

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Российский государственный гидрометеорологический университет»

На правах рукописи

Мальшева Наталия Александровна

**ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЙ ПОДХОД К КОМПЛЕКСНОЙ
ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ**

Специальность 25.00.36 - Геоэкология (Науки о Земле)

Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук

Научный руководитель:
доктор химических наук,
профессор Г.Т. Фрумин

Санкт-Петербург – 2020

Оглавление

Введение.....	4
Глава 1. Контроль качества поверхностных вод суши по гидрохимическим и гидробиологическим показателям в России и в зарубежных странах.....	10
1.1 Классификации показателей качества вод по гидрохимическим показателям.....	18
1.2 Классификации показателей качества вод по гидробиологическим показателям.....	28
Глава 2. Разработка эколого-токсикологического подхода к комплексной оценке уровней загрязнённости водных объектов.....	44
2.1 Теоретические основы.....	44
2.2 Математические модели.....	46
Глава 3. Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости некоторых водных объектов.....	68
3.1 Физико-географическое описание озера Биенда-Стемме (Шпицберген).....	68
3.2 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод озера Биенда-Стемме.....	71
3.3 Физико-географическое описание озера Имандра.....	74
3.4 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод озера Имандра.....	76
3.5 Физико-географическое описание бассейна реки Нарва.....	77
3.6 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод Псковского озера.....	81
3.7 Физико-географическое описание Нарвского водохранилища.....	85
3.8 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод Нарвского водохранилища.....	86
3.9 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод реки Великая.....	88
3.10 Физико-географическое описание некоторых водотоков бассейна реки Нарва.....	91

3.11 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод некоторых водотоков бассейна реки Нарва.....	92
3.12 Физико-географическое описание Невской губы.....	93
3.13 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод Невской губы.....	95
3.14 Физико-географическое описание реки Нева.....	104
3.15 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод реки Большая Нева.....	106
3.16 Физико-географическое описание реки Вуокса.....	120
3.17 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод реки Вуокса.....	122
3.18 Физико-географическое описание некоторых малых озёр восточного Сихотэ-Алиня.....	123
3.19 Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости металлами вод некоторых малых озёр восточного Сихотэ-Алиня.....	125
3.20 Физико-географическое описание полигона "Красный Бор".....	126
3.21 Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости вредными веществами вод полигона "Красный Бор".....	130
3.22 Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости вредными веществами поверхностных вод некоторых заповедников.....	132
Выводы.....	134
Список литературы.....	136

Введение

Водные объекты фактически являются гидрологическими системами, они неразрывно связаны с водными ресурсами водосборов и, в свою очередь, служат индикаторами состояния геосистем суши. Исходя из результатов современных наблюдений, можно сделать вывод, что первопричинами подавляющего большинства водных экологических кризисов чаще всего становятся процессы, происходящие в местах водосбора. К сожалению, в настоящее время данный фактор учитывается в крайне редких случаях, что, в свою очередь, значительно осложняет процесс установления первопричин и проведение аналитического исследования экологических изменений, прогнозирования отклика водных экосистем, реализацию природоохранных мероприятий, регулирование антропогенных воздействий на водные экосистемы.

В методическом отношении сложность ситуации обусловлена тем, что информацией, необходимой для этих целей, располагают различные ведомства. Поэтому сроки, районы, регулярность наблюдений, а также способы получения и обобщения данных чаще всего значительно различаются. До сих пор не существует единого принципа систематизации, наглядного представления и увязки многочисленных данных, собранных за многолетнюю историю мониторинговых исследований.

Одной из главных причин ухудшения качества вод в последнее время признается несовершенство системы нормирования. В частности, в качестве критериев нормирования применяются одинаковые для всей территории России уровни предельно допустимой концентрации (далее – ПДК), которые зависят только от вида водопользования и не учитывают региональных особенностей формирования природных вод (Учебно-методическое пособие: Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы / Гагарина О.В. Ижевск: Изд-во Удмуртский университет, 2012. 199 с.).

К настоящему времени сформировалось два основных метода оценки качества воды: гидрохимический и гидробиологический.

Рыбохозяйственные и санитарно-гигиенические ПДК химических веществ различаются на порядки. Эти различия обусловлены разной чувствительностью человека и водных организмов (гидробионтов) к воздействию загрязняющих веществ.

Российская Федерация характеризуется большим разнообразием различных условий, в том числе гидрологических и климатических, и это разнообразие влечет за собой различные типы природопользования, а также различия в интенсивности освоения.

Таким образом, анализ существующих оценок качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям свидетельствует о том, что комплексная характеристика качества поверхностных вод представляет собой достаточно сложную проблему, по которой пока не найдено однозначного решения (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. СПб.: Ученые записки РГГМУ. № 57, 2019. С. 117-125).

По мнению Г.Н. Красовского надежность контроля качества воды только по реакциям гидробионтов не может быть достаточной для оценки опасности загрязнения для человека. Гибель гидробионтов в токсикологическом эксперименте не может служить показателем непригодности воды для питья. Из этого вытекает вывод: биотестирование как метод контроля качества воды не имеет самостоятельного значения и не может заменить гигиенические нормативы (Красовский Г.Н., Жолдакова З.И. Сравнительная чувствительность человека и гидробионтов к действию токсических веществ. Обобщенные показатели качества вод-83. Практические вопросы биотестирования и биоиндикации. Тез. докл. Всесоюз. симпоз. Черноголовка, 2-4 февраля 1983 г. Черноголовка, 1983. С. 19-23).

Каждый метод оценки качества воды имеет свои достоинства и недостатки (таблица 1), но предпочтительнее, чтобы гидрохимический и гидробиологический методы использовались в сочетании друг с другом (Кимстач В.А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 48 с.).

Таблица 1.1 – Сравнение оценок качества вод, выполненных гидрохимическим и гидробиологическим методами

Характеристика	Назначение характеристики	Представительность	
		химическая	биологическая
Точность	Оценка концентрации загрязняющего вещества	Хорошая	Плохая
Разрешающая способность	Тип загрязнения	Хорошая	Плохая
Надежность	Насколько представительна проба	Плохая	Хорошая
Измерение воздействия	-	Да	Да
Стоимость	-	Относительно высокая	Относительно низкая

Актуальность диссертационного исследования обусловлена необходимостью разработки методики оценки качества поверхностных вод суши на основе сочетанного применения гидрохимических и гидробиологических (эколого-токсикологических) показателей.

Цель диссертационного исследования заключалась в разработке эколого-токсикологического подхода к комплексной оценке загрязненности поверхностных вод суши.

Задачи, которые в работе были поставлены и решены для достижения указанной цели:

1. Сбор, обобщение и анализ данных литературы о токсичности катионов металлов, нитрит-ионов, нитрат-ионов и органических соединений для *Daphnia magna*.

2. Разработка эмпирических линейно-экспоненциальных моделей, связывающих фактические концентрации индивидуальных вредных веществ в водных объектах с величинами рисков (вероятностей) комбинированного действия острых токсических эффектов для представительного вида гидробионтов (*Daphnia magna*) в широком диапазоне варьирования концентраций (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. СПб.: Ученые записки РГГМУ. № 57, 2019. С. 117-125).

3. Обоснование методики расчетов рисков комбинированного действия вредных веществ для дафний.

4. Обоснование классификации качества вод пресноводных водных объектов по уровням их загрязненности вредными веществами на основе модели «разломанного стержня».

5. Разработка эколого-токсикологической методики комплексной оценки загрязненности поверхностных вод суши.

6. Оценка загрязненности водных объектов, имеющих различные характеристики.

Объекты исследования – естественные и искусственные водоемы и водотоки.

Предмет исследования – эколого-токсикологические характеристики поверхностных вод суши.

Научная новизна работы:

1. Разработана эколого-токсикологическая методика комплексной оценки загрязненности поверхностных вод суши.

2. Выявлены статистически значимые зависимости между предельно допустимыми концентрациями вредных веществ для водных объектов и средними летальными концентрациями для дафний при экспозиции 48 часов (LK_{50}^{48}).

3. Построены математические модели, связывающие величины рисков (вероятности) летальных исходов при воздействии 40 вредных веществ на дафнии в широком диапазоне варьирования концентраций.

Теоретическая значимость исследования определяется разработкой эколого-токсикологического подхода к комплексной оценке загрязненности вредными веществами поверхностных вод суши, опирающейся на совместном использовании гидрохимических и гидробиологических показателей.

Практическая значимость исследования. Результаты исследования позволяют проводить комплексную оценку загрязненности поверхностных вод суши вредными неорганическими и органическими веществами без использования системы предельно допустимых концентраций (далее ПДК).

