



МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ
ФЕДЕРАЦИИ

федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение

высшего образования

«РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

Кафедра Экологии и биоресурсов

ВЫПУСКНАЯ КВАЛИФИКАЦИОННАЯ РАБОТА

Бакалаврская работа

На тему Мониторинг трофического статуса и качества воды озер Приладожья

Исполнитель Фоминых Илья Сергеевич

Руководитель кандидат биологических наук

Мандрыка Ольга Николаевна

«К защите допускаю»

Заведующий кафедрой _____

кандидат географических наук, доцент

Дроздов Владимир Владимирович

«19» 06 2019 г.

Санкт-Петербург

2019 г.



МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего образования
«РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

Кафедра Экологии и биоресурсов

ВЫПУСКНАЯ КВАЛИФИКАЦИОННАЯ РАБОТА БАКАЛАВРА

На тему _____

Исполнитель Фоминых Илья Сергеевич

Руководитель кандидат биологических наук, доцент

Мандрыка Ольга Николаевна

«К защите допускаю»

Заведующий кафедрой _____

кандидат географических наук, доцент

Дроздов Владимир Владимирович

«___»_____2019 г.

Санкт–Петербург

2019 г.

Оглавление

Введение.....	3
Глава 1 Теоретические основы мониторинга трофического статуса водных экосистем.....	5
1.1 Основные концепции эвтрофирования.....	5
1.2 Показатели трофического статуса водоемов	8
1.3 Индекс трофического состояния	16
1.4 Методы эвтрофикации.....	19
Глава 2 Критерии оценки качества природных вод	24
2.1 Общеэкологический и санитарно-гигиенический подходы к нормированию качества вод	24
2.2 Многофакторный подход классификации вод.....	28
2.3 Краткий обзор методик оценки качества вод по комплексу гидрохимических показателей.....	31
2.4 Методики оценки качества вод на основе гидрохимических и гидробиологических показателей	36
Глава 3 Трофический статус и качество вод озер Приладожья	40
3.1 Физико-географическая характеристика исследуемой территории	40
3.2 Экологическое состояние озер Приладожья	42
3.3 Оценка трофического статуса и качества вод озера Суури.....	46
3.4 Оценка трофического статуса и качества вод озер Карельского перешейка	53
3.5 Оценка трофического статуса озер Валаамского архипелага	58
3.6 Проблемы мониторинга Ладожского озера и озер Приладожья.....	59
Заключение	62
Список литературы:	65
Приложение А	71
Приложение Б.....	81
Приложение В.....	96

Введение

В связи с развитием водных проблем, оценка состояния водных объектов приобретает все большее значение в вопросах допустимой на них нагрузки и их рациональном использовании. В настоящее время активное развитие хозяйственной деятельности привело к заметному уменьшению числа водоемов с ненарушенной экосистемой. Особенно это сказывается на малых водоемах, в которых чувствительность к антропогенному воздействию и скорость развития процессов, приводящих к изменению экосистем, намного выше, чем в больших водоемах. Нарушение естественного равновесия между компонентами экосистем малых озер приводит к ухудшению качества их воды, а также к их полному заилению, обмелению, зарастанию и загрязнению.

Актуальность работы: обобщение материалов по производимому на протяжении нескольких лет мониторингу трофического статуса и качества вод исследуемых озер позволяет более точно спрогнозировать тенденцию их развития, что способствует предотвращению экологических последствий изменения озерных экосистем.

Цель работы: оценить трофический статус и качество вод озер Приладожья на основе имеющихся многолетних исследований.

Задачи работы:

1. Установить теоретические аспекты определения уровня эвтрофирования и качество вод для исследуемых озер;
2. Сформировать информационную базу показателей, необходимых для определения уровня эвтрофирования и качества вод озер Приладожья, на основе имеющихся мониторинговых наблюдений;
3. Проанализировать трофический статус и качество вод исследуемых озер;
4. Обозначить проблемы мониторинга Ладожского озера и озер Приладожья, предложить пути их решения.

Объект исследования: экосистемы озер Суури, Малое Бородинское, Холмово, Малое Ровенское, Сисяярви, Игуменское, Черное, Оссиено,

Лещевое, Крестовое, Антониевское, Симняховское, Витальевское, Никоновское, Германовское, Сестрорецкий разлив, Сторожиловка, Финское, Верхнесуздальское, Средне Суздальское и Нижнее Суздальское..

Предмет исследования: Трофический статус и качество вод изучаемых озер.

Для определения трофического статуса водных объектов была использована методика интегральной оценки трофности водоемов. Для оценки качества вод был использован многокритериальный подход определения экологического состояния водных объектов.

Глава 1 Теоретические основы мониторинга трофического статуса водных экосистем

1.1 Основные концепции эвтрофирования

Повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных или естественных факторов называется эвтрофированием. [6]

Под естественным эвтрофированием водоема понимается переход водного объекта из малопродуктивного до высокопродуктивного. Этот переход осуществляется тысячелетиями и зависит от поступления солнечной энергии и изменения термического режима [7]. Следует отметить, что некоторые лимнологи рассматривают явление эвтрофирования водоемов как следствие исключительно деятельности человека, тем самым отрицая наличие естественного эвтрофирования. По их мнению естественное эвтрофирование - это сукцессия фитопланктонного сообщества озера и колебания продуктивности водных экосистем, обусловленная исключительно колебаниями климата, а процесс увеличения продуктивности связан только с влиянием человека. [9] Тем не менее, климатические изменения не лежат в основе концепции естественного эвтрофирования, так как озера преодолевают различные стадии своего развития при неизменном состоянии климата. Озёра в ландшафте являются своего рода аккумулятивными системами, которые накапливают минеральные и органические вещества, принесённые с притоками. В ходе эволюции озеро подвержено заилению и изменению своей глубины, что оказывает влияние на характеристики водообмена, гидрологическую структуру водных масс, а также на важные абиотические факторы первичной продуктивности экосистемы озера, такие как: изменение термического режима, стратификации озера и условий вертикального перемешивания. Следовательно, даже если антропогенное влияние полностью отсутствует, процесс эвтрофирования протекает постоянно, что доказывает существование естественного эвтрофирования водоёмов. [10]

Антропогенное эвтрофирование водоемов обусловлено поступлением необходимых для жизни флоры и фауны пресных вод биогенных элементов, при избытке которых процессы жизнедеятельности в водоеме усиливаются до опасных пределов, тем самым обеспечивают перестройку экосистемы, её нарушение и даже гибель водоема. [7] Первоначально это проявляется в накоплении органического вещества в результате нарушения баланса между его продукцией и деструкцией. В таком водоёме происходит замедление развития гетеротрофных организмов и аккумуляирование трудноразлагаемого органического вещества, что приводит к изменению его состава и развитию водоёма в сторону более низкого биоразнообразия. [14] Основным эвтрофирующими элементами являются азот и фосфор. Антропогенное эвтрофирование, нельзя приравнивать к загрязнению до тех пор, пока не наблюдается явного превышения количества углерода над суммой азота и фосфора. Как только $C:N:P=100:10:1$ или $N + P > C$, можно говорить о процессах естественного старения или ускоренного эвтрофирования водоема. Таким образом, загрязнение водоема во многих случаях приводит к его эвтрофированию, а эвтрофирование — к загрязнению. [8]

Трофическая классификация природных водных объектов это разделение водоемов или их участков по уровню трофности, в зависимости от уровня их первичной продукции. Первая трофическая классификация и первые предложения по типизации озёр были предложены известными лимнологам А. Тинеманном и Э. Науманном. Они предложили следующие критерии оценки: концентрация биогенных элементов в водоёме, форма озёрной котловины, содержание природного кислорода в придонных слоях воды, а также величины продукции и деструкции. [4] Тем не менее, в середине прошлого века, опираясь на метод системного анализа, шведский ученый лимнолог В. Оле сформулировал новую концепцию типизации озер. Она опирается на существующие представления о непрерывной динамике экосистем водных объектов, характеризующихся определённым типом и интенсивностью круговорота вещества и энергии. Согласно этой

классификации эвтрофирование – это процесс перехода состояния экосистемы водоёма от олиготрофной стадии, характеризующейся низким содержанием биогенных элементов, к эвтрофной – наиболее биологически продуктивной - через промежуточную мезотрофную, где содержание питательных веществ для водных организмов является умеренным. Однако, есть еще одна стадия – стадия гипертрофии. Она наступает при повышении биогенной нагрузки какого-либо критического для конкретной экосистемы значения и выражается в ухудшении качества воды, а также резком снижении продуктивности водоёма. [11] Чаще всего процесс эвтрофирования связан с процессом увеличения притока биогенов в водоём. [12] В гипертрофном состоянии водоёма роль зоопланктона снижается и возникает процесс преобладания крупных форм синезелёных и динофитовых водорослей, не пригодных для его питания. Также происходят изменения в структуре самого зоопланктона и ихтиоценоза, проявляющиеся в замене крупных форм на мелкие. Чем больше трофность водоёма, тем более мелкие организмы в нём преобладают. В эвтрофных водоемах на замену ценным видам рыб приходят малоценные с большей скоростью воспроизводства. Увеличивается расход растворенного в воде кислорода, рН воды уменьшается, изменяя окислительно-восстановительные условия среды, а содержание азота и фосфора увеличивается, усиливая их поток из дна в воду и тем самым ускоряя процесс эвтрофирования, так как этот поток становится источником вторичного загрязнения водоёма. [11] Однако, решающую роль при эвтрофикации играет повышение концентрации растворённых форм минерального фосфора. [12] Для разделения водных объектов по трофности предлагаются следующие значения пороговых концентраций фосфора в водоёме: 0.01 мг/л – олиготрофные, мезотрофные и 0,02 мг/л – мезотрофные, эвтрофные. [13] Предельное содержание, при котором наблюдается нарушение сбалансированности экосистем мелководных и глубоководных (максимальная глубина которых равна 10 м) объектов составляет около 0.1 мг/л и 0.3 – 0.4 мг/л соответственно. Средняя

концентрация общего фосфора в замыкающем створе его главных притоков, при которой водоём останется в олиготрофном состоянии не должна превышать 0.05 мг/л. Среднее содержание фосфора не более чем 0.1 мг/л обеспечивает предотвращение водного объекта к эвтрофному состоянию. В городских стоках, стоках предприятий и сельскохозяйственных комплексов концентрация общего фосфора также не должна превышать 0.1 мг/л. Такие выводы были сделаны на основе анализа данных по объемной фосфорной нагрузке и коэффициента условного водообмена для 50 водоёмов умеренной климатической зоны. [1]

Согласно современным представлениям механизм эвтрофирования можно описать следующим образом: развитие любой природной экосистема связано с усложнением её организации и совершенствованием ее метаболической эффективности. В сбалансированных экосистемах это достигается при симбиотическом взаимодействии водных организмов, так как сложные переплетения экологических ниш способствуют наиболее рентабельному обмену веществ на единицу поступающего потока солнечной и химической энергии и формированию высоких защитных свойств экосистемы, которые, в свою очередь, определяют устойчивость и саморегулирование этой экосистемы.

1.2 Показатели трофического статуса водоемов

Определение трофического статуса водного объекта является важным аспектом при оценке эвтрофирования, так как оно наглядно демонстрирует поступление, накопление и расходование энергии в экосистеме. Для определения трофического статуса водоёма используется ряд физических, химических и биологических характеристик, а также некоторые показатели функционирования экосистемы. Многообразие экологических и географических условий послужили главным фактором образования достаточно большого количества различных классификаций. Самые

популярные из них основаны на оценке биологических и биохимических, гидрохимических и физических показателей экосистемы.

Так как процесс эвтрофирования напрямую зависит от повышения биологической продуктивности водных объектов, биологические показатели опираются на характеристики процесса первичного продуцирования органического вещества. Во второй половине XX века учёный Г. Лайкенс впервые применил данные по содержанию хлорофилла «а», общего органического углерода и биомассе фитопланктона для более детального разделения водоёмов по величине первичной продукции. [11]

Содержание хлорофилла «а» является показателем статическим, но в системах классификации трофического статуса водных объектов используется чаще, чем показатель величины первичной продукции, что довольно странно ведь показатель величины первичной продукции является динамическим и дает ему ряд очевидных преимуществ. Вероятнее всего это связано с высокой пространственно-временной изменчивостью первичной продукции. [15] Помимо этого, показатель содержания хлорофилла «а» лучше всего подходит для получения массовых материалов по водным объектам и установления функциональной связи между биомассой фитопланктона и продукционными характеристиками экосистемы, так как механизм его определения довольно прост. [16] Также, показатель содержания хлорофилла «а» более полно передает продукционный потенциал фитопланктона, при эпизодических наблюдениях, что в сравнении, например, с таким показателем, как скорость фотосинтеза, который очень чувствителен к погодным условиям, делает его более универсальным и как следствие эффективным. [11] Классификации трофического статуса водных объектов по состоянию фитопланктона представлена в таблице 1 приложения А. В данной классификации на равне с основной типологической классификацией трофического состояния водных объектов, включающее в себя разделение на олиготрофные, мезотрофные и эвтрофные водоёмы, также рассматриваются промежуточные категории

разделения, а именно ультраолигатрофные водоёмы и гиперэвтрофные водоёмы. Важно понимать, что обозначение дискретных состояний водоёма носит довольно условный характер, ибо, как уже было сказано ранее, процесс эвтрофирования занимает не мало времени и тем самым размывает четкие границы этих состояний. [11]

Согласно гидробиологическим исследованиям удельное содержание хлорофилла «а» зависит от уровня биомассы фитопланктона и его видового состава. При этом чем больше биомасса тем меньше в ней хлорофилла «а». [17] Однако показатель биомассы фитопланктона при оценке эвтрофирования водных объектов используется достаточно редко. Прежде всего это связано со сложностью проведения стандартного для этого показателя метода микроскопирования. Пятнистость цветения водоёма, зависимость его продукционных характеристик от природных условий и сгонно-нагонных явлений способствуют более частому проведению наблюдений и глубокому анализу данных. При проведении оценки трофического состояния водоёмов следует анализировать средние сезонные величины биомассы фитопланктона, так как их колебания в течении сезона велики. Для этого существует шкала трофности, автором которой является Трифонова И.С. [18] Также стоит учитывать территориальные различия биомассы фитопланктона и его пространственного распределения во время гидробиологических съёмок. При длительном процессе эвтрофирования отношение между максимальными и минимальными величинами биомассы фитопланктона увеличивается. Этот факт является хорошим индикатором трофического состояния водного объекта при его многолетнем обследовании. Характер сезонной динамики фитопланктона является одной из важнейших характеристик для оценки трофического статуса водоёма. В эвтрофных водных объектах умеренной зоны уровень значительной биомассы фитопланктона может наблюдаться на протяжении всего сезона, в мезотрофных ранним летом, в олиготрофных водоёмах достаточно единоразового проявления незначительного максимума биомассы в весенний

период года. [18] Эта зависимость также представлена в трудах Трифионовой И.С. и наглядно изображена на рисунке 1.

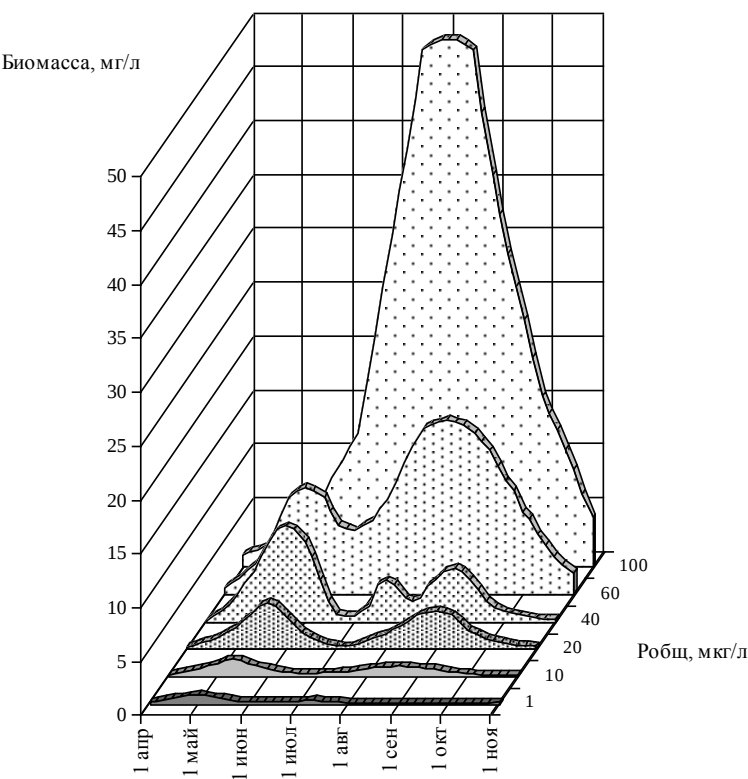


Рис. 1. Схема изменения сезонной динамики биомассы фитопланктона в озерах умеренной зоны по мере усиления эвтрофирования.

Классификации трофического состояния водоемов по биомассе фитопланктона представлены в таблице 2.

