. Показатели эвтрофирования (Ф/Д, *ITS*) во второй установке также были значительно выше. Концентрации азота и фосфора в опытах на модели № 2 при этом были ниже, что, вероятно, объясняется интенсивным потреблением биогенных веществ водорослями.

Результаты опытов показали, что интегральный показатель *ITS* вполне адекватно регистрирует изменения биотического баланса и часто демонстрирует более тесную зависимость от варьируемых в опытах факторов, т. е. более чувствителен к различным воздействиям, чем другие показатели.

4.5. Выводы

1. Экспериментально подтверждена возможность использовать в качестве интегрального показателя трофического статуса водных экосистем величину рН при 100%-ном насыщении воды кислородом, обозначенную как *ITS* (*Index of trophical state*), основанную на универсальной линейной зависимости рН и O_2 , %, возникающей в поверхностных водах при смещении биотического баланса в положительную сторону, т. е. при их эвтрофировании.

2. Экспериментально установлено, что эвтрофирование вызывают в основном биологически очищенные сточные воды, так как в процессе очистки они обогащаются биогенными, т. е. минеральными формами азота и фосфора.

3. Неочищенные сточные воды в условиях дефицита кислорода могут угнетать фотосинтез.

Глава 5

ЗАВИСИМОСТЬ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ОТ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

5.1. Характеристика акваторий Невской губы и восточной части Финского залива

Известно, что развитие процессов эвтрофирования зависит не только от антропогенных факторов (сброс биогенных веществ и др.), но и от многих естественных природных характеристик водной экосистемы (Неверова-Дзиопак Е., 2003, Neverova-Dziopak E., 2007, 2010). Иллюстрацией к тому могут служить Невская губа и Финский залив (рис. 5.1).

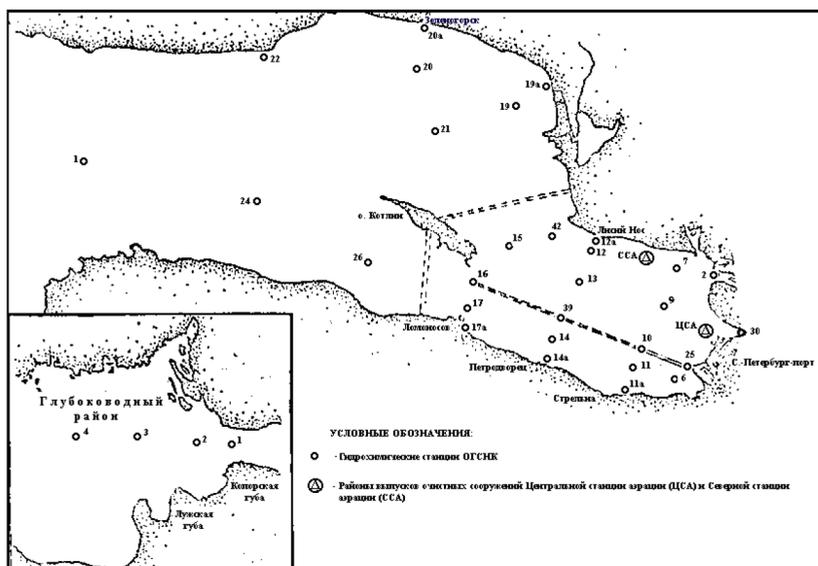


Рис. 5.1. Акватория Невской губы и восточной части Финского залива с обозначением станций отбора проб

5.1. Характеристика акваторий Невской губы и восточной части Финского залива

Акватории Невской губы, мелководной и глубоководной частей Финского залива отличаются по морфометрическим, гидродинамическим и гидрохимическим характеристикам, что определяет в значительной степени различия в качестве воды и трофическом состоянии экосистем (Знаменский В. А., 1981) (табл. 5.1).

Таблица 5.1

Средние значения основных характеристик состояния водных экосистем

Показатели состояния водной системы	Невская губа	Мелководная часть Финского залива	Глубоководная часть Финского залива
Глубина, м	5,9	10,3	44,0
Температура, °С	12,8	11,9	10,0
Соленость, ‰	0,2	1,9	4,5
Прозрачность, м	1,1	1,8	3,4
Ион аммония (N-NH ₄ ⁺), мг/л	0,085	0,068	0,034
Нитрит-ион (N-NO ₂ ⁻), мг/л	0,006	0,007	0,005
Нитрат-ион (N-NO ₃ ⁻), мг/л	0,238	0,156	0,074
Сумма минеральных форм азота (N _м), мг/л	0,329	0,229	0,113
Минеральный фосфор (P-PO ₄ ³⁻), мг/л	0,020	0,024	0,038
Общий фосфор (P _{общ.}), мг/л	0,039	0,045	0,065
Хлорофилл <i>a</i> , мг/л	0,010	0,017	–
Биомасса фитопланктона, мг/л	1,44	3,25	–
Индекс трофического состояния <i>ITS</i>	7,61	8,48	8,85
Атомно-весовое соотношение биогенных форм азота и фосфора (N:P)	36:1	22:1	7:1
Насыщение воды кислородом, ‰	95,8	88,6	74,7
Максимальный градиент O ₂ между поверхностным и придонным горизонтами, мг/л/‰	2,84/50,3	3,52/76,6	4,89/85,4

Все приведенные показатели состояния экосистемы закономерно изменяются в направлении с востока на запад (рис. 5.2).

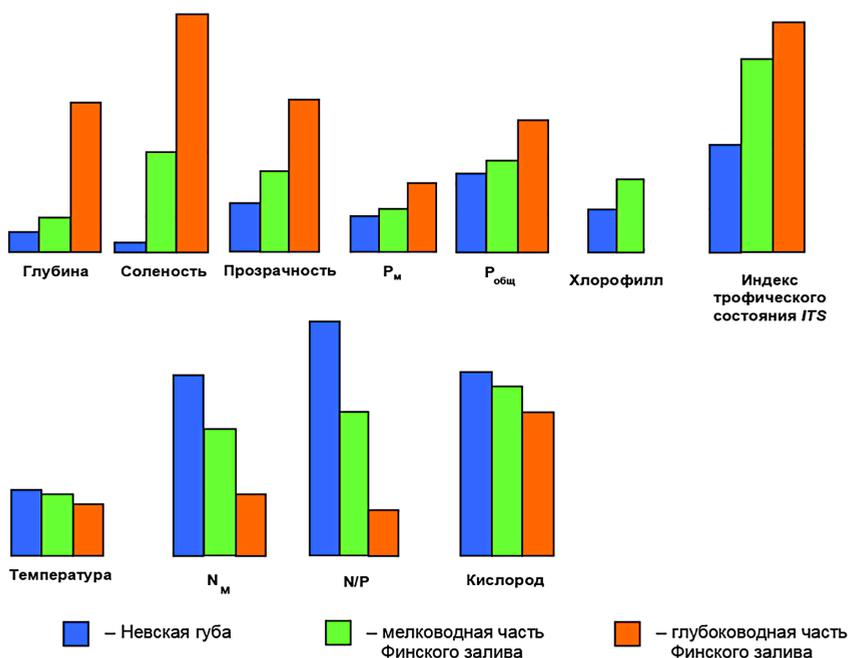


Рис. 5.2. Изменение основных показателей состояния экосистемы в направлении с востока на запад (Neverona-Dziopak E., 2010)

Рисунок показывает, что при продвижении с востока на запад, с увеличением глубины, солености и прозрачности воды, увеличиваются содержание минерального и общего фосфора. Закономерно увеличиваются концентрации хлорофилла *a* и *ITS*. Последнее свидетельствует об увеличении степени эвтрофированности мелководной и тем более глубоководной частей Финского залива по сравнению с Невской губой, несмотря на то что температуры в Финском заливе ниже, а глубины больше. Это подтверждается и другими показателями. В частности, снижением атомно-весового соотношения азота и фосфора в Финском заливе, так как эвтрофирование становится наиболее вероятным тогда, когда эта величина приближается к атомно-весовому соотношению этих элементов в составе водорослей, т. е. 16:1. Кроме того, отношение N:P позволяет утверждать, что эвтрофирование в Невской губе лимитируется фосфором, а в Финском заливе – азотом.

Еще более показательным является изменение концентраций фосфора и *ITS* вдоль стокового течения в Невской губе и Финском заливе.

Концентрации минерального фосфора начиная с устья р. Невы на востоке Невской губы (0,015 мг/л) при продвижении на запад остаются практи-

чески на одном уровне, слегка увеличиваясь лишь в самой западной точке (0,017 мг/л), в мелководной части Финского залива содержание фосфатов постепенно возрастает до 0,029 мг/л, а в глубоководной части их концентрация почти в три раза выше, чем в Невской губе (0,044 мг/л). Аналогичную картину имеет пространственное распределение общего фосфора. Увеличение концентраций фосфора в направлении с востока на запад подтверждается и тесной положительной корреляцией между $[P_M]$ и соленостью воды (рис. 5.3).

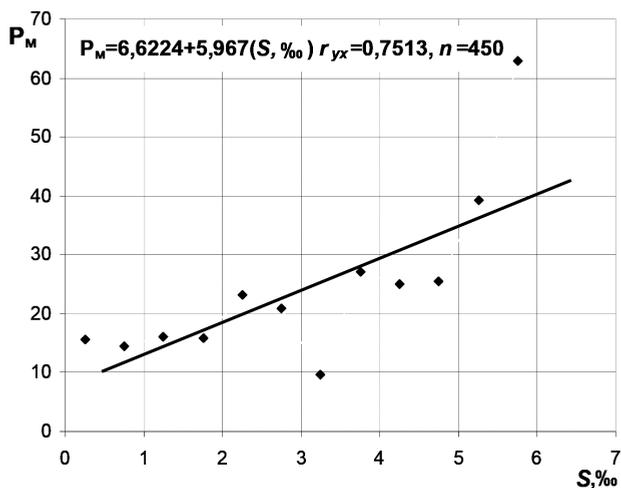


Рис. 5.3. Зависимость минерального фосфора (мкг/л) от солености воды

Напрашивается вывод о том, что трофическое состояние восточной части Финского залива и транзитной зоны Невской губы (в отличие от ее прибрежных курортных зон) определяется не столько антропогенной биогенной нагрузкой, поступающей от Санкт-Петербурга, сколько совокупностью естественных природных факторов.

О значении природных факторов в формировании трофического статуса водных систем свидетельствуют также следующие факты.

Городские сточные воды Санкт-Петербурга очищаются на трех больших очистных сооружениях: Центральной станции аэрации (ЦСА), стоки которой сбрасываются в транзитную (продолжение р. Невы) достаточно глубоководную зону с большими скоростями течения. Две другие – Северная станция аэрации (ССА) и Юго-Западные очистные сооружения (ЮЗОС) – расположены на северном и южном побережьях Невской губы. Их стоки сбрасываются в мелководные, хорошо прогреваемые, с низкими скоростями течений прибрежные зоны (рис. 5.4, табл. 5.2).



Рис. 5.4. Схема Невской губы с расположением выпусков сточных вод:
1 – ССС, 2 – ЦСА, 3 – ЮЗОС

Таблица 5.2

Расходы сточных вод и объемы сброса биогенов от ЦСА, ССА и ЮЗОС
и трофическое состояние акваторий в районах выпусков (2010 г.)

Характеристика сточных и природных вод	ЦСА	ССА	ЮЗОС
<i>Сточные воды</i>			
Расходы сточных вод (q), м ³ /с	14,1000	6,314	2,74
Объем сброса общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), т/сут	0,475	0,327	0,081
Объем сброса общего азота ($N_{\text{общ}}$), т/сут	10,480	5,237	1,657
<i>Трофическое состояние акватории в местах выпусков сточных вод</i>			
Концентрация общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), мкг/л	<0,020	0,023	0,046
Концентрация общего азота ($N_{\text{общ}}$), мкг/л	0,56	0,63	1,25
Численность фитопланктона, млн кл./л	471	819	3300
Биомасса фитопланктона, мг/л	0,46	0,64	1,03
Концентрация хлорофилла a , мкг/л	4,27	4,80	6,70
Индекс трофического состояния	7,87	8,06	8,07
Индекс видового разнообразия (d)	3,12	2,74	2,24
Степень трофности	Олиготрофно-мезотрофная	Мезотрофно-эвтрофная	Эвтрофная

Расход сточных вод ЦСА более чем в два раза превышает расход сточных вод ССА и в пять раз превышает расход стоков ЮЗОС. А сброс фосфора с ЦСА в 1,5 раза больше сброса его с ССА и почти в 6 раз больше, чем с ЮЗОС. То же касается и количества сбрасываемого азота: ЦСА сбрасывает его в два раза больше, чем ССА и в 6 раз больше, чем ЮЗОС. Несмотря на эти соотношения сбросов количества сточных вод и биогенных веществ, акватория в месте выпуска сточных вод ЦСА по всем показателям характеризуется как олиго-мезотрофная, в районе выпуска ССА как мезотрофно-эвтрофная, а в районе ЮЗОС (наименьшие расход и сброс биогенов) – как эвтрофная (табл. 5.2).

ITS является удобным инструментом для оценки роли отдельных природных и антропогенных, абиотических и биотических факторов в развитии процессов эвтрофирования. Это связано с тем, что измерение рН и O_2 , %, в водоемах, на основе которых рассчитывается *ITS*, практически всегда осуществляется синхронно с другими гидрохимическими и гидрологическими показателями. Традиционные же гидробиологические показатели измерять синхронно с другими параметрами очень трудно (за редким исключением) в силу длительности и достаточной сложности отбора проб планктона и особенно бентоса и обработки этих проб в лабораторных условиях. Синхронизация измерения *ITS* с измерением многих других абиотических параметров позволяет создавать статистические ряды данных, на основании которых легко находить зависимости *ITS* (трофического состояния) от природных и антропогенных факторов и оценивать их роль в формировании трофического статуса водных экосистем или отдельных их районов и локальных зон для крупных экосистем. Эти эмпирические зависимости могут служить основой для математического моделирования процессов эвтрофирования поверхностных вод.

5.2. Зависимость *ITS* от абиотических природных факторов в Невской губе и Финском заливе

Предварительно повторно проверялись корреляции рН и кислорода в Невской губе и восточной части Финского залива, необходимые для расчетов *ITS* (рис. 5.5 и 5.6).

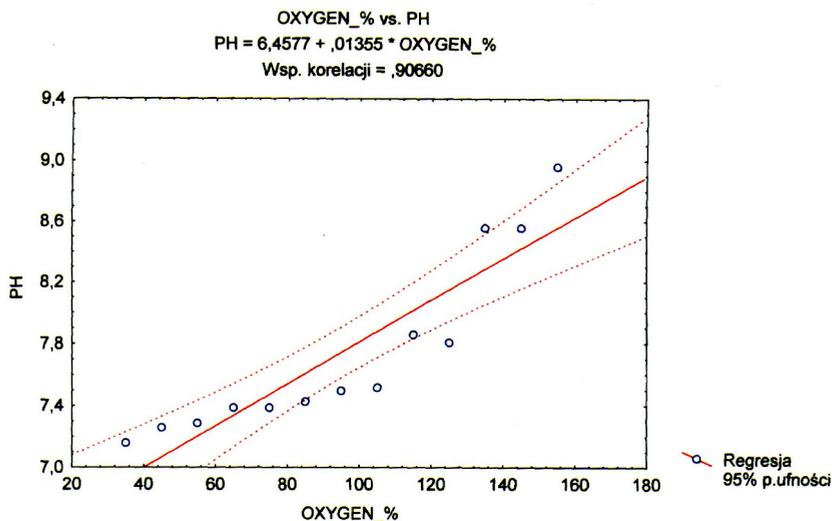


Рис. 5.5. Зависимость рН от насыщения воды кислородом (O_2 , %) в Невской губе, $r_{yx} = 0,91$

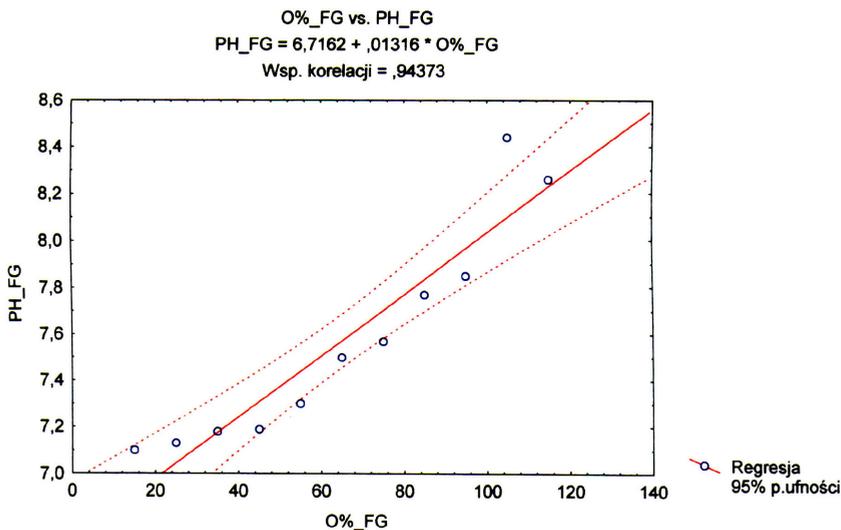


Рис. 5.6. Зависимость рН от насыщения воды кислородом в Финском заливе, $r_{yx} = 0,94$

В Невской губе проверялись зависимости *ITS* от абиотических природных факторов. Были получены тесные корреляции *ITS* с температурой воды, глубиной водоема, скоростью течения воды и расходами р. Невы (рис. 5.7–5.12).

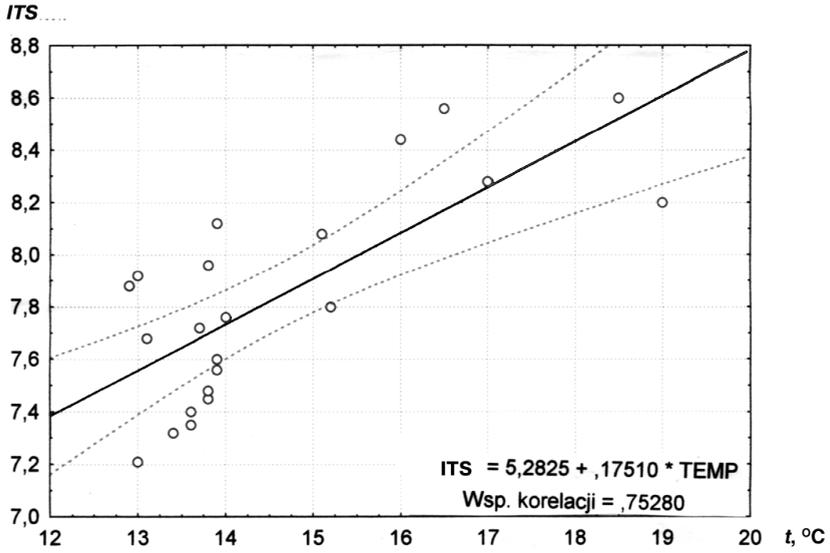


Рис. 5.7. Зависимость *ITS* от температуры воды в Невской губе, $r_{yx} = 0,75$

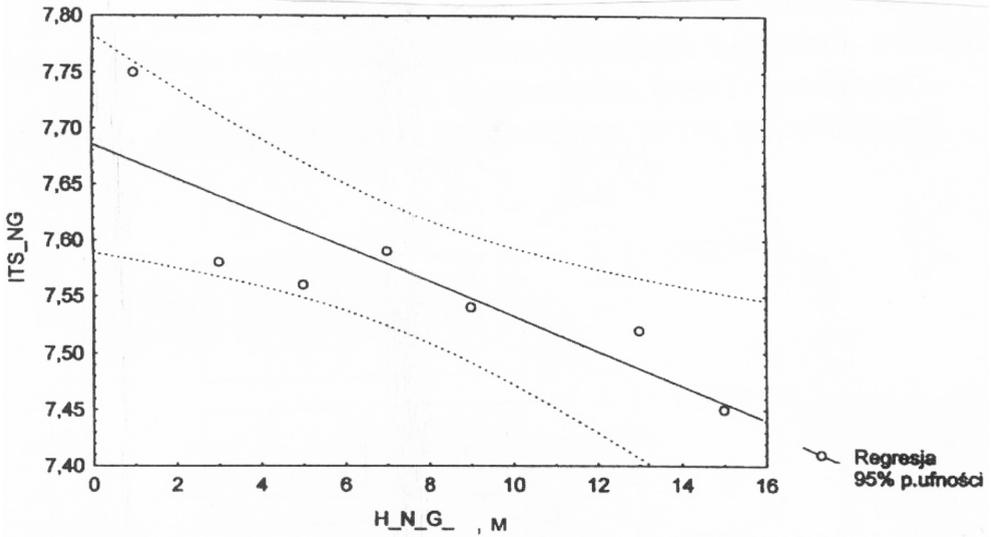


Рис. 5.8. Зависимость *ITS* от глубины водоема в Невской губе, $r_{yx} = -0,86$

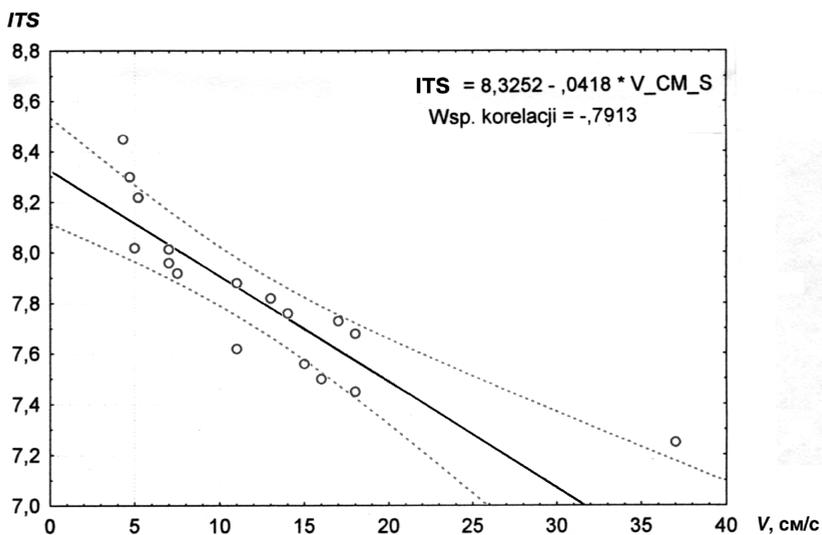


Рис. 5.9. Зависимость ITS от скорости течения в Невской губе, $r_{yx} = -0,79$

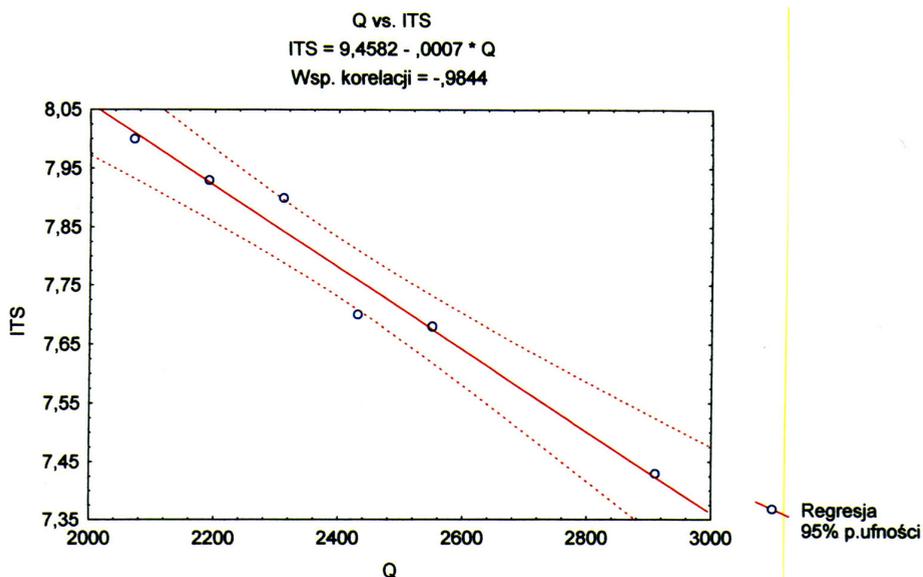


Рис. 5.10. Зависимость ITS от среднегодового расхода р. Невы, $r_{yx} = -0,98$

5.2. Зависимость *ITS* от абиотических природных факторов в Невской губе...