Положения, выносимые на защиту:

1. Линейно-экспоненциальные модели концентрации вредного вещества – вероятность летального исхода при воздействии на дафнии.

2. Эколого-токсикологическая методика комплексной оценки загрязненности поверхностных вод суши.

3. Результаты комплексной оценки загрязненности поверхностных вод суши.

Степень достоверности полученных результатов.

Достоверность научных положений и выводов обусловлена критическим анализом большого количества литературных источников и применением современных методов математико-статистической обработки данных.

Личный вклад автора.

Автор участвовала в определении цели работы и постановке задач исследования, активно принимала участие в обсуждении результатов диссертации, написании статей и тезисов докладов. Все основные результаты работы получены лично автором. Результаты, приведенные в данной диссертационной работе, неоднократно докладывались автором на российских и международных конференциях.

Апробация работы.

Результаты исследования докладывались и обсуждались на: Всероссийской научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого развития Российской Федерации» 14-15 марта 2019 года; Всероссийской, с международным участием, научно-практической конференции «LXXII Герценовские чтения» 18-21 апреля 2019 года; III Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития» 18-19 декабря 2019 г.; VIII Международной научно-практической конференции 28-29 октября 2019; Международной научно-практической конференции в Финляндии «Природное и культурное наследие, From small scales to large scales –The Gulf of Finland Science Days 2019. 13th-14th November 2019»; V Международной научной конференции «Арктика: история и современность» 18-19 марта 2020 г.; Международной научно-практической конференции «LXXIII Герценовские чтения» 22-25 апреля 2020 года; Международной научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ» 22-24 октября 2020 года.

Публикации. По теме диссертационного исследования опубликовано 17 научных работ. В изданиях, рекомендованных Высшей аттестационной комиссией Министерства образования Российской Федерации, опубликованы 4 статьи (Ученые записки РГГМУ, Труды Карельского научного центра РАН, Russian Journal of General Chemistry, IOP Conference Series Earth and Environmental Science).

Соответствие диссертации паспорту специальности. Тема диссертационной работы соответствует паспорту специальности 25.00.36 - «Геоэкология»:

п.1.7 Междисциплинарные аспекты стратегии выживания человечества, и разработка научных основ регулирования качества состояния окружающей среды.

п.1.12 Геоэкологический мониторинг и обеспечение экологической безопасности, средства контроля.

п.1.16 Геоэкологические аспекты устойчивого развития регионов.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 3-х глав, заключения, списка использованных источников. Общий объем - 146 страниц, в том числе 45 таблиц, 50 рисунков. Библиографический список включает 115 наименований, в том числе 11 иностранных.

Глава 1. Контроль качества поверхностных вод суши по гидрохимическим и гидробиологическим показателям в России и в зарубежных странах

В настоящее время проблема обеспеченности жителей планеты Земля водой, сопряженная с загрязнением водных объектов, является наиболее актуальной, ведь, всем известно, что вода – «краеугольный камень жизни». Согласно высказыванию Леонардо да Винчи «Вода была дана волшебная власть стать соком жизни на Земле». Вода является единственным источником кислорода в главном жизненном процессе на Земле – фотосинтезе, входит в состав всех организмов биосферы, в том числе и в состав тела человека. Кроме того, вода обеспечивает промышленную и хозяйственную деятельность человечества. Таким образом, бесспорным является утверждение о том, что роль воды исключительно важна в глобальном кругообороте вещества и энергии, возникновении и поддержании жизни на Земле, в химическом строении живых организмов, в формировании климата и погоды (Криолуцкий А.Е. Голубая планета. Земля среди планет: Географический аспект. М.: Мысль, 1985. 212 с.).

Вода покрывает 71% поверхности земного шара (океаны, моря, озёра, реки, льды – 361,13 млн. квадратных километров). Вместе с тем, важно отметить, что большая часть земной воды (97,54%) принадлежит Мировому океану – это солёная вода, непригодная для сельского хозяйства и питья. Пресная вода находится в основном в ледниках (1,81%) и подземных водах (около 0,63%) и лишь небольшая часть (0,009%) в реках и озёрах (Gleick P.H. Water in Crisis: A guide to the World Freshwater Resources. Oxford University Press, 1993. URL:<http://www.yemenwater.org/wp-content/uploads/2013/03/Gleick-Peter.-1993.-Water-in-crisis.pdf>). В тоже время, необходимо отметить, что практически все её источники подвержены техногенному и антропогенному воздействию различной интенсивности и в этой связи проблема качества питьевой воды затрагивает многие аспекты жизни человечества на протяжении всей истории его существования. Таким образом, чистая питьевая вода – проблема экологическая, социальная, медицинская, инженерная, экономическая и политическая.

Согласно Всемирному докладу Организации Объединенных Наций (далее – ООН) о состоянии водных ресурсов от 2019 года «Не оставляя никого в стороне» с 1980-х годов общемировое использование водных ресурсов

в среднем возрастает приблизительно на 1% в год в результате совокупного воздействия таких факторов, как демографический рост, социально-экономическое развитие и меняющиеся модели потребления. В тоже время, ожидается, что глобальная потребность в водных ресурсах будет и далее увеличиваться примерно такими же темпами вплоть до 2050 г., что приведет к повышению уровня водопотребления на 20-30 процентов по сравнению с сегодняшним, главным образом в связи с ростом промышленных и бытовых нужд. В странах, где водные ресурсы испытывают высокую нагрузку, проживают более двух миллиардов человек, и свыше четырёх миллиардов сталкиваются с серьёзной нехваткой воды, по крайней мере, один месяц в году. Уровни нагрузки на водные ресурсы будут расти и далее по мере увеличения спроса на них и обострения последствий изменений климата (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. The United Nations World Water Development Report 2019 «Leaving no one Behind». URL:<http://ru.unesco.kz/un-world-water-development-report-2019-leaving-no-one-behind>).

Согласно 22 статье «Всеобщей декларации прав человека», принятой Генеральной Ассамблеей ООН 10 декабря 1948 года, каждый человек как член общества имеет право на социальное обеспечение, осуществление необходимых для поддержания его достоинства и свободного развития личности прав в экономической, социальной и культурной областях через посредство национальных усилий, международного сотрудничества и в соответствии со структурой и ресурсами каждого государства (Всеобщая декларация прав человека. URL:<https://legalacts.ru/doc/vseobshchaja-deklaratsija-prav-cheloveka-prinjata-generalnoi-assambleei/>). В этой связи, право на доступ к безопасной питьевой воде и, как следствие, обеспечение санитарии является одним из основных прав человека, так как реализация этого права безусловно необходима для обеспечения здорового образа жизни и имеет основополагающее значение для утверждения достоинства каждого жителя планеты Земля. Более того, согласно нормам Международного гуманитарного права, каждое государство обязано добиваться обеспечения всеобщего доступа к водным ресурсам и санитарии.

Отсутствие чистой воды и соответствующих канализационных систем является одной из основных причин распространения кишечных инфекций, болезней желудочно-кишечного тракта, гепатита, а также возникновения патологий и усиления воздействия на человеческий организм мутагенных и канцерогенных факторов.

Кроме того, необходимо отметить, что отсутствие доступа к чистой воде и системам канализации может привести к распространению эпидемий и массовым заболеваниям. Недостаток фтора в поверхностных водных источниках во всем мире является причиной высокой заболеваемости кариесом. Более того, многочисленные исследования по выявлению риска для здоровья человека из-за биологического и химического загрязнения подземных и поверхностных вод подтверждают необходимость целенаправленных действий, обеспечивающих сокращение заболеваемости, связанной с антропогенным воздействием химических и биологических загрязнений. В этой связи важно отметить, что качество и доступность питьевой воды напрямую связано со здоровьем любой нации на планете Земля и, соответственно, с качеством жизни. Таким образом, обеспеченность населения планеты Земля пригодной для употребления водой оказывает непосредственное влияние на снижение смертности, в особенности детской, а также на продолжительность жизни.