Таблица 2

Классификации типов водоемов по биомассе фитопланктона (мг/л)

Классифи- кация	О	М	Э
Михеева (1975)	<1.5	1.5- 2.0	>2

Милиус, Кываск (1979)	<1	1-3	3-7
Трифопова (1993)	<1	1-3	3-10
Китаев (1984)	<0.5 -1.0	1-4	4-16

Ещё одной характеристикой эвтрофирования водоёма являются индикаторные виды организмов фитопланктона, зоопланктона и зообентоса. Так, например, преобладание в водоёме синезелёных водорослей является одним из индикаторов процесса эвтрофикации. Отличительной чертой данного типа анализа водоёмов является возможность сосредоточиться на фитопланктонной группе организмов-индикаторов, в случае, когда остальные не так эффективны. Примером такой ситуации являются тропические водоёмы. Скорость метаболических процессов в таких водоёмах гораздо выше обычного, следовательно и концентрация биогенных элементов в них гораздо выше. В конечном итоге это может стать фальсифицирующим фактором в определении уровня эвтрофикации. В роли индикаторов трофии могут выступать и физиологические характеристики фитопланктона. Тем не менее, опираться исключительно на класс фитопланктонов при проведении комплексной оценки трофического состояния водоёма не совсем правильно, так как в некоторых озёрных экосистемах могут сосуществовать виды, характерные для разных уровней эвтрофикации. [19] Нередко, при мониторинге и сравнении трофического статуса озёр, большое внимание уделяют растениям макрофитам, особенно если они относятся к погруженным макрофитам. Водоём с преобладающим числом низкорослых погруженных макрофитов свидетельствует нам об олиготрофном слабоминерализованном состоянии водного объекта, а водоем с

преобладающим числом высокорослых погруженных макрофитов (высокорослых элодеидов) свидетельствует нам о мезотрофном состоянии водоёма с умеренным возрастанием трофии. Площадь, биомасса и видовой состав погруженных макрофитов в последнем варианте, как правило, очень велики. [20]

Наиболее эффективным индикаторам таких изменений как: уменьшение видового разнообразия и изменение трофических связей, является зообентос. Помимо этого, процесс эвтрофикации сопровождается следующими изменениями в сообществе донных организмов: увеличение числа мелких особей, преобладание процентного соотношения коловраток и кладоцер к копеподам, уменьшение числа хищников в биомассе сообщества, сокращение числа доминирующих видов, ухудшение соотношения биомасс фитопланктона и зоопланктона за вегетационный период, а также повышение амплитуды колебаний биомассы за год. Классификации трофического состояния водоемов по зоопланктону приведены в табл. 3. приложения А, где Q – отношение числа видов *p.Brachionus* к *p.Trichocera*, E/O – соотношение числа эвтрофного и олиготрофного типа видов-индикаторов, $E = K(X+1)/(A+V)(Y+1)$, K – число видов *Rotatoria*, A – *Copepoda*, V – *Cladocera*, X – мезотрофные виды, Y – олиготрофные виды, $H = -\sum p_i \log_2 p_i$ $p_i = B_i/B$ B_i – биомасса индикаторного вида зоопланктона, B – общая масса зоопланктона. [3] Особенность этой классификации в том, что главенствующим фактором в ней выступает не значение вышеупомянутых показателей, а тенденция их изменений. Причем для выявления этой тенденции предпочтительней использовать показатели многолетних наблюдений или показатели тех лет, где показатели гидрометеорологических исследований были примерно одинаковые. [11]

К химическим характеристикам трофического статуса водоёма относятся скорость потребления кислорода в гипolimнионе, поступление в водоём биогенных веществ и их концентрация. [11]

Потребление кислорода, затраченное на разложение органического вещества в глубинных слоях водного объекта, увеличивается при прогрессирующем эвтрофировании и увеличении количества этого вещества. Индикатором этого процесса является скорость потребления кислорода в гипolimнионе или ПКГ. [11] В результате которого содержание кислорода в глубинных слоях водоёма постоянно уменьшается, причем при концентрациях кислорода до 0.3 мг/л, показатели потребления и концентрации кислорода являются независимыми друг от друга и уменьшение концентрации происходит линейно. Линейность нарушается только в случае, когда концентрация кислорода меньше 0.3 мг/л. [21] На основе этих суждений и суждений об обмене кислорода между слоями существует модель расчета скорости потребления кислорода в гипolimнионе. [22] Она начинается с расчёта изменения запаса растворенного кислорода в гипolimнионе по следующей формуле:

$$V_h \frac{dC_h}{dt} = E''(C_e - C_h) - V_h D_v \quad (1)$$

где V_h – объем гипolimниона, C_h – концентрация кислорода в гипolimнионе, C_e – концентрация кислорода в эпилимнионе, D_v – скорость потребления кислорода под влиянием окисления, выраженная в объеме, E'' – коэффициент объемной вертикальной диффузии, который можно рассчитать по следующей формуле:

$$E'' = \frac{V_h}{t_s} \ln \frac{T_{h,0} - \bar{T}_e}{T_{h,t} - \bar{T}_e} \quad (2)$$

где $T_{h,0}$, $T_{h,t}$ – начальная и конечная за период стратификации температура воды в гипolimнионе, t_s – период стратификации, $\bar{T}_e$ – средняя за тот же период температура воды в эпилимнионе. С учётом того, что показатель E'' чаще всего принимают за постоянный, решение уравнения [1] принимает следующий вид:

$$C_{h,t} = C_{h,0} \exp\left(\frac{-E''}{V_h} t\right) + \left(\bar{C}_e - \frac{V_h}{E''} D_v\right) \left(1 - \exp\left(\frac{-E''}{V_h} t\right)\right) \quad (3)$$

Для расчёта D_v преобразуем данное уравнение:

$$D_v = - \frac{E''}{V_h} \frac{C_{n,t} - C_{n,0} \exp\left(\frac{-E''}{V_h} t\right) - \bar{C}_v \left(1 - \exp\left(\frac{-E''}{V_h} t\right)\right)}{1 - \exp\left(\frac{-E''}{V_h} t\right)} \quad (4)$$

Результатом гетеротрофной ассимиляции органического вещества, выпадающего в осадок зоны эпилимниона из зоны трофогенной, является недостаток кислорода, следовательно толщина гиполимниона зависит от величины продуктивности кислорода и скорости развития его дефицита. [21]

Одним из самых рентабельных показателей трофического статуса водоёма являются содержание в нём таких биогенных показателей, как фосфор и азот. Так как круговорот фосфора не включает в себя обратный путь в газообразную форму, в отличие от азота, и его концентрация в водоемах гораздо больше. Также фосфор в водоёме существует в разных динамически связанных формах, характеристиками которых выступают химические и биологические свойства. К химическим относятся органические, неорганические и растворённые свойства этих форм. А к биологическим - отношение вклада в среду, где фосфор наблюдается в связанном виде.[23] Классификации трофического статуса водного объекта по содержанию фосфора в воде представлены в таблице 4 приложения А, где, как и в случае с классификацией трофического статуса водных объектов по состоянию фитопланктона, представлены значения не только для олиготрофных, мезотрофных и эвтрофных состояний водоема, но и для ультраолиготрофных и гиперэвтрофных.[11] Как правило, либо фосфор, либо азот является ростлимитирующим фактором водной экосистемы. Именно поэтому при оценке антропогенного эвтрофирования очень важно уделять им особое внимание. Однако преобладающим видом во многих эвтрофных водоёмах являются синезелёные водоросли, потребление атмосферного азота которыми требует огромного его количества. В таких случаях устранение антропогенного источника может никак не повлиять на исследования, а

значит опираться только на контроль поступления азота в таких водоёмах нельзя. Но основная причина незначительного успеха контроля поступления биогенных веществ заключается в выделении фосфора и азота в водную среду из донных отложений, посредством устранения аллохтонных источников и, как следствие, увеличении их градиента в донных отложениях и в воде. [23] Дополнительной сложностью при исследовании биогенных веществ является потребность в их разделении по поступлению на внутреннюю и внешнюю биогенную нагрузку, что можно сделать опираясь лишь на изучение функции внутриводоёмных источников этих веществ в общем круговороте водного объекта. [11]

При анализе трофического статуса воды также учитывается ее прозрачность. Собственно это единственный физический показатель, который используется при этом анализе и определяется он по глубине диска Секки, который представляет из себя диск, белого или белого с черными по 90 градусов секторами, диаметром 20-30 см. Диск Секки опускают в водоём до полного его исчезновения и фиксируют значение. Классификации по этому показателю представлены в таблице 5 приложения А, где указаны значения для всех возможных состояний водоёма, а именно ультраолиготрофных, олиготрофных, олиго-мезотрофных, мезотрофных, мезоэвтрофных, эвтрофных и гиперэвтрофных. [11]

1.3 Индекс трофического состояния

При использовании классификаций трофического состояния водоёма нередко можно столкнуться с некоторыми трудностями. В большинстве своём они связаны с ранжированием водных экосистем близких по своим характеристикам и большим диапазоном показателей граничных значений классификаций, что особенно мешает при оценке трофического состояния конкретного водоёма. Чего нельзя сказать об индексах трофического состояния водоёма, применение которых часто можно увидеть для сравнения водных объектов между собой, оценки изменений их состояний и представлении результатов моделирования. Характерной особенностью

индексов трофического состояния водоёмов является – объединение информации и представлении трофического состояния в виде конкретных числовых значений. Самым популярным из них является индекс TSI (Trophic State Index), разработанный Р. Карлсоном в 1977 году, основанный на связях между показателями концентраций в воде общего фосфора и хлорофилла, а также показателем прозрачности воды по диску Секки. Все вышеперечисленные показатели распределены по стобальной шкале, а сам индекс может быть определён как по комбинации этих показателей, так и по одному из них. Уравнения для расчёта связей этих показателей представлены ниже:

$$TSI_{SD} = 60 - 14.41 \cdot \ln SD \quad (5)$$

$$TSI_{Chl} = 9.81 \cdot \ln Chl + 30.6 \quad (6)$$

$$TSI_P = 14.42 \cdot \ln P_{общ} + 4.15 \quad (7)$$

где, TSI_{SD} – уравнение для расчёта индекса по прозрачности диска Секки, TSI_{Chl} – по концентрации хлорофилла, а TSI_P – по концентрации фосфора. [24]

Однако позднее при осмыслении индекса TSI известным учёным лимнологом Д. Перселлой было предложено включить в него показатели концентрации общего азота, кислорода в гипolimнионе и распространённости макрофитов в воде водного объекта. Этот индекс получил название LEI (Lake Evaluation Index). Формулы для расчёта его значений представлены ниже:

$$LEI = 0,25[(XCA + XMAC)/2] + XSD + XDO + XN \quad (8)$$

$$\text{где } XN = \min(XTP, XTN), XCA = 30,6 + 9,81 \ln(Cl_a), \quad (9)$$

$$XMAC – \text{степень покрытости зеркала водоема макрофитами в процентах,} \\ XSD = 60 - 14,1427 \ln(SD), \quad (10)$$

$$XTP = 4,15 + 14,427 \ln(TP), \quad (11)$$

$$XTN = 14,1427 \ln(TN) - 23,8 \quad (12)$$

$$XDO = 10netDO \quad (13)$$

$$netDO = \frac{\sum_{i=0}^z \frac{|(EDO - CDO)_i|}{\Delta V_i}}{V} \quad (14)$$

EDO , COD – мгновенная равновесная и измеренная концентрация растворенного кислорода, n - число станций измерения вертикального распределения кислорода, m - число вертикальных слоев водоема, C_i - измеренная концентрация кислорода, мг/л, C^* - концентрация насыщения, мг/л, ΔV_i – объем отдельного слоя, V – объем водоема. [25]

Стобальная шкала значений для всех вышеперечисленных показателей представлена в таблице 6 приложения А. [26]

В силу того, что некоторые индексы носят конкретный характер и не всегда соответствуют трофической характеристике водоёма (такие как хлорофилл-а и прозрачность), очень важно учитывать кислородный режим водоёма, так как этот показатель является наилучшей характеристикой состояния экосистемы. В роли критерия этого состояния очень часто можно встретить скорость нарастания дефицита кислорода в гипolimнионе. Так в 1979 году В. Уокер установил зависимость ПКГ от среднего индекса Р.Карлсона для большего числа водоёмов и предложил включить в него показатель потребления кислорода, скорректированный на глубину водоёма:

$$TSI_{DO} = 175 + 21.3 \cdot \ln(ПКГ) - 96.8 \cdot \ln Z + 18.9 \cdot (\ln Z)^2 \quad (15)$$

Где Z – средняя глубина водоема. [27]

Однако расчет скорости потребления в придонных слоях нуждается в наблюдениях, основанных на отсутствии вертикального перемешивания и

распределении в таких условиях кислорода за весь вегетационный период. Что делает этот способ значительно сложнее.

В связи с этим в некоторых исследованиях основным критерием по кислороду выступает Индекс кислорода или ИК. Этот индекс применим как при разовых наблюдениях за экосистемой, так и при систематических наблюдениях. Стоит отметить, что в первом случае оценки по этому индексу более достоверны. Это связано с тем, что кислород достаточно инертен как показатель экологического состояния. Тем не менее для расчета этого индекса рекомендуется использовать информацию, полученную с помощью приборов для инструментального зондирования содержания кислорода в воде водных объектов. [11]

1.4 Методы эвтрофикации

Так как существует множество методов оценки эвтрофикации водоёмов необходимо провести комплексные исследования водоёма перед выбором конкретного из них, при этом важно учитывать локальные требования к качеству воды, определяемый спецификой водопользования. [23]

Изучение процесса эвтрофирования невозможно без мониторинга первичной биологической продуктивности водной экосистемы. Кислородная и радиоуглеродная модификации скляночного метода являются косвенными измерениями, позволяющие оценить значения этой продукции.[4] Этот метод основан на определении концентрации кислорода, получаемого в процессе фотосинтеза в светлых склянках и поглощаемого в процессе дыхания гидробионтов в тёмных склянках, заполненных естественной водой, после их суточной экспозиции с целью установления скорости новообразования органического вещества. Кислородная модификация данного метода начинается с определения исходного содержания кислорода в воде. Затем с помощью специального прибора – батометра – производят взятие проб и экспонируют на определённой глубине в герметически закрытых прозрачных и темных склянках объёмом от 50 до 500 мл в зависимости от плотности

фитопланктона. Причем темные склянки либо окрашивают в чёрный цвет, либо помещают в специальные мешочки. Как только время экспозиции закончится раствором хлористого магния и едкой щелочи фиксируют кислород в отобранных пробах и определяют его методом Винклера или электрометрически (с помощью кислородных датчиков). В результате получают исходную концентрацию кислорода, концентрацию кислорода в прозрачных склянках и темных склянках. Валовую первичную продукцию рассчитывают по формуле:

$$A = C - T \quad (16)$$

где, С - концентрация кислорода в прозрачных склянках, а Т - концентрация кислорода в темных склянках. Размерность данной величины – мг/дм.

Формулы для расчета деструкции и чистой продукции представлены ниже:

$$R = K - T \quad (17)$$

$$P = C - K \quad (18)$$

где, R – деструкция, Р – чистая продукция, а К – исходная концентрация кислорода. Затем с помощью полученных показателей рассчитывают отношение валовой продукции к деструкции. [28]

Радиоуглеродная модификация скляночного метода основана на определении первичной и бактериальной продукции, исключая информацию о деструкции. Он начинается с помещения радиоактивного элемента ^{14}C в склянку с растениями или культурой бактерий. Определяющим свойством изотопа ^{14}C является возможность его включения в синтезированное органическое вещество в процессе фотосинтеза. Первичная продукция рассчитывается по формуле:

$$P = \frac{r - C_k}{R} \quad (19)$$

где, R – величина внесённой радиоактивности, r – радиоактивность меченного в процессе фотосинтеза фитопланктона, а C_k – содержание углекислоты во всего его формах в воде. [28]

Ингибирующий скляночный эффект и погрешность вследствие временной и пространственной изменчивости продукционно-

деструкционных характеристик являются серьезными недостатками этого метода. Однако в радиоуглеродной модификации скляночного метода наблюдаются еще ряд недостатков, таких как: потери мелких и мельчайших форм фитопланктона, разрушение клеток фитопланктона при жесткой фильтрации, невозможность правильной оценки деструкции и чистой продукции, недоучёт экстрацеллюлярной продукции растительных клеток. Большинство измерений в этом методе являются дискретными, так как ингибирующий эффект позволяет взять максимум 3 измерения за сутки, в следствии чего выявить внутрисуточную изменчивость продукционно-деструкционных величин становится невозможно. Также трудоёмкость и дороговизна данного метода позволяет проводить измерения всего несколько раз в год. [4] В связи с этим все чаще лимнологи в своих исследованиях применяют косвенные и комплексные методы для определения продукции.

К косвенным критериям определения продукции относятся содержание хлорофилла «а», прозрачность воды, содержание общего фосфора и азота в воде и многие другие показатели. Комплексные методы оценивания водоёма основаны на использовании индекса трофии, индекса продуктивности, энергетического индекса и других. Одним из индикаторов увеличения трофности водоёма и ухудшения качества воды является сапробность. Именно поэтому системы оценивания, основанные на применении идей трофосапробности и трофосапробного статуса становятся все актуальнее в исследованиях водоёмов. Международной ассоциацией по предупреждению и борьбе с эвтрофированием внутренних водоёмов была разработана классификация трофности по максимальному содержанию общего азота и общего фосфора в воде. [4] Помимо этого, на основе оптимальных критериев трофности было выявлено, что градации вод по содержанию хлорофилла «а» в планктоне наиболее точно отображает трофический статус водного объекта, чем скорость фотосинтеза, напрямую зависящая от погодных условий. Использование комплексных методов, а именно индексов трофии не так однозначны. Прежде всего это связано с существованием вероятности

ошибочной идентификации трофического статуса водоемов при использовании малоинформативных индексов, одного единственного индекса трофического состояния, индексов конкретных климатических зон в других зонах, индексов для экосистем циклического и транзитного типа. В таблице 7 приложения А приводятся критерии трофности водных экосистем для интегральной оценки трофности в соответствии с общей стратегией оценивания. [4]

На мой взгляд самой универсальной методикой оценки трофности является интегральная оценка, так как она включает в себя множество индексов трофии, а также параметров, используемые при построении индексов трофии. Выборка нужных индексов происходит в зависимости от региональных особенностей водоёма. Важно четко понимать какие критерии относятся к первому типу, увеличение которых ведёт к повышению трофности, а какие ко второму, увеличение которых ведёт к снижению трофности. Затем необходимо разработать оценочные шкалы изменения отобранных параметров по классам трофии и ввести правую и левую границы для всех исходных параметров в соответствии с критическими значениями граничных значений классов трофии. На следующем этапе исследования происходит выбор функции для интегральной оценки. Существует огромное количество синтезирующих функций и их выбор зависит от конкретной задачи и всей совокупности обстоятельств. Интегральная оценка тесно связана с понятием нормированных показателей, так как первое является совокупностью второго с учётом весовых коэффициентов. Для исследуемого нами региона целесообразнее выбирать в качестве максимального значения отдельного показателя региональный максимум по данному критерию, а в качестве минимального значения отдельного показателя – фоновое значение параметра или же ориентироваться на региональный минимум. На следующем этапе описываемой методики происходит выявление шкалы изменения интегрального показателя (I) по классам трофности. Завершающей стадией

является определение стадии трофии на основании сбора мониторинговой информации по заданным критериям. [4]

В целом, все классификации и типизации озёр основаны на разных показателях, в связи с чем существует некоторая неопределённость в установлении наиболее достоверного и наименее дешёвого метода определения трофического состояния водоёмов. Но так как вопрос антропогенного эвтрофирования водных объектов является приоритетным, то и оценка трофического статуса водоёмов по «предельным» концентрациям биогенных элементов развивается немного быстрее. В его основе лежит сравнение осреднённых концентраций рассматриваемых элементов с их предельно допустимыми значениями, так как именно эти концентрации являются характерными индикаторами критического трофического статуса водоёмов. Расчет параметров трофности и критического состояния водных экосистем возможен в рамках полуэмпирической теории эвтрофирования водоёмов. Её ключевым фактором является возможность нахождения связи между хлорофиллом «а» и биогеном, лимитирующим первичную продукцию. В качестве второго чаще всего выступает фосфор.

