

Министерство образования и науки Российской Федерации

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
ВЫСШЕГО ПРОФЕССИОНАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

Г.Т. Фрумин, Жань-Жань Хуан

ВЕРОЯТНОСТНАЯ ОЦЕНКА
ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Методическое пособие



Санкт-Петербург
2012

УДК 556.55

Г.Т. Фрумин, Ж.-Ж. Хуан. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Методическое пособие. СПб.: РГГМУ. – 2012. – 28 с.

Работа выполнена на кафедре экологии Государственного образовательного учреждения высшего профессионального образования «Российский государственный гидрометеорологический университет» при поддержке Министерства образования и науки РФ по гранту 14.В37.21.0651 «Разработка методов квотирования биогенных нагрузок и снижения рисков химического и биологического загрязнения трансграничных водных объектов на основе комплексного анализа данных гидрометеорологического мониторинга».

В методическом пособии систематизированы сведения о количественных методах оценки трофического статуса водных объектов. Предложен новый подход к оценке трофического статуса пресноводных и морских экосистем. Разработана методика вероятностной оценки трофического статуса трансграничных водоемов (на примере Балтийского моря, его субакваторий и Чудского-Псковского озерного комплекса).

Предназначено для студентов, аспирантов и специалистов по окружающей среде и лиц, участвующих в управлении и использовании водных объектов.

© Г.Т.Фрумин, Ж.-Ж. Хуан, 2012

© Российский государственный гидрометеорологический университет, 2012

ВВЕДЕНИЕ

В системе экологической безопасности проблемы, связанные с водой, занимают особое место, среди которых ключевым является дефицит пресных вод. В современных условиях четверть населения мира испытывают водный дефицит, более 1 млрд. жителей планеты не имеют доступа к чистой воде и, по прогнозам, столько же людей к 2025 г. будет проживать в условиях «абсолютного водного голода». По данным Всемирного Водного Совета (ВВС), к 2050 г. около 2/3 населения планеты столкнутся с проблемой дефицита пресноводных ресурсов. Как следствие, аналитики считают, что в XXI веке борьба за природные ресурсы обострится, и прогнозируют на будущее специфические - «водные», «хлебные» и другие «эко - войны». «Дефицит ресурсов станет... причиной конфронтации, конфликтов и войн... Важнейшим видом природных ресурсов станет вода... За то, что мы ранее могли купить за деньги, придется платить кровью» - такова оценка перспектив развития водных отношений в мире одним из высокопоставленных сотрудников Комитета начальников штабов США по делам разведки. «Если в XX веке жидким золотом называли нефть, то в XXI веке это название будет присвоено пресной воде. И так же, как нефть приносила ограниченное процветание определенным районам последние сто лет и вызывала войны и конфликты, ее место займет пресная вода» - вторит ему другой эксперт.

С учетом всех потребностей (промышленность, аграрный и коммунально-бытовой сектора) минимальная норма водных ресурсов на душу населения оценивается приблизительно в 1000 м³/год (по другим данным – 1200), достаточная – в 1700 м³/год.

Проблема дефицита пресной воды становится фактором международной политики. Проблема обеспечения безопасности в регионах с трансграничными речными бассейнами и существующим конфликтом интересов (национальных, межведомственных) требует серьезного к себе отношения. По имеющимся данным, в мире имеется более 260 международных (трансграничных) речных бассейнов, из которых более 70 находится в Европе, 53 - в Азии, 39 - в Северной и Центральной Америке, 38 - в Южной Америке и 60 - в Африке; 155 из них разделены между двумя странами, а более 100 - между тремя и более странами. Около 50 стран имеют более 75 % своей территории в пределах международных речных бассейнов.

Двадцать европейских стран более чем на 10% зависят от водных ресурсов соседних стран, а пять стран получают 75% своих водных ресурсов за счет стран, находящихся вверх по течению [Конвенция ЕЭК ООН., 1992].

В мире за последние полвека в отношении трансграничных водных ресурсов (ТВР) имели место более 500 международных конфликтов и около 40 взаимных претензий на грани конфликтов с применением насилия. Проблемы использования ТВР были источником разногласий при попытках несогласованного строительства ГЭС, переносе загрязнений и других

случаях. В то же время, по данным Института водных проблем (ИВП РАН), за последние 50 лет зафиксированы 1228 совместных инициатив по ТВР. В частности, за этот период заключено более 160 (всего - более 200) соглашений по ТВР. По данным ООН за всю историю человечества заключено более 3600 соглашений, большинство из которых касались судоходства, границ, рыболовства, а с середины XIX века заключено более 400 соглашений, регулирующих использование воды как природного ресурса [Трансграничные..., 2003].

Особенностью Европы является наличие большого количества международных вод - трансграничных и пограничных водных объектов. Проблемы их совместного использования решаются путем заключения соглашений с учетом интересов сторон [ЕВД, Конвенции...]. Евросоюз, осознавая важность сохранения высокого качества воды, разработал Рамочную директиву по воде, направленную на обеспечение к 2015 г. хорошего качества воды во всех водных объектах территории. Достижение этой цели предполагается обеспечить созданием системы комплексного управления водными ресурсами (УВР) на уровне отдельных водосборов (бассейновый подход).

В мире насчитывается более 260 международных речных и более 270 международных подземных водных бассейнов [Рысбеков, 2009].

Для нашей страны вопросы трансграничного сотрудничества в области использования и охраны водных ресурсов чрезвычайно актуальны. Бассейны 70 крупных и средних рек Российской Федерации являются трансграничными. Свыше 40 тыс. км государственной границы Российской Федерации проходит по рекам, озерам и морям.

Использование трансграничных водных объектов на сегодняшний день – одна из самых острых тем в области водных отношений. Неурегулированными до сих пор остаются многие вопросы. Осложняет сотрудничество в сфере охраны трансграничных водных объектов отсутствие единых критериев оценки их состояния.

В данном исследовании в соответствии с его целью «Разработка методов квотирования биогенных нагрузок и снижения рисков химического и биологического загрязнения трансграничных водных объектов на основе комплексного анализа данных гидрометеорологического мониторинга» предпринята попытка создания пространственно-временной базы данных гидрохимического мониторинга содержания биогенных элементов (фосфора общего и азота общего) в Балтийском море и его субакваториях, а также в Чудско-Псковском озерном комплексе.

Выбор вышеуказанных биогенных элементов обусловлен следующим. Среди современных проблем водной экологии центральное место занимает проблема **эвтрофирования**. Эвтрофирование – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных и естественных (природных) факторов. Среди множества биогенных элементов, влияющих на процесс эвтрофирования (азот, кислород, углерод, сера, кальций, калий, хлор, железо,

марганец, кремний и др.), для водоемов умеренной зоны решающую роль играет фосфор. Для морских акваторий – фосфор или азот или их сочетание.

Эвтрофирование представляет собой естественный процесс эволюции водоема. С момента «рождения» водоем в естественных условиях проходит несколько стадий в своем развитии: на ранних стадиях — от ультраолиготрофного до олиготрофного, далее становится мезотрофным и в конце концов водоем превращается в эвтрофный и гиперэвтрофный — происходит «старение» и гибель водоема с образованием болота. Однако под воздействием хозяйственной деятельности этот естественный процесс приобретает специфические черты, становится антропогенным. Резко возрастают скорость и интенсивность повышения продуктивности экосистем. Так, если в естественных условиях эвтрофирование какого-либо озера протекает за время 1000 лет и более, то в результате антропогенного воздействия это может произойти в сто и даже тысячу раз быстрее. Такие крупные водоемы как Балтийское море, озера Эри, Тахо и Ладожское перешли из одного трофического состояния в другое всего за 20–25 лет. Данный процесс охватил многие крупнейшие пресноводные озера Европы, США (Великие Американские озера), Канады и Японии.

По образному выражению Ю. Одум антропогенное эвтрофирование есть «злокачественное увеличение первичной продукции в водоеме». Развитие процесса антропогенного эвтрофирования приводит ко многим неблагоприятным последствиям с точки зрения водопользования и водопотребления (развитие «цветения» и ухудшение качества воды, появление анаэробных зон, нарушение структуры биоценозов и исчезновение многих видов гидробионтов, в том числе ценных промысловых рыб).