В соответствии с разделом 7 распоряжения Правительства Российской Федерации от 17.11.2008 № 1662-р (ред. от 28.09.2018) «О Концепции долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года» основной целью в сфере природопользования для России, обладающей уникальным природным потенциалом, является реализация конкурентных преимуществ за счет сохранения качества воды, повышения эффективности использования природных ресурсов и сокращения негативного воздействия на окружающую среду. Российская Федерация располагает значительными запасами пресных природных вод, роль которых по мере нарастания дефицита пресной воды в мире значительно повышается. По объему речного стока, составляющего в средний по водности год 4,3 тыс. куб. км, Российская Федерация занимает второе место в мире (после Бразилии). Водные ресурсы распределены по территории крайне неравномерно – свыше 90% объема речного стока приходится на малонаселенные районы Севера Европейской части страны, Сибири и Дальнего Востока (Распоряжение Правительства РФ от 17.11.2008 № 1662-р (ред. от 28.09.2018), опубликовано 02.10.2018 на официальном интернет-портале правовой информации URL:<http://www.pravo.gov.ru>).

Более того, согласно Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года, утвержденной распоряжением Правительства Российской Федерации от 27.08.2009 №1235-р, водные ресурсы России характеризуются значительной

неравномерностью распределения по территории страны, так как на освоенные районы европейской части страны, где сосредоточено более 70% населения и производственного потенциала, приходится не более 10% водных ресурсов. В тоже время, ресурсный потенциал подземных вод на территории Российской Федерации составляет почти 400 куб. км в год, а общее количество запасов подземных вод, пригодных для использования (питьевого, хозяйственно-бытового, производственно-технического водоснабжения, орошения земель и обводнения пастбищ), составляет около 34 куб. км. в год (Распоряжение Правительства РФ от 27.08.2009 № 1235-р (ред. от 28.12.2010, 14.04.2012). URL:<http://government.ru/docs/10049/>). Таким образом, обеспеченность страны запасами подземных вод пригодными для питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения также неравномерна.

В Российской Федерации функционирует водохозяйственный комплекс, который является одним из крупнейших в мире и включает более 30 тыс. водохранилищ и прудов общим объемом свыше 800 куб. км и полезным объемом 343 куб. км. (Распоряжение Правительства РФ от 27.08.2009 № 1235-р (ред. от 28.12.2010, 14.04.2012). URL:<http://government.ru/docs/10049/>).

Согласно разделу 6 Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года, утвержденной распоряжением Правительства Российской Федерации 27 августа 2009 года № 1235-р, существующая сеть гидрологических наблюдений Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды включает 3085 гидрологических постов (2731 – на реках, 354 – на других водных объектах). В тоже время, сокращение сети гидрологических наблюдений в Российской Федерации за последние 20 лет составило 30%, при этом в районах Крайнего Севера, Сибири и Дальнего Востока – до 50%. В соответствии с вышеуказанным распоряжением, состояние сети режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод также характеризуется сокращением количества пунктов гидрохимических наблюдений, отбираемых проб воды и донных отложений, выполняемых аналитических работ (Распоряжение Правительства РФ от 27.08.2009 № 1235-р (ред. от 28.12.2010, 14.04.2012). URL:<http://government.ru/docs/10049/>). Следовательно, отсутствие дистанционных и автоматизированных методов наблюдения за качеством вод, сопряжённое с дефицитом оснащения современным аналитическим лабораторным оборудованием, влечёт за собой низкое качество производимых наблюдений.

Большинство загрязняющих веществ, поступающих в литосферу или атмосферу, неразрывно связаны с гидросферой, являющейся их естественным аккумулятором. Подобная связь обусловлена круговоротом воды, имеющей такие свойства как растворение минеральных солей и различных газов. Кроме того, необходимо отметить, что практически любой водоём аккумулирует различные твердые частицы, смываемые с суши. Широкое применение воды в различных отраслях сопряжено с антропогенным загрязнением. В тоже время, водные объекты являются фактическим домом – средой обитания для множества живых организмов. Вода находится в динамически равновесном состоянии обмена биогенными веществами с водной биотой. Наличие несвойственных вредных загрязняющих веществ в водных объектах оказывает влияние на функционирование водной экосистемы и, как следствие, на процессы жизнедеятельности организмов.

В ходе анализа и изучения различных процессов загрязнения водных объектов, наблюдателями было установлено различные закономерности: водные объекты на территории Российской Федерации характеризуются неравномерностью загрязнения; большое влияние на загрязненность оказывают различные аварийные ситуации; наибольшее загрязнение водных объектов сопряжено с регулярным поступлением в них бытовых, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод.

Практически любая хозяйственная деятельность человека на территории водосборного бассейна таит в себе угрозу прямого или косвенного воздействия на гидрохимический и гидробиологический режимы водного объекта. Однако, наиболее заметно воздействуют на качество воды загрязняющие вещества, которые поступают в водные объекты с различными сточными водами и поверхностным стоком с водосборной территории.

Сточные воды в виде сосредоточенного стока поступают в водные объекты от населенных мест (бытовые сточные воды и поверхностный сток), промышленных предприятий (производственные сточные воды, бытовые сточные воды, поверхностный сток), крупных животноводческих комплексов (технологические сточные воды, навозная жижа, бытовые сточные воды), орошаемых земельных массивов (коллекторно-дренажный сток) (Фальковская Л.Н., Каминский В.С., Пааль Л.Л., Грибовская И.Ф. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. М.: Наука, 1982. 182 с.).

Согласно общепринятой точке зрения, в странах с высоким уровнем развития промышленной отрасли на долю сточных вод от таких предприятий приходится от 70 до 80 процентов, в тоже время только до 20 процентов приходится на коммунальные стоки. Оставшаяся часть стоков принадлежит сельскому хозяйству.

В таблице 1.2 приведены основные виды и источники загрязнений водных объектов (Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 294 с.).

Таблица 1.2 – Основные виды и источники загрязнений водных объектов

Виды загрязнений	Отрасль промышленности, для которой характерен указанный вид загрязнений
Тепло	Энергетическая (АЭС, ТЭЦ, ГРЭС)
Радиоактивное	АЭС, военная
Минеральные соли	Химическая
Взвешенные частицы	Коммунально-бытовое хозяйство
Легкоусвояемые и биогенные вещества	Сельское, городское хозяйство
Нефтепродукты	Нефтедобывающая, нефтеперерабатывающая
Ионы тяжелых металлов	Горнодобывающая, машиностроительная
Пестициды	Сельское хозяйство
Красители, фенолы	Текстильная
Высокомолекулярные соединения (ВМС), лигнины	Целлюлозно-бумажная
Органические растворители	Химическая
Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ)	Городские стоки

Загрязнение водных объектов — сброс или поступление иным способом в поверхностные и подземные водные объекты, а также образование в них вредных веществ, которые ухудшают качество поверхностных и подземных вод, ограничивают (исключают) их использование либо негативно влияют на состояние дна и береговой зоны водных объектов.

Загрязнение вод выражается в изменении их химического и биологического состава и физических свойств. Загрязненными считаются воды, в которых

содержание отдельных компонентов химического состава превышает их средние многолетние концентрации и количества, допустимые санитарными нормами, а также те воды, в которых обнаруживаются вещества не свойственные им в естественном состоянии (нефтепродукты, фенолы, пестициды, поверхностно-активные вещества) (Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 294 с.).

Загрязнение может быть прямым и вторичным. Прямое загрязнение происходит в результате непосредственного воздействия антропогенного фактора на водный объект при поступлении загрязненных поверхностных или подземных стоков, а также при загрязненных или кислых атмосферных осадках. Вторичное загрязнение является следствием первичного. Оно проявляется при десорбции из донных отложений загрязняющих веществ (далее — ЗВ), попавших туда в результате прямого загрязнения, при попадании в водную среду или в илы продуктов распада ЗВ, более токсичных, чем они сами, как ответная реакция биологической системы на изменение состава водной среды, приводящая к бурному размножению водорослей («цветение» водоемов), патогенной микрофлоры и вирусов, ухудшению качества воды, изменению состава биоценозов и к эвтрофированию (Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 294 с.).

Среди веществ, загрязняющих водные объекты, наибольший интерес для различных служб контроля представляют металлы, в первую очередь тяжелые. В значительной мере это обусловлено биологической активностью (токсичностью) многих из них. На организм человека и животных токсическое действие металлов различно и зависит от природы металла, типа соединения, в котором он существует в водной среде, а также его концентрации. В результате усилий химиков-аналитиков многих стран были разработаны методы, позволяющие определять тяжелые металлы на уровне фемтограммов (10^{-15} г) или в присутствии в анализируемом объеме пробы одного атома, например никеля в живой клетке (Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 294 с.).

Все возрастающая опасность отрицательного воздействия интенсификации промышленного и сельскохозяйственных производств на здоровье людей и на состояние окружающей природной среды в целом привела к необходимости

разработки системы предупреждения, контроля и прогнозирования состояния наиболее значимых природных объектов. Такая информационная система наблюдения и анализа состояния этих объектов, в первую очередь наблюдения уровней загрязнения и эффектов, вызываемых ими, получила название мониторинга.