Глава 2 Критерии оценки качества природных вод

2.1 Общеэкологический и санитарно-гигиенический подходы к нормированию качества вод

Комплекс количественных показателей, с помощью которых можно классифицировать изучаемый объект и описать его свойства называют критериями оценки качества. К ним относятся физико-географические и гидрологические факторы водного объекта, показатели состава и свойств водного объекта, а также критерии структурно-функциональной организации и динамики развития водных биоценозов. [30] Для определения степени экологического неблагополучия водных объектов необходимо оценивать санитарно-эпидемиологический фактор загрязнения водоёмов и общеэкологический фактор изменения природной среды, на основе которых и существуют санитарно-гигиенические и экологические нормативы. Однако, эти нормативы направлены исключительно на определение состояния экосистемы и влияния окружающей среды на здоровье человека. Определение источника воздействия на окружающую среду и регулирование деятельности этого источника относятся к научно-техническим нормативам, основным принципом которых является создание таких нормативов, при которых содержание примесей в воде, воздухе и почве, поступающих от предприятий, соответствуют санитарно-гигиеническим требованиям. [31]

На проблему содержания химических веществ в окружающей среде впервые обратили внимание с установление первых значений предельно допустимых концентраций (или ПДК) в 1925 году. Предельно допустимая концентрация (ПДК) – это максимальное количество вредного вещества в

единице объёма (воздуха, воды или др. жидкостей) или веса (например, пищевых продуктов), которое при ежедневном воздействии в течение неограниченно продолжительного времени не вызывает в организме каких-либо патологических отклонений, а также неблагоприятных наследственных изменений у потомства. Для установления ПДК используют расчётные методы, результаты биологических экспериментов, а также материалы динамических наблюдений за состоянием здоровья лиц, подвергшихся воздействию вредных веществ. [32] Уникальность этого показателя заключается в установлении специальных стандартов для вредного вещества, действие которого является изолированным. В ходе расчёта ПДК устанавливается связь между классом опасности и свойствами ксенобиотиков. Всего существует четыре класса опасности вещества (чрезвычайно опасные, высоко опасные, опасные, умеренно опасные) и они характеризуют такие свойства ксенобиотиков как: накопление и кумуляция эффекта вредного действия в организме, степень опасности хронического отравления и скорость резорбции вещества тканями живого организма. Помимо этого, необходимо учитывать показатели вредности необходимые для установления специальных стандартов вредного вещества. К ним относятся токсикологический, санитарный, санитарно-токсикологический, органолептический и рыбохозяйственный показатели вредности. Токсикологический показатель определяет величину влияния токсикологического воздействия на здоровье человека и водные организмы, санитарный – на общий санитарный режим водного объекта, санитарно-токсикологический характеризует одновременность действия вещества на организмы и санитарные показатели водного объекта, органолептический отвечает за изменение цвета воды, появление привкусов и запахов, а рыбохозяйственный за товарные качества водных организмов. Еще одним важным показателем при обосновании ПДК является лимитирующий показатель вредности по наиболее чувствительному звену. Лимитирующий показатель рассчитывается по следующей формуле:

$$\frac{C_1}{\text{ПДК}_1} + \frac{C_2}{\text{ПДК}_2} + \dots + \frac{C_n}{\text{ПДК}_n} \leq 1 \quad (20)$$

где, C – концентрации химических соединений в воде. В таблице 1 приложения Б представлена гигиеническая классификация водных объектов по степени загрязнённости согласно СанПиН 4630-88, в которой ПДК орг. и ПДК токс. – предельно допустимые концентрации, установленные по органолептическому и токсикологическому признаку соответственно. [31]

В связи с тем, что действующая система санитарно-гигиенического нормирования не учитывает аккумуляцию веществ в биологических объектах и донных отложениях (так как концентрация веществ в воде не способна характеризовать токсикологическую нагрузку на водную экосистему), особенности существования экосистем в природно-климатических зонах и биогеохимических провинциях, содержание веществ в поверхностных водах которых могут отличаться в сотни и тысячи раз (Pb в 2000 раз, Ni – в 1350, Zn – в 500, Cu – в 10 000, Cr – в 17 000 раз), эффектов антагонизма, синергизма и суммации, различный трофический статус водоёмов и своеобразие функционирования биосистем на разных уровнях их организации, возникла потребность оценки водоёмов с позиции сохранения структуры и функциональных особенностей экосистемы и необходимости разработки новых подходов. [33, 34] Так зародилась концепция экологического нормирования, основными задачами которой стало оценка взаимосвязи токсических веществ на популяции, сообщества с характерными реакциями на антропогенные факторы и разработка списка веществ, на которые активно реагируют живые организмы, спектр которых является более разнообразным (так как учитывает все классы от бактерий до млекопитающих). При этом необходимо учитывать их степень токсичности, количество и трансформацию в водном объекте. [35] Как экологический, так и санитарно-гигиенический ПДК рассчитывается по формуле 21, где K_3 – коэффициент запаса, учитывающий огромное количество различных

факторов (например: опасность интоксикации, возможность генетических последствий, видовую интоксикацию и т.д.), n - некоторое множество порогов хронического действия, а Lim_{ch} – и есть эти пороги.

$$ПДК = \min (Lim_{ch i}) / K_3, \quad i = 1, 2, \dots, n, \quad (21)$$

Так как экологический ПДК не отличается от санитарно-гигиенического (за исключением учёта новых специфик вещества, например, таких как аккумуляция в донных отложениях), он не нуждается в специальной терминологии. Однако между экологическим подходом к нормированию качества вод и санитарно-гигиеническим существует принципиальная разница, которая заключается в их основных задачах. В то время как основной задачей экологического нормирования качества вод является оценка отклонения биоценоза конкретного водоёма от его оптимального состояния и определение интенсивности антропогенных факторов, являющихся возможными причинами этого отклонения, основной задачей санитарно-гигиенического подхода является установление такого значения ПДК химического вещества, наличие которого в любом водоёме не будет связано с угрозой для живого организма. Из вышесказанного следует, что основные задачи этих двух подходов абсолютно противоположны. [31]

Одной из основных трудностей экологического подхода является определение оптимального экологического состояния водной экосистемы, так как для учета и прогнозирования в ней экологических изменений необходимо учитывать целый набор показателей качества этой экосистемы (полученных с помощью технических средств), диапазон изменения каждого из них в соответствии с установленными границами нормы-патологии, а также оценки, позволяющие учитывать комплексное влияние всего многообразия экологических факторов. Следует отметить, что чаще всего группировка водных объектов по классам качества и выделение их границ основывается на личном опыте исследователя. Тем не менее существует ряд основных гидрохимических показателей, используемых для оценки состояния поверхностных вод, значения которых для выявления

чрезвычайной экологической ситуации представлены в таблице 2 приложения Б. Среди них можно заметить такие дополнительные показатели как: суммарный показатель химического загрязнения водоемов (ПХЗ-10), необходимый для территорий с многократным превышением уровня ПДК сразу по нескольким веществам, а также показатели, характеризующие степень накапливания загрязняющих веществ в донных отложениях и гидробионтах ($K_{ДА}$ и K_n соответственно). Наличие этих характеристик обуславливает совокупную оценку опасных уровней водоёмов. В таблице 3 приложения Б представлены основные биологические показатели, необходимые для выявления чрезвычайной экологической ситуации. Среди которых можно выделить следующие показатели, описывающие степень деградации пресноводных экосистем: показатели по ихтиофауне, фитопланктону, зоопланктону, бактериопланктону и зообентосу. При рассмотрении этих параметров необходимо учитывать трофический статус водного объекта и его территориальные особенности. [31]

2.2 Многофакторный подход классификации вод

Проблема оценки класса качества водного объекта по комплексу показателей проявляется в увеличении многокомпонентности загрязнения посредством сложного набора химических соединений, концентрации которых намного меньше их порогов вредности. [36] При оценке комбинированного действия нескольких химических элементов, так же как и в случае общеэкологического подхода к нормированию качества вод, большинство умозаключений основано на личном опыте исследователя. Прежде всего это связано с трудоёмкостью и дороговизной определения ПДК для всех компонентов.

На начальном этапе данного метода необходимо провести разделение водоемов на группы по виду водопользования, климатическому региону, степени минерализации, особенностям гидрологического режима и др. [37] Далее следует определить, как будет проводиться оценка качества вод и по каким показателям. Существуют несколько предложений для реализации

этой задачи: использование небольшого числа нормируемых показателей, использование некоторых нормируемых показателей и соединений, образование которых происходит в результате химических и биохимических превращений, либо же применение показателей с уже установленными значениями ПДК.

Использование некоторых нормируемых показателей и соединений, образование которых происходит в результате химических и биохимических превращений, обусловлено прежде всего образованием этих веществ и химических соединений в донных отложениях. В связи с этим при выборе данного метода необходимо учитывать концентрации следующих показателей: нитраты, нитриты, мышьяк, ртуть, кадмий, свинец металл- и хлорорганические соединения. Так как применение показателей с уже установленными значениями ПДК трудноосуществимо в современных условиях, то чаще всего используется небольшое число нормируемых показателей, таких как: растворённый кислород, взвешенные вещества, БПК (биохимическое потребление кислорода), pH, коли-индекс, NH_4^+ , NO_3^- , хлориды, сульфаты. Комплексная оценка воды, по приведённым выше показателям, основана на одном из двух принципов: принцип приоритетности и принцип репрезентативности. Первый предполагает градацию показателей по группам приоритетности и выделение обязательной группы показателей, при этом чем выше приоритетность, тем меньше раз следует их измерять. Главный его плюс состоит в систематическом и единообразном сборе необходимых данных, а минус в возможном несоответствии рассчитанной, по приоритетным показателям, оценки с действительностью, вызванной региональными особенностями изучаемой территории. Принцип введения репрезентативных показателей заключается в разделении загрязняющих веществ на репрезентативные, определение которых происходит достаточно часто и систематически, и фоновые, определение которых происходит реже. К репрезентативной группе относят

вещества, концентрации которых могут превышать установленные ПДК, а к фоновым вещества «обязательной» группы. [31]

При расчёте комплексных показателей, данные некоторых отдельных измерений рекомендуется переводить в баллы, которые являются безразмерными единицами. Формулы для их расчёта и расчета самой комплексной оценки представлены ниже. Формула для расчета бальной оценки:

$$\delta_i = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \quad (22)$$

где C_i , – концентрация i -го вещества в воде. Формула для расчёта комплексной оценки качества воды:

$$W = \sum_i \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \quad (23)$$

При определении баллов комплексной оценки также необходимо учитывать характер воздействия различных веществ на биотические сообщества, который характеризуется коэффициентами потенцирования a_{ij} :

$$W = \sum_i \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} + \sum_i a_{ij} \frac{C_i \cdot C_j}{\text{ПДК}_i \cdot \text{ПДК}_j} \quad (24)$$

При вычислении W по набору выбранных показателей важно учитывать отклонения ПДК и от других показателей. Некоторые учёные предлагают ввести понятие «штрафная функция» с целью снижения оценки качества воды при превышении ПДК этих показателей. Формула для расчета комплексной оценки качества воды примет вид:

$$W = (\sum m_i \delta_i) \Pi \varphi(C_i) \quad (25)$$

где m_i – весовая оценка показателей основной группы, d_i – балльная оценка показателей основной группы, $\varphi(C_i)$ – "штрафная функция", которая зависит от концентрации не вошедших в основную группу веществ. [31]

2.3 Краткий обзор методик оценки качества вод по комплексу гидрохимических показателей

Одним из наиболее часто используемых показателей качества оценки водоёмов является гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ), характеризующий долю превышения ПДК по лимитированному числу ингредиентов. Он рассчитывается по следующей формуле:

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \quad (26)$$

где C_i – концентрация компонента, n – число показателей, используемых для расчета индекса, а ПДК_i – установленная величина норматива для типа водного объекта. Причем индекс загрязнения вод рассчитывается исключительно по шести показателям наибольших значений концентраций, вне зависимости от превышения ими ПДК, т.е. n всегда будет равен шести. Также при расчете этого индекса необходимо найти отношение концентрации компонента к установленной величине норматива для конкретного типа водного объекта даже для неоднозначно нормируемых компонентов. Таких как: биологическое потребление кислорода БПК₅, водородного показателя рН и концентрации растворённого кислорода. Для расчета этих компонентов учитывают ряд условий. Так для БПК₅ устанавливаются специальные значения нормативов: если показатель БПК₅ (измеряемый в мгО₂/л) составляет менее 3, то значение норматива (ПДК) равняется 3, если значение показателя БПК₅ в интервале от 3 до 15, то ПДК равняется 2, а если значение БПК₅ свыше 15, то ПДК равен 1. Для показателя рН, значения которого вышли за предел интервала от 6,5 до 8,5 используются специальные значения слагаемых $C_i / \text{ПДК}_i$, представленные в таблице 3.

Таблица 3

Специальные значения слагаемых $C_i / ПДК_i$

<u>Значения pH ниже</u> <u>диапазона нормы (<</u> <u>6.5)</u>	<u>Значения pH выше</u> <u>диапазона нормы (></u> <u>8.5)</u>	<u>Значение</u> <u>слагаемого</u> <u>$C_i / ПДК_i$</u>
Менее 6.5 до 6	Свыше 8.5 до 9	2
Менее 3 до 5	Свыше 9 до 9.5	5
Менее 5	Свыше 9.5	20

При расчете концентрации растворенного кислорода также устанавливаются специальные значения слагаемых $C_i / ПДК_i$: если концентрация кислорода (mgO_2/l) больше или равна 6, то значение слагаемого $C_i / ПДК_i$ равно 6, если концентрация кислорода от 5 до 6, то $C_i / ПДК_i$ равно 12, при значении концентрации от 4 до 5, значение $C_i / ПДК_i$ равно 20, при значении от 3 до 4, $C_i / ПДК_i$ равно 30, при значении от 2 до 3 значение слагаемого $C_i / ПДК_i$ равно 40, при концентрации кислорода от 2 до 1, $C_i / ПДК_i$ равно 50, и при значении концентрации менее 1, $C_i / ПДК_i$ равно 60. После определения значения ИЗВ участки водоемов классифицируют в соответствии с таблицей 4.

Таблица 4

Классы качества вод в зависимости от значения индекса загрязнения воды

Воды	Значения ИЗВ	Классы качества вод
------	--------------	---------------------

Очень чистые	до 0,2	I
Чистые	0,2–1,0	II
Умеренно загрязненные	1,0–2,0	III
Загрязненные	2,0–4,0	IV
Грязные	4,0–6,0	V
Очень грязные	6,0–10,0	VI
Чрезвычайно грязные	>10,0	VII

При этом водоёмы должны принадлежать к одной биогеохимической провинции и к одному сходному типу. [31]

Следующим не менее важным показателем является суммарный показатель химического загрязнения вод ПХЗ-10. Для его определения требуется проводить анализ вод по максимальному числу показателей. Рассчитывается этот показатель по формуле 27:

$$\text{ПХЗ-10} = (C_1/\text{ПДК}_1 + C_2/\text{ПДК}_2 + \dots + C_{10}/\text{ПДК}_{10}) \quad (27)$$

где ПДК_i – рыбохозяйственные нормативы; C_i – концентрация химических веществ в воде. В случае, когда концентрация химического вещества относится к «относительно удовлетворительному» уровню загрязнения, отношение концентрации химического вещества в воде к рыбохозяйственным нормативам принято считать равным единице. [38]

Нередко в гидрохимических исследованиях можно встретить метод интегральной оценки качества вод, по совокупности загрязняющих веществ и частоты их обнаружения, который основан на определении кратности превышения, повторяемости превышения и общего оценочного бала для каждого отдельного вещества по формулам 28, 29 и 30 соответственно.

$$K_i = C_i / \text{ПДК}_i \quad (28)$$

$$H_i = N_{\text{ПДК}i} / N_i \quad (29)$$

$$B_i = K_i \cdot H_i, \quad (30)$$

где, C_i - концентрация ингредиента в воде, ПДК_i – предельно допустимая концентрация ингредиента, для рыбохозяйственных водоёмов, а N_i - общее число измерений этого ингредиента. При значении оценочного бала ингредиента больше или равного одному, их принято считать лимитирующими показателями загрязнённости. Класс загрязнённости воды определяется по значению комбинаторного индекса. [31]

Согласно методики, предложенной НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана, для идентификации степени загрязнения вод используется группы веществ и показателей качества воды, распределённые по четырем критериям: критерий санитарного режима, критерий органолептических свойств, критерий опасности санитарно-токсикологического загрязнения и эпидемиологический критерий. Критерий санитарного режима включает в себя: БПК₅, ХПК, растворённый кислород и загрязнения по влиянию на санитарный режим. Критерий органолептических свойств учитывает: загрязнения, нормируемые по органолептическому признаку вредности, взвешенные вещества, ХПК и запах. Показатель критерия санитарно-токсикологического загрязнения зависит от санитарно-токсикологических загрязнений и ХПК. Эпидемиологический критерий учитывает показатели микробного загрязнения. Комплексная оценка уровня загрязнения вод вычисляется для каждого лимитирующего признака вредности по следующей формуле:

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)}{n} \quad (31)$$

$$\delta_i = C_i / N_i$$

где, n – число используемых показателей, N_i – нормативное значение единичного показателя, C_i – концентрация ингредиента в воде. Причем если,

$\delta_i < 1$, то $\delta_i = 1$. Классификационная таблица диапазонов значений комплексных оценок представлена ниже. [39]

Таблица 5

Степень загрязнения водоемов в зависимости от значений комплексных показателей

Уровень загрязнения	Критерий загрязнения по величинам комплексных оценок			
	Органолепти- ческий (W_{ϕ})	Санитарный режим (W_c)	Санитарно- токсикологический (W_{ct})	Эпидемио- логический (W_9)
Допустимый	1	1	1	1
Умеренный	1,0 – 1,5	1,0 – 3,0	1,0 – 3,0	1,0 – 10,0
Высокий	1,5 – 2,0	3,0 – 6,0	3,0 – 10,0	10,0 – 100,0
Чрезвычайно высокий	> 2,0	> 6,0	> 10,0	> 100,0

Согласно экотоксикологическому критерию Т.И. Моисеенко степень загрязнения вод токсическими веществами определяется как сумма превышения концентрации элементов (C_i) к их ПДК:

$$X_{\text{токс}} = \sum C_i / \text{ПДК}_i \quad (32)$$

Группа сульфат-ионов, содержания взвешенных веществ и общей минерализации рассчитывается по формуле 32:

$$X_{\text{ф-х}} = \sum (C_i / C_{\text{фон.маxi}} - 1) \quad (33)$$

где, C_i – концентрация элементов, а $C_{\text{фон.маxi}}$ – максимальные фоновые значения.