Типичная причина эвтрофирования водоемов — увеличение биогенной нагрузки, а типичное последствие - бурное «цветение» цианобактерий с последующим отмиранием их избыточной биомассы, выделением токсинов, нарушением кислородного режима, проявлениями гниения и т.д.

Сине-зеленые водоросли, образующиеся в процессе эвтрофирования, в результате своей жизнедеятельности производят сильнейшие токсины (алкалоиды, низкомолекулярные пептиды и др.), которые сами не используют, но они, попадая в водную толщу, представляют опасность для живых организмов и человека. Токсины могут вызывать цирроз печени, дерматиты у людей, отравление и гибель животных.

По данным мировой статистики, примерно в 40–50% случаев цветения происходит развитие токсигенных цианобактерий. В настоящее время развитие токсигенных цианобактерий приобретает глобальный характер, что обусловлено усилением антропогенного загрязнения водных объектов. Как национальную проблему рассматривают токсичные цветения озер в Англии, Финляндии, Норвегии. В этих странах созданы специальные центры для их изучения и контроля. В литературе описаны наблюдения токсигенных цианобактерий в ряде озер Карелии и в Невской губе.

Проблема эвтрофирования становится всё более актуальной для различных типов водных экосистем. В США в 23 штатах, подавших отчет

агентству по Окружающей Среде (Е.Р.А.) о трофическом состоянии озёр, 45% из обследованных озёр были признаны эвтрофными, 26% мезотрофными и 12% олиготрофными (состояние 17% озёр было указано как «неизвестное»). В водоёмах некоторых европейских государств (например, Нидерландов), индекс эвтрофирования (the Eutrophication Index) составляет около 300, что значительно выше желаемой величины (желаемая величина индекса эвтрофирования около 100) и выше уровня устойчивости (при котором индекс эвтрофирования составляет около 80). Эвтрофирование является серьёзной проблемой также для морских и эстуарных систем. Эвтрофирование усугубляет проблему уменьшения доступности воды [Остроумов, 2001].

Основным ограничивающим фактором эвтрофирования является уменьшение сброса биогенных веществ (в основном фосфора и азота) в водные экосистемы.

Поскольку эвтрофирование водоемов стало серьёзной глобальной экологической проблемой, по линии ЮНЕСКО начаты работы по мониторингу внутренних вод, контролю за эвтрофированием водоемов земного шара [Дмитриев, Фрумин, 2004].

Одним из серьёзных затруднений при оценке последствий антропогенного эвтрофирования водных объектов является то, что благодаря механизмам гомеостаза изменения в функционировании экосистем оказываются на первом этапе незаметными. Чаще такие нарушения сложно отличить от природных вариаций в развитии экосистем. К последним могут быть отнесены сезонные, межгодовые колебания гидродинамических процессов, климатические изменения, циклы развития биоты и другие.

В этой связи оптимальным вариантом предотвращения эвтрофирования является снижение нагрузки на водные объекты (водоемы и водотоки) биогенными элементами.

Особую значимость рассматриваемой проблеме придает наличие на территории России и сопредельных государств трансграничных водных объектов (Чудско-Псковский озерный комплекс, река Нарва, Финский залив, Куршский залив Балтийское море и др.).

Для нашей страны вопросы трансграничного сотрудничества в области использования и охраны водных ресурсов чрезвычайно актуальны. Бассейны 70 крупных и средних рек Российской Федерации являются трансграничными.

1. РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ВЕРОЯТНОСТНОЙ ОЦЕНКИ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

1.1. Критерии оценки трофического статуса водных объектов

Основным критерием оценки трофического статуса является первичная продукция водной экосистемы. О ее значении судят по косвенным измерениям: кислородной и радиоуглеродной модификациям скляночного метода. Недостатками последнего являются: 1) ингибирующий скляночный эффект; 2) потери мелких и мельчайших форм фитопланктона при фильтрации; 3) разрушение клеток фитопланктона при жесткой фильтрации; 4) невозможность правильной оценки деструкции и чистой продукции; 5) недоучет экстрацеллюлярной продукции растительных клеток; 6) погрешность вследствие временной и пространственной изменчивости продукционно-деструкционных характеристик. Пункты 2-5 относятся только к радиоуглеродной модификации, а 1 и 6 к скляночному методу в целом. Поскольку при времени экспозиции, большем 4-6 часов резко сказывается ингибирующий эффект, за сутки можно провести лишь 1-3 измерения. Естественно, дискретные измерения не позволяют выявить внутрисуточной изменчивости продукционно-деструкционных величин.

Недостатков скляночного метода в значительной мере лишен метод измерения первичной продукции и деструкции в режиме непрерывной регистрации (кислородная модификация). Однако он существенно дороже скляночного: требуется сложное оборудование, включающее раму для размещения установки, насос, прозрачные и непрозрачные цилиндрические экспозиционные камеры, датчики измерения концентрации кислорода и температуры воды, штуцеры, шланги, кабели и регистрационный прибор — самописец или, в идеале, ПЭВМ. Для проведения измерений в идеале необходимы стационарные условия (лаборатория, электричество) [Гальцова, Дмитриев, 2007].

Во многих исследованиях развиваются идеи определения продукции на основе косвенных и комплексных методов. Косвенными критериями оценивания являются содержание в воде хлорофилла «а», прозрачность воды, содержание в воде азота общего (TN), фосфора общего (TP) и др.

В последние годы разработаны также комплексные (интегративные) показатели — индексы продуктивности, индексы трофии, энергетический индекс, индекс сопротивления и др., позволяющие идентифицировать трофический статус водоемов (проточных, непроточных, с различной цветностью и др.).

Методы экологического нормирования антропогенных нагрузок на водные экосистемы и рассматриваемые подходы к оценке трофности водоемов требуют выделения основных (оптимальных, репрезентативных) и дополнительных (коррелятивных) параметров оценивания трофности [Андроникова, 1989, Дмитриев, 1995, Дмитриев, Фрумин, 2004].

Расчет параметров, характеризующих трофность и критическое состояние водной экосистемы, возможен в рамках полуэмпирической теории эвтрофирования водоемов. По другой терминологии речь идет о моделях водных экосистем, учитывающих соотношения на «входе - выходе» системы. Основным достижением теории является возможность нахождения для конкретного водного объекта эмпирической связи между Cl «а» и биогеном, лимитирующим первичную продукцию (как правило — фосфором). При этом концентрация общего фосфора (TP) в водоеме рассчитывается по эмпирической зависимости как функция концентрации TP в притоке и времени полного водообмена, или как функция фосфорной нагрузки на водоем, коэффициента удержания, средней глубины и коэффициента условного водообмена. Основным недостатком теории является постулирование лимитации первичного продуцирования органики в водоеме конкретным (одним) биогеном на годовом интервале функционирования экосистемы. В то же время известно, что минимизировать (лимитировать) первичную продукцию в водоеме на различных временных интервалах ее развития в зависимости от совокупности условий среды могут попеременно: освещенность, минеральные формы азота, фосфора, кремния, железа и даже диоксида углерода. Во всех моделях такого типа речь идет о стационарных режимах или межгодовых изменениях водных экосистем [Гальцова, Дмитриев, 2007].

Использование индексов трофии, среди которых наиболее популярным в последние годы является индекс Карлсона [Carlson, 1977] не «сняло» проблему оценки трофности водной экосистемы. Так, например, при изучении глубоких водохранилищ США исследователи использовали 22 индекса (как химических, так и биологических). Одно из водохранилищ Техаса было отнесено ими к классу олиготрофных по 11 индексам, к классу мезотрофных по 4 индексам и к классу эвтрофных по 7 индексам [Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990].

Таким образом, вероятность ошибочной идентификации трофического статуса водоема может быть очень высокой в случаях использования: малоинформативных индексов; одного единственного индекса трофического состояния; индекса или группы индексов, адаптированных для условий одной климатической зоны, для определения трофности водоемов в другой климатической зоне; индексов, полученных для водных экосистем циклического типа, для водных экосистем транзитного типа, а также проведения идентификации трофического статуса водоема по натурным исследованиям одного года (сезона, съемки).