Экологический мониторинг — это информационная система наблюдений, оценки и прогноза изменений в состоянии окружающей среды, созданная с целью выделения антропогенной составляющей этих изменений на фоне природных процессов.

Важнейший элемент экологического мониторинга водных объектов — оценка их состояния. Этапами этой оценки являются выбор показателей и характеристик объектов и их непосредственное измерение. Набор параметров должен отвечать на вопрос — каково состояние изучаемых водных объектов. Построение прогноза подразумевает знание закономерностей изменений уровня загрязнения и состояния водных объектов, наличие соответствующих моделей и возможностей численного расчета. Процесс прогнозирования состояния водных экосистем условно может быть разделен на три взаимосвязанные группы:

1. Сбор и анализ эмпирической информации, необходимой для прогнозирования.
2. Конструирование предиктора, адекватного решаемой задаче (предиктор — математическая модель, с помощью которой строится прогноз).
3. Эксплуатация предиктора.

Порядок организации и проведения наблюдений за состоянием поверхностных вод суши определен ГОСТом 17.1.3.07–82 «Охрана природы. Гидросфера». Правила контроля качества воды, водоемов, водотоков регулируются соответствующими методическими указаниями. Разработанная система предусматривает согласованную программу работ по гидрологии, гидрохимии и гидробиологии. Пункты наблюдений устанавливаются в зависимости от хозяйственного значения водных объектов, их размеров и экологического состояния. Периодичность наблюдений определяется категорией пункта.

Пункты наблюдений первой и второй категорий устанавливаются в крупных городах, в районах повторяющихся аварийных сбросов и высокой загрязненности — от 10 до 100 ПДК_В или ПДК_{ВР} и более. Пункты третьей категории устанавливаются в районах расположения городов с населением менее 0,5 млн. человек (большая часть

населения России проживает в малых городах), в замыкающих створах больших и средних рек и водоемов, в районах организованного сброса сточных вод, где систематическая загрязненность воды по одному или нескольким загрязняющим веществам достигает 10 ПДК_В или ПДК_{ВР} (в соответствии с типом водного объекта).

1.1 Классификации показателей качества вод по гидрохимическим показателям

Согласно устоявшейся практике, характеристика свойств и состава воды определяет её качество для определенного вида водопользования (ГОСТ 17.1.1.01–77). Кроме того, необходимо отметить, что критерии, по которым определяют качество воды, определяются по множеству показателей.

Критериями оценки качества (quality criterion) является любая совокупность количественных показателей, характеризующих свойства изучаемых объектов и используемых для их классифицирования или ранжирования (Учебно-методическое пособие: Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы / Гагарина О.В. Ижевск: Изд-во Удмуртский университет, 2012. 199 с.).

При систематизации методов, с помощью которых оценивается качество поверхностных вод по составу и количеству аналитических данных, обычно выделяют следующие типологические направления: по единичным показателям загрязненности, косвенным (не нормативным) и комплексным.

При разработке методов комплексной оценки качества воды сформировалось два направления. Первое направление – оценка качества воды с помощью различных классификаций. Оценка сводится к определению класса качества воды по наихудшему показателю из имеющегося набора данных. Второе направление – создание интегральных оценок качества воды (индексов качества воды). Этому направлению уделяется большое внимание в России, Соединенных Штатах Америки, Канаде, Англии и других странах. В этом случае оценка сводится к получению числа (индекса) по совокупности значений выбранных показателей (Фруммин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. ред. Гуляева Г.Ю. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С 76-85).

Применение индексов обуславливает возможность проводить оценку качества воды по широкому ряду веществ, повышая информативность и полноту данных о химическом составе и свойствах загрязненных природных вод. В рамках международных конференций, в ходе которых обсуждается применение индексов для оценки состояния окружающей среды, признается, что хотя индексы часто критикуются за потерю части информации, они являются мощным инструментом представления сложной информации. В большинстве случаев рассматриваемые индексы представляют собой формализованные показатели загрязненности, благодаря которым обобщаются большие группы натуральных показателей, позволяющие с более высокой степенью объективности учитывать различные стороны рассматриваемого объекта. Подобный подход обеспечивает разностороннюю и адекватную оценку качества воды.

Одним из наиболее распространенных комплексных показателей качества воды является гидрохимический индекс загрязненности воды (далее - ИЗВ) (Учебно-методическое пособие: Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы / Гагарина О.В. Ижевск: Изд-во Удмуртский университет, 2012. 199 с.). ИЗВ был установлен Госкомгидрометом СССР в 1986 году и относится к категории показателей, наиболее часто используемых для оценки качества водных объектов (таблица 1.3). Этот индекс представляет собой среднюю долю превышения ПДК по строго лимитированному числу индивидуальных ингредиентов:

$$\text{ИЗВ} = \frac{\sum(C_{1-6} / \text{ПДК}_{1-6})}{6} \quad (1.1)$$

где C_i – концентрация компонента (в ряде случаев – значение физико-химического параметра);

n – число показателей, используемых для расчета индекса, $n = 6$;

ПДК_i – установленная величина норматива для соответствующего типа водного объекта.

Таблица 1.3 – Классы качества вод в зависимости от значения индекса загрязненности 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

Очевидным преимуществом применения указанного индекса является простота и скорость выполнения расчётов. Благодаря данному преимуществу указанный показатель является одним из наиболее распространенных показателей качества воды. Таким образом, его применение является приоритетным для установления временной изменчивости качества воды.

Сопоставление ИЗВ во временном промежутке от года к году предоставляет возможность провести оценки динамики во времени, а также при сравнении ИЗВ от пункта к пункту, от створа к створу провести оценку пространственной динамики качества вод.

Классификация качества вод по ИЗВ и критерии изменения качества (ухудшения или улучшения), используемые при сравнении качества вод и определении его динамики (тенденции), приведены в таблице 1.4.

Таблица 1.4 – Классификация поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям

Характеристика и класс качества воды	Величина ИЗВ	Изменение величины ИЗВ в % для определения тенденции качества вод
I — «очень чистая»	менее или равно 0,3	100
II — «чистая»	более 0,3 до 1	более 50
III — «умеренно загрязненная»	более 1 до 2,5	более 30

IV — «загрязненная»	более 2,5 до 4	более 25
V — «грязная»	более 4 до 6	более 20
VI — «очень грязная»	более 6 до 10	более 15
VII — «чрезвычайно грязная»	более 10	более 10

Во многих работах принято использовать среднее значение вклада, разделив итоговую величину на количество используемых слагаемых, например, «Методика расчета гидрохимического индекса загрязненности воды ИЗВ» (Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. № 250-1163. М., 1986. 5 с.). Если остановиться на концепции аддитивности вклада отдельных ингредиентов в общий эффект вредного действия, то такую математическую операцию следует считать грубой ошибкой (Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.).

В обзоре программы ООН по окружающей среде ЮНЕП (UNEP) предложено ориентироваться на следующее определение индексов: «Индекс – это величина, являющаяся мерой состояния и изменений главных физических, химических и биологических компонентов окружающей среды на национальном, региональном и глобальном уровнях и позволяющая оценить воздействие этих изменений на благосостояние человека и естественных экосистем». В настоящее время известны более 20 методов комплексной оценки загрязненности вод, отличающихся показателями (физическими, химическими, бактериологическими и гидробиологическими), их количеством (от 6 до 49), способом формализации данных и классификациями качества вод (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева – Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С 76-85).

В системе Росгидромета разработан руководящий документ РД 52.24.643-2002 «Метод комплексной оценки степени загрязнённости поверхностных вод по гидрохимическим показателям». Метод комплексной оценки степени загрязненности позволяет скалярной величиной однозначно оценить

загрязненность воды одновременно по широкому перечню ингредиентов и показателей качества воды, классифицировать воду по степени загрязненности, подготовить аналитическую информацию для представления государственным органам и заинтересованным организациям в удобной, доступной для понимания, научно обоснованной форме (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография. / Под общ. ред. Гуляева Г.Ю. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85; Их же. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. СПб.: Ученые записки РГГМУ. № 57, 2019. С. 117-125).

Принципиальную основу метода составляет сочетание дифференцированного и комплексного способов оценки качества воды (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. СПб.: Ученые записки РГГМУ. № 57, 2019. С. 117-125).