Также для оценки эвтрофирования используют показатель эвтрофикации:

$$X_{\text{эвт}} = K (C_{\text{фос}} / C_{\text{фон.фос}} - 1) \quad (34)$$

где, $C_{\text{фос}}$ – анализируемые значения концентрации минерального фосфора, $C_{\text{фон.фос}}$ – фоновые значения концентрации минерального фосфора, а K – коэффициент оценки состояния водного объекта, который равен 2 и 3 для мезотрофных и эвтрофных водоёмов соответственно. Общий индекс определяется как сумма всех вышеперечисленных компонентов [40]:

$$X_{\text{сум}} = X_{\text{токс}} + X_{\text{ф-х}} + X_{\text{эвт}} \quad (35)$$

2.4 Методики оценки качества вод на основе гидрохимических и гидробиологических показателей

Характеристика состояния качества вод, установленная с помощью комплекса показателей функционирования водных экосистем и требований водопользователей, называется классом вод и является основополагающим понятием в комбинированных методиках по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. Разработка таких методик включает в себя: определение некоторого числа градаций качества вод от «самой чистой» до «самой грязной», определение набора исследуемых показателей и установление допустимого диапазона для каждого показателя. В связи с относительной простотой разработки методик, основанных на комплексе гидрохимических и гидробиологических показателей, их количество достаточно велико. Однако самыми популярными из них являются: система классификации качества воды по А.А. Былинкиной и С.М. Драчеву, оценка состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов по

ГОСТ 17.1.2.04–77 и комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. [31]

Система классификации качества воды по А.А. Былинкиной и С.М. Драчеву рекомендована для отраслевого водопользования на гидробиологических постах контроля и базируется на определении химических показателей состояний водных объектов (представленных в таблице 4 приложения Б), бактериологических и гидробиологических показателях (представленных в таблице 5 приложения Б), а также на определении физических и органолептических показателей (представленных в таблице 6 приложения Б). Главными вредными факторами всех показателей предложено считать титр кишечной палочки, азот аммонийный, БПК₅, запах и внешний вид водоёма по степени загрязнения нефтью. Помимо этого, важным показателем является отношение количества токсических веществ к их допустимым концентрациям или, как принято называть такое отношение, - показатель степени загрязнения водных объектов по содержанию токсических веществ. Каждому показателю присваивается цифровое значение, определяющее его важность и значимость - приоритет. В случае неоднозначности определения классификации водоема по отдельным показателям, рекомендуется определить общий показатель загрязнения посредством усреднения условных приоритетов. В таблице 7 приложения Б представлены коэффициенты для подсчета общего показателя и группировка водоёмов по сумме признаков. [41, 42]

ГОСТ 17.1.2.04-77 определяет систему оценки водоемов по качеству воды и донных отложений, флоры и фауны (с выделением групп промысловых организмов) и гидрологическому режиму. Этот документ является единственным документом, который определяет подобную систему на уровне стандарта. [31] В соответствии с ним качество вод характеризуется по показателям солёности, жесткости и водородному показателю, а также трафо-сапробности и содержанию вредных веществ и классифицируется по ионно-солевому составу, по жесткости и водородному показателю. Таблица

оценки качества вод по трафо-сапробным показателям представлена в таблице 8 приложения Б. Согласно этому документу стандартом оценивания качества вод является содержание в воде водоёма органических веществ сапробного загрязнения и природных органических веществ. Его расчет производится по индексу доли биологически окисляемого вещества (показатель БПК₅) к общей концентрации органических веществ (показатель перманганатной окисляемости). Сравнительная характеристика по этому индексу представлена в таблице 6.

Таблица 6

Сравнительная характеристика органических веществ сапробного загрязнения по отношению БПК₅ к перманганатной окисляемости

Загрязняющее органическое вещество	БПК ₅ /перманганатная окисляемость (%)
Природное	До 10
Слабое сапробное загрязнение	11 – 20
Сильное сапробное загрязнение	21 – 40
Неочищенные сточные воды	Более 41

Влияние трафо-сапробности на флору и фауну оценивается по отношению групп организмов к сапробности водной среды и наглядно отображается в специальной таблице. Её фрагмент приведен в таблице 9 приложения Б. Влияние токсичных веществ на флору и фауну, согласно ГОСТу 17.1.2.04-77, рекомендуется оценивать по наличию видов различной токсобности, для чего в этом документа также приведена специальная таблица, по которой видно,

что класс токсобности воды зависит от продуктивности и качества таксономических групп индикаторов исследуемого класса, а также олиготоксобных групп, b – мезотоксобных групп, а – мезотоксобных групп и политоксобных групп. Её фрагмент представлен в таблице 10 приложения Б. [43]

Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши является одной из первых классификаций, базирующихся на гидрофизических и гидрохимических показателях, а также на биологической составляющей экосистем. [31] В рамках этой классификации была разработана таблица общей иерархии показателей и градаций, которую можно рассматривать как три разные классификации А, В и С. А и В – классификации по минеральному составу воды, несовместимые ни с классификацией С, ни друг с другом, С – классификация экологических показателей для таких групп как: эколого-санитарная группа, экологотоксикологическая группа и радиоэкологическая группа. Вышеупомянутая таблица представлена в таблице 11 приложения Б. Из нее следует, что классификации по минеральному составу воды основаны на солевом и ионном составе воды, а классификация эколого-санитарной, экологотоксикологической и радиоэкологической групп основаны на девяти разрядах, которые, в свою очередь, относятся к пяти разным классам: предельно чистая, чистая, удовлетворительной чистоты, загрязненная и грязная. Наличие стольких классов и разрядов обусловлено недостаточно детальной характеристикой качества вод при использовании пяти- и шестиразрядных систем. [44]

Глава 3 Трофический статус и качество вод озер Приладожья

3.1 Физико-географическая характеристика исследуемой территории

Исследуемая территория Приладожья включает в себя Карельский сегмент Балтийского кристаллического щита и северную часть Ленинградской области. Для нее характерен грядово-холмистый рельеф с небольшими высотами, сформированный под влиянием экзогенных и эндогенных процессов. Эндогенные процессы данного региона включали в себя тектонические движения, которые и привели к образованию долин рек и котловин озер. Ледниковая эрозия, относящаяся к доминирующим в данном регионе экзогенным процессам, привела к преобладанию эрозионных и аккумулятивных ледниковых форм рельефа, таких как сельги, повсеместные выходы горных пород, моренные гряды, озерно-ледниковые песчаные равнины, зандровые равнины и озово-камовые комплексы. Высотность рельефа характеризуется тремя уровнями: Прибеломорской низменностью с максимальной высотой в 100 м над уровнем моря, холмистой равниной, максимальная высота которой составляет 200 м и возвышенностями с максимальными высотами в 600 м над уровнем моря. Яркими примерами последней является моренная гряда Маанселькя и Западно-Карельская возвышенность. Распространенность сельговых ландшафтов обуславливается особенностями Карельского перешейка, расположенного на стыке Балтийского кристаллического щита и Русской плиты. С продвижением на юг сельговые ландшафты превращаются в ландшафты холмисто равнинного типа. [53]

Климат здесь умеренно-континентальный, с характерной продолжительной зимой и прохладным дождливым летом. Погода весьма неустойчива, с приходящими с Атлантики циклонами и арктическими

воздушным массами. Зимние циклоны вызывают оттепели, а летние – осадки и понижение температуры. Зима является самым продолжительным сезоном и длится около 150 дней в году. Весна наступает в середине апреля, но холода могут вернуться и в мае. Лето начинается с первой половины июня и составляет 115-130 дней. В среднем за год тут выпадает 600-750 мм осадков, с преимущественным распределением на летние и осенние месяцы. Ежегодно в виде снега выпадает около 150-250 мм и держится снежный покров около 160-170 дней. Величина испарения здесь составляет около 420 мм в год. Наличие северной и средней тайги обусловлено климатическими особенностями региона. Водоемы (в большинстве своем - озера) являются основными элементами гидрографической сети. [53]

Почвенный покров Приладожья обусловлен разнообразием материнских пород, рельефа, микроклимата, дренажа и растительности. В основном здесь встречаются среднеподзолистые и сильноподзолистые почвы, среднесуглинистые и легкосуглинистые почвы, дерновоподзолистые, почвы болотного типа. Почвы бедны перегноем, обладают повышенной кислотностью, часто избыточно увлажнены, благоприятны для лесных растений, но не достаточно богаты для сельскохозяйственных культур. [58]

Богатство изучаемого края озерами вызвано совокупность многих факторов, таких как: строение рельефа, геологические особенности, соотношение между осадками и испарением, превышение которой в среднем составляет около 150 мм в год, и особенности геологической истории Карельского сегмента Балтийского щита. Здесь наблюдаются самые высокие значения степени озерности по европейской части России. Изучаемый озерный край достаточно сильно расчленен рельефом и характеризуется расположением нескольких крупных озер: Ведлозеро, Шотозеро, Сямозеро, Янисъярви, Санда, Онежское и Ладожское. Основным фактором их образования считается валдайское оледенение. Важным морфологическим признаком изучаемого озерного края является озерная котловина, а именно ее происхождение. По этому признаку котловины разделяются на ледниково-

тектонические, ледниковые и подпрудные. Ледниково-тектонические – котловины, образованные в трещинах и сбросах твердокаменных пород, с характерным расположением вдоль разломов земной коры. Ледниковые – образованные в процессе течения подледниковых потоков и имеющие округлую форму, с максимальной глубиной – 10 метров. Подпрудные – образованные в результате перегораживания ледниковыми наносами речных долин. Именно такие озера составляют подавляющее большинство в Центральной части Карельского перешейка. [53]

3.2 Экологическое состояние озер Приладожья

В связи с достаточно обширной изученностью озер Приладожья можно весьма подробно охарактеризовать качество вод изучаемого региона, опираясь прежде всего на его геологию и климатические условия. Разнообразие озер по морфометрии, химическому составу воды, термическому режиму, продуктивности и структуре биоты очень велико, тем не менее существуют и общие черты, характерные для большей части водных объектов. Так, например, все озера исследуемой территории обладают довольно длительным периодом ледостава, изменяющимся по территории до 190 суток. Температура вод в озерах остается низкой в пределах 9-10 месяцев, а поверхностные воды не прогреваются выше 13-18 градусов по Цельсию. Одной из характерных особенностей этих озер также является их низкая минерализация, которая находится в пределах 15-40 мг/л и очень редко превышает значение 100 мг/л. По величине pH озера относятся к нейтральным или слабо-кислым, иногда слабо-щелочным. Повышение значений pH часто связано с активным протеканием процесса фотосинтеза, а понижение с накоплением CO₂ в результате биохимического окисления органического вещества. [50] Среди водоемов данной территории преобладают среднегумусные и высокогумусные. Большинство из них бедны и минеральным, и общим фосфором средние значения которых составляют 2 мкг/л и 16 мкг/л соответственно. Однако стоит отметить, что доля минерального фосфора может увеличиваться под влиянием загрязнения

водного объекта. Фосфор в водах данного региона является основным фактором, способный лимитировать развитие биоты. Еще одной характерной чертой является повышенное содержание марганца, железа и пониженное содержание фторидов. Среди тяжелых металлов повышенное содержание наблюдается только у меди и цинка. По уровню эвтрофии большинство крупных водных объектов относятся к олиготрофным, средняя глубина таких озер варьируется в пределах 3-8 метров, а максимальная в пределах 7-40 метров. Также распространены и мезотрофные озера, средняя глубина которых варьируется в пределах 1.5-6 метров, а максимальная – 3-20 метров. Эвтрофных озер наблюдается значительно меньше. Преобладающими воздушно водными растениями здесь являются: тростник обыкновенный, хвощ иловатый, хвощ топяной и камыш озерный, преобладающими плавающими: кувшинка, ежеголовник, кубышка желтая и горец земноводный, а преобладающими погруженными растениями: уруть, рдест разнолистный и рдест пронзеннолистный. Степень зарастаемости макрофитами здесь относительно невысокая. Это связано с низкой минерализацией воды, малым количеством органического вещества и преобладанием каменисто-гравийных и песчаных грунтов. Фитопланктон в этих озерах насчитывает более 1084 таксонов, преобладающее число среди которых составляют диатомовые водоросли и зелёные водоросли, 45 и 27 процентов соответственно. Зоопланктон включает свыше 600 видов, среди которых 441 вид коловраток и 211 кладоцер и копепод. Биомасса зоопланктона летом представлена ветвистоусыми видами, а в промежуточные сезоны веслоногими ракообразными. Донная фауна озер Приладожья состоит из более 1000 видов и форм. [51] Численность бентоса в этих озерах варьируется в пределах 200-3800 экз/м², а биомасса - в пределах 0.07-1.4 г/м². [52] Отличительной чертой ихтиофауны изучаемой территории является преобладание семейства лососевых, которые составляют более половины всех видов рыб. Всего в водах Приладожья обнаружено 53 вида рыб. [53]

Северная часть изучаемой территории характеризуется наличием большинства крупных карельских озер и наличием развитой промышленной базы, доминирующими предприятиями которой являются деревообрабатывающая промышленность, бумажная промышленность, добыча полезных ископаемых и металлургия. Такие крупные промышленные центры как Петрозаводск, Суоярви, Кондопога, Приозерск, Костомукша, Сегежа и Надвоицы дают основную долю объема сточных вод. На территории этих городов находятся основные предприятия загрязнители. Такие как: Сегежский целлюлозно-бумажный комбинат, Суоярвская картонная фабрика, производитель железорудного сырья - ОАО «Карельский окатыш», промышленное предприятие цветной металлургии - Надвоицкий алюминиевый завод, Кондопожский целлюлозно-бумажный комбинат, Целлюлозный завод «Питкяранта», «Выборгская целлюлоза» и многие другие предприятия, находящиеся в городе Петрозаводск. Сточные воды, поступающие с Кондопожского целлюлозно-бумажного комбината направляются напрямую в Онежское озеро, а с Целлюлозного завода «Питкяранта» и Ляскельского бумажного завода - в Ладожское. Суоярвская картонная фабрика, сбрасывающая стоки в оз Суоярви, является крупнейшим загрязнителем юга Карелии. В результате сброса коммунальных стоков, промышленных стоков и стоков сельского хозяйства озера Приладожья испытывают серьезную антропогенную нагрузку. На долю целлюлознобумажной промышленности приходится около 60% всех сточных вод, что делает ее основным загрязнителем озер данного региона. Сточные воды, поступающие в водоемы если и проходят очистку, то в недостаточной степени, в то время как примерно одна шестая всех сбросов вообще ее не проходит. Так как основной процент сточных вод поступает от целлюлозно-бумажных предприятий, большинство из них являются органоминеральными и биогенными загрязнителями, что приводит к повышению поступления биогенных веществ, росту концентраций биогенов и, как следствие, увеличению эвтрофикации и изменению биологических сообществ. Рост

сине-зеленых водорослей приводит к уменьшению концентрации растворенного кислорода, что способствует их негативному влиянию на жизнедеятельность гидробионтов. Помимо этого, многие озера испытывают и аэротехногенное загрязнение, связанное с выбросами диоксида серы и твердых веществ, что является важнейшей проблемой региона, так как он характеризуется выходами обедненных основаниями кислых пород и низкой буферной емкостью, что приводит к закислению воды. Средняя величина кислотности атмосферных осадков (рН), выпадающих на изучаемой территории, составляет – 4.8, это значит, что они кислые постоянно. Содержание в них серы техногенного происхождения составляет 90%, что сигнализирует о неизбежном закислении и загрязнении поверхностных вод. Количество вредных веществ, поступающих в атмосферу от Костомукшского ГОК и Надвоицкого алюминиевого завода составляет около 130 тыс. т/год, среди которых доля диоксида серы составляет более 60%. Также, озера Приладожья страдают от увеличения содержания в атмосферных осадках азота и фосфора, агропромышленных стоков и коммунальных стоков. Например, среди озер Карельского перешейка существенная антропогенная нагрузка наблюдается на оз. Вишневское, на берегу которого находятся многочисленные сельскохозяйственные угодья и животноводческая ферма. В результате вода в озере стала малопрозрачной и приобрела желто-зеленый цвет. Озеро зарастает камышом, тростником, рогозом, кубышкой и рдестом. Содержание общего фосфора и азота в нем составляет 130 мкг/л и 2150 мкг/л соответственно. Рекордное значение показателя окисляемости воды рН составило 9.4, а показателя хлорофилла «а» - 241 мкг/л. Развитие синезеленых водорослей в составе фитопланктона озера привело к «цветению» воды. Водоем перешел в гипертрофное состояние. Участились случаи замора рыб. [53]