В табл. 1.1. – 1.4. приведены критерии, использующиеся для оценки трофности водных экосистем. Такого рода сводки гидробиологи часто называют нумерическими шкалами [Андроникова, 1989].

Таблица 1.1. Критерии трофности водных экосистем по литературным обобщениям [Дмитриев, 1995]

№	Критерий	Тип трофии				Источник
		Олиготрофия	Мезотрофия	Эвтрофия	Гипертрофия	
1	2	3	4	5	6	7
1	Валовая продукция за год, гС/м ²	10-30 4-40	30-100 40-150	100-300 150-600	>300 >600	Винберг, 1960 Романенко, 1985
2	Продукция фитопланктона, мгС/л·сут.	0,005-0,05	0,05-0,5	0,5-5	>5	Гутельмахер, 1986
3	Максимальная первичная продукция за сутки, гО/м ²	0,5-1,0	1,0-2,5	2,5-7,5	>7,5	Винберг, 1960
4	Чистая первичная продукция, мгС/м ² ·сут.	50-300	250-1000	600-8000	>8000	Likens, 1975
5	Центрация хлорофилла «а», мкг/л	0,1-1,0 <1,5 0,1-1,0 6-16	1-10 1,5-10 1-10 16-60	10-100 10-50 >10 >60	>100 >50 - -	Винберг, 1960 Трифенова, 1979 Бульон, 1983 Цветкова и др., 1988
6	Максимальная концентрация хлорофилла «а» _{max} , мкг/л	<8,0	8-25	25-75	>75	Хендерсон-Селерс, 1990
7	Средняя биомасса фитопланктона за вегетационный период, V_f , мг/л	<1,0 <1,0	1-3 1-3	3-10 3-7	>10 >7	Трифенова, 1979 Милиус, Кывасик, 1979
8	Прозрачность воды по белому диску, H_{sd} , м	>4 11-6 >4 9,9 64-8	2 6 4 4,2 8	<1 <2 <1 <1 2-0,5	- - - - -	Gantbrland, 1931 Thunmark, 1937 Китаев, 1970 Vollenweider, 1980 Carlson, 1977
9	Отношение прозрачности H_{sd} к глубине Н	1,01-2,0	0,51-1,0	0,25-0,5	-	Китаев, 1973

продолжение табл. 1.1						
1	2	3	4	5	6	7
10	Трофический индекс Карлсона, TSI, 100 бал.	0-40	40-60	60-80	>80	Carlson, 1977
11	Индекс трофности, ИТ	20-40	40-60	60-80	>80	Милиус, Кывасик, 1979
12	Ихтиомасса, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40	Китаев, 1984
13	Максимальная концентрация общего фосфора, Р _{Общ} max, мг/л	8,0	26,7	84,4	1200	Хрисанов, Осипов, 1993
14	Концентрация общего фосфора, Р _{Общ} , мкг/л	5-20	5-50	<100	-	Романенко, 1985
15	Максимальная концентрация общего азота, N _{Общ} , max, мг/м ³	661	753	1875	7224 44	Хрисанов, Осипов, 1993
16	Концентрация общего азота, N _{Общ} , мкг/л	5-80	80-500	500-1500	-	Романенко, 1985
17	Отношение концентраций N:P	30-40	25-30	15-25	12-15	Алекин и др., 1985
18	Концентрация минерального фосфора, PO ₄ , мгP/л	<0,01	0,01-0,02	>0,02	-	Thomas, 1959
19	pH летом	6,9-7,2	7,2-8	8-9,5	-	Романенко, 1985
20	Уровень трофности, УТ	2,5-3,5	3,5-4,5	>4,5	-	Цветкова и др., 1988
21	pH при 100% насыщении воды кислородом	7,02±0,33	7,68±0,33	8,34±0,33	-	Цветкова и др., 1988
22	БПК ₅ , мгO ₂ /л	2,3-3,3	3,3-5,5	>5,5	-	Цветкова и др., 1988
23	Концентрация растворенного	95-105	50-155	<50	-	Цветкова и др., 1988

	кислорода, % насыщения					
24	Концентрация кремния, мгSi/л	0,05-0,30	0,30-0,65	>0,65	-	Цветкова и др., 1988

Таблица 1.2. Классификация критериев трофического статуса [Galvez-Cloutier, Sanchez, 2007]

Трофический статус	TP, мкг/л	Хлорофилл <i>a</i> мкг/л		Прозрачность м		TN мкг/л
		среднее	макс.	среднее	макс.	
Критерии OECD						
Ультраолиготрофный	<4	<1	<2,5	>12	>6	-
Олиготрофный	<10	<2,5	<8	>6	>3	-
Мезотрофный	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5	-
Эвтрофный	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7	-
Гипертрофный	>100	>25	>75	<1,5	<0,7	-
Критерии Канады						
Ультраолиготрофный	<4,0	<1,0	<2,5	>12	>6	-
Олиготрофный	4-10	<2,5	<8	>6	>3	-
Мезотрофный	10-20	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5	-
Мезоэвтрофный	20-35	-	-	-	-	-
Эвтрофный	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7	-
Гипертрофный	>100	>25	>75	<1,5	<0,7	-
Критерии Нюренберга						
Олиготрофный	<10	<3,5	-	-	-	<350
Мезотрофный	10-30	3,5-9	-	-	-	350-650
Эвтрофный	31-100	9,1-25	-	-	-	651-1200
Гипертрофный	>100	>25	-	-	-	>1200
Критерии Квебека						
Олиготрофный	4-10	1-3	-	12-5	-	-
Мезотрофный	10-30	3-8	-	5-2,5	-	-
Эвтрофный	30-100	8-25	-	2,5-1	-	-
Гипертрофный	-	-	-	-	-	-
Критерии Швеции						
Олиготрофный	<15	<3	-	>3,96	-	<400
Мезотрофный	15-25	3-7	-	2,43-3,96	-	400-600
Эвтрофный	25-100	7-40	-	0,91-2,43	-	600-1500
Гипертрофный	>100	>40	-	<0,91	-	>1500

Таблица 1.3. Граничные средние значения концентрации хлорофилла «а» в водоемах разного трофического состояния, мг/м³ [Jones, Rast, Lee, 1979]

Трофические условия	Сакомото (Sakomoto), 1966 г.	NAS, 1973 г.	Добсон (Dobson) и др., 1974 г.	USEFA, 1974 г.	Раст, Ли (Rast, Lee), 1978 г.
Олиготрофные	0,3-2,5	0-4	0-4,3	<7	0-2
Мезотрофные	1-15	4-10	4,3-8,8	7-12	2-6
Эвтрофные	15-140	>10	>8,8	<12	>6

Таблица 1.4. Фиксированные категории трофического состояния [OECD, 1982]

Трофическое состояние	Среднее поступление фосфора, мг/м ³	Хлорофилл «а», мг/м ³		Глубина видимости диска Секки, м	
		среднее содержание	максимальное содержание	осредненная	минимальная осредненная
Ультраолиготрофное	≤4,0	≤1,0	<2,5	≥12,0	≥6,0
Олиготрофное	≤10,0	≤2,5	≤8,0	>6,0	≥3,0
Мезотрофное	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Эвтрофное	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Гипертрофное	>100	≥25	>75	<1,5	<0,7

Для морских вод в работе [Wallin, 1990] предложена классификация трофического статуса, базирующаяся на данных о глубине видимости диска Секки, содержании хлорофилла и концентрациях азота общего (табл. 1.5.).

Особый интерес представляет классификация трофического статуса водных объектов с различной соленостью [Håkanson et al., 2007], приведенная в табл. 1.6.

При анализе данных, приведенных в табл. 1.6., обращает на себя внимание тот факт, что трофический статус водного объекта, характеризуемый содержанием хлорофилла «а», не зависит от солености.