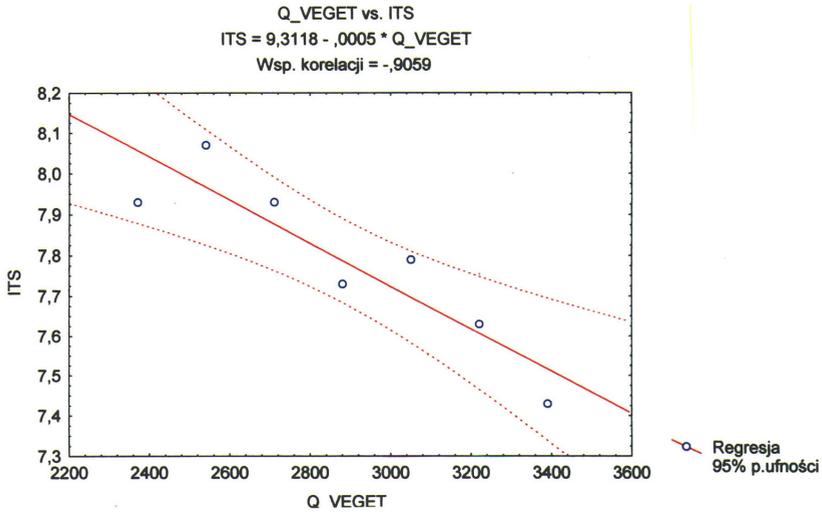


Рис. 5.11. Зависимость *ITS* от среднего за вегетационный период расхода р. Невы, $r_{yx} = -0,91$

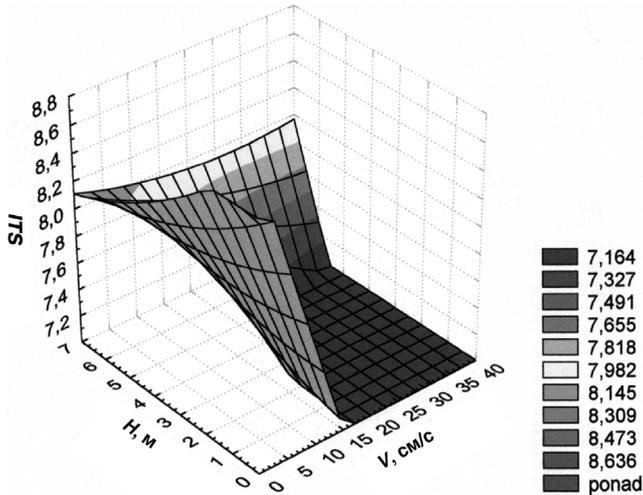


Рис. 5.12. Зависимость *ITS* от глубины и скорости течения в Невской губе (Neverova-Dziopak E., 2003)

В восточной части Финского залива кроме температуры воды и глубины заметную роль в формировании трофического состояния акватории играют соленость и прозрачность воды (рис. 5.13–5.16).

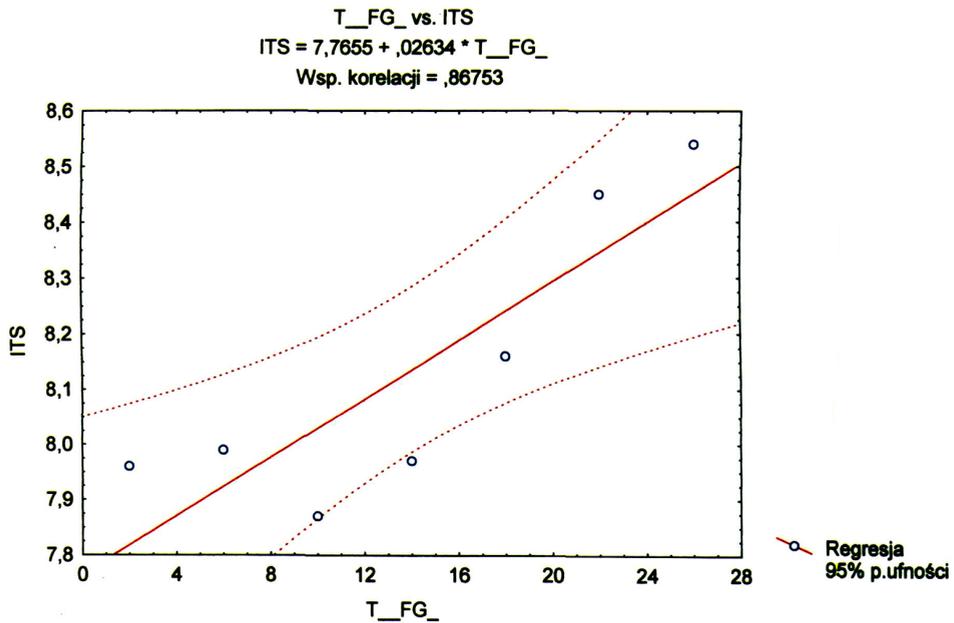


Рис. 5.13. Зависимость *ITS* от температуры воды в Финском заливе, $r_{yx} = 0,87$

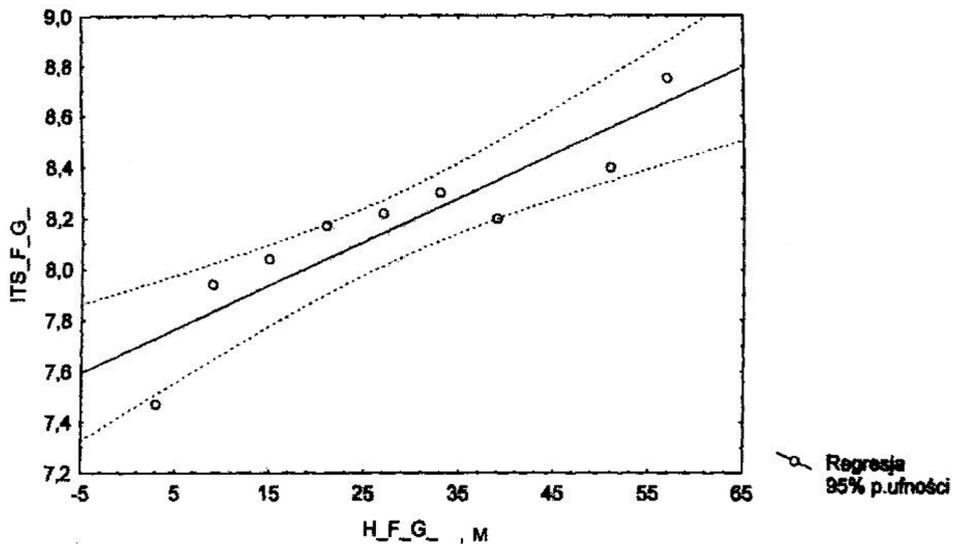


Рис. 5.14. Зависимость *ITS* от глубины в Финском заливе, $r_{yx} = 0,91$

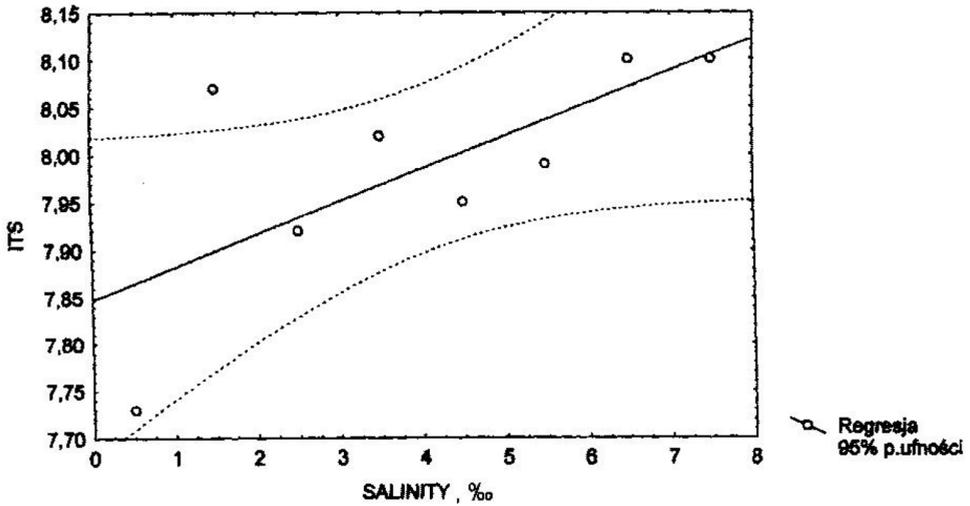


Рис. 5.15. Зависимость *ITS* от солёности воды в Финском заливе, $r_{yx} = 0,68$

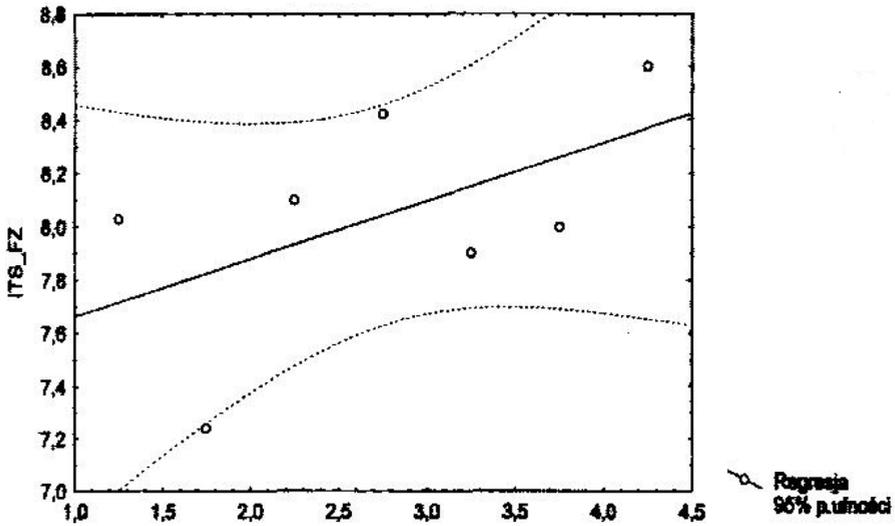


Рис. 5.16. Зависимость *ITS* от прозрачности воды в Финском заливе, $r_{yx} = 0,54$

Уравнения связи *ITS* с природными факторами представлены в табл. 5.3.

Уравнения связи *ITS* с природными факторами

Природные факторы	Число измерений	Коэффициент корреляции	Уравнения
<i>Невская губа</i>			
Температура воды (t), °C	360	0,75	$ITS = 5,283 + 0,175 (t)$
Глубина водоема (H), м	224	-0,86	$ITS = 7,686 + 0,015 (H)$
Скорость течения (V), см/с	185	-0,79	$ITS = 8,325 - 0,418 (V)$
Среднегодовой расход р. Невы (Q_1), м ³ /с	30	-0,98	$ITS = 9,458 - 0,0007 (Q_1)$
Расход р. Невы в вегетационный период (Q_2), м ³ /с	30	-0,91	$ITS = 9,458 - 0,0007 (Q_2)$
<i>Восточная часть Финского залива</i>			
Температура воды (t), °C	217	0,87	$ITS = 7,766 + 0,026 (t)$
Глубина водоема (H), м	78	0,91	$ITS = 7,680 + 0,017 (H)$
Соленость воды (S), ‰	227	0,68	$ITS = 7,848 + 0,034 (S)$

Приведенные данные свидетельствуют о том, что одним из приоритетных факторов, регулирующим процессы эвтрофирования в Невской губе, является расход р. Невы: при увеличении расходов реки процессы эвтрофирования тормозятся и, наоборот, при снижении расходов – трофность экосистемы возрастает.

В Финском заливе по мере продвижения с востока на запад, с увеличением глубины (в отличие от Невской губы), процессы эвтрофирования нарастают. Поэтому приоритетными факторами, определяющими трофический статус экосистемы, в этой части акватории являются глубина и соленость. Для объяснения этого явления и роли природных и антропогенных факторов следует рассматривать их в совокупности.

5.3. Зависимость *ITS* от антропогенных факторов

Поскольку процессы эвтрофирования связывают прежде всего с поступлением в водоемы биогенных веществ в основном из антропогенных источников, то в качестве антропогенных факторов рассматривались минеральные формы азота и фосфора.

В Невской губе зависимость *ITS* от суммы минеральных форм азота ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) показана на рис. 5.17, а от минерального фосфора (PO_4^{3-}) – на рис. 5.18.

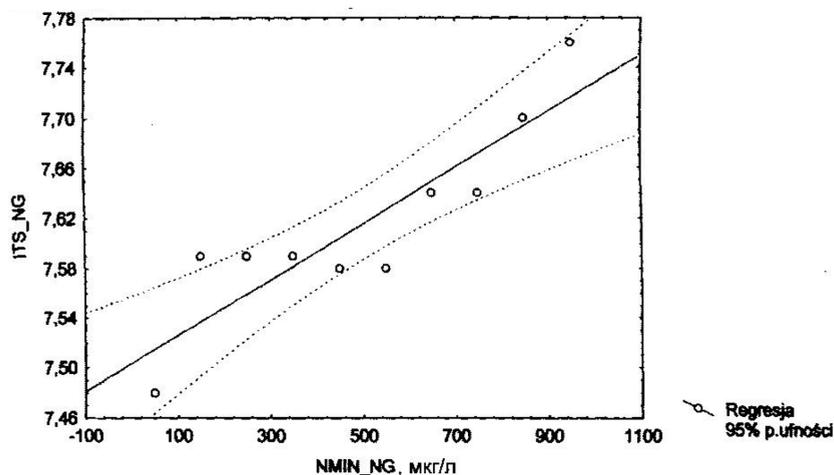


Рис. 5.17. Зависимость *ITS* от суммы минеральных форм азота (N_M) в Невской губе, $r_{yx} = 0,89$

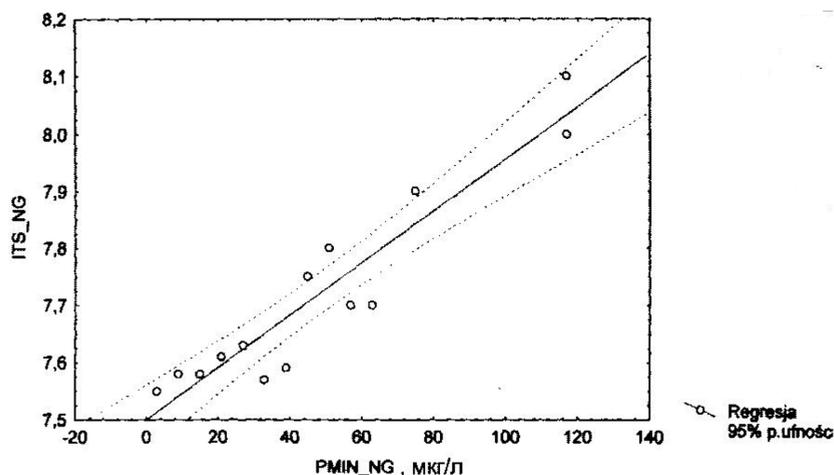


Рис. 5.18. Зависимость *ITS* от концентрации минерального фосфора в Невской губе, $r_{yx} = 0,94$

Зависимость *ITS* от концентраций минерального азота (N_M) и минерального фосфора (P_M) показана на рис. 5.19.

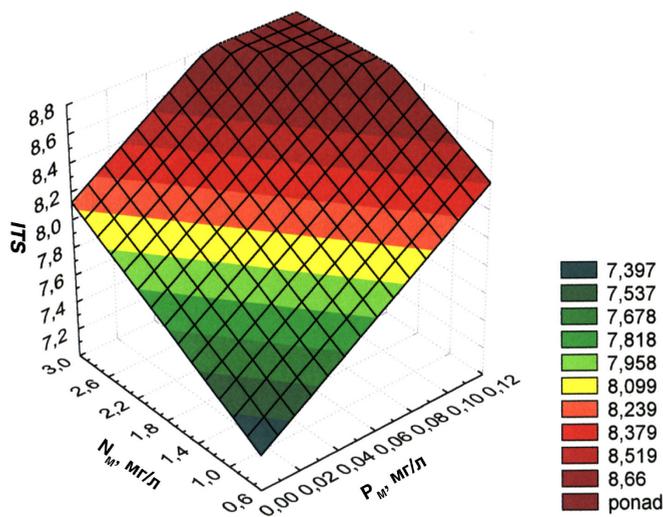


Рис. 5.19. Зависимость ITS от концентраций минеральных форм азота (N_M) и фосфора (P_M) (Neverova-Dziopak E., 2010)

Следует отметить, что корреляция такого традиционного показателя трофности, как хлорофилл a , с минеральным фосфором (P_M) в Невской губе была значительно менее тесной, чем корреляция ITS и (P_M) (рис. 5.20).

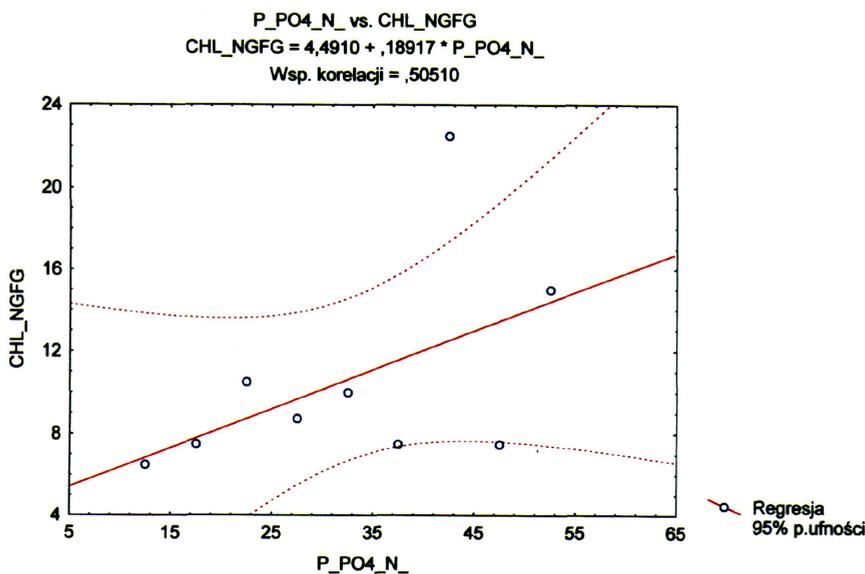


Рис. 5.20. Зависимость хлорофилла a ($Chl a$) от концентрации в Невской губе P_M , $r_{yx} = 0,51$

Интегральный показатель ITS позволяет также оценить влияние эвтрофирования на качество воды. На рис. 5.21 приведена зависимость основного показателя загрязнения поверхностных вод окисляющимися органическими веществами BPK_5 от степени трофности водоема, т. е. от ITS .

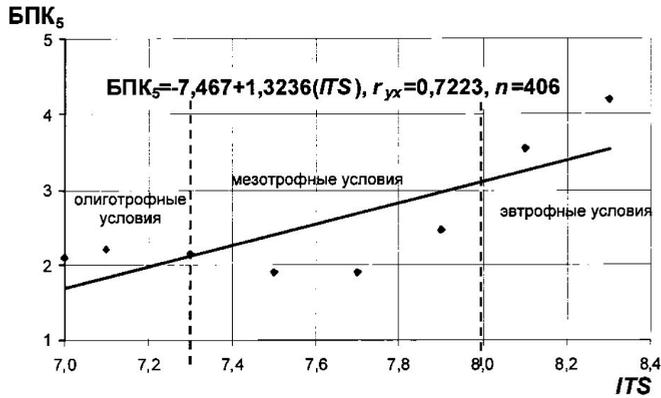


Рис. 5.21. Зависимость BPK_5 , мг/л, от ITS в Невской губе, $r_{yx} = 0,72$, n – число измерений

Полученная зависимость позволяет прогнозировать величину BPK_5 при изменении трофического состояния водного объекта. В олиготрофных условиях BPK_5 от 1,5 до 2,1, в мезотрофных – от 2,1 до 3,1, а в эвтрофных – $>3,1$ мг/л (при соблюдении нормативно-допустимых сбросов BPK_5 в сточных водах).

В восточной части Финского залива зависимость процессов эвтрофирования от концентраций азота и фосфора показана на рис. 5.22 и 5.23.