Гидротехническое строительство, связанное с регулированием уровня стока, является еще одним видом антропогенного воздействия на озера Приладожья. Частые изменения уровня воды сдерживают развитие водной

растительности и способствуют изменениям в бентосных сообществах литорали. Существенное изменение уровня воды содействует заливанию прибрежных территорий с дополнительной биогенной нагрузкой. Переброски стока, характерные при зарегулировании водоема, могут сильно повлиять на озерную экосистему. Эти изменения хорошо видны на примере озер Сандал и Пальозеро. В результате создания на реке Суне больших запасов воды, основная масса воды начала поступать в эти озера, что повлияло на их гидрохимический режим и состав биоты. Помимо этого, сбрасывание дренажных вод с дополнительными взвешенными и органическими веществами, такими как: железо, фосфор и макрокомпоненты, осуществляемое в процессе частых мелиоративных предприятий, способствует повышению «цветения» воды, увеличению содержания вышеназванных веществ и заилению нерестилищ в озерах Приладожья. Например, одно из таких мероприятий было проведено на озере Исопюхярви, где сразу же было обнаружено увеличение содержания железа, органического вещества, величины рН, минерализации воды и трофности водоема. [53]

3.3 Оценка трофического статуса и качества вод озера Суури

Оценка трофического статуса и качества вод озера Суури базируется на исследованиях кандидата географических наук Дмитриева В.В., проводимых там в период с 2007 – 2012 годы, а также на его совместных исследованиях за 2016 год. В связи с постоянным проведением на этих озерах производственной практики студентов геоэкологов и гидрологов (база СПбГУ Кузнечное), их состояние изучается традиционно с конца 1980-х годов. Как правило, летняя практика приходится на конец июля и включает в себя: отбор гидробиологических проб бентоса, проб зоопланктона и их подготовку к лабораторным исследованиям, отбор гидрохимических проб в поверхностном и придонном горизонтах, а также в горизонте прозрачности озера Суури, установку и отбор проб в озере Суури на продукционные исследования, осуществление съемки озера с целью получения информации

о распределении в водной экосистеме абиотических компонентов, осуществление исследований по внутрисуточной изменчивости гидрохимических показателей водной экосистемы, выполнение физико-географического описания озера и определение степени и динамики его зарастания. Съёмка озера была проведена в 18 точках, с каждой из которых были отобраны пробы воды, причем со всех горизонтов. Анализ проб зообентоса и зоопланктона, а также анализ гидрохимических проб и наблюдений за гидрофизическими показателями воды относились к перечню лабораторных работ. Оценка трофности, оценка качества воды, оценка самоочищения озера по отношению «деструкция» / «продукция», оценка времени осветления воды зоопланктоном, оценка степени лимитации первичной продукции биогенами, оценка устойчивости озера к изменению естественного и антропогенного режимов - относились к перечню исследовательских работ.

На основе данных о видовом составе зообентоса и частоте встречаемости гидробионтов на озере Суури и в проливе Лехмалахти, находящегося в Ладожском озере, были рассчитаны индекс Шеннона (индекс видового разнообразия) и индекс качества воды BMWP. Первый из которых менялся в интервале 1,77-2,38 в 2012 году в озере Суури и в интервале 1,17-3,14 в Ладожском озере в том же году. Данный индекс имел ярко выраженное увеличение с 2007 года до 2010, в 2011 году наблюдалось его понижение, а в 2012 увеличение. Также в 2012 году был выявлен прирост видового разнообразия зообентоса в тех трех точках, для которых известны данные за прошлые года. Относительно низкие значения этого индекса в изучаемых озерах свидетельствует о возможном преобладании в воде *Amphipoda* — *Gmelinoides fasciatus*. Согласно наблюдениям за 2012 год, в озере Суури преобладали *Calanoida*, доля которых составила 39,6 % численности и 88,5% биомассы зоопланктона, и *Cladocera*, доля которых составила 32,9% численности и 9,5% биомассы организмов. Численность каланоид составила - 1040910 экз/м³, а биомасса - 0,000131061 мг/м³. Численность кладоцер

составила - 866640 экз/м³, а биомасса - 0,000014 мг/м³. Общая численность зоопланктона и общая биомасса озера Суури в 2012 году составила 2628180 экз/м³ и 0,000148093 мг/м³ соответственно.

Анализ пространственной изменчивости гидрофизических и гидрохимических характеристик озера Суури включал в себя определение следующих показателей: прозрачность воды, температура воды, pH воды, электропроводность воды, содержание фосфатов, содержание аммонийного азота и содержание кислорода. Водная растительность, значительное количество взвеси и антропогенное влияние способствуют тому, что прозрачность воды увеличивается по мере отдаления от берегов озера к центру. Прозрачность воды в 2016 году менялась в интервале 1,4-1,7 м., в 2012 – 1,3-2 м., в 2011 – 1,2-1,6 м., в 2009 – 0,9-1,5 м, в 2008 – 1,8-2,1 м. Значения температуры воды составили от 18,8 °С до 19,9 °С. Самой прогретой частью озера оказалась его восточная часть, а самой мало прогретой – его южная часть. Температура воды зависит от глубины участка, что объясняет закономерность наблюдения самых высоких температур вблизи берегов водоема. Температура горизонта прозрачности изменялась в интервале 17,5-19,4 °С, а температура придонного слоя – 10,8-19,4 °С. По показателю pH вода озера Суури относится к слабокислой - нейтральной, так как интервал значений по этому показателю от 5,93 до 6,79. Величина pH для горизонта прозрачности и придонного горизонта характеризовалась значениями от 6,52 до 6,79 и от 5,93 до 6,56 соответственно, что указывает на тенденцию уменьшения значений pH в зависимости от глубины. Также как в случае с величиной прозрачности воды, pH воды увеличивается по мере отдаления от берегов к центру озера. Значения электропроводности в придонном горизонте, горизонте прозрачности и на поверхности озера составили от 62,8 до 71,9 мкСм/см, 60,8–64,6 мкСм/см и 59,5–65,6 мкСм/см соответственно, что позволяет говорить об увеличении значений электропроводности с глубиной. Максимальное и среднее значение содержания фосфатов в придонном горизонте составили 0,009 мг P-PO₄/л и

0,004 мг P-PO₄/л, максимальное и среднее значение содержания фосфатов для горизонта прозрачности оказались такими же, как и для придонного горизонта, а максимальное и среднее значение содержания фосфатов на поверхности составили 0,01 мг P-PO₄/л и 0,004 мг P-PO₄/л соответственно, что свидетельствует о их слабо выраженном увеличении с глубиной. Помимо этого, было обнаружено увеличение фосфатов по мере продвижения к центру озера. Содержание аммонийного азота измерялось только для двух горизонтов: поверхностного и придонного. Его интервалы для этих двух слоев составили: 0,62-1,14 мг N-NH₄/л и 0,8 мг N-NH₄/л - для поверхностного слоя и 0,18-1,01 мг N-NH₄/л - для придонного слоя. Концентрация аммонийного азота в восточной части озера была наименьшей для обоих слоев. Так как значение ПДК по аммонийному азоту равен 0,39 мг/л, что позволяет отнести его к четвертому классу (0,4–1 мг/л) загрязненных вод по классификации А.А. Былинкиной, можно сделать вывод, что значения ПДК по этому показателю превышаются почти в 2.5 раза. Однако источником этих загрязнений являются бактерии-аммонификаторы, которые относятся к естественным загрязнителям, а не к антропогенным. Содержание аммонийного азота уменьшается с глубиной и увеличивается по мере отдаления от берегов. Также с глубиной уменьшается и содержание кислорода. Так, границы интервалов изменений содержания кислорода варьируются от 9,2 мг/л до 9,28 мг/л – в поверхностном слое, от 6,74 мг/л до 9,44 мг/л – в горизонте прозрачности и от 0,69 мг/л до 6,35 мг/л – в придонном горизонте. Насыщение воды кислородом также наблюдалась по мере увеличения глубины: от 91,3 % до 105,6 % - в поверхностном слое, от 69,4 % до 100,7 % - в горизонте прозрачности и от 5,6 % до 66,3 % - в придонном горизонте. Пространственное распределение кислорода отмечено его увеличение от берегов к центру. [54,55]

Оценка трофического статуса озера Суури включает в себя множество шкал и параметров. Так, по показателю первичной продукции трофический статус озера в 2007 году определили как мезотрофный с признаками

эвтрофикации по шкале Гутельмахера. Такой же статус был присвоен озеру по показателю прозрачности воды шкалы Китаева. По показателю первичной продукции в 2008 и 2009 годах, используя те же шкалы, озеру Суури был присвоен мезотрофный статус. По показателю прозрачности воды в 2008 году озеру был присвоен мезотрофный тип, а в 2009 при измерении отношения прозрачности H_{sd} к глубине водоема H , озеру был присвоен эвтрофный тип. Начиная с 2010 года оценка трофического статуса озера Суури стала носить многокомпонентный характер. Для ее осуществления было выбрано семь основных показателей: прозрачность воды, отношение прозрачности к глубине, первичная продукция, рН воды (в летнее период), БПК₅, индекс видового разнообразия Шеннона и фильтрационная активность зоопланктона. Было выявлено, что по показателю прозрачности воды озеро относится к переходному состоянию от мезотрофного к эвтрофному, по показателю отношения прозрачности к глубине озеро относится к эвтрофному, по показателю первичной продукции к олиготрофному, по показателю рН воды также к олиготрофному, по показателю БПК₅ к мезотрофному, по индексу видового разнообразия Шеннона к олиготрофному и по фильтрационной активности зоопланктона также к олиготрофному. В 2011 году по показателю прозрачности диска озеро Суури было отнесено к мезотрофному, его средняя величина составила 2,01 м. Используя ту же шкалу Китаева, по показателю отношения прозрачности к глубине, озеро было определено как мезотрофное, его средняя величина равнялась 0.7. По показателям рН воды и продукции фитопланктона трофический статус озера Суури соответствовал олиготрофному и эвтрофному типу соответственно. По индексу Шеннона и показателю фильтрационной активности зоопланктона озеро соответствовало олиготрофному, мезоэвтрофному и эвтрофному. В связи с этим было решено считать эти показатели недостаточно репрезентативными. В 2012 году средняя величина прозрачности воды составила 1,61 м., что соответствует мезотрофному типу. По критерию отношения прозрачности к глубине

среднее значение составило 0,48, что по шкале Китаева соответствует мезотрофно-эвтрофному типу. По величине рН воды трофический статус соответствовал олиготрофному. По критерию продукции фитопланктона – мезотрофному. По критерию БПК₅, значение которого равнялось 3,5 мг/О/л воды озера Суури также соответствовали мезотрофному типу. По интегральному показателю трофности озеро Суури в 2010, 2011 и 2012 году было определено как мезотрофное. В 2016 году по расчетам интегрального показателя трофности (0,29), трофический статус озера Суури был определен как мезотрофный, для которого интервал класса по ширине соответствует 0,14-0,34. [55]

Характеристика качества вод на базе гидрохимического и гидробиологического подходов на озере Суури проводилась с 2009 года. В этот год для проведения оценки качества вод было выбрано 7 параметров: минеральный фосфор, прозрачность воды, валовая суточная продукция фитопланктона, индекс Шеннона, содержание кислорода, концентрация аммонийного азота и рН воды. В 2010 году было применено уже 8 показателей. По 7 характеристикам воду отнесли к классу – «очень чистая». Однако по показателям кислорода, рН, фосфатов и аммонийного азота воду отнесли к классу – «грязная». Показатели прозрачности воды, удельной электропроводности и валовой суточной продукции фитопланктона воды озера Суури в 2011 году относятся к классам - «чистые» и «очень чистые», по содержанию аммонийного азота и среднему проценту насыщения кислородом воды озера относятся к классу – «загрязненные» (по классификации А.А. Былинкиной и С.М. Драчеву). По показателю прозрачности воды озера Суури отнесли к классу – «очень чистые», по содержанию фосфора на поверхности, среднее значение которого составило 0,003 мгР/л отнесли к классу – «предельно чистые», по показателю фосфора на глубине, среднее значение которого составило 0,005 мгР/л, к «чистым», а по показателям валовой продукции фитопланктона также к «предельно чистым» (по классификации Романенко). В 2012 году было выявлено, что по

показателям содержания кислорода, прозрачности, удельной электропроводности, валовой суточной продукции фитопланктона, pH воды и содержанию минерального фосфора в воде поверхностного слоя – воды озера Суури относятся к «чистым» и «очень чистым». По показателю кислорода воды придонного слоя отнесли к «грязным». По показателю содержания минерального фосфора и удельной электропроводности воды озера отнесли к «очень чистым». По показателю pH – к «чистым». По показателям БПК₅ и содержания аммонийного азота вода обоих слоев относится к классу – «загрязненная». В 2016 году по показателю прозрачности воды озера составил 1,58, что по классификации Оксийук и Жукинского позволяет отнести его к разряду «очень чистые». По показателю электропроводности воды озеро Суури соответствует I классу качества. По показателю содержания фосфатов для поверхностных (0,009 мг/л) и придонных (0,01 мг/л) слоев вода в озере также относится к I классу – «предельно чистые». Согласно классификации А.А. Былинкиной и С.М. Драчева по показателю аммонийного азота для поверхностных (0,165 мг/л) и придонных (0,193 мг/л) слоев качество воды соответствует II классу – «чистые». По показателю содержания растворенного кислорода для поверхностных (89%) и придонных (52%) слоев относятся к классам «удовлетворительной чистоты» и «сильно загрязненные» (согласно классификации Оксийук и Жукинского). По показателю pH, значение которого составило 7,1, качество вод можно классифицировать как «предельно чистые». Показатель БПК₅ для верхнего слоя и нижнего слоя составил 2,5 мг O₂/л и 1,3 мг O₂/л соответственно, что позволяет отнести его к IV классу воды – «загрязненная» в верхнем слое и к III классу – «удовлетворительной чистоты» в нижнем.[54,55]

Характеристика качества вод по гидробиологическим индексам опиралась на индекс BMWP и индекс Вудивисса. Для Ладожского озера и озера Суури было выявлено, что по типу местообитания эти озера относятся к «перекаты-заводь» и «заводь» соответственно (по обновленному BMWP с

учетом специфики местообитаний). В 2008 году по индексу BMWP для Ладожского озера составило 59-64 баллов, а для озера Суури - 34-54 баллов, что позволяет отнести их к III и IV классу соответственно. В 2009 году водоемы отнесли к III-V классам (удовлетворительное – очень плохое), так как их значения по индексу колебались от 10 до 56 баллов. В 2010 году по тому же индексу воды Ладожского озера отнесли к классу – «хорошая», а воды озера Суури к «хорошая» - «средняя». В 2011 году воды озера Суури были отнесены к III классу (удовлетворительные), а воды Ладожского озера к III-IV классу, что характеризует их как удовлетворительного – невысокого качества. В 2012 году индекс BMWP рассчитывался в двух модификациях: оригинальному и обновленному. Также для оценки качества вод учитывался индекс Вудивисса. По оригинальному индексу BMWP воды озера Суури соответствовали IV классу и его значение варьировалось от 16 до 41 балла, по обновленному значения варьировались в интервале от 18,2 до 40,9 балла, что соответствует IV классу качества. Значения индекса Вудивисса находились в пределах 6-3 баллов и соответствует III-IV классам. Воды Ладожского озера по оригинальному индексу BMWP соответствовали IV классу качества, его значения составили 40-47 баллов, по обновленному индексу воды также отнесли к IV классу, со значениями баллов 18-46, а индекс Вудивисса составил 7-4 баллов и соответствовал III-IV классам. По индексу BMWP в 2016 году при всех его модификациях был определен III класс – «удовлетворительное качество». При интегральной оценке качества вод по 6 основным показателям (прозрачность воды, удельная электропроводность воды, содержание азота, содержание кислорода, индекс BMWP, содержание фосфора) было выявлено, что вода озера Суури соответствует II классу качества. [54], [55]

3.4 Оценка трофического статуса и качества вод озер Карельского перешейка

Оценка трофического статуса малых озер Карельского перешейка базируется на исследованиях Шарафутдиновой Г.Ф., проводимых каждый

месяц с мая по сентябрь в 2010 и 2011 годах. В рамках исследования было выбрано 3 озера: оз. Малое Бородинское, оз. Холмово и оз. Малое Ровенское. В данных исследованиях были использованы следующие гидрофизические и гидрохимические показатели: глубина, температура, прозрачность, цветность, мутность, оптическая плотность воды, удельная электропроводность, содержание растворенного кислорода, содержание углекислого азота, содержание нитритов и нитратов, фосфора, кремния, аммонийного азота, железа, растворенного органического вещества и активная реакция среды. Среди гидробиологических параметров были использованы: численность фитопланктона, биомасса фитопланктона, скорость продуцирования органического вещества и скорость деструкции органического вещества. Как правило, отборы проб проводились с поверхностного горизонта, придонного горизонта и горизонта прозрачности. Средние значения основных параметров для всех трех озер представлены в таблице 1 приложения В. [56, 57]

Гидрохимический анализ озер Малое Бородинское, Холмово и Малое Ровенское показал пониженное в них содержание фосфатного фосфора, границы которого колеблются от 0.001 мг/л до 0.007 мг/л. Интервалы изменения содержания минеральных форм азота в поверхностных горизонтах выглядят следующим образом: 0.16 мгNNH₄/л – 2.40 мгNNH₄/л, 0.001 мгNNO₂/л – 0.011 мгNNO₂/л, 0.058 мгNNO₃/л – 0.435 мгNNO₃/л. Самым богатым озером по величине биогенных элементов стало озеро Малое Бородинское, за ним по тому же показателю расположилось озеро Малое Ровенское, а озером с наименьшей величиной этого показателя стало озеро Холмово. Этот факт свидетельствует о том, что градация озер по новообразованию органического вещества выглядит примерно также. Однако данное предположение было справедливо только для 2011 года, а в 2010 градация озер по новообразованию органического вещества выглядела следующим образом: сперва озеро Малое Ровенское, затем озеро Малое Бородинское и затем озеро Холмово. Вероятнее всего это связано с

необходимостью проведения многокомпонентного анализа на предмет новообразования органического вещества. Так, еще одним необходимым критерием для адекватной оценки новообразования органического вещества является показатель скорость фотосинтеза, по значениям которого лидирующие позиции в 2010 году занимали озеро Холмово и озеро Малое Ровенское. Максимальное значение скорости фотосинтеза было установлено в августе 2010 года на поверхности озера Малое Бородинское и составило - 97 мгО₂/л·сут. Минимальное же значение было установлено в глубинных слоях озера Холмово в мае 2011 года и составило - 0.05 мгО₂/л·сут. Это позволяет нам утверждать, что условия для протекания фотосинтеза наиболее благоприятны в поверхностном слое. Значения показателя деструкции были экстремальны на поверхности озера Малое Ровенское и на глубине озера Холмово и составили 1.80 мгО₂/л·сут и 0.05 мгО₂/л·сут соответственно. Способность системы к самоочищению характеризует показатель отношения скорости продукции органического вещества к деструкции органического вещества, если этот показатель больше 1, то система не справляется, а если меньше 1, то справляется. В исследуемых озерах этот показатель был чаще всего меньше 1, что свидетельствует о склонности изучаемых озер к олиготрофии. Затем было рассчитано отношение интегральной продукции органического вещества и деструкции органического вещества. Важно отметить, что расчеты проводились только для вегетационного периода (с мая по сентябрь 2010 и 2011 годов) и составили для озера Малое Бородинское – 0,38 и 0,60 в 2010 и 2011 годах соответственно, для озера Холмово – 0,47 и 0,23 в 2010 и 2011 годах соответственно, для озера Малое Ровенское – 0,74 и 0,29 в 2010 и 2011 годах соответственно. Во всех озерах значения продукции были меньше значений деструкции, что позволяет отнести их к олиготрофному типу. Следовательно, эти озера справляются с биогенной нагрузкой. Однако по классификациям трофности Винберга, Лайкенса и Китаева конкретно и точно определить олиготрофный класс трофности удалось только для одного озера – Холмово.