В качестве норматива используют ПДК вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов, а также водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования, являющиеся наиболее жесткими (минимальными) значениями из совмещенных списков, рекомендуемых для подготовки информационных документов по качеству поверхностных вод (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. СПб.: Ученые записки РГГМУ. № 57, 2019. С. 117-125). Для веществ, на которые нормативными документами предусмотрено их полное отсутствие в воде водных объектов, в качестве ПДК условно принимается $0,01 \text{ мкг/дм}^3$.

ПДК в водоёмах – это концентрация, как правило, загрязняющего вещества в воде, при повышении которого вода трансформируется в непригодную для водопользователей. В настоящее время работа по разработке и использованию двух видов нормирования ПДК в сфере гигиены и рыбохозяйства продолжается.

Гигиеническая ПДК химических веществ в воде представляет собой максимальную концентрацию, влияние которой нельзя назвать прямой или опосредованной на благополучие и здоровье существующего и последующих поколений при непосредственном воздействии на организм. Кроме того, она не ухудшает условия водопользования в части гигиены. Основная задача заключается в обеспечении безопасных условий водопользования для человека. Гигиенические нормативы регламентируют содержание загрязняющих веществ только в тех

водоемах, которые используются для хозяйственно-питьевых и культурно-бытовых целей.

Наиболее информативными комплексными оценками, получаемыми по данному методу, являются: удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (далее – УКИЗВ) и класс качества воды.

Значение УКИЗВ может варьировать в водах различной степени загрязненности от 1 до 16. Большему значению индекса соответствует худшее качество воды в различных створах, пунктах и т.д. Классификация качества воды, проведенная на основе значений УКИЗВ, позволяет разделять поверхностные воды на 5 классов в зависимости от степени их загрязненности: 1-й класс – условно чистая; 2-й класс – слабо загрязненная; 3-й класс – загрязненная; 4-й класс – грязная; 5-й класс – экстремально грязная. Большей степени загрязненности воды комплексом загрязняющих веществ соответствует больший номер класса.

Перед началом расчетов определяют перечень ингредиентов и показателей, на основании которого рассчитываются комплексные показатели. Для подготовки информационных материалов рекомендуется пользоваться тремя перечнями. Обязательный перечень № 1 используется при подготовке информационных материалов для административных органов. Он включает 15 загрязняющих веществ, наиболее характерных для большинства поверхностных вод всей территории Российской Федерации (растворенный в воде кислород, показатель биологического потребления кислорода – БПК₅(O₂), показатель химического потребления кислорода (далее – ХПК), фенолы, нефтепродукты, нитрит-ионы, нитрат-ионы, аммоний ион, железо общее, медь (Cu²⁺), цинк (Zn²⁺), никель (Ni²⁺), марганец (Mn²⁺), хлориды, сульфаты). Рекомендуемый перечень №2 используется при расчете УКИЗВ для тех створов и пунктов, где есть необходимость, помимо веществ, указанных в обязательном списке, учесть специфические загрязняющие вещества. Свободный перечень № 3 составляется потребителем для конкретных исследований или задач (Никаноров А.М., Циркун В.В. Системы мониторинга качества поверхностных вод. СПб.: Гидрометеиздат, 1994. 108 с.; Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 294 с.; Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.).

В России анализом состояния методов оценки качества поверхностных вод в разное время занималось значительное количество исследователей (Никаноров А.М., Циркун В.В. Системы мониторинга качества поверхностных вод. СПб.: Гидрометеиздат, 1994. 108 с.; Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004. 294 с.; Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.).

На основании гидрохимических методов предложены различные интегральные количественные индексы для определения качества воды, например:

- индекс качества воды (ИКВ), индекс загрязненности воды (ИЗВ);
- индекс загрязненности воды, с поправкой на водность (ИЗВ*);
- комбинаторный индекс загрязненности воды (КИЗВ);
- удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ);
- индексы загрязненности рек металлами и токсическим веществом;
- индекс потенциального загрязнения воды;
- общесанитарные индексы качества воды;
- индекс качества воды для хозяйственно-питьевых и культурно-бытовых нужд;
- индекс качества воды для водоснабжения и орошения;
- индекс токсичности

(Учебно-методическое пособие: Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы / Гагарина О.В. Ижевск: Изд-во Удмуртский университет, 2012. 199 с.; Зубарев В.А. Гидрохимические индексы оценки качества поверхностных вод. Региональные проблемы. Биробиджан: ИКАРП ДВО РАН, 2014. Том 17, №2. С. 71-77).

Большое внимание решению проблемы оценки качества воды уделялось и в других странах, например в Польше (Starzeska A., Pasternak K., Ostrowsky M. Proba klasyfikacji czystosci wody w oparciu o wybrane bakteriologiczne i chemiczne cechy. Actahydrobiol, 1979. V. 4. P. 397-402.), Венгрии (Катона Э. Формирование и регулирование качества воды в Венгрии. Бюллетень по водному хозяйству СЭВ. М., 1985. №2(36). С. 75.), Германии (Tumpling W. Ober die Zusammenhange zwischcn bestimmten Faktoren der Wasserbeschaffenheit in FliePgewassem. Wasserwirtschaft Wassertechnik, 1970. V.3. P. 77-81), Чехословакии (Миколаш Я., Питтерман Л. Управление охраной окружающей среды. М.: Прогресс, 1983. 238 с.). В этих странах

Европейского экономического сообщества оценки использовались, как правило, для различного рода классификаций качества воды (Кимстач В.А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат, 1990. 48 с.).

Двадцать европейских стран получают более 10%, а пять – около 75% водных ресурсов из соседних стран, расположенных выше по течению трансграничных водотоков (Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. Хельсинки. 17 марта 1992 г. ООН. 23 с.). Необходимость совместного использования трансграничных вод практически всегда приводит к возникновению определенной напряженности в обществах. Это обусловлено разнообразными факторами, которые, помимо отношений между странами, включают вопросы национальной безопасности, развития экономического потенциала, открытости и экологической стабильности. Управление трансграничными водными ресурсами (далее - ТВР) может стать как объединяющим моментом, так и причиной конфликта. В мире за последние полвека в отношении ТВР имели место более 500 международных конфликтов и около 40 взаимных претензий на грани конфликтов с применением насилия (Фетисова Ю.А., Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера. ФГБУН Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук». Труды Карельского научного центра РАН № 10. Петрозаводск, 2017. С. 38-44).

В 1992 г. Россия присоединилась к Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер, подписанной в том же году странами Европейского союза в Хельсинки. Международные конвенции и соглашения, регламентирующие взаимоотношения государств при совместном использовании водных объектов, охватывают широкий круг проблем, одной из важнейших является проблема оценки качества водных ресурсов и степени их загрязненности (Рысбеков Ю. Х. Трансграничное сотрудничество на международных реках: проблемы, опыт, уроки, прогнозы экспертов / Под ред. В. А. Духовного. Ташкент: НИЦ МКВК, 2009. 204 с.; Семенченко В. П., Разлуцкий В. И. Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Белорусская наука, 2011. 329 с.; Фрумин Г. Т., Тимофеева Л. А. Трансграничные водные объекты и водосборы России: проблемы и пути решения / Биосфера, 2014. Т.6, №1. С. 174-189; Тимофеева Л.А., Фрумин Г.Т. Трансграничные водные объекты. СПб.: СпецЛит, 2017. 159 с.;

Ю.А. Фетисова., Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера. ФГБУН ФИЦ Карельский научный центр Российской академии наук. Труды Карельского научного центра РАН № 10. Петрозаводск, 2017. С. 38-44).

Попытка оценить качество воды на основе химических критериев была сделана в Баварской службе использования вод. Этот метод основан на исследованиях, проведенных ранее в Соединенных Штатах Америки и Шотландии (Кимстач В. А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 48 с.). Метод включает измерение ряда химических параметров в пробах воды (таблица 1.5) с последующим представлением полученной комбинации результатов в виде одного числа (химического индекса), который представляет собой обобщенное качество воды в данной пробе (Фетисова Ю.А., Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера. Труды Карельского научного центра РАН. №10, 2017. С. 38-44; Фетисова Ю.А, Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера. ФГБУН Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», Труды Карельского научного центра РАН № 10. Петрозаводск, 2017. С. 38-44).