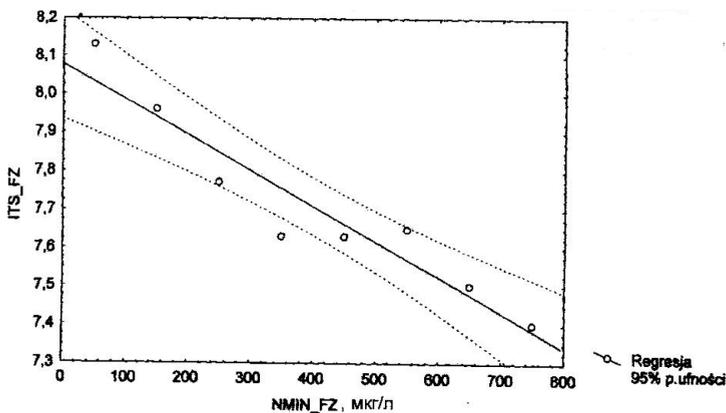


Рис. 5.22. Зависимость ITS от концентрации минерального азота (N_M) в Финском заливе, $r_{yx} = -0,95$

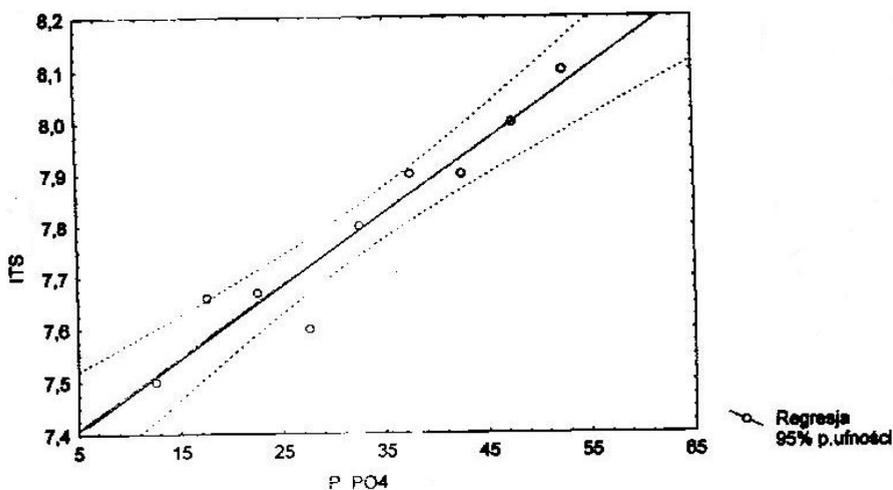


Рис. 5.23. Зависимость ITS от концентрации минерального фосфора (P_M) в Финском заливе, $r_{yx} = 0,96$

При сравнении влияния биогенов на эвтрофирование в Невской губе и восточной части Финского залива видно, что оно отличается тем, что корреляция между ITS и концентрацией минерального азота (N_M) в Финском заливе отрицательная ($r_{yx} = -0,95$), в отличие от Невской губы.

Это связано с различием гидродинамики, морфометрии, денитрификацией минерального азота и десорбцией фосфора в этих акваториях.

Невская губа – мелководный водоем, с достаточно высокими скоростями стокового течения (как бы продолжение р. Невы в центральной части), турбулентным перемешиванием воды и практическим отсутствием стратификации и анаэробных зон в придонных горизонтах.

Восточная часть Финского залива – зона гидрофронта, т. е. смешения пресных и соленых вод (зона экотона), которая характеризуется циркуляционными течениями и является своеобразной «ловушкой биогенов», которые накапливаются в донных отложениях.

Кроме того, по мере увеличения глубины при продвижении на запад в придонных слоях создаются анаэробные условия. В бескислородных зонах, с одной стороны, протекают процессы денитрификации и снижение концентраций биогенных форм азота, а с другой стороны – ускоряются процессы десорбции минерального фосфора, т. е. увеличивается «внутренняя нагрузка» фосфором, особенно с увеличением солености воды.

Таким образом, при увеличении глубин и солености в направлении с востока на запад природные условия для эвтрофирования становятся более благоприятными (Цветкова Л. И., Неверова-Дзюпак Е., 2017).

В доказательство сказанного приводятся концентрации минерального фосфора в поверхностном и придонном горизонтах в Невской губе и Финском заливе (табл. 5.4).

Таблица 5.4

Концентрации минерального фосфора в поверхностном ($[P_m]_{пов}$) и придонном ($[P_m]_{пр}$) горизонтах воды и градиент этих концентраций ($\Delta P_m = [P_m]_{пр} - [P_m]_{пов}$) в Невской губе и восточной части Финского залива, мкг/л

Невская губа				Финский залив			
№ станций отбора проб	$[P_m]_{пов}$	$[P_m]_{пр}$	ΔP_m	№ станций отбора проб	$[P_m]_{пов}$	$[P_m]_{пр}$	ΔP_m
30	18,0	19,0	1,0	19	18,0	26,0	8,0
25	11,0	13,0	2,0				
6	13,0	13,0	0,0	20	24,0	41,0	17,0
9	12,0	12,0	0,0				
10	16,0	16,0	0,0	21	19,0	35,0	16,0
12	28,0	26,0	-2,0	22	26,0	51,0	25,0
13	11,0	13,0	2,0	24	26,0	62,0	36,0
39	15,0	18,0	3,0	26	14,0	25,0	11,0
14	32,0	33,0	1,0	1	24,0	65,0	41,0
42	22,0	18,0	-4,0	2	14,0	99,0	85,0
15	16,0	21,0	5,0	3	9,0	100,0	91,0
16	20,0	26,0	6,0	4	7,0	103,0	96,0
17	22,0	20,0	-2,0	Среднее	18,1	60,7	42,6
Среднее	23,6	24,8	1,2				

В Невской губе градиент концентраций P_m очень незначителен, в основном он либо нулевой, либо направлен в сторону донных отложений. А в Финском заливе из донных отложений в воду поступает фосфатов более чем в 35 раз больше, чем в Невской губе. Приведенные результаты хорошо согласуются с опубликованными данными других исследователей.

Так, в работе Игнатъевой Н. В. (Ignatieva N. V., 1999) приводятся данные по высвобождению фосфора из донных отложений: «в Невской губе – 3,5 % от седиментированного, а в восточной части Финского залива – 67,6 %». Там же отмечается: «Осадочный фосфор в Невской губе представлен устойчивыми компонентами, и в среднем около 90% осажденного фосфора задерживается в осадках».

В табл. 5.5 дано сравнение показателей внутренней нагрузки в Невской губе и восточной части Финского залива (Неверова-Дзюпак Е., 2003).

Таблица 5.5

**Внутренняя нагрузка фосфором в Невской губе
и восточной части Финского залива**

Сравниваемые показатели	Невская губа	Мелководный район восточной части Финского залива
Площадь акватории, км ²	380	750
Объем водной массы, км ³	1,3	4,0
Масса фосфора в донных отложениях, т	1980,2	9734,4
Поток фосфора из донных отложений в воду, мг·Р/м ² ·сут	3,76	30,1
Внутренняя нагрузка фосфора, т/год	521,5	8239,8
Прирост концентрации фосфора в воде за счет донных отложений, мг/л·сут, %	0,001 (4,2)	0,006 (20,7)

Существует мнение, что основным поставщиком биогенов в Невскую губу и Финский залив является Санкт-Петербург, как самый крупный мегаполис на берегах Балтийского моря, и в первую очередь его сточные воды.

В 2003–2005 гг. была проведена работа по оценке роли сточных вод Санкт-Петербурга и его пригородов в эвтрофировании Невской губы и восточной части Финского залива. Биогенная нагрузка, поступающая из разных источников в Невскую губу и восточную часть Финского залива, приведена в табл. 5.6.

Анализ данных табл. 5.6 показывает, что в Невской губе основными поставщиками фосфора является речной сток ($P_{\text{общ}}$ – 44 %, $P_{\text{мин}}$ – 37 %) и сточные воды города ($P_{\text{общ}}$ – 31 %, $P_{\text{мин}}$ – 39 %), составляя в сумме 75 %; 25 % поступающего фосфора приходится на другие источники: поверхностный сток, рекреация, водный транспорт, атмосферные осадки и внутренняя нагрузка. Азот также в основном поступает в Невскую губу с речным стоком ($N_{\text{м}}$ – 54 %), сточные воды поставляют лишь 17 % минерального азота, т. е.

минеральный азот поступает, вероятно, с поверхностным стоком, с площади водосбора р. Невы.

Таблица 5.6

Общая биогенная нагрузка на Невскую губу и восточную часть Финского залива, т/сут ($Q_{р. Невы} = 2500 \text{ м}^3/\text{с}$)

Источники поступления биогенных веществ	Невская губа			Финский залив		
	Фосфор (P), %		Азот (N_M), %	Фосфор (P), %		Азот (N_M), %
	$P_{\text{общ}}$	P_M		$P_{\text{общ}}$	P_M	
Речной сток ($J_{\text{речн. с}}$) или сток из Невской губы ($J_{\text{ст. н. г}}$)	43,9	36,8	53,8	13,9*	16,0*	35,6*
Сточные воды ($J_{\text{ст. в}}$)	30,7	38,6	17,4	0,47	0,5	1,0
Поверхностный сток ($J_{\text{пов. с}}$)	10,0	4,2	5,0	9,0	5,24	5,1
Рекреация ($J_{\text{рекр}}$)	0,2	0,2	0,5	0,33	0,32	3,8
Водный транспорт ($J_{\text{водн. тр}}$)	1,5	2,2	0,3	1,2	1,84	2,0
Атмосферные осадки ($J_{\text{атм}}$)	1,2	1,8	1,0	1,1	1,1	1,1
Внутренняя нагрузка ($J_{\text{н. н}}$)	12,5	16,2	22,0	74,0	75,0	51,4

*Сток из Невской губы включает биогены, поступающие со сточными водами от очистных сооружений Санкт-Петербурга.

В Финском заливе картина иная. Только 14 % общего фосфора и 16 % минерального приходят в залив со стоком из Невской губы, который включает и городские сточные воды. Львиную долю нагрузки как по фосфору, так и по азоту составляет внутренняя нагрузка ($P_{\text{общ}} - 74 \%$, $P_{\text{мин}} - 75 \%$, $N_M - 51 \%$). При этом внутренняя нагрузка биогенов складывается не только из десорбции из донных отложений, но поступает и из глубоководной Балтики с компенсационными придонными течениями, где их концентрации значительно выше, чем в Финском заливе (Хупфер П., 1982; Неверова-Дзиопак Е., 2003). Сточные воды пригородных населенных пунктов, расположенных на берегах Финского залива, сбрасывают ничтожно малую долю биогенов (приблизительно 0,1 % от общей нагрузки). Сточные воды Санкт-Петербурга и его пригородов не являются главным источником поступления биогенов ни в Невскую губу, ни тем более в восточную часть Финского залива.

Этот вывод подтверждается исследованиями других авторов. В работе Трушевского В. Л. с соавторами (2006) читаем: «Доля вклада в суммарное поступление загрязняющих веществ от городских станций аэрации, осуществляющих сброс в Невскую губу, не превышает 30 %»; и далее: «Для южной

части Невской губы между массой сбрасываемого общего фосфора и его концентрацией в воде установлена обратная связь ($k = -0,49$), что явно свидетельствует о наличии других источников на этом участке».

На примере Невской губы и восточной части Финского залива показано, что с помощью такого инструмента, как *ITS*, можно установить зависимость трофического состояния водных экосистем от многих региональных природных и антропогенных факторов. Эти зависимости позволяют анализировать основные причины и приоритетные факторы, формирующие трофический статус рассматриваемых акваторий.

Была сделана попытка найти зависимости *ITS* от расходов сточных вод в местах выпусков от основных очистных сооружений Санкт-Петербурга: северной станции аэрации (ССА), центральной станции аэрации (ЦСА) и юго-западных очистных сооружений (ЮЗОС).

Тесная корреляция между *ITS* и расходом сточных вод (q) была обнаружена только в районе сброса сточных вод ССА:

$$ITS = 6,61 + 0,23 q, r_{yx} = 0,985. \quad (5.1)$$

Коэффициенты корреляции между *ITS* и другими признаками трофности с расходами сточных вод (q) в районе выпуска ССА приведены в табл. 5.7.

Таблица 5.7

Зависимость показателей трофности в районе выпуска ССА от расхода сточных вод ССА

Показатели трофности	Коэффициенты корреляции (r_{yx})
Прозрачность (Пр), м	- 0,968
БПК ₅ , мг/л	+ 0,806
Фосфор общий (P _{общ}), мг/л	+ 0,980
Азот общий (N _{общ}), мг/л	+ 0,953
Численность фитопланктона, (N), тыс. кл./л	+ 0,928
Концентрация хлорофилла <i>a</i> , мкг/л	+ 0,532
Индекс трофического состояния (<i>ITS</i>)	+ 0,985

Обращает на себя внимание тот факт, что наиболее тесная корреляция наблюдается между расходами сточных вод и *ITS*. В местах выпусков сточных вод ЦСА и ЮЗОС связи между *ITS* и расходами сточных вод нет. В районе ЦСА $-r_{yx} = 0,15$, а в районе ЮЗОС $-r_{yx} = 0,16$. Ситуация ожидаемая. Выпуск ЦСА находится в зоне транзита вод р. Невы и, как упоминалось ранее, тро-

фическое состояние этой части акватории определяется расходами р. Невы. А выпуск ЮЗОС находится в юго-восточном углу Невской губы с неблагоприятной гидродинамикой и поступлением биогенов из других источников, в том числе из Финского залива при юго-западных ветрах (Нежиховский Р. А., 1985; Трушевский В. Л. и др., 2006).

Анализ основных причин и приоритетных факторов, определяющих развитие процессов эвтрофирования, чрезвычайно важен, так как дает ключ к управлению экологическим состоянием водных экосистем и позволяет принимать адекватные экологически эффективные и экономически целесообразные решения по предотвращению эвтрофирования водных объектов.

Итак, исследования зависимостей уровня трофности от естественных и антропогенных факторов показали, что трофический статус экосистемы Невской губы в целом определяется расходами р. Невы, скоростью течений и концентрациями биогенных форм фосфора и азота в воде водоема. Наблюдаемые межгодовые колебания трофического состояния связаны, в основном, с межгодовыми колебаниями расходов в р. Неве.

Биогенным элементом, лимитирующим процесс эвтрофирования в рассматриваемой акватории, является фосфор и прежде всего его минеральные формы. Фосфор имеет приоритетное значение: именно концентрации фосфатов регулируют развитие водорослей. Контроль за содержанием фосфатов в воде водоема дает ключ к управлению трофическим состоянием экосистемы. Содержание азота не является определяющим, тем более что при его недостатке водоросли способны фиксировать атмосферный азот.

Общая биогенная нагрузка на экосистему формируется поступлением биогенов из разных источников: речной сток, сточные воды, поверхностный сток, рекреация, водный транспорт, атмосфера, донные отложения и водообмен с центральной Балтикой, который, в свою очередь, зависит от водообмена с Северным морем. Оценка долевого участия отдельных источников в общей нагрузке показала, что главным поставщиком как фосфора, так и азота в Невской губе является сток р. Невы. Сточные воды поставляют около 30 % фосфора и не более 20 % азота.

Внутренняя нагрузка фосфора в Невской губе не играет существенной роли и может приводить к приросту концентрации его в воде не более 0,1 мкг/л·сут.

В восточной части Финского залива главную роль в поступлении биогенов играет внутренняя нагрузка (до 75 %), источником которой являются донные отложение и приток из глубоководной части залива с придонными компенсационными течениями соленых вод. Об этом свидетельствуют натурные исследования, которые показывают, что концентрации фосфора (общего

и минерального) вдоль стокового течения закономерно возрастают по направлению с востока на запад, достигая максимальных величин в глубоководной части залива. Это связано с их высоким содержанием в придонных анаэробных слоях глубоководной части Балтики, откуда они и поступают в восточную часть Финского залива. Сток фосфора из Невской губы (включая сточные воды) лишь 16 % от общей нагрузки. Долевое участие сточных вод пригородов (г. Сестрорецк, п. Репино, г. Зеленогорск и др.) ничтожно мало (0,1 %).

В сложившейся ситуации глубокое удаление фосфора из сточных вод, содержание которого в сточных водах в настоящее время достигает очень низких концентраций: общего фосфора в очищенных сточных водах – до 0,3 мг/л, что даже ниже установленных Хелкомом норм, не предотвращает эвтрофирования ни Невской губе, ни тем более в восточной части Финского залива. Так, летом 2018 г. отмечалось даже в СМИ интенсивное «цветение воды» в курортной зоне Финского залива. И это несмотря на то, что 98 % сточных вод Санкт-Петербурга подвергается глубокой очистке от биогенов.

Для стабилизации ситуации недостаточно снижать нагрузку биогенами, поступающими со сточными водами. Необходимы дополнительные мероприятия на площади водосбора р. Невы и по рекультивации наиболее эвтрофированных районов: южной прибрежной зоны Невской губы и восточной части Финского залива. Такие мероприятия предлагались Р. А. Нежиховским еще в 1985 г. (Р. А. Нежиховский, 1985).

5.4. Выводы

1. Индекс трофического состояния *ITS* является наиболее информативным показателем, трофического состояния водных экосистем, позволяет анализировать зависимость процессов эвтрофирования не только от нагрузок биогенами, поступающими от сточных вод и других антропогенных источников, но и от естественных природных факторов.

2. Гидробиологические и другие показатели, традиционно используемые для оценки трофического состояния, недостаточно достоверно оценивают трофический статус экосистемы. Только рассматривая их в совокупности можно дать адекватные оценки. Найти зависимости совокупности многих признаков трофности от природных и антропогенных факторов практически очень сложно.

3. *ITS*, как правило, демонстрировал более тесную корреляцию с любыми природными и антропогенными факторами, формирующими трофический статус водных объектов, чем традиционные показатели (хлорофилл *a* и др.).

ГЛАВА 6

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ *ITS* ДЛЯ РЕШЕНИЯ ПРИКЛАДНЫХ ЗАДАЧ

Одной из существенных проблем, препятствующих эффективному предотвращению антропогенного эвтрофирования поверхностных вод, является отсутствие экологических нормативов содержания биогенных веществ в поверхностных водах (Tsvetkova L., Neverova-Dziopak E., Alexeev M., 2001; Неверова-Дзиопак Е. и др., 2006; Цветкова Л. И., Копина Г. И. и др., 2014).

6.1. Концепция экологического нормирования биогенных веществ в водных экосистемах

Постоянно ухудшающееся качество поверхностных вод вызывает озабоченность всего мирового сообщества.

Одна из основных причин деградации водных ресурсов заключается в том, что гигиенические нормативы загрязняющих веществ безусловно справедливые для питьевых вод, не могут предотвратить разрушение биосистем надорганизменного уровня и обеспечить экологическое благополучие водных объектов. Это заставляет искать новые подходы к оценке состояния водных объектов, нормированию качества поверхностных вод и совершенствованию методологии расчетов допустимых нагрузок. Предотвращение загрязнения водоемов немислимо без сохранения благополучия их экосистем.

Хотя экосистемный подход и продекларирован в Водном кодексе Российской Федерации от 03.06.2006 № 73-ФЗ, в Рамочной водной директиве Европейского парламента и Совета Европейского союза № 2000/60/ЕС от 23.10.2000 (РВД), в Плане действий ХЕЛКОМ по Балтийскому морю (ПДБМ, 2007) и других документах, согласно которым все водопользователи должны отдавать приоритет при принятии решений сохранению экологического благополучия естественных экосистем, но на сегодняшний день мы не обладаем инструментом, позволяющим оценить экологически допустимый уровень

воздействий; ввиду отсутствия нормативов, обеспечивающих благополучие природных, в том числе водных, экосистем.

Большинство действующих ныне норм, регламентов и правил природопользования создают лишь иллюзию нормативного обеспечения экологической безопасности природных объектов.

Так, действующие гигиенические нормативы для поверхностных вод, в виде предельно-допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ установлены лишь в целях защиты здоровья населения или отдельных популяций, например рыбохозяйственные ПДК.

Но потребительские качества воды и экологическое состояние водных экосистем – разные категории. Водоем может быть экологически благополучным, но непригодным, например, для питьевого водопользования (как морская вода). И наоборот, водный объект может быть благополучным в санитарном отношении, например соответствовать ПДК по содержанию фосфатов – 3,5 мг/л, но подвержен деградации вследствие эвтрофирования, так как «цветение» воды начинается при концентрации фосфатов, в сотни раз меньшей гигиенических норм. Возникает вторичное загрязнение и превышение ПДК по многим санитарным показателям: БПК, цветность, мутность, запахи, токсины и т. д. Иными словами, необходимо наряду с гигиеническими разрабатывать экологические нормативы.

Часто происходит подмена понятий: вместо экологических нормативов используют гигиенические.

Но рассчитанные на основе ПДК нагрузки, даже при их соблюдении, что сомнительно ввиду чрезвычайно жестких ПДК, могут не соответствовать экологическому резерву (емкости) водного объекта и привести к его перегрузкам или недогрузкам, что неэффективно либо экологически, либо экономически.

Экологические нормативы принципиально отличны от санитарно-гигиенических, рыбохозяйственных и других токсикологических ПДК (Цветкова Л. И. (ред.), 2012). Цель санитарных и токсикологических норм и регламентов – охрана здоровья населения и отдельных популяций живых организмов. Задача же экологического нормирования – обеспечение благополучия экологических систем в целом, т. е. сохранение установившегося в природе равновесия в пределах возможной саморегуляции.

Методология, применяемая для разработки гигиенических ПДК и основанная на экстраполяции на экосистемы лабораторных данных, на которые опираются медицинская и ветеринарная токсикология, непригодна для разработки экологических нормативов. Сохранение экологического равновесия в экосистемах определяется не индивидуальной реакцией отдельных особей,

как в лабораторном эксперименте, а реакцией всего сообщества. Поскольку экосистема не эквивалентна организму, то и проблема экологического нормирования должна решаться на надорганизменном уровне.

Нормальное функционирование экосистем при одних и тех же нагрузках существенно зависит от всей совокупности природных экологических факторов локального и регионального масштабов, в отличие от ПДК, которые не зависят от региональных условий.

Экологически допустимые концентрации загрязняющих веществ для экосистем по аналогии с ПДК можно назвать ЭДК.

ЭДК – это экологически допустимые концентрации загрязняющих веществ в окружающей среде, не нарушающие гомеостатические механизмы саморегуляции экосистем.

Наиболее общей и универсальной характеристикой любых экологических систем в биосфере, в том числе и водных систем, служит установившийся баланс фотосинтетических продукционных (автотрофных) процессов, аккумулирующих солнечную энергию, и деструкционных (гетеротрофных) процессов, сопровождающихся выделением энергии, т. е. биотический баланс.

При избыточном поступлении биогенных веществ в водоемы равновесие продукционно-деструкционных процессов смещается в сторону накопления фотосинтезируемого органического вещества, приводящего к эвтрофированию, вторичному загрязнению воды и нарушению других видов водопользования.

Скорость и степень эвтрофирования зависят от обеспеченности автотрофных организмов питательными веществами, которая, в свою очередь, определяется нагрузкой биогенных веществ, морфометрией и гидродинамикой водоема, а также температурой, уровнем солнечной радиации и другими абиотическими факторами.

Интегрирующим показателем обеспеченности водорослей биогенными веществами является их концентрация в воде водоема, учитывающая автохтонные, аллохтонные и антропогенные источники поступления, т. е. внешние и внутренние нагрузки.

Эвтрофирование водоемов зависит от абиотических факторов. Даже в одном водоеме наблюдается горизонтальная неоднородность вследствие различий абиотических условий. Прибрежные мелководья характеризуются наиболее интенсивным развитием процесса, транзитные зоны потоков – наименьшей степенью трофности. Отсюда вытекает необходимость регионального, а иногда и локального нормирования биогенных веществ.