Озера Малое Бородинское и Малое Ровенское меняли свои типы трофности в зависимости от классификации, что позволяет говорить о неоднозначности определения класса трофности. Классификация озер представлена в таблице 7. [56, 57]

Таблица 7

Классификация озер по скорости продуцирования органического вещества ($\Sigma\Sigma A$) и среднему значению скорости фотосинтеза за сутки ($\Sigma A_{\text{срзнач}}$)

Озеро, год	$\Sigma\Sigma A$, ккал/м ² за вег. пери од	$\Sigma A_{\text{срзнач}}$, мгС/м ² · сут	По Винбергу	По Лайкенсу	По Китаеву
Оз. М. Бородинск ое, 2010	249	157	мезотрофное и вторичноолиготро фное	олиготроф ное	α - мезотрофн ое
Оз. М. Бородинск ое, 2011	311	186			
Оз. Холмово, 2010	201	127	первичноолиготро фное	олиготроф ное	β - олиготроф ное
Оз. Холмово, 2011	129	79			
Оз. М. Ровенское , 2010	321	218	мезотрофное и вторичноолиготро фное	олиготроф ное	α - мезотрофн ое и β - олиготроф ное
Оз. М. Ровенское	637	109			

, 2011					
--------	--	--	--	--	--

Согласно Приложению 2 к Схеме комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) рек и озер бассейна Финского залива (от границы Российской Федерации с Финляндией до северной границы бассейна реки Невы), утвержденной приказом Невско-Ладожского бассейнового водного управления Федерального агентства водных ресурсов от « 23 » октября 2015 г. № 136 оценка качества вод озер Карельского Перешейка по интегральному индексу ИЗВ, используя данные наблюдений ФГБУ «ГГИ» в период с 2003 по 2006 годы включает в себя 5 озер: озеро Сестрорецкий разлив, озеро Сторожиловка, озеро Финское, озеро Верхнесуздальское, озеро Средне Суздальское и озеро Нижнее Суздальское. В каждом из этих озер были взяты образцы на определение показателей: ХПК, азот нитритный, железо общее, медь, цинк, марганец, ртуть, на основании которых, были посчитаны значения ИЗВ и сделаны соответствующие выводы. По показателю ИЗВ в 2004 году, величина которого составила 6,44, озеро Сестрорецкий разлив было отнесено к VI классу опасности, что характеризует его воды как «очень грязные». Данные за 2003 и 2006 годы отсутствуют. В 2005 году озеро Сестрорецкий разлив также отнесли к VI классу опасности, воды которого также характеризуются как «очень грязные». Показатель значения ИЗВ в 2005 году составил 7,2. По показателю ИЗВ на озере Финское в 2003 году, величина которого составила 7,15, воды озера были отнесены к VI классу опасности – «очень грязные». Однако уже в 2004 году значение этого показателя значительно уменьшилось и стало равняться – 0,60, что соответствует II классу опасности и характеризуется как «чистая». В 2005 году воды того же озера отнесли к III классу опасности – «умеренно загрязненные», так как показатель ИЗВ равнялся – 1,10. Данные за 2006 год отсутствуют. Состояние вод озера Верхне Суздальское в 2003 году было обозначено как «загрязненное» и отнесено к IV классу опасности, при значении ИЗВ - 2,87. В 2004 году озеро

соответствовало характеристике – «умеренно загрязненное» и относилось к III классу опасности, значение ИЗВ составило – 1,32. В 2005 воды озера стали «грязными», при значении ИЗВ – 4,8, что соответствует V классу опасности. В 2006 году водам озера Верхне Суздальское был присвоен IV класс опасности – «загрязнённые», значение ИЗВ составило – 2,50. Показатель ИЗВ для озера Средне Суздальское было посчитано лишь однажды в 2003 году и составило – 3,10. Следовательно, воды озера Средне Суздальское относятся к IV классу опасности и характеризуются как загрязненные. Для озера Нижнее Суздальское значения ИЗВ в 2003 году составило 2,54, что соответствует IV классу опасности и характеризует его воды как «загрязненные». В 2004 году этот показатель составил 3,0, а значит класс опасности остался тот же. В 2005 году класс опасности изменился на V, так как значение ИЗВ стало равняться 5,40. Вода в озере стала – «грязной». В 2006 году показатель ИЗВ поднялся до 13,7 и воды озера Нижне Суздальское отнесли к VII классу – «чрезвычайно грязные». Таким образом, можно сделать вывод, что все пять исследуемых озёр находятся в неудовлетворительном состоянии. [59]

3.5 Оценка трофического статуса озёр Валаамского архипелага

Оценка трофического статуса озёр Валаамского архипелага основана на материалах исследований за 1998-2014 года, которые проводились там ежегодно с июня по сентябрь. В качестве объектов исследования были выбраны озёра: Сисяярви, Игуменское, Черное, Оссиёво, Лещёвое, Крестовое, Антониевское, Симняховское, Витальевское, Никоновское, Германовское. Эти озёра были исследованы по таким лимнологическим показателям как: площадь, глубина, прозрачность, pH, электропроводность, цветность и содержание органического вещества (ПО). Значения этих величин представлены в таблице 2 приложения В.

Помимо этого, были определены диапазоны скорости фотосинтеза и показателей деструкции для всех озёр. Они оказались достаточно широкими: от 0.0 мгО₂ /л сут. до 4.3 мгО₂ /л сут. – диапазон скорости фотосинтеза, от 0.0 мгО₂ /л сут. до 4.2 мгО₂ /л сут. – диапазон деструкции. В озёрах

Игуменское, Лещевое, Крестовое и Витальевское значения продукции были максимальными и составили 4.3 мгО₂ /л сут, 3.5 мгО₂ /л сут, 4.2 мгО₂ /л сут и 3.2 мгО₂ /л сут. соответственно. Опираясь на среднегодовые значения исследуемых лет, озера Лещевое, Никоновское и Оссиёво охарактеризовали как озера с высокой скоростью фотосинтеза. Максимальные скорости фотосинтеза приходились на глубину от одной прозрачности до дна. Несмотря на то, что на других горизонтах фотосинтез протекал медленнее, были случаи, когда его скорость была велика и в придонных горизонтах. В озере Германовское были выявлены самые стабильные продукционные процессы, а в озере Игуменское были выявлены самые не стабильные продукционные процессы. Различные виды хлорофилла и их содержание постоянно изменялись в течение сезона, причем значительно. Наибольшие значения концентраций хлорофилла «а» были выявлены в августе, а минимальные в июне. Среди средних значений хлорофилла «а» за все годы исследования, максимальные наблюдались в озере Никоновское, а минимальные в озере Германовское. Трофический статус озер был определен с использованием индекса трофического состояния, посчитанным по скорости фотосинтеза на глубине оптимального фотосинтеза по методике Бульона В.В. Данный индекс находился в пределах 45-59, что позволяет нам утверждать, что озера относятся к мезотрофным водоемам. [59]

3.6 Проблемы мониторинга Ладожского озера и озер Приладожья

Мониторинг – система наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния водоёмов, находящихся в федеральной собственности, собственности субъектов Российской Федерации, муниципальных образований, физических и юридических лиц. Осуществлением мониторинга занимаются Федеральное агентство водных ресурсов, Федеральное агентство по недропользованию, Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды и Федеральная служба по надзору в сфере природопользования с участием уполномоченных органов исполнительной власти субъектов Российской Федерации. [45] В результате развития

организации и проведения системы наблюдений на водных объектах были выявлены основные принципы его проведения. Среди них: комплексность наблюдений, систематичность наблюдений, согласованность сроков проведения наблюдений с характерными фазами гидрологического режима водоемов, определение состава и свойств воды едиными или сопоставимыми методиками. [46] Следует отметить, что в России нормативная база мониторинга водоемов находится на достаточно высоком уровне, однако ее практическая реализация оставляет желать лучшего. Северо-западное УГМС и ИНОЗ РАН являются ведущими организациями по осуществлению мониторинга гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей Ладожского озера и озер Приладожья. Приоритетным направлением Северо-западного УГМС, по большей мере, считается оптимизация системы наблюдений в уже установленных ранее точках мониторинга, в то время как приоритетным направлением ИНОЗ РАН является выполнение разного рода научных исследований, связанных с более детальным экспериментальным подходом в различных частях озера. [47]

Согласно Отчету по Государственному контракту №24-НИОКР/4-5-2012 Федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах» количество пунктов наблюдений за гидрохимическими показателями на территории Ладожского озера сократилось со 104 до 14 - 16 за примерно тридцать лет. Также необходимо упомянуть и о том, что измерения проводились 1 раз в год в разные сезоны, при том, что значения по этим измерениям выдавали за среднегодовые, что таковым не является. [48] К основным недостаткам действующей системы наблюдений на Ладожском озере и озерах Приладожья можно отнести: недостаточность наблюдений за гидробиологическими и токсикологическими характеристиками, а также характеристиками донных отложений, отсутствие наблюдений по ряду существенных характеристик (таким как: pH, цветность, CO₂) и отсутствие измерений метеоэлементов на акватории. Необходимость наблюдений за токсикологическим и

биологическим загрязнением этих водоемов обуславливается тем, что на водосборе Ладожского озера насчитывается множество промышленных и сельскохозяйственных предприятий, сбрасывающих стоки в акваторию, которая является источником питьевого водоснабжения Санкт-Петербурга, характеризующаяся высокими темпами роста онкологических заболеваний среди горожан. [47]

Среди направлений развития системы мониторинга за Ладожским озером и озерами Приладожья можно выделить несколько основных: реализация токсикологического мониторинга, гидробиологического мониторинга и мониторинга донных отложений, дополненный расширенной системой методов гранулометрического анализа донных отложений с учетом нанометрических частиц, использующие специальные лазерные анализаторы крупности, введение в эксплуатацию автономных буйковых станций для получения более точных контактных измерений параметров озер, осуществление дистанционных методов измерений, выбор адекватного времени проведения мониторинговых съемок, обеспечение плавучих средств современными приборами для взятия и анализа лабораторных проб и совершенствование методов прогнозирования вод посредством математических моделей. [47]

Также требуется способы развития оценки качества вод и экологического состояния Приладожья. Которые заключаются в разработке региональных значений ПДК с учетом геохимической аномалии и содержания природных соединений, доработки нормативов допустимого воздействия и экологически допустимых уровней воздействия, составление нормативов на загрязнение донных отложений и составление региональных предельно допустимых концентраций биогенных веществ, характеризующих процесс эвтрофирования водных объектов. [49] Научная основа по вопросу сохранения и обеспечения качества вод Ладожского озера и озер Приладожья является более чем достаточной для создания специальных программ, например, в рамках существующей Федеральной программы «Развитие

водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах». Для реализации которой необходимы совместные усилия Северо-западного УГМС и ИНОЗ РАН, а также спонсорство соответствующих Федеральных служб.

Заключение

В ходе проведения данной квалификационной работы были установлены и подробно изучены основные концепции эвтрофирования, показатели трофического статуса водоёмов, индекс трофического состояния и методы эвтрофирования. Помимо этого, автором были выделены и рассмотрены такие критерии оценки качества природных вод, как общеэкологический подход к нормированию качества вод, санитарно-гигиенический подход к нормированию качества вод и многофакторный подход классификации вод. Также был составлен краткий обзор методик оценки качества воды по комплексу гидрохимических и гидробиологических показателей. Необходимость изучения вышеперечисленных теоретических аспектов определения уровня эвтрофирования и качества вод в водных объектах обусловлена более четким пониманием и восприятием процессов определения и мониторинга трофического статуса исследуемых озёр и качество их вод.

На основе многолетних исследований на озерах Суури, Малое Бородинское, Холмово, Малое Ровенское, Сисяярви, Игуменское, Черное, Оссиёво, Лещевое, Крестовое, Антониевское, Симняховское, Витальевское, Никоновское, Германовское, Сестрорецкий разлив, Сторожиловка, Финское, Верхнесуздальское, Средне Суздальское и Нижнее Суздальское была составлена информационная база показателей, необходимых для определения трофического статуса и качества вод исследуемых озер. Она включает в себя следующие показатели: прозрачность воды, отношение прозрачности к глубине, первичная продукция, рН воды, БПК₅, фильтрационная активность зоопланктона, минеральный фосфор, валовая суточная продукция фитопланктона, содержание кислорода, концентрация аммонийного азота, удельная электропроводность, скорость продуцирования органического вещества и скорость деструкции органического вещества. Однако, в связи с тем, что отбор показателей зачастую базируется на возможности их получения, выборка необходимых показателей для конкретных водоемов чаще всего довольно субъективна и основана на личном опыте исследователя.

При определении трофического статуса по показателям первичной продукции и прозрачности воды в 2007 и 2008 годах, озеро Суури было отнесено к мезотрофному типу, а в 2009 при измерении отношения прозрачности H_{sd} к глубине водоема H , озеру был присвоен эвтрофный тип. По интегральному показателю трофности озеро Суури в 2010, 2011, 2012 и 2016 годах было определено как мезотрофное. В 2008 году по индексу BMWP, характеризующему качество вод, озеро Суури отнесли к IV классу (плохое), в 2009 к III-V классам (удовлетворительное – очень плохое), в 2010 к II-III классам (хорошее - удовлетворительная), в 2011 году воды озера Суури были отнесены к III классу (удовлетворительные), в 2012 к IV классу (плохие), а в 2016 к III классу (удовлетворительные). При определении трофического статуса озер Карельского перешейка конкретно и точно определить олиготрофный класс трофности удалось только для одного озера

– Холмово. Озера Малое Бородинское и Малое Ровенское меняли свои типы трофности в зависимости от классификации, что позволяет говорить о неоднозначности определения класса трофности. Оценка качества вод озер Карельского Перешейка по интегральному индексу ИЗВ включала в себя 5 озер: озеро Сестрорецкий разлив, озеро Сторожиловка, озеро Финское, озеро Верхнесуздальское, озеро Средне Суздальское и озеро Нижнее Суздальское. По результатам исследований, все 5 озер находятся в неудовлетворительном состоянии и в основном относятся к IV – V классу опасности (загрязненные - грязные). Трофический статус большинства озер Валаамского архипелага определен по индексу трофического состояния скорости фотосинтеза на глубине оптимального фотосинтеза, и является мезотрофным.

Также в ходе работы автором была изучена проблемы мониторинга Ладожского озера, озер Приладожья и предложены пути их решения. К основным недостаткам действующей системы наблюдений на Ладожском озере и озерах Приладожья относятся: недостаточность наблюдений за гидробиологическими и токсикологическими характеристиками, характеристиками донных отложений, отсутствие наблюдений по ряду существенных характеристик (таким как: pH, цветность, CO₂) измерений метеоэлементов на акватории.

Развитие системы мониторинга за Ладожским озером и озерами Приладожья характеризуется следующими направлениями: реализация токсикологического мониторинга, гидробиологического мониторинга и мониторинга донных отложений, осуществление дистанционных методов измерений, выбор адекватного времени проведения мониторинговых съемок, обеспечение плавучих средств современными приборами для взятия и анализа лабораторных проб, совершенствование методов прогнозирования вод посредством математических моделей.

Список литературы:

1. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем. СПб
2. Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных экосистем. – СПб., 2004, 294 с.
3. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. 1996
4. Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем.
5. Остроумов С.А. Синэкологические основы решения проблемы эвтрофирования //
6. Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. М., 1990
7. Адаменко В.Н., Кондратьев К.Я., Поздняков Д.В. и др. Радиационный режим и оптические свойства озер. Л., 1991.