Таблица 1.5 – Параметры, используемые для расчета химического индекса, и их относительные веса

Параметр	Вес, W	Параметр	Вес, W
Растворенный кислород, % насыщения	0,20	NO_3^- , мг/дм ³	0,10
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	0,20	PO_4^{3-} , мг/дм ³	0,10
Температура воды, °С	0,08	рН	0,10
NH_4^+ , мг/дм ³	0,15	Электрическая проводимость, мкСм/см	0,07

Химический индекс является мультипликативным и выражается в следующей форме:

$$C_j = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} = q_1^{w_1} \cdot q_2^{w_2} \cdot \dots \cdot q_n^{w_n} \quad (1.2)$$

где CJ – химический индекс, безразмерная величина непрерывной шкалы от 0 до 100 (здесь 0 – худшее и 100 – лучшее качество воды);

n – число параметров;

q_i – подиндекс для i -го параметра (безразмерная величина между 0 и 100, являющаяся функцией от i -го параметра);

W_i – вес i -го параметра, число между 0 и 1, причем сумма весов равна 1, то есть

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \quad (1.3)$$

В таблице 1.6 приведена классификация качества вод в зависимости от значений химического индекса.

Таблица 1.6 – Классификация качества поверхностных вод

Характеристика состояния загрязненности воды	Значение CJ	Класс качества вод
Условно чистая	98-100	1
Слабо загрязненная	88-97	2
Загрязненная	73-87	3
Грязная	46-72	4
Экстремально грязная	0-45	5

В настоящее время во многих странах мира используется экологический стандарт ISO 14001, разработанный Международной организацией по стандартизации (ISO) и утвержденный в 1996 г. Стандарт предлагает простой и гармоничный подход к управлению охраной окружающей среды, применимый для всех организаций в различных странах мира. Стандарт ISO 14001 содержит в себе все элементы типовой системы управления, такие как стратегия, цели и задачи, программа менеджмента, оперативный контроль, мониторинг и оценка, обучение, внутренний аудит и анализ менеджмента. Специалистами технического комитета ИСО/ТК 147 «Качество воды» разработан комплекс стандартов, устанавливающих требования к методам по отбору проб воды, к контролю качества воды ISO 6107 и ISO 5667. Стандарт ИСО 6107 состоит из нескольких частей, в которых регламентированы как термины в области

контроля качества воды, так и термины, которые применяют в смежных областях. Стандарт ИСО 5667 также состоит из нескольких частей и включает методики отбора различных водных сред (Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы: Учебно-методическое пособие / сост. О.В. Гагарина / Ижевск: Из-во Удмуртский университет, 2012. 199 с.).

В целом, система экологического нормирования в западных странах призвана осуществлять три основные функции. Первая — исключение заведомо неприемлемого экологического ущерба. Экологический ущерб, как правило, пересчитывают в экономический эквивалент. Невыполнение установленных нормативов влечет применение экономических санкций. Вторая функция состоит в регулировании антропогенной нагрузки и затрат на охрану природы таким образом, чтобы сохранялись условия для самовосстановления нарушенных экосистем, но в то же время меры по их защите не препятствовали экономическому росту. Третья функция — стимулирование постоянного снижения антропогенной нагрузки на окружающую среду (Воробейчик Е.Л., О.Ф. Садыков, М.Г. Фарафонов. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. 280 с.).

1.2 Классификации показателей качества вод по гидробиологическим показателям

В биологическом контроле различают биотестирование, биоиндикацию и биомониторинг (Биомониторинг состояния окружающей среды: учебное пособие / Под. ред. проф. И.С. Белюченко, проф. Е.В. Федоненко, проф. А.В. Смагина. Краснодар: Куб ГАУ, 2014. 153 с.).

Биотестирование — оперативный метод прямой оценки качества воды, в частности сбросных вод предприятий, почвы, кормов и других субстратов, путём экспериментального определения (обычно в лабораторных условиях) действия конкретных загрязняющих или токсических веществ на живые организмы, так называемые тест-объекты. Тест-объекты — это организмы-биоиндикаторы, ответные реакции которых (тест-реакции) известны и предварительно градуированы по степени воздействия (Александрова В.В. Биотестирование как современный метод оценки

токсичности природных и сточных вод: Монография. Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. гос. ун-та, 2013. 119 с.).

При биотестировании определяют острую и хроническую токсичность контролируемых объектов для живых организмов. Токсичность – это степень проявления ядовитого действия разнообразных соединений и их смесей, которые повреждают, ингибируют, стрессируют, вызывают генетические изменения или убивают организмы в воде, почве, воздухе (Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. Владим. гос. ун-т. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.).

За критерий токсичности принимается достоверное количественное изменение тест-параметра, на основании которого делается вывод о токсичности вещества, воды или почвы. Среди тест-параметров наиболее часто используются смертность, выживаемость, плодовитость, подавление ферментативной активности и другие функции тест-организмов (Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. Владим. гос. ун-т. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.).

При проведении биотестирования обычно устанавливается острая или хроническая токсичность исследуемой среды в экспериментах различной продолжительности (Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. Владим. гос. ун-т. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.).

Острый опыт – краткосрочная процедура биотестирования (с установленным в каждой методике временем экспозиции), определяющая острую токсичность, то есть летальную концентрацию (далее ЛК), приводящую к гибели подопытных тест-объектов, по 50% выживаемости (смертности). Острая токсичность проявляется в том случае, если интенсивность воздействующих факторов (агентов) настолько велика, что компенсаторная и адаптационная реакции организма не успевают проявляться и он гибнет (Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.).

Хронический опыт – долговременная процедура биотестирования (с установленным в каждой методике временем экспозиции, которое составляет не менее 1/10 продолжительности жизни используемых тест-организмов). В каждом опыте устанавливается статистически достоверное отклонение от контроля в плодovitости либо другом параметре используемых тест-объектов. Хроническая токсичность определяется при менее интенсивном, но более продолжительном воздействии токсикантов (вредных факторов). При этом происходят нарушение равновесия между распадом и синтезом веществ в организме тест-объектов, разрушение генома и прекращение воспроизводства (Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.).

Биотестирование с середины XX века широко используется в странах Европейского экономического сообщества на всех промышленных предприятиях, имеющих сточные воды, сбрасываемые в водные объекты или поступающие на сооружения биологической очистки (Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. Владим. гос. ун-т. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.).

В отличие от биоиндикации, биотестирование представляет собой метод, позволяющий получить информацию о токсичности конкретной пробы воды, загрязненной антропогенными или природными веществами. С другой стороны, в отличие от химических методов биотестирование позволяет реально оценить интегральную токсичность, обусловленную присутствием комплекса (совокупности) вредных веществ и их метаболитов.

При биотестировании определяют интегральную токсичность водной среды, то есть токсичность сложных смесей, сточных вод, многокомпонентных факторов для водных организмов (гидробионтов).

Результаты биотестирования могут регистрироваться как визуально, так и с помощью приборов.

Биотестирование стало обязательным элементом определения качества вод во многих странах. Аппаратура и биотестовые методы разработаны, применяются и продолжают разрабатываться в Англии, Франции, Швеции, Германии. Наиболее

широко биотестирование как метод контроля применяется в Соединенных Штатах Америки.

Для биотестирования природных и сточных вод чаще всего применяются дафнии (*Daphnia magna* Straus, *Daphnia pulex*), несколько видов микроскопических одноклеточных зелёных водорослей из класса протококковых (сценедесмус *Scenedesmus quadricauda*, хлорелла *Chlorella* sp.) и пять-шесть видов рыб как аквариумных (гуппи, данио-рерио), так и мелких аборигенных (голец, гольян).

В Российской Федерации также ведется активная работа по внедрению биотестирования во многие сферы хозяйственной, природопользовательской и природоохранной деятельности.

В 2001 г. Министерство природных ресурсов России выпустило «Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов» (Соколова С.А. Нормирование антропогенных веществ для оценки качества воды водных объектов. Контроль качества продукции. М.: Стандарты и качество. №4, 2017. С. 29-35.).

В последние десятилетия для оценки качества воды часто используют биотестирование. Как в РФ, так и в зарубежных странах используемые биологические тест-организмы идентичны. Среди рыб — радужная форель, карп, окунь, щука; из беспозвоночных — дафния magna, хирономус плюмозус; из планктонных одноклеточных водорослей — сценедесмус, хлорелла (Александрова В.В. Биотестирование как современный метод оценки токсичности природных и сточных вод: Монография. Нижневартонск: Изд-во Нижневартонского гос. ун-та, 2013. 119 с.; Красовский Г.Н., Рахманин Ю.А., Егорова Н.А. Экстраполяция токсикологических данных с животных на человека. М.: ОАО из-во Медицина, 2009. 208 с.; Соколова С.А. Актуальные проблемы экологического нормирования качества воды рыбохозяйственных водных объектов. Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов: материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 56-68).

Со второй половины XX века во многих странах стали использовать биотестирование на *Daphnia magna* Straus (рисунок 1.1) (Бубнов А.Г., Буймова С.А., Гущин А.А., Извекова Т.В. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки

качества объектов окружающей среды. Иваново: Ивановский государственный химико-технологический университет, 2007).