Регулирование сброса биогенных элементов должно соответствовать видам водопользования: воздействие может быть направлено на уменьшение,

сохранение или увеличение степени трофности, как, например, в прудовом рыбоводстве.

Несовершенство действующих нормативов качества природных вод осознано в научных кругах (А. П. Нечаев, 1999).

Чаще всего инженеры предлагают перейти к нормированию сброса сточных вод по принципу снижения загрязнений до технологически возможного минимума и установления требований к сточным водам на выходе в водоемы – «*end of pipe*» («на трубе»). Это значительно упрощает расчеты необходимой степени очистки и выбор технологических схем сооружений. Такой подход в ряде случаев действительно принес хорошие результаты: в США предотвращено эвтрофирование Великих Американских озер, восстановлено качество воды в Рейне (Германия) и др. (Jonsson P., 1999). Однако такой подход небезупречен как по экологическим, так и по экономическим соображениям.

С одной стороны, нормативы сброса загрязнений, определенные в соответствии даже с наилучшими технологиями (как правило, очень дорогими), не дают никаких гарантий безвредности ни для человека, ни для водной экосистемы. Например, очень низкие концентрации ртути (<0,0001 мг/л), превращаясь в токсичную метилртуть, не исключают тяжелых экологических последствий.

С другой стороны, нормативы, установленные по принципу технологически возможных, могут оказаться излишне жесткими, а потому экономически нерентабельными. Например, в целях предотвращения эвтрофирования Балтийского моря Хельсинская комиссия установила единую для всех стран этого региона норму сброса фосфора – 0,5 мг/л (на основе технологических возможностей его удаления). Однако по результатам исследований, для некоторых районов Невской губы эта норма недостаточно строгая и не предотвратит «цветения» воды, для других – неоправданно жесткая и приведет к излишним затратам. Кроме того, глубокое удаление биогенных веществ может иногда приводить к вторичным негативным эффектам.

Так, в Швеции на основании эмпирических данных и математической модели были спрогнозированы парадоксальные последствия очистки сточных вод (Штраль Дж., 1977). Перед началом строительства очистных сооружений вода в водоеме характеризовалась следующими показателями: рН – 7,7; биологический индекс продуктивности 4,4 (мезотрофно-эвтрофные условия). Это послужило основанием для строительства очистных сооружений глубокого удаления биогенных элементов стоимостью 10 млн долл. США. Источники загрязнения: рассредоточенные выпуски от больниц и небольших производств, стоки с городских территорий, содержащие соединения ртути. В донных отложениях накопились соединения ртути (HgS), средняя концентрация которых

составила 600 мг/кг влажного грунта. Тестовый организм – щука – аккумуляровал ионы ртути в количестве 0,9 мг/кг сырого веса. Это высокие концентрации, но они не превышают норму –1 мг/кг сырого веса.

После ввода в эксплуатацию очистных сооружений сброс фосфора и БПК снизились на 90 %, азота – на 60 %. Показатели качества воды в водоеме также изменились: концентрация хлорофилла снизилась с 15 до 3 мг/м³, индекс биологической продуктивности упал с 4,4 до 3, что и было целью очистки. На первый взгляд, очистка стоков дала положительный эффект: повысилась прозрачность воды, биопродуктивность упала до уровня незагрязненных водоемов. Но снижение биогенной нагрузки, приведшее к понижению уровня трофности и скорости фотосинтеза, одновременно вызвало и повышение кислотности воды – значение рН упало до 6,6. Изменение кислотно-щелочного баланса привело к растворению соединений ртути и их накоплению в теле рыб в концентрациях, превышающих норматив. Следовательно, после очистки сточных вод водоем пришлось бы дисквалифицировать по причине высокого содержания ртути.

Излишнее удаление каких-либо веществ теоретически может привести к тяжелым последствиям, поскольку недостающий элемент может заменяться при обмене веществ другим, близким по свойствам, но вредным для живых организмов (например, кальций – стронцием, калий – цезием, фосфаты – арсенатами и др.). Известны случаи, когда снижение трофности приводит к резкому спаду рыбопродуктивности.

По мнению многих авторов, в отношении сточных вод концепция *ВАТ* не всегда оправдана экономически, поскольку, как уже отмечалось, имеются технологии, которые могут обеспечить любые требования по очистке. «Проблема в том, что когда качество очистки приближается к качеству воды незагрязненного реципиента, стоимость очистки увеличивается экспоненциально, в то время как производительность уменьшается таким же образом» (Штраль Дж., 1997).

Многие ученые считают, что степень очистки сточных вод должна определяться исходя из «способности самоочищения реципиента» или, иными словами, «экологической емкости» водного объекта.

При оценках допустимых антропогенных нагрузок необходимо контролировать ответную реакцию не только отдельных организмов, но и экосистемы в целом, и прогнозировать возможные последствия для всего водоема.

Чтобы найти компромисс между экологией и экономикой, крайне важно устанавливать научно обоснованные, тщательно выверенные и реально достижимые нормативы. Действующие гигиенические и токсикологические

ПДК, разработанные медиками и биологами в лабораторных условиях (что справедливо для человека, отдельных организмов и питьевых вод), автоматически переносятся «из эксперимента в натуру» и не могут обеспечить безопасность систем надорганизменного уровня (водоемов), где действуют другие законы. Это в конечном счете приводит и к ресурсной деградации водных объектов, порождая тем самым проблемы и в здравоохранении, и в экономике, и в экологии.

Даже строгое соблюдение ПДК не дает никаких гарантий сохранения водных ресурсов и качества воды. Например, фосфаты при содержании их в воде водоема в сотни раз ниже норм на питьевую воду и в десятки раз ниже норм для водоемов рыбохозяйственного назначения, могут вызывать массовое развитие водорослей. В других случаях природные системы способны компенсировать значительно большие нагрузки, чем того требуют гигиенические предписания.

Следовательно, необходимы нормативы, разработанные по экологическому лимитирующему признаку вредности, которые защищают интересы не только людей, но и самих экосистем. Создание экологических нормативов, защищающих интересы природных экосистем надорганизменного уровня – одна из ключевых задач охраны природы.

Требования человека к качеству воды практически не зависят от климата, ландшафта и других региональных особенностей, а нормальное функционирование водных экосистем при одних и тех же нагрузках существенно зависит от всей совокупности природных факторов локального и регионального масштабов. Поэтому экологические нормативы должны разрабатываться на локальном и региональном уровнях, обеспечивая тем самым экологическое равновесие в глобальном масштабе.

Следовательно, главная задача экологического нормирования – сохранение установившегося в биосфере экологического равновесия и гомеостатических механизмов саморегуляции экосистем при антропогенных воздействиях. Применительно к гидросфере это, в первую очередь, относится к наиболее очевидному нарушению равновесия – антропогенному эвтрофированию водных объектов.

Примером разработки методологического подхода к определению экологических нормативов могут служить расчеты ЭДК биогенных элементов, выполненные для Невской губы Балтийского моря в целях предотвращения ее эвтрофирования.

6.2. Моделирование процессов эвтрофирования поверхностных вод

Для прогнозирования, регулирования и инженерных расчетов допустимых нагрузок биогенных веществ в целях предотвращения антропогенного эвтрофирования поверхностных вод необходимы математические модели. В работах Неверовой-Дзиопак Е. дан анализ многих существующих моделей эвтрофирования (Неверова-Дзиопак Е., 2003, 2012).

Математические модели эвтрофирования разного уровня сложности разработаны многими авторами (Винберг Г. Г., Анисимов С. А., 1966; Кушланг Д. Г., 1968; Меншуткин В. В., Умнов А. А., 1970; Сергеев Ю. Н. и др., 1977; Bierman V. J., Vollenweider R. A., Kerekes J., 1980; Сонзони У. К., Хайдке Т. М., 1981; Давидан И. Н. (ред.), 1989; Kowala A. (red.), 1996; Famielec J., 1999; Басова С. Л. и др., 2003 и др.).

Создание работоспособной модели многокомпонентной живой надорганизменной системы (экосистемы) крайне сложная задача, связанная с решением многих проблем: нахождением зависимостей между гидродинамическими, физико-химическими и биологическими компонентами; информационным «голодом», т. е. отсутствием синхронных наблюдений по всем составляющим; отсутствием комплекса взаимосвязанных моделей физических, химических и биологических подсистем и их информационной увязки и др. Проблема усугубляется недостаточной изученностью многих внутриводоемных процессов: турбулентности, гравитации, седиментации, десорбции, кинетики реакций, взаимоотношений организмов и др. Кроме того, экосистемы обладают эмерджентными свойствами, т. е. новыми свойствами, которые нельзя описать и предсказать исходя из свойств составляющих их подсистем.

Стремление приблизиться к оригиналу с помощью наращивания входящих данных и переменных создает противоречие с оперативностью решения задачи. В этой связи Одум Ю. (1986) писал: «Для построения удовлетворительных математических моделей не требуется необъятного количества информации об огромном множестве переменных». Основанием для этого утверждения служит закон толерантности Шелфорда В. (1913), согласно которому экосистемы управляются не всеми, а ключевыми (лимитирующими) факторами. Несмотря на то что моделей эвтрофирования разработано достаточно много, практическая реализация их не достигла значительных успехов.

Первой моделью эвтрофирования можно назвать классическую модель Флеминга Р. Х. (Fleming R. H., 1939), описывающую рост биомассы фитопланктона. Широко известно (более 100 моделей) «качества воды» Великих

Американских озер, основной целью которых было определение допустимой нагрузки фосфора. При использовании этих моделей трудности заключались в их верификации. По этому поводу Меншуткин В. В. (1994) писал: «...никакие, даже самые совершенные модели экологических систем не могут развиваться или даже поддерживаться без постоянной корректировки, используя результаты натуральных наблюдений».

А Сонзони У. К. и Т. М. Хайдке (1981) – члены комиссии по надзору Великих озер США пришли к выводу: «В будущем, с точки зрения долгосрочного планирования, больше внимания должно уделяться моделям, которые могут быть использованы в практике управления при принятии решений, а не моделям, которые описывают максимально возможное количество процессов и параметров».

Хорошо известны модели Волленвейдера Р. А., описывающие степень трофности озер в зависимости от нагрузки водоема фосфором и азотом, и глубины (Vollenweider R. A. 1968), которые были рекомендованы к использованию Американским агентством охраны окружающей среды EPA:

$$L_b (P_{\text{общ}}) = 25 \cdot z^{0,6}; \quad (6.1)$$

$$L_n (P_{\text{общ}}) = 50 \cdot z^{0,6}, \quad (6.2)$$

где L_b и L_n – допустимая и опасная нагрузка фосфора, мг P/м²·год; z – глубина, м; 25 и 50 – коэффициенты допустимой и предельной нагрузки.

$$L_b (N_{\text{общ}}) = 15 \cdot (25 z^{0,6}); \quad (6.3)$$

$$L_n (N_{\text{общ}}) = 15 \cdot (50 z^{0,6}), \quad (6.4)$$

где L_b и L_n – допустимая и опасная нагрузка азота, мг N/м²·год; z – глубина, м; 25 и 50 – коэффициенты допустимой и предельной нагрузки; 15 – коэффициент пересчета на азот (табл. 6.1).

Таблица 6.1

Допустимые и опасные нагрузки фосфора и азота для озер (Vollenweider R. A., 1968)

Средняя глубина озера, м	Нагрузка, г/м ² ·год			
	допустимая		опасная	
	N _{общ}	P _{общ}	N _{общ}	P _{общ}
<5,0	1,0	0,07	2,0	0,13
5,1–10,0	1,5	0,10	3,0	0,20
>10,0	4,0	0,25	8,0	0,50

Приведенные уравнения – первые шаги в описании процессов эвтрофирования озер. Однако следует заметить, что прямой зависимости между нагрузкой и допустимых для водорослей концентраций азота и фосфора не наблюдается. Так, например, нагрузка общего фосфора на Невскую губу составляет около $25,5 \text{ г/м}^2 \cdot \text{год}$ и в 12 раз превышает нагрузку на Иваньковское водохранилище – $2,1 \text{ г/м}^2 \cdot \text{год}$. А концентрации доступного для водорослей фосфора в Невской губе – $0,023 \text{ мг/л}$, а в Иваньковском водохранилище – $0,035 \text{ мг/л}$ (Нежиховский Р. А., 1985).

В более поздних работах Волленвейдер Р. А. (Vollenweider R. A., 1980, 1992, 1998) и его последователи (Dillon P. J., 1974, Kerekes J., 1975) связывали нагрузки биогенов и с другими параметрами: отношением поверхности водного зеркала к глубине; отношением глубины к водообмену и др.

В Польше разработаны модели эвтрофирования озерных вод, основанные на концентрациях общего фосфора, рассчитанных в зависимости от нагрузок (Gircuszkiewicz-Bajtlík M., 1985).

Позже для прогнозов эвтрофирования использовались зависимости хлорофилла *a*, прозрачности или концентраций общего фосфора от некоторых (иногда обобщенных) параметров, характеризующих гидрологические особенности озер и их нагрузку фосфором (Герцушкевич-Байтлик М., 1990; Zdanowski B., 1982 и др.).

Разработанные математические модели многокомпонентных водных экосистем часто построены на основе системы дифференциальных уравнений, совмещающих гидродинамические, химические и некоторые биологические процессы. Однако они не нашли широкого практического применения, очевидно ввиду их сложности и в основном разработаны для «замкнутых экосистем».

Основные недостатки существующих моделей, по мнению авторов, следующие:

- используемые в качестве откликов экосистемы на эвтрофирование хлорофилл *a*, прозрачность и фосфор не отражают состояние биотического баланса (а следовательно, и накопление органического вещества) экосистемы;
- эвтрофирование определяется, главным образом, не нагрузками (как в моделях) общим фосфором и общим азотом, а концентрацией в воде доступных для водорослей их минеральных форм (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-); трансформация общего фосфора и общего азота в минеральные формы не учитывается;
- в моделях не учитывается внутренняя нагрузка биогенами;
- практически все предложенные модели справедливы для замкнутых водных систем;

- многие модели слишком сложны (особенно построенные на основе дифференциальных уравнений) и часто состояние математических дисциплин не позволяет удовлетворительно исследовать системы высокого порядка с нелинейными связями.

По мнению многих авторов, работающих в области моделирования биосистем, простые апостериорные статистические модели более прагматичны (Урбах В. Ю., 1974; Антомонов Ю. Т., 1977; Одум, 1986; Неверова-Дзиопак Е., 2003, 2012 и др.).

6.3. Расчеты экологически допустимых концентраций (ЭДК) биогенных веществ

Проблемой экологического нормирования загрязняющих веществ авторы занимались еще в конце прошлого столетия (Алексеев М. И., Неверова Е. В. и др., 1990; Алексеев М. И., Цветкова Л. И. и др., 1991; М. I. Alexeev, L. I. Tsvetkova, E. V. Neverova, 1993; Цветкова Л. И., 1995; Неверова Е. В., 1998).

На примере Невской губы была разработана эмпирическая статистическая модель эвтрофирования, в виде линейного уравнения множественной регрессии, в которой в качестве главной переменной (отклика экосистемы) использован интегральный показатель *ITS*.

В основу модели были заложены следующие принципы:

- максимально возможная простота при оптимальной адекватности модели оригиналу;
- в качестве основных входных данных использовались концентрации биогенных веществ, интегрирующие как внешние, так внутренние нагрузки, т. е. концентрации наиболее доступных для водорослей форм биогенов: минерального фосфора (в пересчете на элементарный фосфор – P_m , мг/л) и сумма минеральных форм азота ($NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$) в пересчете на элементарный азот – N_m , мг/л;
- в модели использовались установленные ранее (см. гл. 5) приоритетные абиотические факторы, влияющие на процессы эвтрофирования: температура воды, глубина водоема, скорость течения, расходы воды и др.;
- в связи с отсутствием зимнего фотосинтеза значения выбранных параметров принимались средними за вегетационный период;
- граничные условия и область применения модели определяются диапазоном колебаний входных параметров.

Банк данных исходной информации формировался за многолетний период и составил свыше 35000 измерений. Разработано было два варианта модели.

Модель 2001 г. имела следующий вид:

$$ITS = a_0 + a_1[P_M] + a_2[N_M] - a_3H - a_4V + a_5t, \quad (6.5)$$

где a_0 – a_5 – эмпирические коэффициенты; $[P_M]$ и $[N_M]$ – концентрации минеральных форм фосфора и азота, мг/л; H – глубина, м; V – скорость течения, см/с; t – температура воды, °С.

В модели 2006 г. были использованы несколько иные параметры:

$$ITS = a_0 + a_1[P_M] + a_2[N_M] - a_3H - a_4Q + a_5t + a_6[Chl a], \quad (6.6)$$

где a_0 – a_6 – эмпирические коэффициенты; $[P_M]$ и $[N_M]$ – концентрации минеральных форм фосфора и азота, мг/л; H – глубина, м; Q – расход воды в водоеме, млн м³/сут; $[Chl a]$ – концентрация хлорофилла a , мкг/л.

Для расчета коэффициентов уравнения (6.5) были использованы многолетние наблюдения, сгруппированные в 23 разряда, для которых рассчитали средневзвешенные значения (табл. 6.2).

Таблица 6.2

Средневзвешенные значения $[P_M]$, $[N_M]$, H , V и t (Неверова-Дзюпак Е., 2003)

ITS	$[P_M]$, мг/л	$[N_M]$, мг/л	H , м	V , см/с	t , °С
7,20	0,005	0,400	6,2	35,8	13,0
7,24	0,015	0,770	5,9	37,1	12,6
7,32	0,019	0,980	5,8	29,3	13,1
7,36	0,020	1,107	4,1	15,0	13,4
7,40	0,025	1,120	4,2	14,4	13,6
7,44	0,018	0,854	5,2	12,0	13,3
7,48	0,024	0,867	5,0	15,0	13,8
7,56	0,025	0,938	4,7	15,3	13,9
7,60	0,025	1,050	4,2	11,6	13,9
7,68	0,026	0,889	5,0	13,1	14,1
7,72	0,027	1,007	4,9	13,9	14,3
7,76	0,027	1,116	4,8	13,8	14,0
7,80	0,028	1,135	4,8	13,2	15,2

<i>ITS</i>	$[P_M]$, мг/л	$[N_M]$, мг/л	<i>H</i> , м	<i>V</i> , см/с	<i>t</i> , °С
7,88	0,026	1,050	5,0	11,0	15,0
7,92	0,028	1,091	4,8	7,3	15,6
7,96	0,030	1,096	4,6	7,0	15,1
8,08	0,041	2,121	2,8	5,0	18,0
8,12	0,078	1,162	3,0	7,3	19,0
8,20	0,070	1,190	1,8	5,2	17,9
8,28	0,060	1,365	1,5	4,7	18,0
8,44	0,089	1,890	1,2	4,3	18,0
8,56	0,090	2,150	1,0	3,0	18,5
8,60	0,108	5,549	1,0	3,0	19,0

По данным табл. 6.2 методом наименьших квадратов (Statsoft. Inc. Statistica for Windows, 1995) были получены коэффициенты уравнения

$$ITS = 8,2752 + 4,1664[P_M] + 0,017[N_M] - 0,074H - 0,019V + 0,001t. \quad (6.7)$$

Коэффициент множественной корреляции $r = 0,893$; среднее квадратичное отклонение $s^2 = 0,043$; стандартная ошибка $p = 0,5 \%$.

Верификация была выполнена для некоторых районов Невской губы (табл. 6.3).

Таблица 6.3

Эмпирические и расчетные значения *ITS*

Район Невской губы	$[P_M]$, мг/л	$[N_M]$, мг/л	<i>H</i> , м	<i>V</i> , см/с	<i>t</i> , °С	<i>ITS</i> ^{эмп}	<i>ITS</i> ^{расч}	Отклонение <i>ITS</i> ^{расч} , %
Северная прибрежная зона	0,021	0,922	3,4	9,6	13,7	7,78	7,95	2,1
Район выпуска сточных вод ЦСА	0,016	0,757	3,2	20,9	13,2	7,66	7,71	0,6
Центральная транзитная зона	0,014	0,481	5,9	20,5	13,4	7,54	7,51	0,3
Южная прибрежная зона	0,027	1,089	3,1	6,7	14,1	7,87	8,05	2,2

Отклонение расчетных значений ITS от эмпирических не превышало 2,2 % и составляло в среднем 1,3 %.

Аналогичным способом по данным 2000–2005 гг. были рассчитаны коэффициенты для уравнения

$$ITS = 7,88 + 0,0142[P_M] + 0,0014[N_M] - 0,0495H - 0,0001Q + 0,0487t + 0,007[Chl a], \quad (6.8)$$

где $[P_M]$ и $[N_M]$ – концентрации минеральных форм фосфора и азота, мг/л; H – глубина, м; Q – расход воды в водоеме, млн м³/сут; t – температура воды, °С, $[Chl a]$ – концентрация хлорофилла a , мкг/л.

Коэффициент корреляции $r = 0,992$; стандартное отклонение 0,084; уровень значимости $p = 0,0001$, т. е. вероятность более 99 %.

Полученные модели дают возможность решать многие прикладные задачи и производить инженерные расчеты:

- рассчитывать региональные экологически допустимые концентрации (ЭДК) биогенных веществ в воде водоемов;
- рассчитывать экологический резерв (ЭР) водоемов как в целом, так и в местах выпусков сточных вод;
- рассчитывать концентрации биогенных веществ в сточных водах, допустимые к сбросу в водоем, в пределах его экологического резерва и экологически допустимых сброс (ЭДС) сточных вод;
- определять необходимую степень доочистки сточных вод от биогенных веществ для каждой очистной станции;
- определять оптимальное место выпуска сточных вод в водоем и др.

Для расчета ЭДК биогенных веществ необходимо вначале для каждого водного объекта определить нормативное допустимое значение ITS .

Так, например, на 2019 г. Невская губа характеризуется средним значением $ITS = 7,60$, т. е. является мезотрофным водоемом. Переход водоема в экологически опасное эвтрофное состояние будет происходить при $ITS \geq 8,0$. Следовательно, нормативное значение (ITS^H), которое нельзя превышать, можно принять $ITS = 8,0$.

Для других водных объектов могут быть установлены более жесткие или менее жесткие значения ITS^H .