8. Винберг Г. Г., Бауэр О. Н. Биологическая продуктивность континентальных водоемов СССР//Бюлл. МОИП. Отд. биол., 1971. Т. 26. С. 80—98
9. Бульон В.В. Имеет ли место естественное эвтрофирование озер? //Водные ресурсы, 1998 т.25(6), с.759-764.
10. Даценко Ю.С. О статье В.В.Бульона «Имеет ли место естественное эвтрофирование озер» //Водные ресурсы, 1998, т.25(6), с.765-766.
11. Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007.
12. Гусаков Б.Л. Критическая концентрация фосфора в озерном притоке и ее связь с трофическим уровнем водоема / В сб. научн. тр. «Элементы круговорота фосфора в водоемах» / Под ред. Н.А. Петровой и Б.Л. Гутельмахера. – Л.: Наука, 1987
13. Sawyer C.N. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage / New England Water Works Ass. 1947. Vol. 61, N 2.
14. Багоцкий С.В., Вавилин В.А. Эвтрофирование водоемов и изменение спектра органических веществ, участвующих в биотическом круговороте. //Водные ресурсы, 1989, N2, с.124-130.
15. Бульон В.В. Первичная продукция и трофическая классификация водоемов // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб: Гидрометеиздат, 1993. С. 147-157.
16. Мусатов А.П. Оценка параметров экосистем внутренних водоёмов. М., Научный мир, 2001. 192 с.
17. Трифонова И.С., Десортова Б. (1983) Хлорофилл как мера биомассы фитопланктона в водоёмах разного типа. Гидробиологические процессы в водоемах. Л., Наука,

- 18.Трифонов И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990.
- 19.Hutchinson D. Limnology. L.: Blackwell Scietific Publctions, 1963.
- 20.Даценко Ю.С., Аппель М.В., Денисов Н.Б. Анализ и количественное описание некоторых законо- мерностей формирования цветности вод Волжского источника водоснабжения г.Москвы. 1991
- 21.Ю.С. Даценко, Оценка критических значений первичной продукции водоёмов при появлении аноксии в гипolimнионе.
- 22.Chapra S. C., Canale R. P. Long-term phenome- nological model of phosphorus and oxygen in stratified lakes // Water Research. 1991. Vol. 25 (6). P. 707–715.
- 23.Б. Хендерсон-Селлерс, Х. Р. Маркленд, Умирующие озера, Гидрометиздат 1990
- 24.Robert E. Carlson, A trophic state index for lakes, 1977
- 25.Porcella D.B., S. A. Peterson, and D. P. Larsen. 1980. An Index to Evaluate Lake Restoration. Am. Soc. Civil Eng. Jour.
- 26.Б. Хендерсон-Селлерс, Инженерная лимнология, Гидрометиздат 1987
- 27.Walker. W. W., Jr., 1979. Use of Hypolimnetic Oxygen Depletion Rate as a Trophic State Index for Lakes. Water Resour. Res.
- 28.В. Д. Романенко, Основы гидроэкологии, Киев, Генеза 2004
- 29.Дмитриев В. В. Методика диагностики состояния и устойчивости водных экосистем // Эколого-географический анализ состояния природной среды: проблема устойчивости геосистем. СПб., 1995
- 30.Каминский В.С. Состав и качество поверхностных вод: Понятие “качество” воды // Основы прогнозирования качества поверхностных вод. – М.: Наука, 1982. С. 6-22.
- 31.Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д., Количественная гидроэкология: методы идентификации, Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003
- 32.Популярная медицинская энциклопедия / Под ред. Б.В. Петровского. – М.: Советская энциклопедия, 1988.

- 33.Абакумов В.А., Сущеня Л.М. Гидробиологический мониторинг пресных вод и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: Тр. Междунар. симпоз. – Л.: Гидрометеиздат, 1991.
- 34.Пых Ю.А., Малкина-Пых И.Г. Об оценке состояния окружающей среды. Подходы к проблеме // Экология. 1996. № 5.
- 35.Приемы прогнозирования экологических систем / Ред. О.М. Кожова и Л.Я. Ащепкова. – Новосибирск: Наука, 1985
- 36.Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов // Гигиена и санит. 2000.
- 37.Жукинский В.Н., Оксийук О.П., Олейник Г.Н, Кошелева С.И. Проект системы комплексной оценки качества поверхностных пресных вод // Водн. ресурсы. 1978.
- 38.Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утверждено Приказом Минприроды РФ от 30 ноября 1992 г.
- 39.Новиков С.М., Фурсова Т.Н. Метод количественной оценки кумулятивных свойств вредных веществ // Гигиена и санит. 1987.
- 40.Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Родзиллер И.Д. Способ обобщения показателей для оценки качества поверхностных вод // Гидрохим. материалы. 1980
- 41.Былинкина А.А., Драчев С.М., Ицкова А.И. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема // Материалы 16-го совещ. Гидрохим. ин-та АН СССР. – Новочеркасск: АН СССР, 1962.
- 42.Драчев С.М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. – М.-Л.: АН СССР, 1964.

- 43.ГОСТ 17.1.2.04-77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. – М.: Гос. ком. СССР по стандартам, 1977.
- 44.Жукинский В.Н., Окслюк О.П., Олейник Г.Н., Кошелева С.И. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1981
- 45.Постановление Правительства РФ от 10 апреля 2007 г. N 219 "Об утверждении Положения об осуществлении государственного мониторинга водных объектов"
- 46.РД 52.24.309 Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши – ГХИ, 2012.
47. Поздняков Ш.Р. Проблемы мониторинга Ладожского озера. – Сборник научных трудов Всероссийской конференции по крупным внутренним водоемам, СПб, 2016
- 48.Совершенствование мониторинга состояния экосистемы и качества воды Ладожского озера и реки Невы - Отчет по Государственному контракту №24-НИОКР/4-5-2012 Федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах»
- 49.Румянцев В.А., Кондратьев С.А., Поздняков Ш.Р., Рябченко В.А., Басова С.Л., Шмакова М.В. Основные факторы, определяющие функционирование водной системы Ладожское озеро – река Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива в современных условиях // Известия РГО. СПб.: наука, 2012.
- 50.Лозовик П.А., Филатов Н.Н., Каталог озер и рек Карелии, Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2001
51. Федеральное Государственное бюджетное учреждение науки «Институт водных проблем севера Карельского научного центра РАН», Отчет о научной и научно-организационной деятельности, Петрозаводск, 2013

52. Покровский В.В., Новиков П.И., Озера Карелии, Петрозаводск, 1959
53. Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В., Озера европейской части России, СПб, 2015
54. В.В. Дмитриев, Современное экологическое состояние водных объектов карельского Приладожья и его сравнение с ретроспективными данными, Ученые записки РГГМУ, СПб, 2014
55. Дмитриев В.В., Н.В. Зуева, А.С. Лубенцова, Д.И. Валатин, А.В. Васякина, А.В. Непомнящая, И.А. Никонов, А.А. Осташов, Д.О. Подшивалова, А.Д. Прокопья, Д.П. Соколова, Ю.И. Черненко, Экологическое состояние водных объектов карельского Приладожья: традиционный взгляд и современные акценты, СПб, 2017
56. Шарафутдинова Г.Ф., Моделирование продукционно-деструкционных отношений в озерных экосистемах, РГГМУ, СПб, 2013
57. Шарафутдинова Г.Ф., Первичная продукция как важный параметр мониторинга поверхностных вод на примере озер Карельского перешейка, СПб, 2012
58. Схема комплексного использования и охраны водных объектов рек и озер бассейна Финского залива (от границы Российской Федерации с Финляндией до северной границы бассейна реки Нева), СПб, 2015
59. Е.Ю. Воякина, Особенности продукционных процессов в озерах Валаамского архипелага, Труды Зоологического института РАН Том 321, № 1, СПб, 2017

Приложение А

Таблица 1

Классификации трофического статуса водных объектов по состоянию фитопланктона

Классификация	УО	О	М	Э	ГЭ
Китаев (1984)		<1.5-3	3-12	12-48	
Henderson-Sellers (1984)		<4	4-10	10-100	

Vollenveider (1979)		1.7	4.2	14.3	
Винберг (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	
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
Meybeck (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	5-140	
Felfoldi (1974)		<3	10-20	>50	

Forsberg (1980)		<3	3-7	7-40	>40
Hackanson (1991)		<2	2-8	6-35	>35

Таблица 3

Классификация трофического состояния водоемов по структурным показателям зоопланктона

Автор	Показатель	О	М	Э
Hakkari [118]	Показатель E/O	<0.5	0.5- 1.5	>1.5
Blancher (1984)	Численность зоопланктона за вег. Период $10^5/\text{м}^2$	1	3	8
Андрон- никова (1996)	Индекс по биомассе, Н	4.0- 2.6	2.5- 2.1	2.0- 1.0
Андрон- никова (1996)	Отношения биомасс зоопланктона и фитопланктона за вег. период	4:1	1:1	0.5: 1
Андрон- никова (1996)	Отношение биомасс зимнего и летнего зоопланктона	1:(1 -9)	1: (10- 90)	1: (>1 00)
Андрон- никова (1996)	Отношение дыхания к биомассе зоопланктона	0.15	0.20	0.30
Sladechek (1983)	Показатель Q	<1.0	1.0- 2.0	>2.0
Гутельмахе р (1986)	Биомасса сестона, мгС/л	0.07 - 0.33	0.33 - 1.50	1.50 - 6.80
Мяэметс, (1979)	Е	<0.2	0.2- 1.0	1.0- 4.0

Таблица 4

Классификации типов водоемов по содержанию общего фосфора (мкг/л)

Классификации	УО	О	М	Э	ГЭ
Vollenveider (1979)		<8	8-27.6	27.6-84.4	
Милиус, Кываск, (1979)		<10	10-33	34-87	
ОЕРК (1982) сред	<4	<10	10-35	35-100	>100
ОЕРК (1982) макс	<2.5	2.5-8	8-25	25-75	>75
Meybeck (1989)	4	10	10-35	35-100	
Wetzel (1975)	1-5	5-10	10-30	>30	
Lee (1970)		<5	5-10	10-30	
Uttomark (1975)		<8	12-27	>30	
U.S.-EPA-NES (1974)		<10	10-20	>20	
Forsberg (1980)		<15	15-25	25-100	>100
Hackanson (1991)		<5	5-20	20-100	>100

Таблица 5

Классификации типов водных объектов по величине прозрачности воды (м).

Классификация	Тип водоема						
	УО	О	ОМ	М	МЭ	Э	ГЭ

Lonnerblad (1931)		>4		2-3		<1	
Aberg, Rhode (1942)		>5		3-5		<3	
Alm (1960)		>5		2-5		<2	
Китаев (1984)		4-8		1-4		<1	
Vollenweider-Kerekes (1980)		9.9		2.4-4.2		<1	
Henderson-Sellers (1984)		>6		3-6		<3	
Романенко (1985)		6-12	3-6	3-1.5	0.8-1.5	0.3-0.8	
ОЕРК (1982) Сред	>12	6-12		3-6		1.5-3	<1.5
ОЕРК (1982) Миним.	>6	3-6		1.5-3		0.7-1.5	<0.7
Uttomark (1975)		>4.5		2.4-4.5		<2.4	
Meybek et al. (1979)	>12	6-12		3-6		1.5-3	<1.5
Hackanson (1991)		>6		3-6		1-4	<
Jones, Lee (1982)		>4.6		2.4-4.6		<2.4	

Таблица 6

Цифровая шкала значений совокупности параметров, характеризующих качество вод

Шкала	Глубина видимости и белого диска, м	Общий Р, мг/м ³	Общий N, мг/м ³	Хлорофилл -а, мг/м ³	РК, мг/л	Степень покрытия зеркала озера макрофитами, %
0 (минимальное)	64,0	0,75	5,2	0,04	0,0	0

воздействие)						
10	32,0	1,5	10,4	0,12	1,0	10
20	16,0	3,0	20,8	0,34	2,0	20
30	8,0	6,0	41,6	0,94	3,0	30
40	4,0	12,0	83,2	2,61	4,0	40
50	2,0	24,0	167,0	7,23	5,0	50
60	1,0	48,0	333,0	20,0	6,0	60
70	0,5	96,0	666,0	55,5	7,0	70
80	0,25	192,0	1330,0	154,0	8,0	80
90	0,125	384,0	2670,0	426,0	9,0	90
100 (максимально е воздействие)	0,0625	768,0	5330,0	1180,0	10, 0	100

Таблица 7

Критерии распознавания трофности водных экосистем
(Дмитриев и др., 1997)

Критерий	Тип трофии				Источник
	Олиготр.	Мезотр.	Эвтроф.	Гипертр.	
Валовая продукция фитопланктона за год, г С/м ²	10-30 4-40	30-100 40-150	100-300 150-600	>300 >600	Винберг, 1960 Романенко, 1985
Продукция фитопланктона, мгС/л сут.	0,005-0,05	0,05-0,5	0,5-5	>5	Гутельмахер, 1986
Максимальная первичная продукция за сутки гО/м ² гС/м ²	0,5-1,0 0,1-0,3	1,0-2,5 0,3-0,7	2,5-7,5 0,7-2,01	>7,5 >2,0	Винберг, 1960
Чистая первичная продукция, мгС/м ² сут.	50-300	250-1000	600-8000	>8000	Likens, 1975
Концентрация хлорофилла "а", Сl "а", мкг/л	0,1-1,0 <4,3	1-10 4,3-8,8	10-100 >8,8	>100 -	Винберг, 1960 Dobsonetal,

	<2,5 <1,5 <3,0 0,1-1,0 <4,0 6-16	2-6 1,5-10 3-8 1-10 4-10 16-60	>6 10-50 8-20 >10 10-100 >60	- >50 >20 - >100 -	1974 Rast Gek, 1978 Трифенова, 1979 Милиус, Кывасик, 1979 Бульон, 1983 Henderson- Sellers, 1984 Цветкова и др., 1988
Максимальная концентрация хлорофилла "a", Cl "a" max, мкг/л	<8,0	8-25	25-75	>75	Хендерсон- Селерс, 1990
Средняя биомасса фитопланктона за вегетационный период, B_f , мг/л	<1,0 <1,0	1-3 1-3	3-10 3-7	>10 >7	Трифенова, 1979 Милиус, Кываси к, 1979
Прозрачность воды по белому диску, H_{sd} , м	>4 11-6 >5 >4 >6 9,9 64-8	2-3 6-2 5-3 4-1 6-3 4,2-2,4 8-2	<1 <2 <3 <1 <3 <1 2-0,5	- - - - - - -	Gantrbland, 1931 Thunmark, 1937 Aberg, Roch, 1942 Китаев, 1970 Henderson- Sellers, 1984 Vollenweider, 1980 Carlson, 1977
Отношение прозрачности H_{sd} к глубине Н водоема	1,01-2,0	0,51-10	0,25-0,5	-	Китаев, 1973
Отношение ассимиляции А к дыханию R	<1	1	>1	-	Винберг, 1960
Удельная биоактивность (A+R), мкгС/м ²	160	220	-	-	Ohle, 1958

Трофический индекс Карлсона, TSI, 100 бал.	0-40	40-60	60-80	>80	Carlson, 1977
Индекс трофности, ИТ	20-40	40-60	60-80	>80	Милиус, Кывасик, 1979
Отношение биомассы зоопланктона B_z к биомассе фитопланктона B_f	>4:1	=1:1	05:1	-	Андроникова, 1989
Отношение дыхания R к биомассе зоопланктона B_z ,	0,15	0,20	0,30	-	Тот же
Численность бактерий за вегетационный период, млн.кл/мл	>0,5 0,2-0,6 0,05-0,5	0,5-1,5 1-2 0,5-2,0	2-4 2-3 2-15	>4 >3 >15	Кузнецов, 1970 Сорокин, 1973 Романенко, 1985
Биомасса бентоса за вегетационный период, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40	Китаев, 1984
Сумма биомасс зоопланктона и бентоса, г/м ²	<25-5	5-20	20-80	>80	Тот же
Ихтиомасса, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40	Тот же
Биомасса рачков-фильтраторов, мг/л	0,2-1	1-2	2-6	>6	Гутельмахер, 1986
Скорость фильтрации воды зоопланктона, л/мг.сут	0,6-0,25	0,25-0,15	0,15-0,025	<0,025	Тот же
Рацион зоопланктона, мкг С/мг.сыр. массы	0,82-1,64	1,64-4,5	4,5-3,4	-	Тот же

в сутки					
фильтрационная активность зоопланктона, сут. ⁻¹	0,05-0,6	0,15-0,5	0,05-0,9	-	Тот же
Скорость потребления O ₂ в гипolimнионе, мг/м ³ сут	30-100	100-300	300- 3000	>3000	Henderson- Sellers, 1984
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 Тот же
Максимальная концентрация общего фосфора, Р _{общ max} , мг/л	8,0	26,7	84,4	1200	Хрисанов, Осипов, 1993
Концентрация общего фосфора, Р _{общ} , мкг/л	5-20	5-50	100	-	Романенко, 1985
Максимальная концентрация общего азота, N _{общ} max, мкг/л	661	753	1875	72444	Хрисанов, Осипов, 1993
Концентрация общего азота, N _{общ} , мкг/л	5-80	80-500	500- 1500	-	Романенко, 1985
Отношение концентраций N: P	30-40	25-30	15-25	12-15	Алекин, 1985
Концентрация минерального фосфора, PO ₄ , мг P/л	<0,01 0,01- 0,03	0,01- 0,02 0,03- 0,025	>0,02 >0,25	- -	Thomas, 1959 Цветкова 1988
Концентрация карбонатов, мг С/л РН летом РН ила	2-7 6,9-7,2 25-30	7-20 7,2-8 15-25	15-20 8-9,5 7-17	- - -	Романенко, 1985 Тот же Тот же

Индекс Тийдора, Ен	<600	600-1200	1200-2000	>5000	Дмитриев, 1994
Уровень трофности, УТ	2,5-3,5	3,5-4,5	>4,5	-	Цветкова и др., 1988
РН при 100% насыщении воды кислородом	7,02±0,33	7,68±0,33	8,34±0,33	-	Тот же
Индекс видового разнообразия	2,0-3,0	2,0-1,0	1,0-0,0	-	Тот же
Численность фитопланктона, млн.кл./л	0,35-3,85	3,85-20	>20	-	Тот же
Диатомовые водоросли, % от общей численности	95-15	15-0	-	-	Тот же
Зеленые водоросли, % от общей численности	15-75	75-100	0,0-0,15	-	Тот же
Синезеленые водоросли, % от общей численности	0-55	55-85	85-100	-	Тот же
Скорость фотосинтеза, мгО/л сут	07-10	1,0-2,4	>2,4	-	Тот же
Разность суточной продукции и деструкции, Ф-Д, мгО/л сут	-0,1-0,1	0,1-2,1	>2,1	-	Тот же
БПК ₅ , мгО/л	2,3-3,3	3,3-5,5	>5,5	-	Тот же
Концентрация растворенного кислорода, % насыщения	95-105	50-155	<50	-	Тот же
Концентрация кремния,	0,05-	0,30-	>0,65	-	Тот же