Таблица 1.5. Трофические характеристики прибрежных зон, меньших 15 км² в Центральной Балтике [Wallin, 1990]

Трофический статус	Глубина видимости диска Секки, м	Концентрация хлорофилла, мг/м ³	Концентрация азота общего, мг/л
Олиготрофный	>6	<1	<250
Мезотрофный	3-6	1-3	250-350
Эвтрофный	1,5-3	3-5	350-450
Гиперэвтрофный	<1,5	>5	>450

Таблица 1.6. Трофические характеристики водных объектов с различной соленостью [Håkanson et al., 2007]

Трофический статус	Соленость < 5 ⁰ / ₀₀			
	*SD, м	Chl «a», мкг/л	TN, мкг/л	TP, мкг/л
Олиготрофный	>11,5	<2	<180	<7
Мезотрофный	<11,5	2-6	180-380	7-20
Эвтрофный	<3,9	6-20	380-870	20-65
Гипертрофный	<1,4	>20	>87	>65
Соленость 5-20 ⁰ / ₀₀				
Олиготрофный	>28	<2	<220	<9
Мезотрофный	<28	2-6	220-400	9-21
Эвтрофный	<7,5	6-20	400-920	21-70
Гипертрофный	<2	>20	>920	>70
Соленость >20 ⁰ / ₀₀				
Олиготрофный	>28	<2	<220	<9
Мезотрофный	>7,5	2-6	220-470	9-27
Эвтрофный	>2,0	6-20	4700-1090	27-90
Гипертрофный	>0,9	>20	>1090	>90

Примечание. *SD – глубина видимости диска Секки.

Таким образом, существующие классификации трофического статуса водных объектов ориентированы на разные показатели и их комплексы. Несомненно, было бы крайне полезным совместно опробовать их на ряде водоемов для установления достоверного, наиболее эффективного и дешевого метода определения трофического статуса водоемов. Очевидно, наиболее надежный метод определения эвтрофирования водоемов состоит в отказе от использования фиксированных категорий.

В связи с изложенным, по нашему мнению, определенные перспективы могут быть связаны с разработкой вероятностной оценки трофического статуса водных объектов [Фрумин, Хуан, 2011; Фрумин, Хуан, 2012; Frumin, Khuan, 2012; Frumin, Khuan, 2012; Frumin, Khuan, 2012].

1.2. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов

Для оценки трофического статуса озер был использован вероятностный подход, ранее разработанный ОЭРК (Организация экономического развития и кооперации), и базирующийся на данных о содержании фосфора общего, средней концентрации хлорофилла «а» и средней глубине видимости диска Секки. Для оценки уровня трофности были использованы пять градаций: $\mu_{УО}$ – вероятность ультраолиготрофного состояния, $\mu_{О}$ – вероятность олиготрофного состояния, $\mu_{М}$ – вероятность мезотрофного состояния, $\mu_{Э}$ – вероятность эвтрофного состояния и $\mu_{ГТ}$ – вероятность гипертрофного состояния. Кривые вероятностной классификации трофического статуса озер, разработанные ОЭРК, были аппроксимированы аналитическими зависимостями (рис. 1.1.-1.3. и табл. 1.7.). Это обусловлено тем, что использование вероятностных кривых не очень удобно, поскольку не позволяет давать точные оценки трофических состояний.

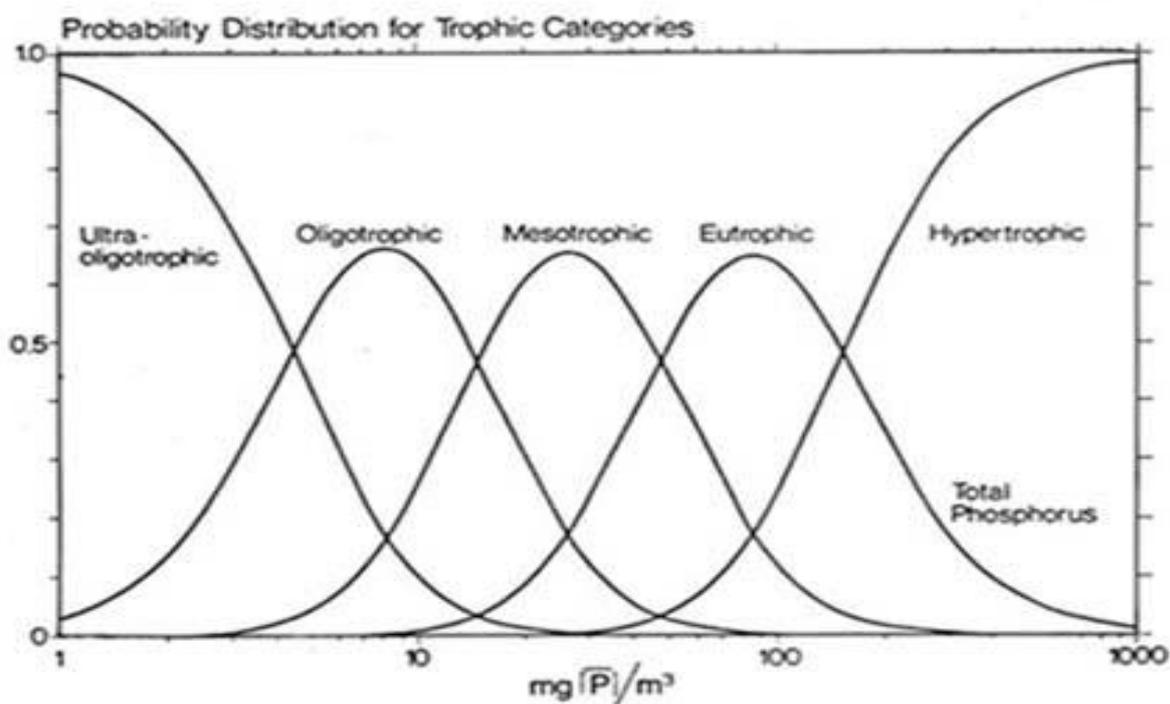


Рисунок 1.1. Вероятностная классификация для установления трофического статуса по содержанию фосфора общего

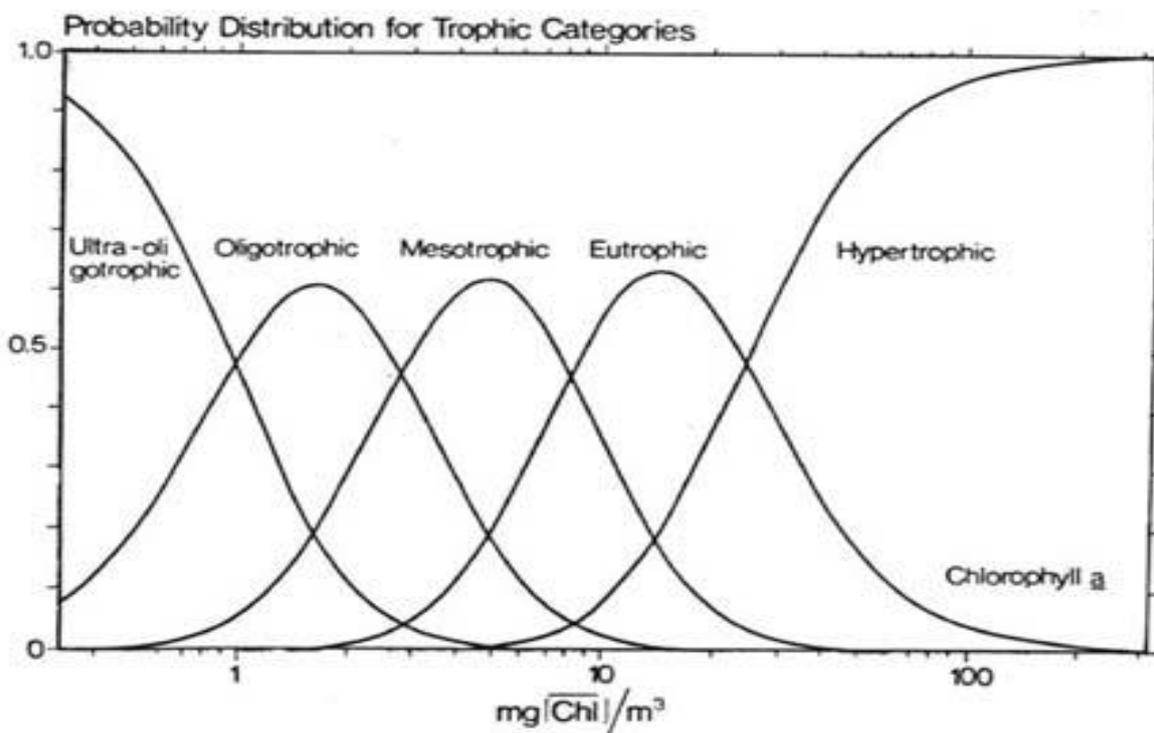


Рисунок 1.2. Вероятностная классификация для установления трофического статуса по содержанию хлорофилла «а»