Исходя из уравнений множественной регрессии и нормативного значения ITS^H , можно записать, что допустимое изменение биотического баланса или трофического состояния экосистемы должно отвечать условию

$$ITS^H \geq a_0 + a_1[P_M] + a_2[N_M] - a_3H - a_4V + a_5t \quad (6.9)$$

или

$$ITS^H \geq a_0 + a_1[P_M] + a_2[N_M] - a_3H - a_4Q + a_5t + a_6[Chl a]. \quad (6.10)$$

Для Невской губы формулы для расчетов ЭДК фосфора и азота примут вид

$$\begin{aligned} \text{ЭДК}(P_M), \text{ мг/л} = & 0,0168H + 0,0043V - \\ & - 0,0004[N_M] - 0,0003t - 0,062, \end{aligned} \quad (6.11)$$

или

$$\begin{aligned} \text{ЭДК}(P_M), \text{ мг/л} = & 8,44 + 3,48H + 0,236Q + 3,43t - \\ & - 0,0993[N_M] - 0,493[Chl a]; \end{aligned} \quad (6.12)$$

$$\text{ЭДК}(N_M), \text{ мг/л} = 4,4H + 1,143V - 263,0[P_M] - 0,077t - 16,38, \quad (6.13)$$

или

$$\begin{aligned} \text{ЭДК}(N_M), \text{ мг/л} = & 85,1 + 35,1H + 0,085Q + 34,5t - \\ & - 10,08[P_M] - 5,0[Chl a]. \end{aligned} \quad (6.14)$$

На основе тех же подходов была получена модель эвтрофирования Копорской губы Финского залива (Неверова-Дзюпак Е., 2003)

$$ITS = 6,817 + 0,016t - 0,149H + 0,023[P_M] + 0,001[N_M].$$

По средним за вегетационный период данным по уравнениям (6.11) и (6.12) были рассчитаны ЭДК фосфора в 2001 г. и 2006 г. (табл. 6.4).

Как следует из табл. 6.4, экологически допустимые концентрации фосфора зависят не только от его содержания в воде водоема, но и от гидрологических параметров. Так, ЭДК (P_M) в 2006 г. в акватории Невской губы были в 1,5 раза больше, чем в 2001 г. Но и глубина водоема, которая определяет и объем водных масс, также в 2006 г. в 1,5 раза превышала глубину водоема в 2001 г. В районах выпусков ССА и ЦСА ЭДК (P_M) в 2006 г. лишь немного уменьшились по сравнению с 2001 г. В районе выпуска ЮЗОС в 2006 г. экологическая емкость акватории практически была исчерпана (ЭДК (P_M) – 0,001 мг/л). Это объясняется тем, что в 2001 г. ЮЗОС еще не действовали. Юго-Западные очистные сооружения были запущены в сентябре 2005 г. В пусковой период в месте сброса сточных вод резко возросли концентрации биогенов: фосфора минерального до 42 мкг/л, а азота до 400 мкг/л. Но рассчитанные в 2001 г. ЭДК (P_M) очень близко совпали с ЭДК (P_M), рассчитанными по средним многолетним данным за 1980–1990 гг. (Неверова-Дзюпак, 2003), что следует из табл. 6.5.

Таблица 6.4

ЭДК минерального фосфора 2001 г., 2006 г.

Районы Невской губы	2001 г.						2006 г.						
	P_m , мг/л	N_m , мг/л	H , м	V , см/с	t , °С	ЭДК, мг/л	P_m , мкг/л	N_m , мкг/л	H , м	Q , млн м ³ / сут	t , °С	$Chl a$, мкг/л	ЭДК, мг/л
Вся акватория	0,010	0,371	4,0	12,2	14,0	0,054	20,2	328	5,9	218,4	12,9	11,9	0,086
Район выпуска сточных вод ССА*	0,016	0,389	3,3	8,8	14,8	0,026	13,0	339	3,0	2,8	11,9	4,91	0,024
Район выпуска сточных вод ЦСА*	0,016	0,757	3,2	20,9	13,2	0,078	11,9	272	4,0	126,7	13,5	5,90	0,069
Район выпуска сточных вод ЮЗОС*	0,019	0,798	3,1	7,7	14,1	0,018	41,8	400,6	3,0	65,3	11,6	5,4	0,001

* ССА – Северная станция аэрации; ЦСА – Центральная станция аэрации; ЮЗОС – Юго-Западные очистные сооружения Санкт-Петербурга.

Таблица 6.5

Сравнение ЭДК (P_m), рассчитанного по средним многолетним данным (1980–1990 гг.) и по средним данным за 2001 г.

Районы Невской губы	Параметры уравнения (1980–1990 гг.)					ЭДК (P_m), мг/л	
	P_m , мг/л	N_m , мг/л	H , м	V , см/с	t , °С	1980– 1990 гг.	2001 г.
Вся акватория	0,016	0,659	4,0	12,9	13,9	0,057	0,054
Район выпуска сточных вод ССА	0,016	0,389	3,3	9,0	14,9	0,027	0,026
Район выпуска сточных вод ЦСА	0,016	0,760	3,4	21,0	13,5	0,080	0,078
Район выпуска сточных вод, проектируемых ЮЗОС	0,0960	0,800	3,0	8,0	14,0	0,017	0,018

Этот же методологический прием был использован для оценки ЭДК других районов Балтийского моря. Например, для залива Залер (Германия), где в среднем для залива получено ЭДК (P_M) = 0,014 мг/л, а ЭДК (N_M) = 0,9 мг/л (Груббер Я., 1993; Франц А., 1993).

Данная методология может быть использована и для расчетов ЭДК других загрязняющих веществ (табл. 6.6).

Таблица 6.6

ЭДК некоторых загрязняющих веществ в сравнении с ПДК и нормативами ЕС (Неверова-Дзюпак Е., 2003)

Загрязняющие вещества	ЭДК, мг/л	Нормативы ЕС, мг/л	ПДК РФ, мг/л	
			гигиенические	рыбохозяйственные
Сумма минеральных форм азота (N_M)	10,9	13,4	12,2	10,3
Ион аммония (N)	7,85	1,2	1,0	0,4
Нитриты (N)	0,11	0,9	1,0	0,9
Нитраты (N)	2,94	11,3	10,2	9,0
Фосфаты (P)	0,056	0,05–0,9	1,14	0,05–0,2
БПК ₅	4,0	3,0	2,0	3,0
Ртуть (валовое содержание)	0,0001	0,001	0,0005	0,0001

ЭДК, в отличие от санитарно-гигиенических предельно-допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ, различаются в зависимости от природных и антропогенных условий региона. Они даже отличаются в отдельных локальных районах крупных акваторий.

ЭДК, по существу, являются региональными экологическими нормативами. Они могут быть более жесткими (NO_2^- , NO_3^-), менее жесткими (NH_4^+ , БПК₅) или совпадать с рыбохозяйственными ПДК (ртуть).

В декабре 2007 г. методика расчетов «региональных нормативов» экологического благополучия водных объектов получила положительное заключение Государственной экологической экспертизы (Гос. экол. эксп. Заключение № 7/07, 20.12.2007).

В выводах «Заключения» записано:

1. «Представленная методика соответствует требованиям законодательных и нормативных актов в области охраны окружающей среды, разработа-

на с учетом специфики экологических, социальных и экономических условий Санкт-Петербурга и отвечает требованиям, предъявляемым к такому виду документам.

2. Применение предложенной методики расчетов экологических нормативов не может вызывать негативного воздействия на окружающую среду.

3. Применение данной методики позволит оптимизировать затраты на водоохранные мероприятия.

4. По результатам рассмотрения представленных материалов, комиссия считает возможным одобрить “Методику расчетов региональных нормативов экологического благополучия водных объектов (Невской губы и восточной части Финского залива)”, признает научную новизну и практическую ценность данной методики, и считает, что она может быть применена в Санкт-Петербурге для расчетов нормативов допустимых антропогенных воздействий, не превышающих экологического резерва водной системы».

6.4. Решение других прикладных задач

Оценка экологического резерва (ЭР) водных объектов. Расчеты экологического резерва (ЭР) Невской губы относительно биогенных веществ были выполнены впервые (Неверова Е., 2003, Neverova-Dziopak E., Tsvetkova L. I. et al., 2005).

При допущении, что $dC/dt = 0$, в первом приближении можно записать

$$\text{ЭР} = (\text{ЭДК}_i - C_i) \cdot Q \cdot 10^{-6}, \text{ т/сут}, \quad (6.16)$$

где ЭР – экологический резерв водного объекта, т/сут.; ЭДК_{*i*} – экологически допустимая концентрация *i*-го вещества, г/м³; C_{*i*} – концентрация *i*-го вещества в воде водоема, г/м³; Q – суммарный расход воды, м³/сут.

При расчетах ЭР водоема в местах выпусков сточных вод в Невскую губу проблема заключается в том, что выпуски сточных вод очистных станций ССА и ЮЗОС находятся в прибрежных зонах, экологическая емкость которых значительно ниже резерва водоема в целом, в силу различий расходов, гидродинамических, морфометрических и других природных условий. Для дифференцированной оценки расходов воды в отдельных районах акватории воспользовались приемом, предложенным Р. А. Нежиховским (1985). Вся Невская губа разделена на пять параллельных зон, вытянутых с востока на запад в направлении господствующего стокового течения (рис. 6.1).



Рис. 6.1. Продольные зоны (I–V) в Невской губе с однородным режимом колебания растворенных веществ: I – северная прибрежная зона, ограниченная с юга изобатой 1,5 км; II – северная часть Невской губы между прибрежной зоной и Морским каналом; III – Морской канал; IV – южная часть Невской губы между Морским каналом и южной прибрежной зоной; V – южная прибрежная часть, ограниченная с севера изобатой 1,5 км

Соотношение расходов воды в каждой зоне Q_i к общему среднему многолетнему расходу $Q_{\text{ит}}$ (216,0 млн м³/сут) дано в табл. 6.7. (Нежиховский Р. А., 1985).

Таблица 6.7

Относительные расходы воды в пяти выделенных зонах Невской губы

Зона	$Q_i / Q_{\text{ит}}$	Q_i , млн м ³ /сут
I	0,01	2,16
II	0,58	126,28
III	0,10	21,60
IV	0,30	65,8
V	0,01	2,16

Рассчитаем экологические резервы (ЭР) Невской губы в целом и в местах выпусков сточных вод от основных очистных станций Санкт-Петербурга: Северной станции аэрации (ССА), Центральной станции аэрации (ЦСА) и Юго-

Западных очистных сооружений (ЮЗОС), при среднем многолетнем расходе р. Невы $Q = 2500 \text{ м}^3/\text{с}$ (216 млн $\text{м}^3/\text{сут}$).

В качестве исходных данных для расчетов использовались средние за три года характеристики акватории на ближайших к выпускам станциях наблюдений.

Исходные данные для расчета представлены в табл. 6.8.

Таблица 6.8

**Характеристика акваторий Невской губы
и мест выпусков сточных вод ССА, ЦСА И ЮЗОС**

Район акватории	Расходы воды млн $\text{м}^3/\text{сут}$			Глубина (H), м	Температура (t), °C	Фосфор, мкг/л		Азот минеральный (N_m), мкг/л	Хлорофилл а (Chl), мкг/л
	водоема (Q)	сточных вод (q)	$Q + q$			общий ($P_{\text{общ}}$)	минеральный (P_m)		
Невская губа в целом	216,0	2,44	218,44	5,9	12,88	39,3	20,2	328,5	11,9
Место выпуска ССА	2,16	0,632	2,79	3,0	11,93	26,5	13,0	339,2	4,9
Место выпуска ЦСА	125,28	1,345	126,62	4,0	13,53	25,7	11,3	271,6	5,87
Место выпуска ЮЗОС	64,8	0,457	65,26	3,0	11,60	61,5	41,8	400,6	5,39

Результаты расчетов приведены в табл. 6.9.

Таблица 6.9

ЭДК и ЭР Невской губы в местах выпусков сточных вод

Район акватории	Соотношение расходов воды в водоеме и сточных вод Q/q	ЭДК, мг/л			ЭР, т/сут		
		$P_{\text{общ}}$	P_m	N_m	$P_{\text{общ}}$	P_m	N_m
Невская губа в целом	88,5	0,107	0,055	0,680	14,79	7,60	76,78
Место выпуска ССА	3,4	0,047	0,024	0,445	0,05	0,03	0,296
Место выпуска ЦСА	93,1	0,118	0,051	0,669	11,64	5,03	50,32
Место выпуска ЮЗОС	141,8	0,032	0,022	0,216	0,01	0,0	0,0

Экологически допустимый сброс (ЭДС) биогенов со сточными водами не должен превышать экологического резерва водоема, т. е. $\text{ЭДС} \leq \text{ЭР}$.

Если сравнивать ЭР водоема с общей нагрузкой биогенными веществами, поступающими со сточными водами, то их объем по общему и минеральному фосфору не превышает 30 % и 45 %, соответственно, а по минеральному азоту 25 % от экологического резерва Невской губы. Однако экологический резерв в прибрежных акваториях практически почти превышен за счет поступления биогенов со стоком р. Невы и из других источников и неблагоприятных гидрологических условий.

Определение оптимального места выпуска сточных вод было рассмотрено на примере северной станции аэрации (ССА). Для оценки экологического резерва водоема в месте сброса сточных вод ССА рассматривались три альтернативных варианта: фактического место сброса сточных вод (вариант 0); прибрежный район, западнее сброса сточных вод – в створе Лисьего Носа (вариант 1); сброс осуществляется в транзитную зону (вариант 2). Последний вариант гипотетический. Он может иметь место при продлении выпуска ССА в транзитную зону Невской губы. Результаты расчетов показаны в табл. 6.10.

Таблица 6.10

ЭДК, мг/л, и ЭР, т/сут, при различных вариантах мест выпуска сточных вод

Район акватории	Расчетный вариант	Соотношение расходов воды в водоеме и сточных вод	ЭДК, мг/л			ЭР, т/сут		
			$P_{\text{общ}}$	$P_{\text{м}}$	$N_{\text{м}}$	$P_{\text{общ}}$	$P_{\text{м}}$	$N_{\text{м}}$
Место выпуска сточных вод ССА	Вариант 0	3,4	0,047	0,024	0,445	0,05	0,03	0,296
	Вариант 1	3,4	0,053	0,029	0,445	0,05	0,03	0,270
	Вариант 2	63,3	0,115	0,050	0,669	11,32	4,93	50,60

Оптимальное место выпуска сточных вод находится в транзитной зоне, т. е. вариант 2 (максимальные значения ЭДК и ЭР).

Сброс сточных вод Санкт-Петербурга в транзитную зону Невской губы (в Корабельный фарватер, продолжение р. Невы) был рекомендован еще в 1913 г. (Хлопин Г. В., 1913) и в 1963 г. (Федоров Н. Ф., (ред.), 1963). Однако эти рекомендации не были реализованы. Таким образом, в Невской губе валовый сброс со сточными водами как фосфора, так и азота не превышает экологического резерва водоема. Но сброс биогенов в прибрежные зоны превышает

компесационные возможности и экологическую емкость этих частей акватории, ЭР которых уже практически превышен, что приводит к прогрессирующей эвтрофикации прибрежных вод.

Рачеты необходимой степени доочистки (НДС) сточных вод от биогенов. Натурными и экспериментальными исследованиями установлено, что в условиях Невской губы регулирующим (лимитирующим) биогенным элементом является фосфор и, прежде всего биогенные, т. е. минеральные формы. Согласно законам минимума Либиха Ю. (1840) и Шелфорда В. (1913), которые имеют универсальное значение, можно утверждать: предотвращение эвтрофирования возможно, если содержание фосфора в рассматриваемой водной экосистеме не превысит экологического минимума.

Экологический минимум соответствует экологической емкости, или экологическому резерву (ЭР) водоема относительно данного биогенного элемента в самых неблагоприятных экстремальных условиях, когда эвтрофирование становится наиболее вероятным.

В Невской губе такие условия создаются прежде всего при низких расходах воды и соответственно при высоких фоновых концентрациях биогенов.

Зависимость трофического статуса (ITS) от расходов воды (Q) в водоеме была установлена ранее (см. гл. 5):

$$ITS = 9,4582 - 0,0007Q. \quad (6.17)$$

Установлено также, что водоем может перейти в необратимое эвтрофное состояния при $ITS \geq 8,0$. Задавая значения $ITS = 8,0$ в уравнении (6.17), можно рассчитать минимальный расход воды (Q_{\min}), при котором эвтрофирование становится наиболее вероятным:

$$Q_{\min} = (9,4582 - 8)/0,0007 = 2083 \text{ м}^3/\text{с} \text{ или } 180 \text{ млн м}^3/\text{сут}. \quad (6.18)$$

Для расчетов экологического резерва (ЭР) водоема в экстремальных условиях в местах выпусков сточных вод были взяты максимальные фоновые концентрации (C_{\max}) минерального (P_m) и общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), наблюдаемые за 2003–2005 гг. (табл. 6.11).

Поскольку биологически очищенные сточные воды, сбрасываемые в водоем, в процессе очистки в результате минерализации органических веществ, обогащаются минеральными формами фосфора и азота, то требуется их доочистка.

Расчет экологического резерва при экстремальных условиях ($ЭР_{\min}$) велся по формуле

$$\mathcal{E}P_{\min} = (\mathcal{E}ДК - C_{\max})Q_{\min}, \text{ т/сут}, \quad (6.19)$$

где $\mathcal{E}P_{\min}$ – минимальный экологический резерв водоема т/сут; $\mathcal{E}ДК$ – экологически допустимые концентрации г/м³; C_{\max} – максимальные фоновые концентрации, г/м³; Q_{\min} – расход воды в водоеме, при котором возможен переход водоема в эвтрофное состояние м³/сут.

Таблица 6.11

Концентрации (C_{\max}) минерального (P_m) и общего фосфора ($P_{\text{общ}}$) в воде Невской губы в местах выпусков сточных вод ССА, ЦСА, ЮЗОС

Месяцы	Выпуск ССА (C_{\max}), мкг/л		Выпуск ЦСА (C_{\max}), мкг/л		Выпуск ЮЗОС (C_{\max}), мкг/л	
	P_m	$P_{\text{общ}}$	P_m	$P_{\text{общ}}$	P_m	$P_{\text{общ}}$
Май	8,6	24,0	14,0	26,0	20,0	54,0
Июнь	8,6	23,0	10,0	25,0	21,0	42,0
Июль	12,0	27,0	12,0	38,0	13,0	37,0
Август	5,0	19,0	10,0	31,0	16,0	33,0
Сентябрь	14,0	31,0	20,0	35,0	21,0	39,0
Октябрь	23,0	39,0	18,0	34,0	33,0	50,0

Допустимая к сбросу в водоем концентрация биогенного элемента, не превышающая экологического резерва в экстремальных условиях, т. е. гарантирующая предотвращение эвтрофирование, рассчитывается по формуле

$$C_{\text{д.ст.в}} = \mathcal{E}P_{\min}/q, \text{ г/м}^3, \quad (6.20)$$

где $C_{\text{д.ст.в}}$ – минимальная концентрация в сточной воде, допустимая к сбросу, г/м³; q – расход сточных вод, млн м³/сут.

Расход воды в водоеме в местах выпусков сточных вод рассчитывается по формуле

$$Q_{\min(\text{OC})} = KQ_{\min} + q, \quad (6.21)$$

где $Q_{\min(OC)}$ – минимальный расход воды водоема в районе выпуска сточных вод очистной станции, млн м³/сут; K – коэффициент, характеризующий соотношение расходов воды в зоне выпуска сточных вод к общему расходу воды в Невской губе; Q_{\min} – минимальный расход воды в Невской губе, млн. м³/сут; q – расход сточных вод, млн м³/сут.

Необходимая степень доочистки (НДС, %) биологически очищенных сточных вод рассчитывается по формуле

$$\text{НДС} = \frac{C_{\text{ст.в}} - C_{\text{д.ст.в}}}{C_{\text{ст.в}}} \cdot 100 \%, \quad (6.22)$$

где $C_{\text{ст.в}}$ – концентрации в очищенной сточной воде, г/м³.

Обращает на себя внимание тот факт, что соотношение $P_M/P_{\text{общ}}$ в сточных водах может достигать 80 % и более, в то время как в воде водоемов оно составляет в среднем 57 %, что свидетельствует о том, что в водоеме идет потребление фосфатов, а не общего фосфора.

Несмотря на то что в очищенных сточных водах ССА концентрации фосфора ниже, чем в сточных водах ЦСА и ЮЗОС, для предотвращения эвтрофирования северной прибрежной полосы водоема требуется практически полное удаление его из сточных вод или перенос выпуска в транзитную зону. На ЮЗОС необходима дополнительная доочистка сточных вод от фосфатов. На ЦСА доочистка от фосфора не требуется (табл. 6.12).

Эти выводы справедливы в том случае, если поступление биогенов из других источников не будет возрастать. В противном случае, потребуются не дополнительная доочистка сточных вод (они не будут играть решающей роли), а выявление главных поставщиков биогенов, разработка мероприятий по снижению биогенной нагрузки, поступающей из других источников и по рекультивации прибрежных зон акватории Невской губы.

Поскольку в Невской губе лимитирующим биогенным элементом является фосфор, который играет решающую роль в эвтрофировании водной экосистемы, для предотвращения эвтрофирования в современных условиях достаточно снизить до экологического минимума поступление в водоем только фосфора, не удаляя дополнительно азот.

Таблица 6.12

Экологический резерв ($ЭР_{мин}$) водоема в местах выпусков сточных вод и необходимая степень доочистки НДС сточных вод от фосфора

Места выпусков сточных вод	Исходные данные для расчетов										НДС, %		
	ЭДК, г/м ³		C _{max} , г/м ³		C _{стар} , г/м ³		Q _{мин} , млн м ³ /сут	q, млн м ³ /сут.	K	ЭР _{мин} , т/сут			
	P _м	P _{общ}	P _м	P _{общ}	P _м	P _{общ}				P _м	P _{общ}	P _м	P _{общ}
	0,024	0,047	0,023	0,039	0,47	0,73	2,43	0,63	0,01	0,002	0,019	99	96
ССА	0,045	0,098	0,020	0,038	1,5	1,9	105,72	1,32	0,58	2,64	6,34	Доочистка не требуется	
ЦСА	0,034	0,062	0,033	0,054	2,32	2,67	54,30	0,30	0,3	0,054	0,434	92	46

Требуемая доочистка сточных вод от фосфора, снижающая риск эвтрофирования в местах выпусков очистных сооружений, различна в силу различий расходов воды, фоновых концентраций и других условий, что предопределяет разную степень удаления фосфора из сточных вод на ССА, ЦСА и ЮЗОС.

6.5. Выводы

1. Действующие санитарно-гигиенические нормативы содержания в воде водоемов загрязняющих веществ справедливы для защиты отдельных организмов, но не могут обеспечить экологическую безопасность надорганизменных природных экосистем.

2. Для поверхностных вод в целях предотвращения эвтрофирования, которое приводит к деградации водных экосистем и нарушению всех видов водопользования, в первую очередь необходимо разрабатывать экологические региональные нормативы биогенных веществ.