мг Si/л	0,30	0,65			
Концентрация аммонийного азота, мг N/л	0,025-0,15	0,015-0,060	>0,060	-	Тот же
Концентрация нитритного азота, мг N/л	0,01-0,015	0,15-0,60	>0,06	-	Тот же
Концентрация нитратного азота, мг N/л	0,01-0,020	0,2-0,3	>0,03	-	Тот же
Концентрация минеральных форм азота, мг N/л	0,05-0,35	0,35-0,95	>0,95	-	Тот же

Приложение Б

Таблица 1

Гигиеническая классификация водных объектов по степени загрязнения
согласно СанПиН 4630-88

Степень загрязнения	Оценочные показатели загрязнения для водных объектов I и II категорий				Индекс загрязнения
	Органолептический	Токсикологический	Санитарный режим	Бактериологический	

	Запах, привкус в баллах	Степень превышения ПДК орг.	Степень превышения ПДК токс.	БПК ₂₀ , мгО/л		Растворенный кислород мг/л	Число лактоположительных кишечных палочек в 1 л воды	
				I	II			
Допустимая	2	1	1	3	6	4	менее 10 ⁴	0
Умеренная	3	4	3	6	8	3	10 ⁴ –10 ⁵	1
Высокая	4	8	10	8	10	2	10 ⁵ –10 ⁶	2
Чрезвычайно высокая	>4	>8	100	>8	>10	1	более 10 ⁶	3

Таблица 2

Критерии оценки степени химического загрязнения поверхностных вод

№№ п/п	Показатели	Параметры		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
1.	<i>Основные показатели</i>			
1.1	Химические вещества, доли ПДК			
1.1.	1-2 класс	более 10	5-10	1

1	опасности			
1.1. 2	3-4 класс опасности	более 100	50-100	1
1.2.	Показатель химического загрязнения (ПХЗ-10)			
1.2. 1	1-2 класс опасности	более 80	35-80	1
1.2. 2	3-4 класс опасности	более 500	500	10
2.	<i>Дополнительные показатели</i>			
2.1.	Запах, привкус в баллах	более 4	3-4	2
2.2.	Плавающие примеси: нефть и нефтепродукты	пленка темной окраски, занимающая 2/3 обозримой площади	яркие полосы или тусклая окраска пятен	Отсутствуют
2.3.	Реакция среды, рН	5,0-5,6	5,7-6,5	более 7
2.4.	Химическое потребление кислорода ХПК (антропогенная составляющая к фону), мгО ₂ /л	20-30	10-20	Не оценен
2.5.	Растворенный кислород, % насыщения	10-20	20-50	Более 80
2.6.	Биогенные вещества :			
2.6. 1	- нитриты (NO ₂), доли ПДК	более 10	более 5	менее 1

2.6. 2	- нитраты (NO ₃), доли ПДК	более 20	более 10	менее 1
2.6. 3	- соли аммония (NH ₄), доли ПДК	более 10	более 5	менее 1
2.6. 4	- фосфаты (PO ₄), мг/л	более 0,6	0,3-0,6	менее 0,05
2.7.	Минерализация , мг/л, (превышение регионального уровня)	3-5	2-3	региональный уровень
2.8.	Коэффициент донной аккумуляции (КДА)	более 10 ⁴	10 ³ -10 ⁴	10
2.9.	Коэффициент накопления в гидробионтах (Кн)	более 10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁵	10

Таблица 3

Критерии оценки состояния пресноводных экосистем

№№ п/п	Показатели	Параметры		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
1.	<i>Основные показатели</i>			
1.1	Химические вещества, доли ПДК			
1.1. 1	1-2 класс опасности	более 10	5-10	1

1.1. 2	3-4 класс опасности	более 100	50-100	1
1.2.	Показатель химического загрязнения (ПХЗ-10)			
1.2. 1	1-2 класс опасности	более 80	35-80	1
1.2. 2	3-4 класс опасности	более 500	500	10
2.	<i>Дополнительные показатели</i>			
2.1.	Запах, привкус в баллах	более 4	3-4	2
2.2.	Плавающие примеси: нефть и нефтепродукты	пленка темной окраски, занимающая 2/3 обозримой площади	яркие полосы или тусклая окраска пятен	Отсутствуют
2.3.	Реакция среды, рН	5,0-5,6	5,7-6,5	более 7
2.4.	Химическое потребление кислорода ХПК (антропогенная составляющая к фону), мгО ₂ /л	20-30	10-20	Не оценен
2.5.	Растворенный кислород, % насыщения	10-20	20-50	Более 80
2.6.	Биогенные вещества :			
2.6. 1	- нитриты (NO ₂), доли ПДК	более 10	более 5	менее 1
2.6.	- нитраты	более 20	более 10	менее 1

2	(NO ₃), доли ПДК			
2.6.3	- соли аммония (NH ₄), доли ПДК	более 10	более 5	менее 1
2.6.4	- фосфаты (PO ₄), мг/л	более 0,6	0,3-0,6	менее 0,05
2.7.	Минерализация, мг/л, (превышение регионального уровня)	3-5	2-3	региональный уровень
2.8.	Коэффициент донной аккумуляции (КДА)	более 10 ⁴	10 ³ -10 ⁴	10
2.9.	Коэффициент накопления в гидробионтах (Кн)	более 10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁵	10

Таблица 4

Химические показатели состояния водоемов

Степень загрязнения	Растворенный кислород		БПК ₅ , в мг/л	Окисляе- мость, в мг/л O ₂	Аммоний- ный азот, в мг/л	Токсичные вещества в долях ПДК	Радио- активность общая в долях норматива	
	в мг/л							% насыщени я
	Лето	Зима						
Очень чистые	9	14— 13	95	0.5— 1.0	1	0.05	0	0.1
Чистые	8	12— 11	80	1.1— 1.9	2	0.1	0.1—0.9	0.1
Умеренно загрязненные	7—6	10— 9	70	2.0— 2.9	3	0.2—0.3	1.0—5.9	1.0
Загрязненные	5—4	5—4	60	3.0— 3.9	4	0.4—1.0	6.0—10.9	10

Грязные	3—2	3—1	30	4.0— 10.0	5—15	1.1—3.0	11.0—20.0	100
Очень грязные	0	0	0	>10	>15	>3	>20	1000

Таблица 5

Бактериологические и гидробиологические показатели

Степень загрязнени я	Бактериологические			Яйца гельминт ов, в 1 м ³	Санитарно- гидробиологические	
	Кишечн ая палочка (титр)	Сапрофитн ые микро- организмы , в 1 мл	Прям ой счет		Сапробность	Биологичес кий показатель загрязнения
Очень чистые	10—100	$a \times 10$	10^5	Нет	Ксеносапроб ная	0—5
Чистые	10—1	$a \times 100$	10^6	Нет	Олигосапроб ная	6—10
Умеренно загрязненн ые	1—0.05	$a \times 1000$	10^6	1—3	b - Мезосапробн ая	11—20
Загрязненн ые	0.05— 0.005	$a \times 10000$	10^7	10	a - Мезосапробн ая	21—60
Грязные	0.005— 0.001	$a \times 100000$	10^7	500	Полисапробн ая	61—99
Очень грязные	<0.001	$a \times 1000000$	10^8	1000	Полисапробн ая	100

Таблица 6

Показатели состояния водоемов по физическим и органолептическим
свойствам

Степень загрязнения	Взвешенные вещества мг/л	Прозрачность		Запах, в баллах	Нефть		рН
		по Секки, в м	по Снеллену, в см		в баллах	в мг/л	
Очень чистые	1—3	>2	>30	1	0	0.00	6.5— 8.0
Чистые	4—10	2—1	30-20	2	1	0.1- 0.2	6.5— 8.5
Умеренно загрязненные	11—19	1—0.3	19—3.0	3	2	0.3	6.0— 9.0
Загрязненные	20—50	0.3— 0.1	2.0—1.0	4	3	1	5—6, 9— 10
Грязные	51—100	0.1— 0.02	<1.0—0.5	5	4	2	5—6, 9— 10
Очень грязные	'>100	<0.02	< 0.5	5	5	5	2—4, 11— 13

Таблица 7

Система коэффициентов для выведения общего значения показателя

Наименование показателя	Степень загрязнения					
	Очень чистые	Чистые	Умеренно загрязненные	Загрязнен- ные	Грязные	Очень грязные
Азот аммонийный	0	1	3	6	12	15
БПК ₅ и токсические вещества	0	1	5	8	12	15
Радиоактивность общая	0	1	3	5	15	25

Титр кишечной палочки	0	2	4	10	15	30
Запах	0	1	2	8	10	20
Внешний вид	0	1	2	6	8	10
Средне- суммарный коэффициент загрязнения	0—1	2	3—4	5—7	8—10	>10

Таблица 8

Классификация водоемов по ГОСТ 17.1.2.04–77

Наименование показателей	Чистые воды		Загрязненные воды		Грязные воды	
	Классы сапробности					
	Ксено-сапробность (кс)	Олиго-сапробность (о)	β – мезо-сапробность (бм)	α – мезо-сапробность (ам)	Поли-сапробность (п)	Гипер-сапробность (гп)
Трофо-сапробные показатели						
Растворенный кислород, % насыщения	95 - 100	80 - 110	60 - 125	30 - 150	0 - 200	0

Прозрачност ь воды по дису Секки, м, не менее	3.0	2.0	1.0	0.5	0.1	Менее 0.1
БПК ₅ , мгО ₂ /л	0.0 – 0.5	0.6 – 1.0	1.1 – 2.0	2.1 – 3.0	3.1 – 10.0	Более 10
БПК ₂₀ , мгО ₂ /л	0.0 – 1.0	1.1 – 2.0	2.1 – 3.0	3.1 – 4.0	4.1 – 15.0	Более 15
Перманганат ная окисляемост ь по Кубелю, мгО ₂ /л	0.0 – 7.0	7.1 – 10.0	10.1 – 20.0	20.1 – 40.0	40.1 – 80.0	Более 80
Аммоний солевой, мг/л	0.0 – 0.05	0.06 – 0.1	0.11 – 0.5	0.51 – 1.0	1.01 – 3.0	Более 3
Нитраты, мг/л	0.05 – 5.0	5.1 – 10.0	10.1 – 40.0	40.1 – 80.0	80.1 – 150.0	Более 150
Нитриты, мг/л	0.0 – 0.001	0.002 – 0.04	0.05 – 0.08	0.09 – 1.5	1.6 – 3.0	Более 3
Фосфаты, мг/л	До 0.005	0.006 – 0.03	0.04 – 0.1	0.11 – 0.3	0.31 – 0.6	Более 0.6
Сероводоро д, мг/л	0.0	0.0	0.0	0.0	До 0.1	Более 0.1
Показатели бактериофлоры						
Общий счет микроорган измов, млн. кл/мл	До 0.5	0.5 – 1.0	1.1 – 3.0	3.1 – 5.0	5.1 – 10.0	Более 10

Сапрофиты, тыс. кл/мл	До 0.5	0.5 – 5.0	5.1 – 10.0	10.1 – 50.0	50.1 – 100.0	Более 100
Индекс: (Общий счет / сапрофиты)	Более 10^3	Более 10^3	10^3 – 10^2	Менее 10^2	Менее 10^2	Менее 10^2

Таблица 9

Отношение групп организмов к сапробности водной среды по ГОСТ
17.1.2.04–77

Таксономическая группа	Классы сапробности, в которых преобладают таксономические группы	
	Значительное число видов	Незначительное число видов
Инфузории - ресничные - сосущие	ам – п о – ам	о, бм о, п
Губки	бм	
Кишечнополостные (гидра, кордиллофора)	Бм	
Черви: - ресничные - олигохеты исключение: - тубифициды и люмбрициды - пиявки - нематоды	кс кс – бм ам – п бм – ам ам – п (при массовом развитии)	бм - бм
Коловратки Bdelloidea	ам – п	

Мшанки	о – бм	
Моллюски:		
• брюхоногоие • двустворчатые	о – бм о – бм	кс, ам ам
Ракообразные копеподы:		
• каланоиды • циклопиды • ветвистоусые • равноногие (водяной ослик) • бокоплав • речные раки • водяные клещи	о – бм бм – ам о – бм ам кс – о о бм – ам	кс о, кс кс, ам бм бм - кс, о
Насекомые:		
• поденки • ручейники	кс, о, бм кс, о, бм	
двукрылые		
• хирономиды • род хирономус	о, бм ам	кс, ам бм, п

Таблица 10

Распределение организмов по токсобности (ГОСТ 17.1.2.04–77)

Экологическая	Таксономическая	Олиготоксобы	β – мезотоксобы	α – мезотоксобы	Политоксобы
Зоопланктон	Остракоды		Все виды	Все виды	
	Водные клещи			Все виды	Все виды

	Кладоцера	Дафниды, си-диды, хищные, кладоцера	Хидориды, босминиды		
	Веслоногие		Каланоиды	Циклопиды	
	Коловратки		Все, кроме α – мезотоксобо	Бделлаиды	
	Инфузории			Подвижные формы	Подвижные формы
	Бесцветные жгутиковые			Все виды	Все виды
Зообентос	Ракообразные	Гаммариды, мизиды, корофииды, речной рак	Изопода		
	Харпактииды		Все виды	Все виды	
	Моллюски		Двустворчатые	Брюхоногие	
	Водные насекомые	Поденки	Поденки, стрекозы, ручейники	Хирономиды, жуки, клопы, мокрецы, кулициды	
	Черви		Олигохеты	Олигохеты, кроме политоксобо, пиявки, планарии	Тубифициды, люмбрициды, нематоды

Таблица 11

Схема комплексной экологической классификации по О.П. Окснюк и В.Н.
Жукинскому

Показатели		Градации качества		Тип		
Группа	Подгруппа	Класс	Разряд			
Солевой состав	Степень минерализации (соленость)	Пресные	гипогалинные	А		
			олигалинные			
		Солоноватые	мезогалинные		полигалинные	
			эугалинные			ультрагалинные
		Ионный состав по О.А. Алекину [1946]: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+}	Гидрокарбонатные		В	
			Сульфатные			
	Хлоридные					
	Эколого-санитарная (трофосапробиологическая)	Гидрофизические	Предельно чистая	Предельно чистая	С	
		Биотрофные и гидрохимические				
Гидробиологические		Чистая	Очень чистая			

	Бактериологические			Вполне чистая	
	Биоиндикация сапробности				
	Трофность			Удовлетворительной чистоты	
Эколого-токсикологическая	Содержание токсичных веществ	неорганические	Загрязненная	Слабо загрязненная	
		органические		Умеренно загрязненная	
	Токсичность по биотестам			Сильно загрязненная	
Радиоэкологическая	Вездесущие радионуклиды		Грязная	Весьма грязная	
	Коррозионные радионуклиды				
	Осколки деления			Предельно грязная	

Приложение В

Таблица 1

Средние значения лимнологических параметров для поверхностного и придонного горизонта оз. М. Ровенское, М. Бородинское и Холмово (с мая по сентябрь 2010–2011 гг)

Параметры	М. Ровенское		М. Бородин.		Холмово	
	пов	дно	пов	дно	пов	дно
Площадь зеркала, км ²	0.01		0.02		0.05	
Глубина, м	3.7		3.1		5.5	
Прозрачность, м	1.0		0.7		1.8	
Температура, °С	19.7	6.0	18.4	7.7	18.1	6.1
рН	6.4	5.9	6.3	5.9	5.9	5.8
Удельная электр-ть, мкСм/см	36.1	59.6	44.8	56.9	20.2	32.5
О ₂ , %	90	2	67	4	85	5
Лабильная органика, мгО/л	26.0	49.8	36.9	49.5	17.1	23.8
СО ₂ , мг/л	8.1	39.6	7.0	33.4	8.4	39.6
Цветность, °Pt-Со шкалы	173	281	247	302	121	227

Мутность, мг/л	0.9	5.9	0.8	4.0	0.3	4.7
мгР _{PO4} /л	0.003	0.010	0.005	0.010	0.003	0.006
мгN _{NH4} /л	1.08	1.37	1.07	1.3	0.60	0.92
мгN _{NO2} /л	0.004	0.006	0.004	0.005	0.003	0.004
мгN _{NO3} /л	0.14	0.09	0.10	0.09	0.10	0.10
мгSi/л	4.0	5.2	4.4	6.2	2.6	4.3
мгFe _{общ} /л	0.47	1.10	0.55	0.84	0.27	0.88

Таблица 2

Лимнологические параметры озер Валаамского архипелага

Озеро	S, км ²	h _{макс} , м	SD, м	pH	Электро проводн ость, мкСм/см	Цветн ость, °Pt–Co	ПО, мгО/л
Сисяярви	0.80 5	19.0	2.0-4.6	6.9–8.5	63–128	40–60	10.8– 16.7
Игуменское	0.02 2	8.0	1.2-2.8	6.5–7.5	28–52	55–90	11.8– 28.6
Черное	0.00 8	8.5	1.4-2.6	6.4–7.5	29–52	60–90	8.0–28.2
Оссиёво	0.00 3	2.1	0.9–1.4	5.6–7.1	48–58	60–110	7.0–26.9
Лещевое	0.24 0	3.5	0.5–1.7	6.4–8.2	44–56	55–94	16.0– 47.6
Крестовое	0.01 4	2.1	0.7–1.7	7.3–8.6	32–50	80–212	29.1– 53.5
Антониевск ое	0.02 8	3.5	0.5–1.7	5.5–7.5	23–34	150– 275	22.0– 58.2
Симняховск ое	0.01 9	2.1	0.3–1.2	5.2–6.5	26–33	97–172	24.3– 45.4
Витальевско	0.00	1.7	0.5–1.1	6.2–7.1	36–63	130–	21.1–

е	5					223	44.0
Никоновско е	0.01 1	4.0	0.3–1.2	5.8–7.6	55–63	90–260	20.1– 42.9
Германовск ое	0.01 0	3.5	0.4–1.1	4.0–5.9	30–36	92–296	17.4– 42.5