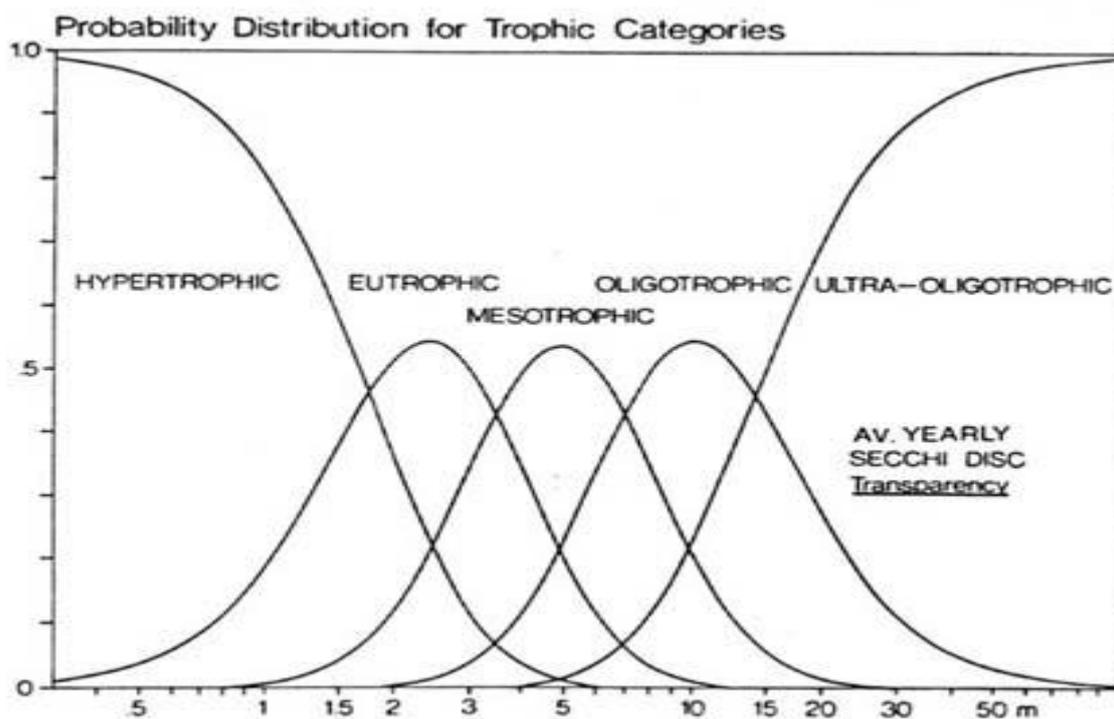


Рисунок 1.3. Вероятностная классификация для установления трофического статуса по глубине видимости диска Секки

Общий вид зависимости для вероятностных кривых, приведенных на рис. 1.1.-1.3., соответствует функции с двусторонним ограничением, которая имеет следующий вид (функция желательности Харрингтона с двусторонним ограничением в общем виде):

$$\mu(x) = e^{-z^2(x)} \quad (1.1)$$

Вид функции $z(x)$ отличается от классического представления функции Харрингтона:

$$z(x) = \frac{\ln(x) - \ln(x_{\max})}{\ln(x_{\max}) - \ln(x_{\text{right}})}, \quad (1.2)$$

где x_{\max} – значение x для максимума функции желательности, x_{right} – значение x для крайней правой точки перегиба.

Поскольку максимум для функций с двусторонним ограничением равен 0,66, она принимает вид:

$$\mu(x) = 0.66 \cdot e^{-z^2(x)} \quad (1.3)$$

Функции с односторонним ограничением являются частными случаями функции желательности Харрингтона и имеют вид:

Для ультраолиготрофных водных объектов: $\mu(x) = 1 - e^{-e^{U(x)}}$ (1.4)

Для гипертрофных водных объектов: $\mu(x) = e^{-e^{U(x)}}$ (1.5)

где $U(x) = \frac{(-x + x_{cp})}{A}$, x_{cp} – точка перегиба функции, A – чувствительность функции.

Значения констант для функций были найдены вручную, методом подбора по исходным данным. Для функций с двусторонним ограничением их значения приведены в табл. 1.7., а для функций односторонним ограничением – в табл. 1.8.

Таблица 1.7. Значения констант для функций с двусторонним ограничением

	Вероятность олиготрофного статуса, μ_o	Вероятность мезотрофного статуса, μ_m	Вероятность эвтрофного статуса, μ_e
X_{\max}	12	43	150
X_{right}	35	86	435

Таблица 1.8. Значения констант для функций с односторонним ограничением

	Вероятность ультраолиготрофного статуса, μ_{yo}	Вероятность гипертрофного статуса, $\mu_{гт}$
$X_{\text{перегиба}}$	5,5	200
Чувствительность	2	130

Константы можно корректировать, изменяя их значения в ячейках, при этом будет изменяться и вид графиков.

Критерием подбора была минимизация суммы модулей разности для значений функции в точке x и её известных значений. Для функций с односторонним ограничением оптимизация не проводилась.

Поскольку константы подбирались вручную, может иметь место некоторые расхождения в исходных данных и значениях функций. Более точный подбор коэффициентов может быть проведен несколькими путями:

- 1) Экспертное указание наиболее желательных значений для содержания рассматриваемого показателя (X_{max}) и вычисление или подбор коэффициентов X_{right} по массиву данных.
- 2) Аппроксимация данных пользовательской функцией с помощью программы MathCAD процедурой GENFIT.

Аналитические зависимости для расчетов вероятности трофического состояния водного объекта приведены в табл. 1.9-1.11.

Во всех случаях должно выполняться следующее:

$$\mu_{yo} + \mu_o + \mu_m + \mu_z + \mu_{гт} = 1 \text{ или } 100\% \quad (1.6.)$$

Таблица 1.9. Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям хлорофилла «а» (мг/м^3)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(x) = 1 - e^{-e^{\frac{(-x^{0.9} + (0.7)^{0.9})}{(0.4)^{0.9}}}}$
Олиготрофный	$\mu(x) = 0.62 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x) - \ln(1.5)}{\ln(1.5) - \ln(4.7)}\right)^2}$
Мезотрофный	$\mu(x) = 0.62 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x) - \ln(4.7)}{\ln(4.7) - \ln(15)}\right)^2}$

Эвтрофный	$\mu(x) = 0.62 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(15)}{\ln(15)-\ln(43)}\right)^2}$
Гипертрофный	$\mu(x) = e^{-e^{\frac{(-x^{0.5}+(21)^{0.5})}{(2.4)^{0.5}}}}$

Таблица 1.10. Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год величинам прозрачности по диску Секки (м)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(x) = e^{-e^{\frac{(-x^{0.6}+(13)^{0.6})}{(1.8)^{0.6}}}}$
Олиготрофный	$\mu(x) = 0.53 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(11)}{\ln(11)-\ln(24)}\right)^2}$
Мезотрофный	$\mu(x) = 0.55 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(5)}{\ln(5)-\ln(11)}\right)^2}$
Эвтрофный	$\mu(x) = 0.53 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(2.3)}{\ln(2.3)-\ln(5)}\right)^2}$
Гипертрофный	$\mu(x) = 1 - e^{-e^{\frac{(-x^{0.9}+(1.4)^{0.9})}{(0.6)^{0.9}}}}$

Таблица 1.11. Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям фосфора общего (мг/м³)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{yo}} = 1 - \exp\{-\exp[-0,357 \cdot (\text{TP}) + 1,25]\}$
Олиготрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{o}} = 0.66 \cdot \exp\{-[-0,947 \cdot \ln(\text{TP}/8)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{m}} = 0.66 \cdot \exp\{-[-0,995 \cdot \ln(\text{TP}/26)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{э}} = 0.66 \cdot \exp\{-[-0,964 \cdot \ln(\text{TP}/89)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{гт}} = \exp\{-\exp[-0,0123 \cdot (\text{TP}) + 1,65]\}$

Для иллюстрации усовершенствованного нами метода были рассчитаны вероятности трофического статуса некоторых озер, расположенных на территориях разных государств и в различных

географических зонах (табл. 1.12.), Рижского залива Балтийского моря (табл. 1.13) и некоторых бухт (табл. 1.14.).