3. На основе зависимостей *ITS* от приоритетных природных и антропогенных факторов разработана работающая эмпирическая статистическая модель Невской губы Финского залива Балтийского моря, позволяющая прогнозировать развитие процессов эвтрофирования и решать ряд прикладных задач: рассчитывать экологически допустимые концентрации (ЭДК) биогенных веществ; экологический резерв (экологическую емкость) водоема для биогенов (ЭР); экологически допустимые сбросы биогенных веществ со сточными водами (ЭДС); необходимую степень доочистки сточных вод от биогенов (НСД) и др.

4. Методические подходы к решению перечисленных проблем, разработанные для Невской губы и восточной части Финского залива, могут использоваться для водных объектов других регионов и обоснования управленческих решений по предотвращению антропогенного эвтрофирования поверхностных вод.

Глава 7

ЭКОНОМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ *ITS* В ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

В данной главе рассматривается сравнительная стоимость оценки трофического состояния водных объектов по традиционным признакам трофности и по интегральному показателю *ITS* на примере Невской губы и восточной части Финского залива на уровень 2010 г.

Разумеется, рассчитанные стоимости и оценки производства работ не могут быть использованы в тех же объемах для других водоемов в современных условиях. Расчеты приведены для иллюстрации метода. Методика расчетов, с введением соответствующих корректирующих коэффициентов, может быть пригодна и в современных условиях для других водоемов и в других регионах.

7.1. Исходные данные для расчетов стоимости работ по оценке трофического состояния

Традиционно определение степени трофности Невской губы и восточной части Финского залива проводится на основании результатов гидробиологических (фитопланктон, хлорофилл *a*) и гидрохимических (концентрации биогенных элементов), натурных наблюдений.

Альтернативным методом является метод оценки степени трофности с использованием индекса трофического состояния – *ITS*.

Для расчета стоимости натурных гидробиологических и гидрохимических наблюдений использовался «Прейскурант на работы по мониторингу состояния и загрязнений объектов окружающей среды по химическим и ги-

дробиологическим показателям, выполняемые подразделениями северо-западного УГМС на территории Санкт-Петербурга и Ленинградской области», утвержденный руководителем Росгидромета 06.11.2002. К ценам данного прейскуранта применялся повышающий коэффициент (индекс-дефлятор), рассчитанный на основании справочных данных Росгидромета за период IV квартал 2002 г. – III квартал 2009 г. и равный 2,64.

В расчет стоимости работ включены расходы на оплату труда специалистов гидробиологов, гидрохимиков, осуществляющих отбор и консервацию проб в полевых условиях, и полная стоимость камеральных работ, включая обработку информации (без обобщения), подготовку протоколов работ. Транспортные расходы, оплата труда вспомогательного персонала при экспедиционных работах, командировочные расходы учитываются отдельно под конкретный заказ методом «прямого счета».

В стоимость работ по определению фитопланктона входили:

- стоимость определения видового состава (число видов и их идентификация);
- стоимость определения численности и биомассы фитопланктона.

За исходное значение была принята прейскурантная цена с учетом коэффициента сложности на видовое разнообразие. Для фитопланктона в среднем количество видов в интегрированной пробе, отобранной на одной станции Невской губы в поверхностном слое, толщина которого равна толщине фотического слоя, составляет 25–30 видов.

В расчеты стоимости определений содержания биогенных веществ были включены стоимость определения: фосфатов, фосфора общего, азота аммонийного, нитритов, нитратов, азота общего. Учитывая очень широкий разброс значений гидробиологических и гидрохимических показателей, используемых в качестве критериев распознавания трофности водных экосистем для одного и того же трофического типа вод, оценку степени трофности возможно дать только по совокупности этих показателей.

Иначе говоря, адекватно оценить трофическое состояние водного объекта по традиционным показателям возможно только в случае наличия результатов наблюдений как по фитопланктону и хлорофиллу, так и по концентрации всех форм азота и фосфора.

В этом случае стоимость оценки в расчете на одну пробу представляет собой сумму стоимости гидробиологических и гидрохимических работ.

При проведении расчетов стоимости работ следует учитывать следующие обстоятельства:

- при отборе проб в условиях ледового покрова на акватории Невской губы стоимость работ в пересчете на одну пробу увеличивается на 50 %;
- определение гидрохимических показателей на станциях, где глубина не превышает 5 м, производится только в поверхностном слое; на станциях, где глубина от 5 до 10 м, пробы воды отбираются с поверхности и из придонного слоя; в расчетах используется среднее значение по двум пробам, соответственно, стоимость работ в этом случае удваивается;
- для расчетов стоимости определения хлорофилла *a* использовался только вариант, когда проба воды отбирается с поверхности;
- при определении концентрации хлорофилла *a*, *b* и *c* стоимость работ утраивается.

Индекс трофического состояния (*ITS*) определяется на основании данных по измерениям насыщения воды кислородом (%) и водородного показателя – рН.

7.2. Результаты расчетов стоимости работ

Результаты расчетов стоимости натуральных наблюдений приведены в табл. 7.1.

В табл. 7.1 приведены данные по снижению затрат на производство наблюдений с целью оценки степени трофности вод Невской губы при применении различных показателей (в пересчете на одну пробу) в сравнении со стоимостью определения показателей, необходимых для расчета индекса трофического состояния (*ITS*) в пересчете на одну пробу в рублях без учета НДС.

Расчеты выполнялись зам. начальника отдела мониторинга загрязнения природной среды Северо-Западного управления Гидрометслужбы (УГМС) Варлашиной В. М.

К несомненным достоинствам метода определения трофности с использованием индекса трофического состояния *ITS* относится возможность получения необходимых данных по содержанию растворенного кислорода и водородному показателю в автоматическом режиме с использованием автоматических анализаторов. В этом варианте, на первоначальном этапе будут необходимы затраты на приобретение и установку этих приборов. Однако в дальнейшем значительная экономия средств может быть достигнута также путем сокращения количества и продолжительности экспедиционных работ с использованием плавсредств.

Таблица 7.1

Расчет стоимости натуральных измерений традиционных показателей трофности

№ п/п	Определяемые компоненты	Объект исследования	Цена за единицу (с учетом коэффициента сложности на видовое разнообразие для фитопланктона, количество видов в пробе 25–30 ед.) в ценах по состоянию на июль 2012 г. (без НДС), руб.	Цена за единицу по состоянию на 01.01.2010 при отборе проб в условиях ледового покрова (без НДС), руб.	При отборе проб в условиях ледового покрова взимается дополнительно за каждую пробу (без НДС), руб.	Цена за единицу по состоянию на 01.01.2010 при отборе проб в условиях ледового покрова (без НДС), руб.
1	2	3	4	5	6	7
1	Гидробиологические работы					
1.1	Фотосинтетические пигменты (хлорофилла <i>a</i>)	Образец (проба) – один горизонт	456,00	1203,84	601,92	1805,8
1.2	Фитопланктон	образец – интегрированная проба), по высоте фотического слоя	3045,00	8038,80	1589,07	9627,87
	в том числе:					
	видовой состав (число видов и их идентификация)					
	численность фитопланктона					
	биомасса фитопланктона					

Окончание табл. 7.1

1	2	3	4	5	6	7	
2	Гидрохимические работы (определение содержания биогенных веществ)						
2.1	Фосфаты (по фосфору)		45	119,06	59,53	178,60	
2.2	Фосфор общий (по фосфору)		66	173,37	86,68	260,05	
2.3	Азот аммонийный	Образец (проба) – один горизонт	57	151,01	75,50	226,51	
2.4	Нитраты		89	235,22	117,61	352,84	
2.5	Нитриты		37	97,57	48,79	146,36	
2.6	Азот общий		111	293,30	146,65	439,96	
	Итого по одному горизонту(поверхность) при глубине до 5 м				1069,54	534,77	1604,32
	Итого среднее значение по двум горизонтам (поверхность, дно)				2139,09	1069,54	3208,63
3	Определение показателей, необходимых для расчета индекса трофического состояния						
3.1	Растворенный кислород	Образец (проба) – один горизонт	114	300,96	150,48	451,44	
3.2	Водородный показатель	Образец (проба) – один горизонт	57	150,48	75,24	225,72	
	Итого по одному горизонту (поверхность) при глубине до 5 м			451,44	225,72	677,16	
	Итого среднее значение по двум горизонтам (поверхность, дно)			902,88	451,44	1354,32	

Снижение затрат на производство наблюдений с целью оценки степени трофности вод Невской губы при применении различных показателей (в пересчете на одну пробу) в сравнении со стоимостью определения показателей, необходимых для расчета индекса трофического состояния (ITS)			
4			
4.1	Фитопланктон (видовой состав-число видов и их идентификация, численность фитопланктона, биомасса)		
	в сравнении со стоимостью показателей, необходимых для расчета ITS на глубинах до 5 м	7587	1363
	в сравнении со стоимостью показателей, необходимых для расчета ITS на глубинах в интервале 5–10 м	7136	1138
4.2	Фотосинтетические пигменты (хлорофилл <i>a</i>)	752	376
	Определение биогенных веществ (по перечню показателей п. 2 настоящей таблицы)		
	По одному горизонту (поверхность) при глубине до 5 м	618	309
	Среднее по двум горизонтам (поверхность, дно – при глубине до 15 м)	1236	618
			8951
			8274
			1129
			927
			1854

7.3. Выводы

1. Стоимость оценки трофности в Невской губе по совокупности гидробиологических и гидрохимических показателей будет составлять (на 01.01.2010) без НДС – 10312,18 руб. в расчете на одну пробу.

2. Стоимость оценки трофического состояния по ITS в Невской губе (в расчете на одну пробу поверхностного горизонта) составит 451,44 руб. при определении кислорода по методу Винклера, что в 23 раза дешевле традиционных методов (на 01.01.2010).

3. При использовании автоматических анализаторов стоимость определения кислорода и водородного показателя снизится (в расчете на одну пробу поверхностного горизонта) до 300,96 руб., что уже в 34 раза дешевле традиционного метода, а снижение затрат составит около 9000 руб. на одну пробу (на 01.01.2010).

Заключение

Для оценки трофического состояния поверхностных вод в практике экологического мониторинга используется более 50 различных показателей и признаков трофности. При этом численные значения этих показателей широко варьируют в пределах одного и того же уровня трофности. Адекватную оценку трофического статуса экосистемы возможно дать лишь по совокупности нескольких признаков трофности. Узкая профессиональная специализация и высокая квалификация, необходимые для определения большинства этих критериев, делают экологический мониторинг крайне трудоемким, дорогим и малодоступным в широкой практике, а результаты его часто противоречивы.

В данной монографии представлен теоретически обоснованный, проверенный экспериментально и в натуральных условиях на многих водных объектах различных регионов, интегральный показатель – «*Index of tropical state*» – *ITS*, который обладает рядом преимуществ перед традиционными показателями.

ITS рассчитывается на основе установленной универсальной зависимости величины рН и процентного содержания в воде кислорода, справедливой для водных объектов разного типа в разных природно-климатических условиях.

1. *ITS*, в отличие от традиционных признаков трофности, которые позволяют оценивать, в основном, лишь продукционную сторону процесса эвтрофирования, характеризует состояние биотического баланса водной экосистемы. Под биотическим балансом понимается соотношение скоростей процессов продукции (аккумуляции солнечной энергии) фотоавтотрофными растительными организмами и деструкции (утилизации солнечной энергии) всем сообществом автотрофных и гетеротрофных организмов, т. е. продукционно-деструкционный баланс.

При сбросе биогенных веществ в водные объекты из различных антропогенных источников и других воздействиях на экосистемы, скорости продукции органического вещества могут увеличиваться, что приводит к его накоплению и, следовательно, к эвтрофированию экосистемы. Следствием этих процессов является вторичное загрязнение природных вод, нарушение практически всех видов водопользования и деградация водных экосистем.

2. *ITS* технически резко упрощает экологический мониторинг, так как основан на измерении банальных и обязательных гидрохимических показателей – растворенного в воде кислорода и величины рН, которые могут замеряться инструментальными методами в самом водоеме или даже самописцами в автоматическом режиме, так как существует множество датчиков для их измерения.

3. *ITS* повышает достоверность оценки трофического состояния водной экосистемы. Величина рН и кислород замеряются непосредственно в водоеме и учитывают функционирование всего сообщества автотрофных и гетеротрофных организмов, а не в изолированных пробах воды в склянках.

4. *ITS* позволяет проводить ретроспективный анализ экологического состояния водоема, так как кислород и рН измеряются в водных объектах более 130 лет (Winkler L. W., 1888), что дает возможность оценивать исходное (нормативное) состояние экосистемы и допустимые от него отклонения. Многолетняя динамика *ITS* отражает также крупномасштабные антропогенные воздействия на экосистему.

5. *ITS* обладает очень важным преимуществом: возможностью синхронизировать измерение кислорода и рН с показателями гидрологических и гидрохимических режимов (температурой, глубиной, скоростью течений, расходами воды, концентрацией биогенов и др.). На основе таких замеров возможно создавать банки статистических рядов, позволяющих находить зависимости трофического состояния (*ITS*) от многих природных и антропогенных факторов для конкретных водных объектов. Установленные зависимости являются эмпирической основой для создания работоспособных апостериорных статистических моделей эвтрофирования, позволяющих прогнозировать развитие процессов эвтрофирования и решать многие прикладные задачи, в целях принятия управленческих решений по предотвращению антропогенного эвтрофирования и рекультивации эвтрофированных водных объектов или их локальных зон. Например, статистическая модель эвтрофирования Невской губы позволила оценить региональные экологически допустимые концентрации азота и фосфора и экологический резерв (экологическую емкость) акватории относительно биогенов, а также произвести инженерные расчеты экологически допустимого сброса сточных вод, необходимую степень доочистки их от биогенных веществ и др.

Синхронизировать измерение всех традиционных показателей трофности (качественный и количественный состав водорослей, концентрации всех форм фосфора и азота, хлорофилла и др.) и тем более их совокупно-

сти с абиотическими параметрами, как правило, невозможно, в силу трудоемкости и длительности их определения.

6. *ITS* обладает экономическими преимуществами, так как измерение рН и кислорода входит в программу практически любого мониторинга качества воды и экологического состояния поверхностных вод и не требует дополнительных затрат для оценки трофического статуса водного объекта. Так, например, сравнительные расчеты стоимости работ по оценке трофического состояния Невской губы с помощью традиционных показателей в 23 раза оказались дороже, чем использование для этой цели *ITS* (при определении кислорода по Винклеру), и более чем в 30 раз при измерении рН и кислорода в автоматическом режиме.

7. *ITS* 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».

8. *ITS* полностью соответствует характеристикам идеальных показателей, сформулированных «Американской национальной администрацией по проблемам океана и атмосферы» (NOAA, 2002) показатели должны быть:

- понятными для неспециалистов;
- практичными (стоимость не должна превышать выгоды);
- применимы на региональном и национальном уровнях;
- простыми в измерениях;
- простыми для интерпретации и описания изменений среды;
- статистически измеримыми (быть сравнимыми);
- должны отражать более результат, чем воздействие;

Таким образом, есть все основания рекомендовать применение индекса трофического состояния *Index of tropical state – ITS* для оценки трофического состояния поверхностных вод при проведении экологического мониторинга, создания апостериорных моделей эвтрофирования, инженерных расчетов и решения ряда других прикладных задач, необходимых для принятия экологически эффективных и экономически целесообразных управленческих решений.

Библиографический список

- Алекин О. А.* Химический анализ вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1954. 162 с.
- Алексеев Р. И., Коровин О. И.* Руководство по вычислению и обработке результатов количественного анализа. М.: Атомиздат, 1975. 71 с.
- Алексеев М. И., Мищуков Б. Г., Неверова Е. В.* К вопросу об экологическом нормировании сброса загрязняющих веществ // Тез. докл. VIII симп. по проблемам качества воды водоемов. Таллин: ТПИ, 1990. С. 6–9.
- Алексеев М. И., Цветкова Л. И., Копина Г. И., Пономарева В. Н., Неверова Е. В.* Временные методические рекомендации по определению ЭДК фосфора в воде водоемов для расчета ЭДС фосфора со сточными водами в целях предотвращения эвтрофирования. Л.: ЛИСИ 1991. 36 с.
- Алимов А. Ф.* О биологической оценке состояния экосистем и качестве воды // В кн.: Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна р. Невы. СПб.: Изд-во науч. центр РАН, 1996. С. 4–13.
- Антомонов Ю. Г.* Моделирование биологических систем. Киев: Наукова думка, 1977. 260 с.
- Аренштейн А. М.* К вопросу о природе запахов воды // Гигиена и санитария. 1956. № 3. С. 45–47.
- Басова С. Л., Неелов И. А., Рябченко В. А., Савчук О. П.* К оценке последствий сокращения биогенной нагрузки на Финский залив // Тез. докл. Междунар. экол. форума «День Балт. моря». СПб., 2003. С. 143–146.
- Баранов И. В.* Лимнологические типы озер СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1961. 275 с.
- Баранов Н. В., Пшенина Т. Н.* Влияние извести и азотно-фосфорных удобрений на гидрохимический режим и первичную продукцию оз. Жемчужного // В кн.: Изв. Вест. НИИ озерн. и речн. рыбн. хоз. Л., 1963. Т. LV. С. 47–60.
- Болохонцев Е. Н.* Фитопланктон Невы // Тр. общ-ва испытательной природы при Харьковском ун-те. 1905. Т. 39. Вып. 2. С. 3–17.
- Брагинский Л. П., Береза В. Д., Величко И. М.* «Пятна цветения» нагонной массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них биологические процессы // В кн.: Цветение воды. Киев: Наукова думка, 1968. С. 21–38.
- Бульон В. В.* Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука, 1994. С. 77–83.
- Бульон В. В.* Первичная продукция планктона и типология озер Монголии // Водные ресурсы. 1985. № 1. С. 170–175.
- Вельнер Х. А.* Сток биогенных веществ и управление им // Антропогенное эвтрофирование природных вод. Матер. III всес. симп. Черноголовка, 1985. С. 222–232.
- Вернадский В. И.* Живое вещество и биосфера. М.: Наука, 1964. 672 с. (Библиотека тр. акад. В. И. Вернадского).
- Винберг Г. Г.* Опыт изучения фотосинтеза и дыхания в водной массе озера. К вопросу о балансе органического вещества. Сообщ. 1 // Тр. лимнол. ст. в Косине. 1934. Т. 18. С. 5–24.
- Винберг Г. Г.* Некоторые наблюдения на гумусных озерах. К вопросу о балансе органических веществ. Сообщ. 4 // Тр. лимнол. ст. в Косино. 1937. Т. 21. С. 75–87.

- Винберг Г. Г., Яровицина Л. И.* Суточные колебания количества растворенного кислорода как метод измерения величины первичной продукции водоемов // Тр. лимнол. ст. в Косине. 1939. Т. 22. С. 122–143.
- Винберг Г. Г.* Биологический баланс вещества и энергии: дис. ... д-ра биол. наук. М., 1946. 630 с.
- Винберг Г. Г.* Исследование потребности в минеральных удобрениях рыбоводных прудов БССР // Уч. зап. Белорусск. ун-та. 1953. № 17. С. 207–221.
- Винберг Г. Г.* Удобрение прудов // Природа. 1954. № 1. С. 105–108.
- Винберг Г. Г.* Некоторые итоги изучения потребности в удобрениях прудов БССР // Уч. Зап. Белорусск. ун-та. 1956. № 26. С. 135–199.
- Винберг Г. Г.* Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
- Винберг Г. Г., Анисимов С. А.* Математическая модель водной экологической системы. Фотосинтетические системы высокой продуктивности. М., 1966. С. 213–233.
- Винберг Г. Г.* Эвтрофирование и охрана вод // Гидробиол. журн. 1974. Т. 10. № 2. С. 129–135.
- Винберг Г. Г., Гутельмахер Б. Л.* Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука, 1987. 216 с.
- Вислоух С. М.* Данные биологических исследований Невской губы за период с 1 августа по 1 декабря 1911 г. // В сб.: «Мат. по исслед. Невской губы в санитарн. отношении». СПб., 1913. С. 47–53.
- Герцушкевич-Байтлик М.* Прогнозирование изменения качества стоячих вод / Ин-т охраны окружающей среды. Варшава, 1990. 92 с.
- Голубков М. С., Голубков С. М., Умнова Л. П.* Первичная продукция и проблемы эвтрофирования эстуарии р. Невы // В кн.: Экосистема эстуарии р. Невы. СПб.: Изд-во «Научн. центр. РАН», 2008. С. 313–338.
- Голубовская Э. К.* Биологические основы очистки воды. М.: Высшая школа, 1978. 268 с.
- Горюнова С. В., Демина Н. С.* Водоросли-продуценты токсических веществ. М.: Наука, 1974. 255 с.
- Госуд. экол. экспертиза. Заключение № 7/07 от 20.12.2007 г. Проект «Методики расчетов региональных нормативов экологического благополучия водных объектов Невской губы и восточной части Финского залива» / Прав-во СПб. Комит. экол. безопасн. 3 с.
- Григорьев А. А.* Научные идеи Докучаева в области физической географии, их современное значение и пути их дальнейшей разработки // Мат. ко 2-му съезду геогр. об-ва. М., 1954. С. 158–161.
- Груббер Я.* Обоснование необходимой степени очистки сточных вод г. Рабниц от биогенных веществ: дипл. раб. СПб.: СПБИСИ, 1993. 90 с.
- Гульдберг К., Вааге П.* Закон действующих масс. 1864–1867 // Краткая химич. энцикл. Т. 1. М.: Сов. энциклопедия, 1961. С. 1049–1050.
- Гусева К. А.* «Цветение» Учинского водохранилища // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. 1952. Т. 7. С. 3–92.
- Давидан И. Н. (ред.), Савчук О. П.* Проект «Балтика». Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Л.: Гидрометеоздат, 1989. Вып. 4. 262 с.
- Даценко Ю. С.* Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
- Директива Совета европейского сообщества от 21.05.1991 «Об очистке городских стоков» (91/271/ЕЕС).
- Директива Европейского Парламента и Совета Европейского Союза № 2000/60/ЕС от 23.10.2000, устанавливающая основы для деятельности Сообщества в области водной политики.
- Длин А. М.* Математическая статистика в технике. М.: Сов. наука, 1985. 237 с.
- Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т.* Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 284 с.