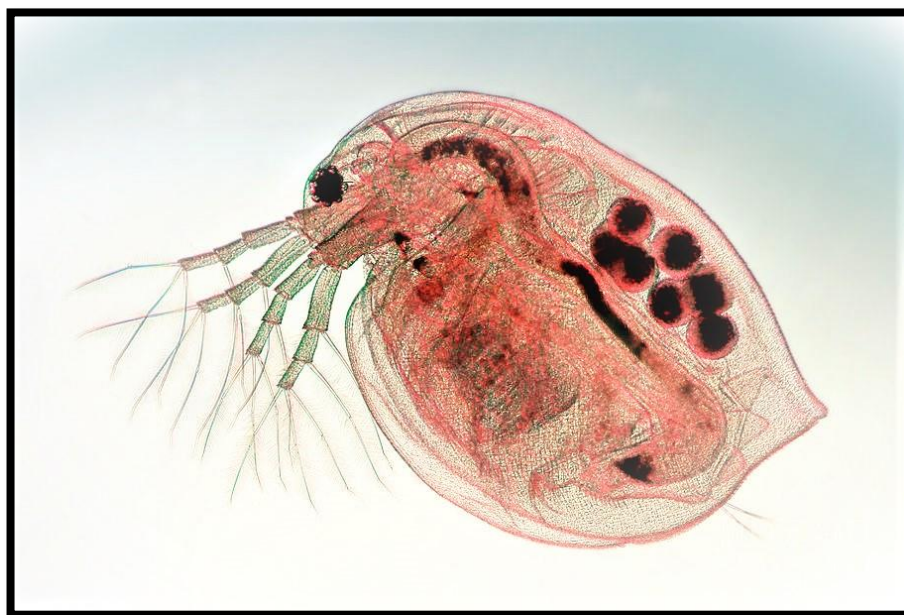


Рисунок 1.1 – Дафния (Leydig, 1860)

Daphnia magna Straus - универсальный тест-объект по адекватности и чувствительности реагирования на различные вредные вещества (Лозовой Д.В. Биологический способ обнаружения нефтяного загрязнения в водных средах. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Иркутск. 2003; Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. СПб.: Ученые записки РГГМУ. № 57, 2019. С. 117-125; Евсеева И.С. Эколого-гигиеническая оценка термической технологии уничтожения лекарственных средств, подлежащих утилизации. Диссертация на соискание ученой степени кандидата медицинских наук. М.: Научно-исследовательский институт экологии человека и гигиены окружающей среды РАМН. Москва, 2006.

Устойчивость к воздействию токсикантов у организмов в разных зонах и регионах существенно различаются, что связано прежде всего с климатическими особенностями, гидрохимическим режимом, способностью к самоочищению (Хоружая Т.А. Оценка экологической опасности. Обеспечение безопасности, методы оценки рисков, мониторинг. М., 2002. С. 208).

Цель биотестирования водной среды — выявление на гидробионтах степени и характера токсичности воды, загрязненной биологически опасными веществами, и

оценка возможной опасности этой воды для водных и других организмов (Строганов Н.С., Филенко О.Ф., Лебедева Г.Д. и др. Основные принципы биотестирования сточных вод и оценка качества вод природных водоемов. Теоретические вопросы биотестирования / Под ред. Лукьяненко В.И.. Волгоград, 1983. С. 21-29). Главные достоинства биотестирования — простота и доступность приемов постановки опытов, высокая чувствительность тест-организмов к минимальным концентрациям токсических агентов, быстрота, отсутствие надобности в дорогостоящих реактивах и оборудовании. По мнению ряда авторов, ни один из отдельно взятых организмов не может служить универсальным тест-объектом, чувствительным к веществам различной химической природы, следовательно, для гарантированного выявления в среде токсического агента должен использоваться набор биотестов, представляющих организмы различных таксономических групп (Брагинский Л.Л., Буртная И.Л., Щербань Э.П. Токсичность синтетических моющих средств для массовых форм пресноводных беспозвоночных. Экспериментальные исследования влияния загрязнений на водные организмы. Апатиты: Кольск. фил. АН СССР, 1979. С. 24-30.; Лесников Л.А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования. Теоретические вопросы биотестирования / Под ред. Лукьяненко В.И. Волгоград. 1983. С. 3-12.; Филенко О.Ф., Лазарева В.В. Влияние токсических агентов на общебиологические и цитогенетические показатели у дафний. Гидробиологический журнал, 1989. Вып. 3. С. 56-60).

Биоиндикация – комплексная оценка интенсивности и последствий длительного загрязнения окружающей среды или другого воздействия на неё по наличию индикаторных организмов, таксономическому составу ценозов, по нарушениям в функционировании сообщества либо по другим отклонениям в нормальном развитии организмов.

Биомониторинг – это постоянный контроль, включающий как методы биоиндикации, так и биотестирования, за состоянием экосистем по биологическим параметрам согласно заранее разработанной и чётко осуществляемой программы полевых и лабораторных исследований, при которых проводится также количественное измерение показателей.

Биомониторинг (часто синоним «биоиндикации») является составной частью экологического мониторинга и в отличие от физико-химических методов не даёт точных и конкретных результатов. Основное преимущество биомониторинга – оценка

качества окружающей среды и степени её загрязненности по состоянию биоты на разных уровнях организации живой материи (от биомолекул и клеток, включая органоиды, до группировок организмов).

Важнейшими задачами гидробиологии или гидроэкологии можно считать оценку состояния и прогнозирование возможных изменений водных экосистем под влиянием внешних, особенно антропогенных факторов, определения оптимальных условий и степени эксплуатации экосистем (Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.).

Гидробиологические показатели являются важнейшим элементом системы контроля загрязнения водной среды. Контроль окружающей природной среды по гидробиологическим показателям является высоко приоритетным также с точки зрения обеспечения возможности прямой оценки состояния водных экологических систем, испытывающих вредное влияние антропогенных факторов (Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.).

Гидробиологические показатели, будучи важнейшим элементом наблюдений загрязненности поверхностных вод, позволяют:

- определить экологическое состояние водных объектов;
- оценить качество поверхностных вод как среды обитания организмов, населяющих водоемы и водотоки;
- определить совокупный эффект комбинированного воздействия загрязняющих веществ;
- определить специфический химический состав воды и его происхождение;
- проверить наличие или отсутствие вторичного загрязнения вод.

В рамках систематизации выделяются простейшие, коловратки и ракообразные, фитопланктон, бактериопланктон.

Оценка качества воды по животному и растительному населению водоема является биологическим методом. Безусловно, у каждого метода есть свои преимущества и недостатки.

В мировой практике в настоящее время применяется большое число различных методов мониторинга, применяющих различные характеристики групп водных организмов. Исходя из наличия большого количества различных методов возможно сделать вывод, что универсального, пригодного для всех случаев метода нет. Многие из методов мониторинга разработаны западноевропейскими учеными. Совершенно

очевидно, что они разработаны применительно к своим региональным условиям и должны быть адаптированы к специфике водоёмов Российской Федерации. Система гидробиологической службы изучения, наблюдения и контроля поверхностных вод использует в качестве индикаторов качества вод рыб, макробеспозвоночных, бактерии и водоросли. В качестве биоиндикаторов каждая из вышеуказанных групп организмов имеет свои недостатки и преимущества, благодаря которым устанавливаются границы их применения при решении различных задач биоиндикации.

Важнейшим показателем видовой структуры сообщества служит его видовое разнообразие. Оно зависит от видового богатства сообщества, которое выражается отношением числа видов в биоценозе к количеству особей (численности или биомассы) (Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем. СПб., 2007. 364 с.).

Когда на конференции ООН по окружающей среде и развитию была принята Конвенция о биологическом разнообразии, к которой присоединилось большинство стран на планете, сложнейшая и многообразнейшая проблема биоразнообразия приобрела еще и политическое звучание.

Термин «биоразнообразие» (biodiversity) был введён в Соединенных Штатах Америки во второй половине 1980-х годов и сначала использовался не в научных текстах, а в документах по природоохранной тематике, в частности, отражающих обеспокоенность состоянием тропических лесов – экосистем, для которых характерно необычайно высокое разнообразие всех организмов. Поразительно быстро «биоразнообразие» превратилось в пароль для доступа к финансирующим организациям, но пользование им было отнюдь не безвозмездным: учёные должны были проводить какие-то исследования по «проблемам биоразнообразия» (Гиляров А.М. Связь биоразнообразия с продуктивностью – наука и политика. Русский орнитологический журнал. Том 24, 2015. Экспресс-выпуск 1139: 1578-1585).