Таблица 1.12. Вероятности трофического статуса пресноводных озер по содержанию фосфора общего, %

Озеро	Государство	TP, мг/м ³	μ_{yo}	μ_o	μ_m	$\mu_э$	$\mu_{ГТ}$
Ладожское	Россия	11	5	60	32	2	1
Онежское	Россия	12	3	57	37	2	1
Псковское	Россия	85	0	0	17	67	16
Ильмень	Россия	90	0	0	14	67	19
Нарочь	Белоруссия	16	0	43	52	4	1
Akan	Япония	32	0	12	63	24	1
Hjalmaren	Швеция	43	0	5	51	40	4
Poyang	Китай	97	0	0	12	66	22
Dongting	Китай	119	0	0	7	62	31
Taihu	Китай	52	0	3	41	50	6
Hongze	Китай	140	0	0	5	55	40
Chaohu	Китай	105	0	0	10	65	25

Таблица 1.13. Вероятности трофического статуса Рижского залива Балтийского моря по содержанию хлорофилла «а»

Год	Chl «а», мг/м ³	μ_o	μ_m	$\mu_э$	Трофический статус
1998	5,2	0,17	0,62	0,21	мезотрофно-эвтрофный
1999	4,0	0,30	0,60	0,10	мезотрофно-олиготрофный
2000	6,4	0,12	0,57	0,31	мезотрофно-эвтрофный
2001	4,7	0,21	0,61	0,18	мезотрофно-олиготрофный
2002	5,2	0,17	0,62	0,21	мезотрофно-эвтрофный
2003	5,4	0,17	0,61	0,22	мезотрофно-эвтрофный
2004	6,0	0,14	0,59	0,27	мезотрофно-эвтрофный
2005	5,7	0,15	0,60	0,25	мезотрофно-эвтрофный
2006	6,1	0,13	0,58	0,29	мезотрофно-эвтрофный
1998-2006	5,4	0,17	0,61	0,22	мезотрофно-эвтрофный

Как следует из табл. 1.13, при средней за период 1998-2006 гг. концентрации хлорофилла «а» в Рижском заливе Балтийского моря 5,4 мг/м³ предполагается, что имеется приблизительно 61%-ная вероятность

включения залива в класс мезотрофных акваторий и только 22%-ная вероятность того, что акватория является эвтрофной. С другой стороны, имеется намного меньшая вероятность того, что акватория может быть отнесена к олиготрофному (17%) трофическому статусу.

Таблица 1.14. Вероятности трофического статуса бухт по содержанию хлорофилла «а»

Бухта	Chl «а», мг/м ³	μ_{y0}	μ_0	μ_m	μ_z	Трофический статус
Кильская	1,9	0,09	0,59	0,26	0,06	олиготрофно-мезотрофный
Любекская	1,5	0,18	0,62	0,16	0,04	олиготрофно-ультраолиготрофный
Мекленбургская	1,5	0,18	0,62	0,16	0,04	олиготрофно-ультраолиготрофный
Одерская	3,0	0,01	0,43	0,50	0,06	мезотрофно-олиготрофный

1.3. Методика вероятностной оценки трофического статуса трансграничных водоемов (на примере Балтийского моря, его субакваторий и Чудско-Псковского озерного комплекса)

1.3.1. Область применения

Настоящая методика устанавливает метод проведения расчетов вероятностной оценки трофического статуса трансграничных пресноводных и морских экосистем.

Методика предназначена для научных и научно-исследовательских организаций, осуществляющих обработку результатов мониторинга водных объектов.

Методика распространяется на наблюдения за трофическим статусом водных объектов, пересекающих границу сопредельных государств и расположенных на ней.

1.3.2. Термины и определения

Трансграничные воды – поверхностные и подземные воды, которые обозначают, пересекают границы между двумя и более государствами и расположены на таких границах; в тех случаях, когда трансграничные воды впадают непосредственно в море, пределы таких трансграничных вод ограничиваются прямой линией, пересекающей их устье между точками, расположенными на линии малой воды на их берегах [Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. Хельсинки. 17 марта 1992 г. – ООН, 1992. – 23 с.].

Трансграничное воздействие – любые значительные вредные последствия, возникающие в результате антропогенного изменения состояния трансграничных вод источником, расположенным полностью или частично на территории сопредельного государства, для окружающей среды на территории другого сопредельного государства [РД 52.24.508-96].

Трофический статус водного объекта (трофность) — характеристика водоема по его биологической продуктивности, обусловленной содержанием биогенных элементов; в порядке усиления трофических свойств продуктивности водного объекта: ультраолиготрофность, олиготрофность, мезотрофность, эвтрофность, гипертрофность.

Эвтрофирование вод — повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под воздействием антропогенных или естественных (природных) факторов.

Вероятность (вероятностная мера) — численная мера возможности наступления некоторого события.

Акватория - участок водной поверхности, ограниченный естественными, искусственными или условными границами.

Хлорофилл - зелёный пигмент, обуславливающий окраску хлоропластов растений в зелёный цвет.

Прозрачность воды в гидрологии и океанологии — это отношение интенсивности света, прошедшего через слой воды, к интенсивности света, входящего в воду. Прозрачность воды — величина, косвенно обозначающая количество взвешенных частиц и коллоидов в воде. Классический полевой метод определения прозрачности в глубоких водоемах — по глубине исчезновения из вида плоского диска белой или чёрно-белой окраски диаметром 20-40 см (диска Секки).

1.3.3. Общие положения

1. Настоящая методика должна быть сопряжена с «Методическими указаниями по организации и функционированию подсистемы мониторинга состояния трансграничных поверхностных вод суши» [РД 52.24.508-96].

2. Расчет вероятностной оценки трофического статуса трансграничных водоемов должен периодически проводиться с целью установления оптимальной степени очистки, режима и условий сброса сточных вод, при которых трофический статус водоема будет удовлетворять установленным или планируемым нормам.

3. Расчетам подлежат данные мониторинга водных объектов, пересекающих границу сопредельных государств, обозначающие такую границу (например, Чудско-Псковский озерный комплекс, Балтийское море и его субакватории).

4. Для поверхностных вод суши (озер, водохранилищ) расчеты вероятностей их трофического статуса необходимо проводить, используя средние за год концентрации фосфора общего (TP), хлорофилла «а» (Chl «а») или средние за год величины прозрачности воды по диску Секки.

5. Для морских вод расчеты вероятностей их трофического статуса необходимо проводить, используя данные о средних за год концентрациях хлорофилла «а» (Chl «а»).

1.3.4. Основные расчетные зависимости

1. На первом этапе расчетов необходимо провести математико-статистический анализ исходных данных мониторинга для исключения непоказательных экстремальных значений [РД 52.24.622-2001]. Для этого рассчитывают величины I' и I'' по формулам:

$$I' = (C_{\max} - C_{\text{cp}})/\sigma, \quad (1.7)$$

$$I'' = (C_{\text{cp}} - C_{\min})/\sigma, \quad (1.8)$$

где C_{cp} , C_{\max} , C_{\min} – соответственно средняя, максимальная и минимальная концентрации индикаторного показателя трофического статуса (фосфор общий, хлорофилл «а», глубина видимости диска Секки) за рассматриваемый период; σ - среднеквадратическое отклонение значений концентраций вещества.