- Жидкова А. Ю.* Геологическая оценка эвтрофирования вод Таганрогского залива: автореф. дис. ... канд. географ. наук. Таганрог, 2017. 24 с.
- Знаменский В. А.* Гидрологические процессы и их роль в формировании качества воды. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 248 с.
- Ежегодник качества морских вод восточной части Финского залива по гидробиологическим показателям. Л.: Севзапгидромет, 1981–1988.
- Еремина Т. Р., Карелин Л. Н.* Современные черты гидрохимических условий в восточной части Финского залива // В кн.: Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / под ред. А. Ф. Алимова, С. М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 24–38.
- Ивантер Э. В., Коросов А. В.* Элементарная биометрия: учеб. пособие. 2-е изд. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2013. 104 с.
- Ицкевич И. А.* Программирование для ЭВМ. М.: Наука, 1975. 129 с.
- Киселев И. А.* Фитопланктон Невской губы и восточной части Финского залива // В сб.: «Исследование р. Невы и ее бассейна». Л., 1924. Вып. 2. С. 3–27.
- Комаров Л. Б.* Элементы теории вероятностей и математической статистики. Л.: Мир, 1986. 165 с. Конвенция OSPAR. 2003.
- Комиссия по защите морской среды северо-восточной части Атлантического океана. 1998.03.25.
- Кузнецов С. И.* Применение радиоактивных изотопов к изучению процессов фотосинтеза и хемосинтеза в водоемах // Докл. сов. делегации на Межд. конф. по мирному использованию атомной энергии. Женева, 1955. С. 411–430.
- Кузьмин Г. В.* Фитопланктон Шекснинского водохранилища и сопредельной ему акватории Рыбинского водохранилища: автореф. дис. ... канд. биолог. наук. Л., 1973. 19 с.
- Кушланг Д. Г.* Моделирование продукционного процесса в море // В кн.: Основные проблемы океанологии. М.: Наука, 1968. С. 3–27.
- Лаврентьева Г. М.* Фитопланктон водохранилищ Волжского каскада // Изв. Гос. НИИ озern. и речн. рыбн. хоз-ва. 1977. Т. 114. 165 с.
- Латиев Н. Н., Цветкова Л. И.* Исследование природных водоемов в связи с прогнозированием их санитарного состояния // Сб. тр. ЛИСИ. 1976. № 115. Л. С. 27–30.
- Либих Ю.* Закон минимума Либиха. 1840 // В кн.: Дедю И. И. Экологический энциклопед. словарь. Кишинев: Молд. Сов. Энци., 1990. С. 103.
- Лурье Ю. Ю.* Справочник по аналитической химии. М.: Химия, 1971. 165 с.
- Макаров А. Н., Лигун О. С.* Оценка народнохозяйственных ущербов в связи с избыточным «цветением» воды в днепровских водохранилищах и экономический анализ по их ликвидации // Тр. координ. совещ. по гидротехнике. 1978. № 83. С. 16–32.
- Макрушин А. В.* Биологический анализ качества воды. Л., 1974. 165 с.
- Меницуткин В. В., Умнов А. А.* Математическая модель простейшей водной экологической системы // Гидробиол. журн. 1970. Т. 6. № 2. С. 28–35.
- Меницуткин В. В.* Проект «Невская губа» / НИЦЭБ. СПб., 1994. 43 с.
- Михайленко Р. Р., Цветкова Л. И., Копина Г. И.* К вопросу управления экологическим состоянием водных объектов с помощью гидротехнических сооружений // Вода и экология. 2015. № 3. С. 3–20.
- Мишуков Б. Г., Неверова Е. В.* Зависимость степени эвтрофирования Невской губы от концентрации азота и фосфора. Способы очистки и очистные сооружения для промышленных сточных вод. Л., 1995. С. 95–99.
- Мордухай-Болтовской Ф. Д.* Бентос крупных водохранилищ на Волге // В кн.: Волга-1. Проблемы изучения и рационального использования биологических ресурсов водоемов. Куйбышев, 1971. С. 39–40.

- Науменко Н. А.* Эвтрофирование озер и водохранилищ. СПб.: Росгидромет, 2007. 252 с.
- Нежиховский Р. А.* Вопросы формирования качества воды реки Невы и Невской губы. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 106 с.
- Неверова Е. В.* Обоснование и разработка экологических норм биогенных веществ для Невской губы: дис. ... канд. техн. наук. Л.: ЛИСИ, 1988. 269 с.
- Неверова Е. В.* Определение экологически допустимых сбросов биогенных веществ на основе региональных стандартов // Матер. 51-й научной конференции. СПб.: СПбГАСУ, 1994.
- Неверова Е. В., Цветкова Л. И., Усанов Б. П.* К вопросу оценки экологического состояния водоемов по интегральным критериям // Известия высших учебных заведений. Строительство. Новосибирск, 1994.
- Неверова-Дзюпак Е. В.* Теоретические аспекты оценки экологической нагрузки на водные бассейны // Международный научно-практический симпозиум «Финский залив – 96». СПб, 1996.
- Неверова-Дзюпак Е. В.* Оценка экологической емкости природных экосистем – путь к устойчивому развитию // Тезисы докладов научных чтений «Белые ночи». СПб.: МАНЭБ, 1998. С. 39–40.
- Неверова-Дзюпак Е. В.* Экологическая емкость водоемов и экологически допустимые сбросы загрязняющих веществ // Сб. докл. 56-й научн. конф. СПб.: СПбГАСУ, 1999.
- Неверова-Дзюпак Е. В.* Водопроводно-канализационное хозяйство Польши в условиях политико-экономических перемен. Междунар. конф. «Проблемы экологии и региональной политики Северо-Запада России и сопредельных территорий». Псков, 1999.
- Неверова-Дзюпак Е. В.* Использование интегрального показателя для оценки экологического состояния водоемов на территории Польши // Докл. 57-й н.-т. конф. проф., пред., н. раб., инж. и аспиранта. СПб.: СПбГАСУ, 2000. С. 120–122.
- Неверова-Дзюпак Е.* Теоретическое, методологическое и инженерное обеспечение охраны поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования: дис. ... д-ра техн. наук. СПб., 2003. 341 с.
- Неверова-Дзюпак Е., Цветкова Л. И., Алексеев М. И.* Проблемы нормирования содержания биогенных веществ в воде Невской губы // Тез. докл. 9-й Межд. конф. «Акватerra». СПб.: МПР, 2006. С. 102–107.
- Неверова-Дзюпак Е., Алексеев М. И., Копина Г. И.* Экологическое нормирование загрязняющих веществ в водных объектах // Мат. конф., посвящ. памяти ак. РАН С. В. Яковлева. СПб.: СПбГАСУ, 2010. С. 39–42.
- Неверова-Дзюпак Е., Ковальчик Е.* Оценка трофического состояния Добчинского водохранилища // Докл. 67-й научн. конф. проф., преп., научн. работн., и инж. и аспиранта. СПб.: СПбГАСУ, 2010. С. 24–28.
- Неверова-Дзюпак Е., Копина Г. И., Алексеев М. И.* Долевое участие сточных вод Санкт-Петербурга в биогенной нагрузке на Невскую губу и восточную часть Финского залива // Сб. тез. докл. XI Межд. форума «День Балтийского моря». СПб.: ООО «Макси-Принт», 2010. С. 177–179.
- Неверова-Дзюпак Е.* Охрана поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования. Теоретические, методологические и инженерные аспекты. Berlin: Lambert Academic Publishing, 2012. 322 с.
- Нечаев А. П.* Нормирование условий отведения сточных вод в поверхностные водные объекты // Водоснабжение и санитарная техника. 1999. № 1. С. 1–5.
- Николаев И. И., Петрова И. А., Слепухина Т. Д.* Очаги активной эвтрофикации Ладожского озера // Тез. докл. на 2-м Всесоюзн. совещ. по эвтрофированию природн. вод 19–23.12.1977. Звенигород: АН СССР, 1977. С. 11–23.
- Никулина В. Н.* Фитопланктон эстуария реки Невы // В кн.: Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / под ред. А. Ф. Алимova, С. М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 76–95.
- Одум Г., Одум Э.* Энергетический базис человека и природы. М.: Природа, 1978. 380 с.

- Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 1, 2. 328 с., 376 с.
- Отчеты ЛИСИ по теме «Исследование санитарного состояния Невской губы и районов выпусков сточных вод от насосных станций канализации г. Ленинграда». Т. I–VIII. Л.: ЛИСИ, 1959–1962 гг. 1240 с.
- Отчеты ЛИСИ по теме «Исследование санитарного состояния Невской губы». Т. I–IX. Л.: ЛИСИ, 1967–1968 гг. 1320 с.
- Пат. 2050128 Российская Федерация, МПК⁷ A01K 61/00, G01N 33/18. Способ определения экологического состояния пресноводных водоемов / Цветкова Л. И., Пономарева В. Н., Копина Г. И., Неверова Е. В.; заявл. 28.05.1992; опублик. 20.12.1995.
- Пат. 2369091 Российская Федерация, МПК⁷ A01N13/00, C1281/89. Способ дифференциации мезотрофного и эвтрофного состояния пресных непроточных водоемов / Яценко-Степанова Т. Н., Немцева Н. В., Игнатенко М. Е., Бухарин О. В.; патентообладатель: Государственное учреждение Институт клеточного и внутриклеточного симбиоза УрО РАН; заявл. 09.01.2008; опублик. 10.10.09, Бюл. № 28.
- ПД БМ. План действий Хелком по Балтийскому морю / Минист. засед. Хелком 15 ноября 2007 г. Краков, Польша. СПб.: Диалог, 2007. – 112 с.
- Пырина И. Л., Трифонова И. С. Исследования продуктивности фитопланктона Ладожского озера // Гидробиол. журн. 1979. Т. XV. № 4. С. 26–30.
- РД 52.24.620–2000. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем / Росгидромет, Фед. служба РФ по гидрометеорологии и окруж. среды. СПб.: Гидрометеоздат, 2001.
- Родэ Л. Ю., Павельева Е. Б. Численность и биомасса бактериопланктона как индикаторы эвтрофирования эстуария реки Невы // В кн.: Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / под ред. А. Ф. Алимова, С. М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 137–143.
- Россолмо Л. Л. Изменения лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. 143 с.
- Свалов Н. Н. Вариационная статистика. М.: Лесная промышленность, 1971. 175 с.
- Сергеев Ю. Н., Савчук О. П., Кулин В. П., Комарова Т. С. Математическое моделирование морских экологических систем. Л.: Изд-во ЛГУ, 1977. 216 с.
- Сиренко Л. А. «Цветение» воды и эвтрофирование. Киев: Наукова думка, 1978. 232 с.
- Скопинцев Б. А. Сравнительное изучение суточного изменения распределения O_2 и рН в природных водоемах // Гидрохим. матер. 1932. Т. 11. С. 112–119.
- Смуrow А. В., Романовский Ю. Э. Новое трехпараметрическое статистическое распределение и более общее выражение индекса агрегирования, имеющего экологический смысл // Общая биология. 1976. Т. 37. С. 11–29.
- Сонзони В. К., Хайдке Т. М. Моделирование Великих озер. Математическое моделирование водных экосистем. Л., 1981. С. 15–35.
- Сорокин Ю. Н. Первичная продукция органического вещества в водной толще Рыбинского водохранилища // Тр. биол. ст. «Борок». АН СССР. 1958. Вып. 3. С. 66–88.
- Трушевский В. Л., Потапова Т. М., Паришина Т. В., Сауль П. П. Влияние сбросов вод ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» на динамику изменения гидрохимических показателей прибрежной акватории Невской губы Финского залива // Сб. научн. тр. к 25-летию каф. ОВР и БЖ. СПб.: СПГУВК, 2006. С. 97–111.
- Ульман Д., Рудольф Г. Задержка эвтрофикации путем удаления из воды биогенных элементов // Гидробиол. журн. 1966. Т. II. № 3. С. 26–31.
- Урбах В. Ю. Биометрические методы. М., 1974. 248 с.

- Федоров В. Д., Белая Т. Н., Максимов В. Н.* Потребление биогенных элементов фитопланктонным сообществом в зависимости от их концентраций в водоеме и условий освещения // Изв. АН УССР. Сер. биол. 1970. № 3. С. 398–414.
- Федоров В. Д.* О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: Изд-во МГУ, 1979. 166 с.
- Федоров Н. Ф.* (ред.). Санитарное состояние Невской губы. Л., 1963. 142 с.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И., Волков Л. Е.* Комплексные исследования санитарного состояния р. Невы и ее дельты // Кр. сод. докл. к XXVI научн. конф. ЛИСИ. Л., 1968. С. 49–51.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И., Изотов Б. С.* Санитарное состояние р. Невы и Невской губы // В сб.: Очистка бытовых и промышл. сточн. вод в Ленинграде и области. Л.: Изд-во ЛО общества «Знания» РСФСР, 1969. С. 10–20.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И.* О комплексных исследованиях водоемов и о мероприятиях по защите их от загрязнения // Тез. докл. на конф. ЛО советск. нац. объедин. истории и философии естеств. и технич. наук АН СССР. Л.: Изд-во АН СССР, 1972. С. 57–61.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И.* [и др.]. Исследования процессов самоочищения р. Невы и Невской губы в связи с прогнозированием их санитарного состояния на 2000 г. // В сб.: Санитарная техника. Сб. тр. ЛИСИ. 1974. № 87. С. 60–71.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И., Латшев Н. Н.* Исследования в связи с прогнозом качества воды Невской губы на отдаленную перспективу // Мат. V Всес. симп. по совр. пробл. самооч. и регулир. качества воды. Таллин, 1975. С. 256–261.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И., Копина Г. И.* Перспективная оценка эвтрофирования Невской губы в связи с защитой Ленинграда от наводнений // Мат. VI Всес. симп. по совр. пробл. самооч. и регулир. качества воды. Таллин, 1979. С. 29–30.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И.* [и др.]. О нормировании биогенных нагрузок в Невской губе Финского залива для оценки качества поверх. вод // Тез. сообщ. на Всес. конф. «Оценка и классификация качества поверх. вод для водопользования». Харьков, 1979. С. 82–85.
- Федоров Н. Ф., Цветкова Л. И., Копина Г. И.* Перспективная оценка эвтрофирования Невской губы в связи с защитой Ленинграда от наводнений // Докл. научн. конф. проф., пред., научн. раб., инж. и аспирант. Л.: ЛИСИ, 1984. С. 29–31.
- Фигурин В. Н., Кузанков Г. П., Гишкелюк И. А.* Статистические методы обработки данных в экологии. Минск, 2008. 53 с.
- Франц А.* Обоснование необходимой степени очистки сточных вод г. Рабниц от фосфора: дипл. раб. СПб.: СПБИСИ, 1993. 86 с.
- Фрумин Г. Т., Басова С. Л.* Оценка состояния Невской губы по распределению хлорофилла *a* // В кн.: Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / под ред. А. Ф. Алимова, С. М. Голубкова. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 404–410.
- Хендерсон-Селлерс Б.* Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеоздат, 2008. – 487 с.
- Хлопин Г. В.* Материалы по исследованию воды Невской губы в санитарном отношении. СПб., 1913. 55 с.
- Хмелева Н. Н., Цветкова Л. И.* Влияние минеральных удобрений на развитие фитопланктона в экспериментальных прудах рыбцово-шемайного питомника // Тр. зоол. ин-та АН СССР. 1959. Т. XXVI. М.; Л.: Изд-во АН СССР. С. 250–256.
- Хромов В. М., Семин В. А.* Методы определения первичной продукции в водоемах. М.: Изд-во МГУ, 1975. С. 13–34.
- Хупфер П.* Балтика – маленькое море, большие проблемы. Л.: Гидрометеоздат, 1982. 136 с.
- Цветкова Л. И.* Планктон Невской губы // В сб.: «Санитарное состояние Невской губы». Л., 1963. С. 79–94.

Цветкова Л. И., Сафонова В. Н. Программа и методика физико-химических определений // В кн.: Метод. указ. по изуч. сан. сост. водоемов для составл. разд. Генсхемы компл. использ. и охраны водных ресурсов РСФСР. Л., 1963. С. 34–130.

Цветкова Л. И. Роль донных отложений и тубифицид в кислородном режиме // Кр. сод. докл. к XXVI научн. конф. ЛИСИ. Л., 1968. С. 44–46.

Цветкова Л. И., Гребенник Л. В. [и др.] Исследование влияния свалок в Невской губе на химизм воды // Сб. докл. к XXVII науч. конф. ЛИСИ. Л., 1968. С. 60–61.

Цветкова Л. И. О роли тубифицид в кислородном балансе водоемов // В сб.: Водные малоцикловые черви. М.: Наука, 1972. С. 118–125.

Цветкова Л. И., Копина Г. И. Оценка содержания некоторых компонентов в донных отложениях в зависимости от количества углерода // Кр. сод. докл. к XXXI научн. конф. ЛИСИ. Л., 1973. С. 77–78.

Цветкова Л. И., Славинская Т. Г. О возможности использования видового разнообразия для оценки процессов самоочищения // Мат. V Всес. симп. по совр. пробл. самооч. и регулир. качества воды. Таллин, 1975. С. 178–179.

Цветкова Л. И. Гидробиология Невской губы. Проект «Защита Ленинграда от наводнений». Т. 1296, 10 п. 1. Л., 1977. С. 57–129.

Цветкова Л. И., Копина Г. И., Варлыго А. А. Исследование состава донных отложений Невской губы // Мат. VI Всес. симп. по совр. пробл. самооч. и регулир. качества воды. Таллин, 1979. С. 36–38.

Цветкова Л. И., Копина Г. И. Об оценке и тенденции эвтрофирования Невской губы // Мат. VI Всес. симп. по совр. пробл. самооч. и регулир. качества воды. Таллин, 1979. С. 31–33.

Цветкова Л. И. Оценка и прогноз эвтрофирования в слабоминерализованных нестратифицированных водоемах: дис. ... д-ра биол. наук. Л.: ЛИСИ, 1980. 239 с.

Цветкова Л. И., Копина Г. И., Славинская Т. Г. Применение индекса видового разнообразия для характеристики горизонтального распределения фитопланктона и трофии Невской губы // В сб.: Исслед. в области водоснабж. Межвуз. тем. сб. трудов. Л., 1980. С. 98–106.

Цветкова Л. И. Условная оценка баланса процессов продукции и деструкции в водоемах // В сб.: Исслед. в области водоснабж. Межвуз. темат. сб. трудов. Л., 1980. С. 93–98.

Цветкова Л. И., Неверова Е. Оценка трофического состояния Невской губы в современных условиях // Тр. ГГН. Вып. 321. СПб.: ГГИ, 1988. С. 115–122.

Цветкова Л. И., Копина Г. И. Антропогенное эвтрофирование Невской губы и восточной части Финского залива // Тез. докл. VIII симп. по проблемам качества воды водоемов. Таллин: ТГУ, 1990. С. 93–98.

Цветкова Л. И., Мишуков Б. Г., Алексеев М. И., Копина Г. И., Неверова Е. В. Временные методические рекомендации по определению экологически допустимых концентраций (ЭДК) фосфора в воде водоемов для расчета экологически допустимых сбросов (ЭДС) фосфора со сточными водами в целях предотвращения эвтрофирования. Л.: ЛИСИ, 1991. 136 с.

Цветкова Л. И., Неверова Е. В. Основы общей экологии: пособие для студ. спец. «Водоснабжение, канализация и рациональное использование водных ресурсов». СПбГАСУ, 1993. 69 с.

Цветкова Л. И., Усанов Б. Н., Неверова Е. В. К вопросу оценки экологического состояния водоемов по интегральным критериям // Изв. высш. уч. завед. 1994. № 11. С. 119–123.

Цветкова Л. И., Кармазинов Ф. В. [и др.]. Нормативное обеспечение экологической безопасности водных систем Санкт-Петербурга. СПб.: Вестн. Межпарл. Ассамблеи, 1995. № 3(10). С. 145–148.

Цветкова Л. И. Будет ли работать закон без экологических норм? // Мониторинг. 1995. № 2. СПб. С. 12–15.

Цветкова Л. И., Басова С. Л. Развитие эвтрофирования в Невской губе и Финском заливе за последние 100 лет // Тез. докл. науч. чтен. «Белые ночи». СПб.: МАНЭБ, 1998. С. 90–91.

Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Неверова-Дзюпак Е. В. Некоторые вопросы экологического нормирования загрязняющих веществ в воде водоемов // Тез. докл. конф. «Акватерра». СПб., 1999. С. 157–158.

Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Неверова-Дзюпак Е., Усанов Б. П. Особенности экологического мониторинга водных систем // Мат. III межд. конф. «Акватерра – 2000». СПб., 2000. С. 167–168.

Цветкова Л. И., Неверова-Дзюпак Е. В., Усанов Б. П. К вопросу об экологическом мониторинге водных транспортных коридоров // Сб. мат. 2-й Межд. евроазиатской конф. по транспорту «Пути решения эколог. проблем трансп. коридоров». СПб., 2000. С. 213–224.

Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Неверова-Дзюпак Е. Экологически допустимые сбросы загрязняющих веществ в водные объекты // Сб. межд. конф. «Акватерра». СПб.: МПР, 2001. С. 186–188.

Цветкова Л. И., Неверова-Дзюпак Е. В. Экологические аспекты концепции устойчивого развития, изучения в технических вузах // Сб. мат. по образован. в области уст. развития. СПб.: СПбГУ, 2003. С. 52–57.

Цветкова Л. И., Барышникова Т. Н., Макарова С. В. Экология. Лабораторный практикум: учеб. пособие. СПб.: СПбГАСУ, 2005. 91 с.

Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Неверова-Дзюпак Е. Вторичное загрязнение воды Невской губы и Финского залива // Сб. тез. VI Межд. экол. форума «День Балтийского моря». СПб., 2005. С. 205–206.

Цветкова Л. И., Неверова-Дзюпак Е. [и др.]. О влиянии сточных вод на эвтрофирование северо-восточной части Невской губы // Сб. мат. XI межд. эколог. форума «День Балтийского моря». СПб.: СПБОО «Экология и бизнес», 2010.

Цветкова Л. И. (ред.). Экология: учебник для техн. вузов. 3-е изд. СПб.: ООО «Новый журнал», 2012. 451 с.

Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Макарова С. В., Копина Г. И., Неверова-Дзюпак Е. Влияние сточных вод Санкт-Петербурга на эвтрофирование Невской губы // Вестник гражданских инженеров. 2012. № 1(30). С. 139–140.

Цветкова Л. И., Алексеев М. И., Неверова-Дзюпак Е., Макарова С. В. Концепция нормативного обеспечения экологической безопасности поверхностных вод // Водоснабжение и санитарная техника. 2012. № 6. С. 8–15.

Цветкова Л. И., Копина Г. И., Макарова С. В., Кабргель О. И. Экологический подход к нормированию антропогенных воздействий на водные экосистемы // Вода и экология. 2014. № 2. С. 13–23.

Цветкова Л. И., Неверова-Дзюпак Е. Донные отложения как источник фосфора и его роль в эвтрофировании водоемов // Вестник гражданских инженеров. 2017. № 6(65). С. 199–206.

Шелфорд В. Закон толерантности Шелфорда. 1913 // Цит. по: Эколог. энциклопед. словарь. Кишинев: Гл. ред. Молд. Сов. Энциклопедии, 1990. С. 105–106.

Шикломанов И. А., Преображенский Л. Ю. Исследование р. Невы, Невской губы и восточной части Финского залива. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 95 с.

Штраль Дж. Устойчивое развитие Балтийского региона. Кн. 5: Устойчивое промышленное развитие: минимализация отходов, экологически более чистые технологии и промышленная экология. Университет г. Упсала, 1997. 60 с.

Abraham B., Ledolter I. Statistical methods for forecasting. New York: Wiley, 1983. 132 p.

Aleksejev M. I., Tsvetkova L. I., Neverova E. V. Questions of ecological rating of mercury ions in water basin // 2nd International Seminar «Measurement Systems and Networks», Gliwice, Poland, 1992.

- Aleksejev M. I., Tsvetkova L. I., Neverova E. V.* Elaboration of ecological regional standards for protection of water-bodies // Abs. 1st Intern. Conf. «Environmental Prot., Strat. Standar. and Control of Pollut. Load of the Mar. Environment». Tallin, Estonia, 1992. P. 42.
- Beeton A. M.* Changes in environment and biota of the Great Lakes // Eutrophication: causes, consequences, corrective. Proceedings of a Symposium. Washington, D.C., 1969. Pp. 1112–1118.
- Bierman V. J.* A Comparison of models developed for phosphorus management in the Great Lakes // Prep. for Conf. of Phosph. Manag. Strateg. for Great Lakes. New York, 1979. Pp. 178–186.
- Bowley A. L.* Elements of Statistics. London: PS Kingand Son, 1997. 132 p.
- Brooks J. L.* Eutrophication and changes in composition of the zooplankton // Eutrophication: causes, consequences, corrective. Proceedings of a Symposium. Washington, D.C., 1969. Pp. 1019–1028.
- Burns N. M., Rutherford J. E.* A monitoring and classification system for New Zealand lakes and reservoirs // J. of Lakes Research and Management. 2001. Vol. 15, Is. 4. Pp. 255–271.
- Carlson R. E.* A trophic state index for Lakes // Limnology and Oceanography. 1977. № 22. Pp. 361–369.
- Davis C. C.* Evidence for to eutrophication of Lake Erie from phytoplankton records // Limnol. Oceanogr. 1964. Vol. 9. Pp. 93–105.
- Davis C. C.* Plankton studies in the largest Greet Lakes of the World with special to the st-Lawrence Greet Lakes of North America // Ann. Arbor, Breet Lakes. Res. Div. Publ. 1966. № 14. Pp. 37–51.
- Dillon P. J.* The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes // Limnol. Oceanogr. 1975. Vol. 20, Is. 1. Pp. 28–39.
- Dussart B.* L'evolution du Lemon vae par le biologiste et l'ecologiste // Rev. suisse hydrol. 1960. T. 22, № 1.
- Drozdziak A.* Ocena stanu troficznedo wod zbiornikow zaporowych jeziorska i Sulejowskieqo // Inzynieria i Ochrona Srodowiska. 2016. T. 19, № 1. Pp. 127–140.
- Edmondson W. T.* Phosphorus nitrogen and algae in lake Washington after diversion of sewage // Science. 1970. Vol. 169, № 3946. Pp. 1022–1031.
- Elster H. J.* Das limnologische Seetypensystem. Ruckblick und Ausblick // Verhandl. Internat. Ver. Limnol. 1958. Vol. 13. Pp. 101–120.
- Famielec J.* Straty i korzgscei ecologiczne w gospodarec marodowej. Wydawn. Nauk. PWN. Warszawa-Krakow, 1999. 304 s.
- Fisher R. A., Corbet A. S., Williams C. B.* The relation between the number of species and the number of individuals in a random sampl of the animal population // J. Animal Ecol. 1943. Vol. 12, № 1. Pp. 42–58.
- Fleming R. H.* The control of diatom population by grazing // J. Cons. Int. Expl. Mer. 1939. Vol. 14. Pp. 210–227.
- Forsberg C.* Nutritional studies of chara in axonic cultures // Physiol. plantarum. 1965. Vol. 18. Pp. 49–63.
- Gircuszkiewicz-Bajtlík M.* Oprakowanie metody prognozowania zmian jakosci jezior / Inst. Kształtowania Srodowiska. Warszawa, 1985. 72 p.
- Hargrave B. T.* Stability in structure and function of the mad-water interface // Int. Ver. thear and angew. Limnol. 1975. Vol. 19, № 12. Pp. 1073–1079.
- Hutchinson G. E.* On the relation between oxygen deficit and productivity of lakes // Internat. Rev. des Hydrobiol. 1938. Vol. 36. Pp. 109–116.
- Hutchinson G. E.* A treatise on limnology, V.Z. Introduction to lake biology and the limnoplankton. 2-d. ed. New York, 1967. 1016 p.
- Gray S. J.* Eutrophication in sea // Colombo and R. Viviani (Eds). Marine Eutrophication and Pollution Dynamic. Olsen and Olsen, Freedensberg, 1992. 394 p.
- Gruca-Rokosz R., Koszelnik P., Tomaszek J.* Ocena stanu troficznego trzechniznych zbiornikow zaporowych Polski potudniowe-wschodniej // Inzynieria Ekologiczna. 2011. № 2. Pp. 196–205.

- Gruca-Rokosz R.* Stan troficzny zbiornika zapozowego 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. S. 279–291.
- Ichimura S.* Some characteristics of photosynthesis of freshwater phytoplankton // Bot Mag. Tokyo, 1958. Vol. 71. Pp. 261–269.
- Ignatieva Natalia V.* Nutrient exchange across the sediment – water interface in the eastern Gulf of Finland // Bor. environment research. Helsinki, 15 December 1999. Pp. 295–305.
- ILEC. Data Book of World Environments: A survey of State of World Lakes. International Lake Environment Committee. Otsu Japan, 1987.
- Jackson D. F., Mc. Fadden F.* Phytoplankton photosynthesis in Sanctuary Lake // Ecology. 1954. Vol. 35. Pp. 11–47.
- Jagus A.* Assessment of trophic state of water in Sola cascade dam reservoirs // Proceedings of ECO pole. 2011. Vol. 5, № 1. Pp. 233–238.
- Jonsson P. M.* Bottom fauna and eutrophication // *Eutrophication: causes, consequences, corrective.* Proceedings of a Symposium. Washington, 1969. Pp. 148–163.
- Jonsson P., Persson J., Korhijow R.* Water Management Freshwater as recipient // Water and Society. Sustainable water management in the Baltic See Basin. Upsala Univer., 1999. Pp. 3–7.
- Kajak Z.* Eutrofizacja jezior. Warszawa: PWN, 1979. Pp. 21–35.
- Karydis M.* Eutrophication, assessment of coastal waters based on indicators: a literature review // Global Nest Journal. 2009. Vol. X, № X. Pp. XX–XXI.
- Kenneth H., Nicholls Ch., Cox M.* Atmospheric Nitrogen and Phosphorus Loading to Harp Lake // Wat. Res. 1987. Vol. 14, № 4. 598 p.
- Kerekes J.* Phosphorus Amply in Undisturbed Lakes in Kejimkujik National Park // N.S. Verh. Jnt. Ver. Limnol. 1975. № 19. Pp. 349–357.
- Kowala A.* (red.). Odnowa wody. Podstany teoretyczne procesow. Wyd. 2 popraw. Politechn. Wroclauska. Wroclaw, 1996. 416 p.
- 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.
- Kowalewski S.* Weryfikacja mozliwosci zastosowania integralnego kryterium do oceny stanu troficznego wod plynacych. PhD Thesis. AGH University of Science and Technology in Kpakow. Advisor. 2012.
- Larsen D. R., Marcier H. T.* Phosphorus Retention capacity of lakes // J. Fisch. res. B. Can. 1976. № 33. Pp. 1342–1750.
- Lund J. W.* Phytoplankton // *Eutrophication: Symposium.* Washington, D.C., 1969. Pp. 173–181.
- Manning W. M., Juday R. E.* The chlorophyll content and productivity of some lakes in Northeastern Wisconsin // Trans. Wisconsin. Acad. Sci. 1941. Vol. 33. Pp. 363–392.
- Mac Arthur R.* Fluctuations of animal populations and measure of community stability // Ecology. 1955. Vol. 36. Pp. 533–536.
- Margalef R.* Communication of structure in planktonic population // Limnol. and Oceanogr. 1967. Vol. 6, № 2. Pp. 91–98.
- Maucha R.* Upon the influence of temperature and intensity of light on the photosynthetic production of nanno-plankton // Verhandl. Internat. Ver. Limnol. 1924. Vol. 3. Pp. 381–401.
- Mindler L.* Neure Untersuchungen über den Sauerstoffgehalt und die Eutrophie des Zürichsees // Arch. Hydrobiol. Zürich, 1943. Bd.40H. Pp. 279–301.
- Mitchell D.* [et. al.]. Estimating eutrophic potential of pollutants // J. of the Sanit. Engineer. 1971. Vol. 97, Is. 4, Pg. 453–465. (div. Pr. of the Amer. Society of Cik. Engin., SA 4. 1–5).
- Morgan N. C.* Changes in the fauna and flora of nutrient enriched lake. Hydrobiologia. 1970. Vol. 35, № 3/4. Pp. 25–31.

- Moss B. Studies on Gull Lake. Eutrophication evidence and prognosis // Freshwater biol. Michigan, 1972. Vol. 2, № 4. Pp. 221–229.
- Naumann E. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie // Lund univer. arsska. 1921. Avd. 2. 17 s.
- Neverova E. V. Problems of nutrient rating. International Conference, Prague, 1990.
- Neverova E. V. The substantiation of ecologically permissible discharge of nutrients from waste water treatment plants of St. Petersburg // International Symposium of firm «Kemira», St. Petersburg, 1991.
- Neverova E. V. International collaboration in the problems of the Baltic Sea // Russian-Finnish Seminar «The Protection of Waters». St. Petersburg, 1992.
- Neverova E. V. The principles of regional ecological rating of nutrients in the water basins // Scientific Conference in St. Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering. St. Petersburg, 1993.
- Neverova E. V. Some ecological problems of St. Petersburg // Symp. University of Turku, Finland. Turku, 1993.
- Neverova E. V. Ecological permissible discharge of nutrients // International Conference of the Environment Protection, ISE, St. Petersburg, 1993.
- Neverova E. V. The questions of providing of water basins ecological security and the attempt to use St. Petersburg complex protecting against floods to regulate the ecological situation in the Neva Bay and the Gulf of Finland // International Seminar in the Department «Lenmorzashita». St. Petersburg, 1994.
- Neverova E. V. The lessons of the past and principles of society and nature interccationing modern Russia. University of Turku, Finland. Turku, 1994.
- Neverova E. V., Tsvetkova L. I. The principles of providing the ecological security of water basins // Materials of Konf. Naukowo-technicznej «Problemy gospodarki wodnosciekowej w gminach». Czestochowa, Poland, 1994.
- Neverova-Dziopak E., Dziopak J. The questions of ecological rating of natural water quality // International Conference «Municipal and rural water supply and water quality». Poznan, 1994.
- Neverova-Dziopak E. V. Some theoretical aspects of ecological rating of natural water quality // International Congress «Challenges of Sustainable Development». Amsterdam, 1996.
- Neverova-Dziopak E. V. Ecodiagnostic of Freshwaters // Proceedings of International scientific conference, MANEB. St. Petersburg, 1999.
- Neverova E. V., Tsvetkova L. I. [at al.]. Ecological copacity of water body as criterium of permissible discharges of Nutrients // Сб. докл. 3rd Sympos. «Quality and Management of water resource». St. Petersburg: St. Petersburg state univ., 2005. Pp. 379–382.
- Neverova-Dziopak E. [at al.]. Estimation ecological state of the Neva estuarium and eastern part of the Gulf of Finland // Сб. тез. докл. VI Межд. экол. фор. «День Балт. Моря». СПб., 2005. С. 272.
- Neverova-Dziopak E. Ekologiczne aspekty ochrony wod powierzchniowych. Rzeszow, 2007. 103 p.
- Neverova-Dziopak E. Podstawy zarzadzania procesem eutrofizacji antropogenicznej. Krakow: AGH, 2010. 132 p.
- Neverova-Dziopak E., Kowalewski S. Foundation and application of new method of trophic state assessment // Geomatics and Environmental Engineering. 2018. Vol. 12, № 2. Pp. 63–79.
- Nixon S. W. Coastal marine eutrophication: a definition social causes and future concerns // Ophelia. 1995. Vol. 41. Pp. 199–219.
- Nygaard G. On the productivity of five Danish Waters // Verhandl. Internat. Ver. Limnol. 1955. Vol. 12. Pp. 123–133.
- Odum E. P. Fundamentals of Ecology. Philadelphia; London, 1953. XII + 384 p.
- Odum H. T., Odum E. P. Trophic structure and productivity of a windward coral reef community on Eniwetok Atoll // Ecol. Monographs. 1955. Vol. 25, No. 3. Pp. 291–320.
- Odum H. T. Trophic structure and productivity of Silver Spring // Ecolog. Monographs. Florida, 1957. Vol. 27, Is. 1. Pp. 55–112.

- Ohle W.* Bioactivity, production and energy utilization of lakes // *Limnol. and Oceanogr.* 1956. Vol. I. Pp. 139–149.
- Ohle W.* Diurnal production and destruction rate of phytoplankton in lake // *Rapp et procesverbaux. Conseil perman. internat. explorat. mer.* 1958. Vol. 144. Pp. 129–131.
- OSPAR. Strategies of the OSPAR Commission for protection of the Marine Environment of the North – EAST Atlantic. (Reference number 2003-21) in: *OSPAR Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic: Ministerial Meeting of the OSPAR Commission Bremen: 25 June 2003.* 2003. Vol. Annex 31 (Ref. B–4.2).
- Porcella D. B., Larsen D. P., Peterson S. A.* Index to Evaluate Lake Restoration // *Ser. Information. J. of the Environmental Engineering Division.* 1980. Vol. 106, Is. 6. Pp. 1151–1169.
- Reference Guide on the Use of Indicators for Integrated Coastal Management // *Intern. Oceanogr. Com. of UNESCO.* 2003. Vol. II–VII.
- Rohde W.* Primerproduktion und Seetypen // *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 1958. Vol. 13. Pp. 121–141.
- Shannon C. E., Weaver W.* The Mathematical theory of Communication. Urbana: Illinois Univ. Press, 1963. 247 p.
- Seddon B.* Aquatic macrophytes as limnological indicators // *Freshwater Biol.* 1972. Vol. 2, № 2. Pp. 23–28.
- Shindler D. W.* Carbon, nitrogen and phosphorus and eutrophication of freshwater lakes // *J. Phycol.* 1971. Vol 7, № 4. Pp. 72–84.
- Shindler D. W., Kling H., Schmidt R. W.* [at al.]. Eutrophication of Lake 227 by addition of phosphate and nitrate: 1970, 1971 and 1972 // *J. Fish. Res. Board. Canada.* 1973. Vol. 30, № 10. Pp. 31–48.
- Schwimmer D., Schwimmer M.* Algal and medicine // *Algal and man.* Ed. Jackson D.T., W., 1964. 325 p. Statistica for Windows. Statsoft. 1995.
- Steel J. H.* The structure of marine ecosystem. Harvard Univ. Press, Cambridge, 1974. 128 p.
- Steemann-Nielsen E.* The production of organic matter by the phytoplankton in a danich lake receiving extraordinarily great amounts of nutrient salt // *Hydrobiol.* 1955. Vol. 7. Pp. 68–74.
- Stockner J. G.* Preliminary characteristics of Lakes in the Experimental Lakes. Area north-western Ontario, using occurionces in Sediments // *J. Fish Res. Board.* 1971. Vol. 28, № 2. Canada. Pp. 64–75.
- Tsvetkova L. I., Kopina G. I., Ponomareva V. I., Neverova E. V.* Ecological rating of nutrient discharge with sewage // *Russian-Finnish International Seminar «Purification of domestic and industrial waste waters».* L., 1991.
- Tsvetkova L. I., Alexeev M. I., Neverova-Dziopak E.* Questions of ecological rating of some pollutants in water basin // *VII International Forum: Natural resources of CIS States, Conference Aquaterra.* St. Petersburg, 1999.
- Tsvetkova L., Alexeev M. I., Neverova-Dziopak E.* The calculation of ecologically, permissible discharge for sustainable water management // *Сб. докл. Symp. «Environmental Impact and Water Management in catchment Area Perspective».* Tallin, Estonia: TTU, 2001. Pp. 155–160.
- Tsvetkova L. I., Alexeev M. I.* The Effluents from St. Petersburg influence the environment condition of the Baltic see or not // *World Applied Sciences Journal 23 (Problems of Architecture and Construction).* 2013. Pp. 41–44.
- Tsvetkova L., Neverova-Dziopak E., Alexeev M.* Integral indicator of surface water trophic status «Index of Tropical State». St. Petersburg: Maxi-Print LLC, 2013. Pp. 220–223.
- Thienemann.* Seetypen // *J. Naturwissenschaften.* 1921. Vol. 18. Pp. 343–346.
- UWWT Directive 91/271/EEC. 1991.
- Verduin J.* Primary production in Lakes // *Linnol. and Oceanogr. J.* 1956. Vol. 1, Is. 2. Pp. 85–91.
- Verduin J.* Energy fixation and utilization by natural community in western lake Erie // *Ecology.* 1956. Vol. 37. Pp. 40–50.

Vollenweider R. A. Calculation modes of photosynthesis depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. Mem. Inst. Ital. Idrobiol. 1965. № 18. Pp. 59–73.

Vollenweider R. A. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and flowing Waters. Paris: OECD, Techn. Report, No DAS /CSI/6827. 1968.

Vollenweider R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Report Organism. for Economic Co-operation and Development. Paris, 1970. Pp. 100–118.

Vollenweider R. A., Kerekes I. The Loading concept as Basis for Controlling Eutrophication Philosophy and Preliminary Results of the OECD Program on Eutrophication // Prog. Wat. 1980. Vol. 12. Pp. 5–38.

Vollenweider R. A. Coastal marine eutrophication: principles and control. 1992. 119 p.

Vollenweider R. A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Atlantic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index // Environmetrics. 1998. Vol. 9. Pp. 329–357.

Wasmund E. Die physiologische Bedeutung des limnischen Hydroklimat // Arch. Hydrobiol. 1934. Vol. 27. Pp. 162–198.

Winkler L. W. Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes. Chem. Ber. 1888. Vol. 21. Pp. 2843–2855.

Zdanowski B. Variability of Nitrogen and Phosphorus Contents and Lake Eutrophication // Pol. Arch. Hydrobiol. 1982. Vol. 29, № 3/4. Pp. 541–597.

Xiao-e Yang, Xiang Wu, Hu-lin Hao, Zhen-li He. Mechanism and assessment of water eutrophication // J. of Zhejiang University Science. 2008. № 9(3). Pp. 197–209.

Сведения об авторах

Елена Неверова-Дзиopak – заведующая кафедрой формирования и охраны окружающей среды Краковской горно-металлургической академии, профессор, д-р техн. наук (Краков, Польша).

Elena Neverova-Dziopak – Head of the Department of Environmental Management and Protection, AGH University of Science and Technology, prof., DSc, PhD, Eng. (Krakow, Poland).

Людмила Ивановна Цветкова – профессор кафедры водопользования и экологии Санкт-Петербургского государственного архитектурно-строительного университета, профессор, д-р биолог. наук (Санкт-Петербург, Россия).

Ludmila I. Tsvetkova – professor of the Department of Water Use and Ecology, University of Architecture and Civil Engineering, prof., DSc, PhD (Saint Petersburg, Russia).

Оглавление

Введение	3
Глава 1. Трофический статус как характеристика экологического состояния водных экосистем	5
1.1. История возникновения термина «трофность»	5
1.2. Содержание термина «трофность»	7
1.3. Естественное и антропогенное эвтрофирование поверхностных вод.	10
1.4. Выводы.	16
Глава 2. Оценка трофического состояния водных экосистем	17
2.1. Биотические показатели степени трофности	17
2.2. Абиотические показатели степени трофности.	23
2.3. Индексы трофического состояния поверхностных вод.	33
2.4. Выводы.	47
Глава 3. Разработка интегрального показателя трофности <i>Index of Tropical State (ITS)</i>	48
3.1. Газообмен как показатель биотического баланса водоемов	48
3.2. Материалы и методы исследований	51
3.3. Зависимость величины рН от насыщенности воды кислородом в Невской губе и восточной части Финского залива	54
3.4. Изменения качественного и количественного состава фитопланктона в Невской губе	59
3.5. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом в водоемах различного трофического уровня	62
3.6. Зависимость рН от насыщенности воды кислородом и <i>ITS</i> в водных объектах разного типа	70
3.7. Выводы.	82
Глава 4. Экспериментальные исследования возможности использования <i>ITS</i> для оценки трофического состояния поверхностных вод	84
4.1. Методика экспериментальных исследований	84
4.2. Результаты исследований в закрытых емкостях	89

4.3. Результаты исследований по влиянию на эвтрофирование сточных вод	93
4.4. Влияние аэрации и скорости движения воды на продукционно-деструкционные процессы	99
4.5. Выводы	101
Глава 5. Зависимость эвтрофирования от природных и антропогенных факторов	102
5.1. Характеристика акваторий Невской губы и восточной части Финского залива	102
5.2. Зависимость <i>ITS</i> от абиотических природных факторов в Невской губе и Финском заливе	107
5.3. Зависимость <i>ITS</i> от антропогенных факторов	114
5.4. Выводы	124
Глава 6. Использование <i>ITS</i> для решения прикладных задач	125
6.1. Концепция экологического нормирования биогенных веществ в водных экосистемах	125
6.2. Моделирование процессов эвтрофирования поверхностных вод	131
6.3. Расчеты экологически допустимых концентраций (ЭДК) биогенных веществ	134
6.4. Решение других прикладных задач	141
6.5. Выводы	149
Глава 7. Экономические аспекты использования <i>ITS</i> в экологическом мониторинге поверхностных вод	150
7.1. Исходные данные для расчетов стоимости работ по оценке трофического состояния	150
7.2. Результаты расчетов стоимости работ	152
7.3. Выводы	156
Заключение	157
Библиографический список	160
Сведения об авторах	173

Научное издание

Неверова-Дзюпак Елена
Цветкова Людмила Ивановна

ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Монография

Редактор *Т. В. Середова*
Компьютерная верстка *О. Н. Комиссаровой*

Подписано к печати 02.03.2020. Формат 70×100 ¹/₁₆. Бум. офсетная.

Усл. печ. л. 14,3. Тираж 500 экз. Заказ 17. «С» 3.

Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет.
190005, Санкт-Петербург, 2-я Красноармейская ул., д. 4.

Отпечатано на МФУ. 198095, Санкт-Петербург, ул. Розенштейна, д. 32, лит. А.