В том случае, если $I' > I_{\text{н}}$ или $I'' > I_{\text{н}}$ (где $I_{\text{н}}$ - нормативное значение, определяемое по табл. 1.15.), то взятое для анализа экстремальное значение концентрации вещества исключается из рассматриваемого ряда данных.

Таблица 1.15. Предельные значения $I_{\text{н}}$ [РД 52.24.622-2001]

n	$I_{\text{н}}$	n	$I_{\text{н}}$	n	$I_{\text{н}}$	n	$I_{\text{н}}$
3	1,150	10	2,180	17	2,480	50	2,860
4	1,460	11	2,230	18	2,500	200	3,076
5	1,670	12	2,290	19	2,530	250	3,339
6	1,820	13	2,330	20	2,560	500	3,528
7	1,940	14	2,370	25	2,635	-	-
8	2,030	15	2,410	30	2,696	-	-
9	2,110	16	2,440	40	2,792	-	-

В табл. 1.15 в интервале от $n = 50$ до $n = 500$ отсутствуют дискретные значения $I_{\text{н}}$ для ряда величин n . Для устранения этого недочета нами было выявлено следующее уравнение

$$I_{\text{н}} = 2,8266 + 0,0015n \quad (1.9)$$

Формула (1.9) используется для расчетов значений $I_{\text{н}}$ при различных значениях n в интервале 50-500.

2. Для расчетов вероятностей трофических статусов поверхностных вод суши (озер, водохранилищ) рекомендуется использовать аналитические зависимости, приведенные в табл. 1.16.- 1.18.

Таблица 1.16. Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям фосфора общего (мг/м³)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{yo}} = 1 - \exp\{-\exp[-0,357 \cdot (\text{TP}) + 1,25]\}$
Олиготрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{o}} = 0,66 \cdot \exp\{-[-0,947 \cdot \ln(\text{TP}/8)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{м}} = 0,66 \cdot \exp\{-[-0,995 \cdot \ln(\text{TP}/26)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{э}} = 0,66 \cdot \exp\{-[-0,964 \cdot \ln(\text{TP}/89)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{гт}} = \exp\{-\exp[-0,0123 \cdot (\text{TP}) + 1,65]\}$

Таблица 1.17. Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям хлорофилла «а» (мг/м³)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)_{\text{yo}} = 1 - \exp\{-\exp[-2,281 \cdot (\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)^{0,9} + 1,6547]\}$
Олиготрофный	$\mu(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)_{\text{o}} = 0,62 \cdot \exp\{-[-0,8757 \cdot \ln(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle/1,5)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)_{\text{м}} = 0,62 \cdot \exp\{-[-1,0037 \cdot \ln(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle/4,8)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)_{\text{э}} = 0,62 \cdot \exp\{-[-0,9495 \cdot \ln(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle/15)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)_{\text{гт}} = \exp\{-\exp[-0,6455 \cdot (\text{Chl}\langle\text{a}\rangle)^{0,5} + 2,958]\}$

Таблица 1.18. Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год величинам прозрачности воды по диску Секки (SD)(м)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(\text{SD})_{\text{yo}} = \exp\{-\exp[(-0,7028 \cdot \text{SD}^{0,6} + 3,275)]\}$
Олиготрофный	$\mu(\text{SD})_{\text{o}} = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2818 \cdot \ln(\text{SD}/11)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(\text{SD})_{\text{м}} = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2683 \cdot \ln(\text{SD}/5)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(\text{SD})_{\text{э}} = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2878 \cdot \ln(\text{SD}/2,3)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(\text{SD})_{\text{гт}} = 1 - \exp\{-\exp[-1,5837 \cdot (\text{SD})^{0,9} + 2,144]\}$

3. Для расчетов вероятностей трофических статусов морских вод или их субэкваторий рекомендуется использовать только аналитические зависимости, приведенные в табл. 1.17., то есть по данным о средних за год концентрациях хлорофилла «а».

1.3.5. Примеры расчетов вероятностей трофических статусов трансграничных водных объектов

1. В работе [Thamm et al., 2004] приведена схема распределения концентраций хлорофилла «а» в различных акваториях Балтийского моря в поверхностном слое (0-10 м) в 1997 г. (рис. 1.4.). Необходимо рассчитать вероятности трофических статусов акваторий.

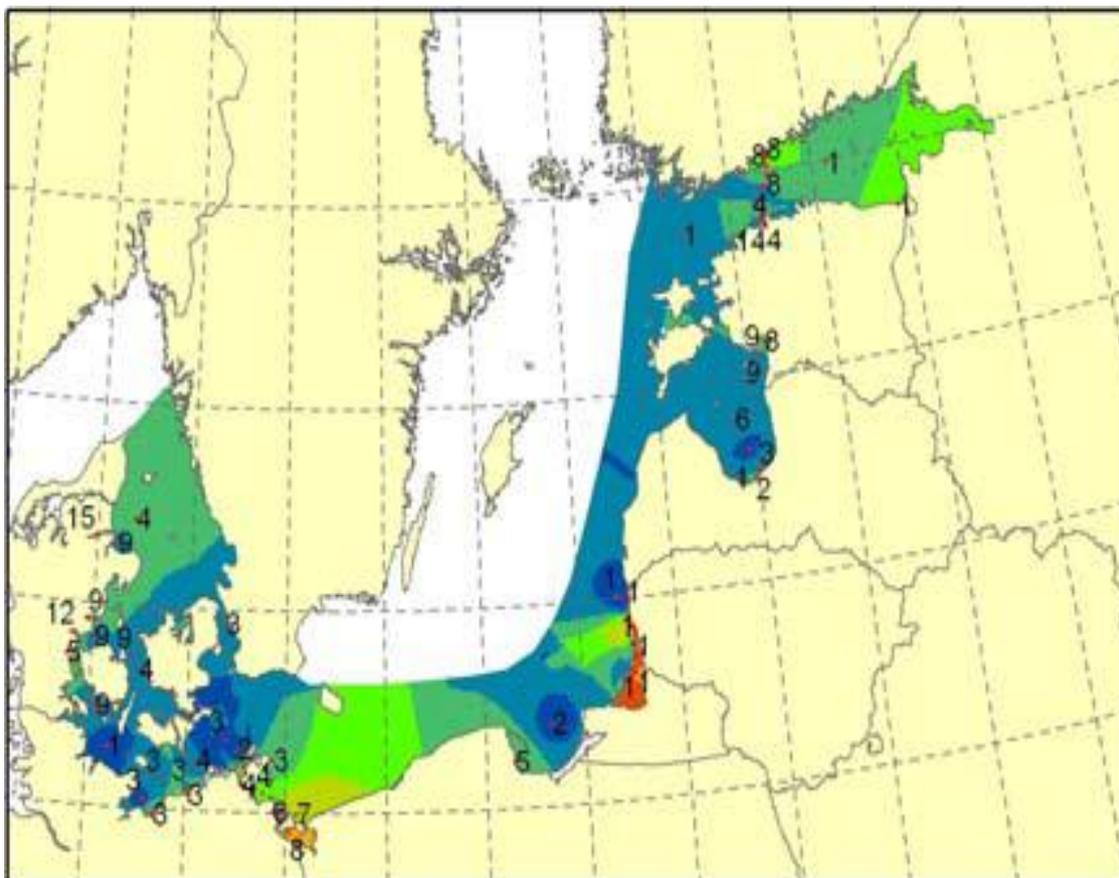
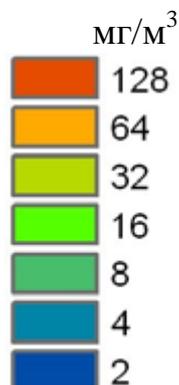


Рисунок 1.4. Распределение хлорофилла «а» по различным акваториям Балтийского моря в 1997 г.



Для расчетов используем аналитические выражения, приведенные в табл. 1.17. Результаты расчетов приведены в табл. 1.19.

Таблица 1.19. Вероятностная оценка трофического статуса субакваторий Балтийского моря в 1997 г. по данным о среднесезонных (июнь-сентябрь) концентрациях хлорофилла «а» (мг/м³)

	$\mu_{\text{во}}$	μ_0	$\mu_{\text{м}}$	μ_3	$\mu_{\text{гт}}$
	0,00	0,00	0,00	0,01	0,99
	0,00	0,00	0,00	0,10	0,90
	0,00	0,00	0,02	0,37	0,61
	0,00	0,00	0,15	0,62	0,23
	0,00	0,06	0,67	0,43	0,04
	0,00	0,27	0,60	0,13	0,00
	0,08	0,59	0,30	0,03	0,00

2. В работе [Фрумин, Басова, 2007] приведены данные о распределении хлорофилла «а» в центральной части Невской губы восточной части Финского залива с июня по сентябрь с 1984 г. по 2005 г. Необходимо рассчитать вероятности трофического статуса этой акватории в годы наименьших и наибольших концентраций хлорофилла «а», а также при усреднении содержания хлорофилла «а» за весь вышеуказанный период.

Для расчетов используем аналитические выражения, приведенные в табл. 1.17. Результаты расчетов приведены в табл. 1.20.

Таблица 1.20. Вероятностная оценка трофического статуса Невской губы по содержанию хлорофилла «а»

Год	Chl «а», мг/м ³	μ_0	$\mu_{\text{м}}$	μ_3	$\mu_{\text{гт}}$	Трофический статус
1987	3,7	0,33	0,57	0,10	0,00	мезотрофно-олиготрофный
2000	17,7	0,01	0,11	0,60	0,28	эвтрофно-гипертрофный
1984-2005	7,7	,08	,50	,42	,00	мезотрофно-эвтрофный

Как следует из приведенных данных, в 1987 г. трофический статус центральной части Невской губы может быть охарактеризован как мезотрофно-олиготрофный при минимальном содержании хлорофилла «а» (3,7 мг/м³), в 2000 г. – как эвтрофно-гипертрофный при максимальном содержании хлорофилла «а» (17,7 мг/м³), а в целом за весь период наблюдений с 1984 г. по 2005 г. – как мезотрофно-эвтрофный при средней концентрации хлорофилла «а» (7,7 мг/м³).

3. По результатам мониторинга Нарвского водохранилища провести расчеты его трофического статуса по данным о видимости диска Секки. Для

расчетов используем аналитические выражения, приведенные в табл. 1.18. Результаты расчетов приведены в табл. 1.21.

Таблица 1.21. Вероятностная оценка трофического статуса Нарвского водохранилища по глубине видимости диска Секки

Год	SD, м	$\mu_э$	$\mu_{гт}$	Трофический статус
2007	0,35	0,01	0,99	гипертрофный
2008	0,44	0,02	0,98	гипертрофный
2009	0,48	0,02	0,98	гипертрофный
2010	0,40	0,01	0,99	гипертрофный

4. По результатам мониторинга трансграничного Чудско-Псковского озерного комплекса провести расчеты трофических состояний отдельных озер по данным о концентрациях фосфора общего в 2010 г. Для расчетов используем аналитические выражения, приведенные в табл. 1.16. Результаты расчетов приведены в табл. 1.22.

Таблица 1.22. Вероятностная оценка трофического статуса трансграничного Чудско-Псковского озерного комплекса в 2010 г. по содержанию фосфора общего

Озеро	TP, мг/м ³	$\mu_о$	$\mu_м$	$\mu_э$	$\mu_{гт}$	Трофический статус
Псковское	85	0,00	0,17	0,67	0,16	эвтрофно-мезотрофное
Теплое	101	0,00	0,11	0,65	0,24	эвтрофно-гипертрофное
Чудское	48	0,04	0,45	0,46	0,05	эвтрофно-мезотрофное

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов: Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Л., 1989.
2. Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем. Учебное пособие. СПб.: СПбГУ, РГГМУ, 2007. – 364 с.
3. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем. СПб.: СПбГУ, 1995. – 215 с.
4. Дмитриев В.В., Фруммин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: СПбГУ, РГГМУ, 2004. – 294 с.
5. Конвенция ЕЭК ООН по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер 1992 года.
6. Остроумов С.А. Синэкологические основы решения проблемы эвтрофирования // ДАН. 2001, том 381. №5. С.709-712.
7. РД 52.24.508-96. Методические указания «Организация и функционирование подсистемы мониторинга состояния трансграничных поверхностных вод суши».
8. РД 52.24.622-2001. Методические указания «Проведение расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков».
9. Рысбеков Ю.Х. Трансграничное сотрудничество на международных реках: проблемы, опыт, уроки, прогнозы экспертов // Под ред. В.А. Духовного. Ташкент: НИЦ МКВК, 2009. – 203 с.
10. Трансграничное водное сотрудничество в новых независимых государствах. Москва, 31 марта – 1 апреля 2003. Научно-методический центр профсоюза работников АПК, поселок «Московский».
11. Фруммин Г.Т., Басова С.Л. Новый подход к оценке состояния водных объектов // Экологическая химия. Т.16. Выпуск 1. 2007. – С. 1-8.
12. Фруммин Г.Т., Хуан Жань-жань. Вероятностная оценка трофического состояния озер Китая. Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: тезисы докладов IV Международной научной конференции, 12-17 сент. 2011 г., Минск – Нарочь / Белорусский государственный университет. Минск: Изд. центр БГУ, 2011. – С. 189-190.
13. Фруммин Г.Т., Хуан Жань-жань. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Материалы Международной научно-практической конференции «ГЕОРИСК-2012». Том II. М.: РУДН, 2012. – С. 280-284.
14. Хендерсое-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 280 с.
15. Håkanson L., Bryhn A.C., Blenckner T. Operational Effect Variables and Functional Ecosystem Classifications – a Review on Empirical Models for Aquatic Systems along a Salinity Gradient // Internat. Rev. Hydrobiol. 92, 2007, 3, 326-357.

16. *Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan.* Probability Estimation of the Trophic Status of freshwater Lakes in China. Abstract Book of the V International Conference – Symposium Ecological Chemistry 2012, pp.39-40.
17. *Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan.* Trophic Status of Lakes in China. PROCEEDINGS BOOK of INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL HEALTH 2012. 29th May - 1st June 2012, Lisbon, Portugal, Lisbon College of Health Technology. Polytechnical Institute of Lisbon. PP. 62-63.
18. *Frumin Grigory and Zhan-zhan Khuan Zhan-zhan.* Probability Estimation of the Trophic Status of Lakes // Journal of Environmental Science and Engineering A 1 (2012) 499-509.
19. *Galvez-Cloutier R., Sanchez M.* Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada. Monitoring and Recommendations // Water Qual. Res. J. Canada, 2007. Volume 42, No. 4, 252-268.
20. *Jones, R.A., W. Rast, G.F. Lee.* 1979. Relationship between summer mean and maximum chlorophyll a concentration in lakes // Environ. Sci. And Tech. 13(7): 869-870.
21. OECD, 1982, Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control, OECD, Paris, 154 pp. Ch. 7, 8, 9.
22. *Thamm R., Schernewski G., Wasmund N. & Neumann T.* Spatial phytoplankton pattern in the Baltic Sea. Baltic Sea Typology Coastline Reports 4(2004), 85-109.
23. *Wallin, M.,* 1990. Eutrophication of coastal waters – load models for nutrients (in Swedish). Uppsala university, UNGI Report. 225 p.

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
1. РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ВЕРОЯТНОСТНОЙ ОЦЕНКИ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ	7
1.1. Критерии оценки трофического статуса водных объектов	7
1.2. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов	14
1.3. Методика вероятностной оценки трофического статуса трансграничных водоемов (на примере Балтийского моря, его субакваторий и Чудско-Псковского озерного комплекса)	20
1.3.1. Область применения	20
1.3.2. Термины и определения	20
1.3.3. Общие положения	21
1.3.4. Основные расчетные зависимости	22
1.3.5. Примеры расчетов вероятностей трофических статусов трансграничных водных объектов	24
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	27