С распространением моды на биоразнообразие вопрос о его связи с продуктивностью снова привлёк всеобщее внимание. Появился целый ряд публикаций, авторы которых пытались всеми возможными способами показать, что высокое биоразнообразие (видовое разнообразие) есть необходимое условие высокой продукции. Для этого в ход были запущены дорогостоящие и порой весьма

амбициозные проекты (Гиляров А.М. 2001. Связь биоразнообразия с продуктивностью – наука и политика. Природа 2: 20-24).

Биологическое разнообразие (biological diversity) – один из немногих общебиологических терминов, формулировка которого закреплена на уровне международных соглашений.

Широко распространенный подход к оценке качества среды обитания связан с вычислением индексов видового (таксономического) разнообразия. В его основе лежит известная закономерность обеднения видового состава флор и фаун при ухудшении условий среды.

Видовое разнообразие складывается из двух следующих компонентов:

- видовое богатство, которое характеризуется общим числом имеющихся видов;
- видовая выравненность, основанная на относительном обилии вида и положении его в структуре доминирования.

Принято считать, что чем больше видов присутствует в той или иной экосистеме, тем она устойчивей. В результате антропогенного воздействия из экосистемы выпадает часть видов, как правило, наиболее уязвимых. Оставшиеся виды увеличивают свою численность, занимая освободившиеся экологические ниши. Для удобства измерения биологического разнообразия предложено множество различных индексов.

Например, исходя из того, что число видов пропорционально логарифму изученной площади, а общее число особей пропорционально площади, Р.Маргалеф предложил в качестве меры биоразнообразия индекс видового богатства (индекс Маргалефа) (Маргалеф Р. Облик биосферы. М.: Наука, 1992. 214 с.):

$$d = \frac{(s - 1)}{\ln N} \quad (1.4)$$

где S – число видов, N – число особей.

Большинство исследователей считают наиболее оптимальным индекс видового разнообразия Шеннона, иногда называемый информационным индексом разнообразия К. Шеннона – У. Уивера (Shannon, C.E., Weaver W. The Mathematical

Theory of Communication. Urbana (Illinois). Univ. of Illinois Press, 1949. 345 p.). Он предложен еще в 1963 году для оценки степени структурированности биоценозов как степени упорядоченности (информированности) системы:

$$H = - \sum_{i=1}^k p_i \log_2 p_i \quad (1.5)$$

где p_i – доля особей i -го вида.

Достоинством индекса разнообразия является его независимость от величины пробы и от биоценотического сходства сопоставляемых сообществ, что дает возможность оценки степени биоразнообразия каждого сообщества в отдельности.

В качестве недостатка можно отметить попытку абсолютизации индекса в качестве некоторого универсального (интегрального) критерия оценки состояния водных экосистем, обладающего особой ролью «измерителя экосистемной информации» (Гальцова В. В., Дмитриев В. В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем. Санкт-Петербург, 2007. 364 с.).

Индекс Шеннона отражает как видовое разнообразие, так и выравненность относительной численности видов в сообществе. Чем выше величина индекса, тем благополучнее состояние сообщества.

Принято считать, что значения индекса более 3 соответствуют чистым водам, от 1 до 3 – умеренно загрязненным, менее 1 – грязным водам.

Абсолютные показатели обилия отдельных групп организмов могут изменяться при антропогенном воздействии, следовательно, в определенной степени отражать его величину. Например, замечено, что олигохеты, обычно немногочисленные в донных биоценозах, в местах спуска бытовых стоков часто развиваются в огромных количествах. Поэтому многими гидробиологами массовое развитие олигохет (во многих случаях без более точного определения) расценивается как показатель загрязнения.

Классическая система биологического анализа качества вод была разработана ботаником Р. Кольквитцем и зоологом М. Марссоном (Kolkwitz R., Marsson M.

Okologie der pflanzeichen Saprobien. Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft, 1908. Bd. 26a. S 505-519). Эти исследователи предложили дать двум основным группам показательных организмов-антагонистов название сапробионты для обитателей сточных вод и катаробионты для организмов, населяющих исключительно чистые воды.

Сапробность (от греческого *sapros* – гнилой) – физиолого-биохимические свойства организма (сапробионта), учитывающего наличие способности проживать в воде с различным содержанием органических веществ. Катаробионты (от греческого *katharos* – чистый).

Под сапробностью авторы системы понимали наличие способности у организмов развиваться при повышенном и/или пониженном содержании в воде органических вредных загрязняющих веществ.

Кольквитц и Марссон, изучая различные водоемы, установили четыре зоны сапробности:

1. Полисапробная зона. Характеризуется значительным количеством нестойких органических веществ и продуктов их анаэробного распада, значительным количеством белковых соединений. Свободный кислород почти отсутствует, поэтому биохимические процессы носят восстановительный характер. Кислород попадает в воду в основном благодаря атмосферной реаэрации и расходуется полностью на окисление. В воде присутствует сероводород и метан. На дне кислорода нет.

2. α -мезосапробная зона. Начинается аэробный распад органических веществ, образуется аммиак, углекислота, кислорода мало, сероводорода и метана нет. БПК составляет десятки мг/л. Содержатся организмы, приспособленные к недостатку кислорода и высокому содержанию углекислоты. В илах много тубифицид (*Tubificidae*) и личинок хирономид (*Chironomus plumosus*). Количество сапрофитных бактерий достигает десятков миллионов клеток в 1 мл воды.

3. β -мезосапробная зона. Эта зона отличается от предыдущих преобладанием окислительных процессов над восстановительными. Благодаря интенсивному фотосинтезу многочисленных растений летом воды бывают перенасыщены кислородом. Отсутствуют стойкие органические вещества, произошла полная минерализация. Содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток: днем избыток кислорода, дефицит углекислоты, ночью - наоборот.

Много организмов с автотрофным питанием, наблюдается цветение воды. Численность сапрофитных бактерий составляет всего 20-30 млн. клеток в 1 мл воды.

4. Олигосапробная зона. Эта зона полностью свободна от загрязняющих веществ и обычно перенасыщена кислородом. Население наиболее разнообразно в видовом отношении, но количественно значительно беднее, чем в предыдущих зонах. Воды чистые, соединения азота в форме нитратов, вода насыщена кислородом, углекислого газа мало, сероводорода нет. Это практически чистые водоемы. Цветения не бывает. На дне мало детрита, автотрофных организмов и бентосных животных.

Организмы, характерные для зон различной сапробности, получили название показателей или индикаторов сапробности. К настоящему времени число таких растений и животных превышает 2500 видов (Гальцова В.В., Дмитриев В. В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем. СПб, 2007 364 с.).

Индексы сапробности характеризуют качество воды или ее сапробиологическую оценку по набору и количественным показателям популяций видов-индикаторов.

Для количественной оценки способности гидробионтов обитать в воде с различным содержанием органических веществ Р. Пантле и Г. Буком (Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach, 1955. Bd. 96. S. 604-618) было введено некоторое условное численное значение – индикаторная значимость вида S_i (или индивидуальный индекс сапробности вида):

$$S = \frac{\sum(s_i h_i)}{\sum h_i}, \quad (1.6)$$

где S – индекс сапробности;

S_i – индикаторная значимость i -го вида;

h_i – относительная численность особей i -го вида, где: $h = 1$ – случайные находки, $h = 3$ – частая встречаемость, $h = 5$ – массовое развитие.

Индекс сапробности указывают с точностью до 0,01.

По значению индекса сапробности от 0 до 4 определяется степень загрязненности водоема (от очень чистого до очень загрязнённого соответственно):

0-0,50 – ксеносапробная зона; 0,51-1,5 – олигосапробная зона;
 1,51-2,50 – β -мезосапробная зона; 2,51-3,50 – α -мезосапробная зона;
 3,51-4,00 – полисапробная зона.

Многие виды-индикаторы встречаются в водах 2, 3 и 4 зон сапробности, что является причиной неточности при установлении средней сапробности биоценоза.

Из наиболее распространенных методов сапробиологического анализа (методы Кнеппа, Ротшайна, Пантле и Букка, Зелинки и Марвана, модификация Сладечека) наибольшие возможности дифференцировки станций с разной степенью загрязненности вод дает расчет средневзвешенной сапробной валентности по Зелинке и Марвану. Это, однако, не может компенсировать преимущества более простых и менее трудоемких методов представления результатов биологического анализа, позволяющих оценивать среднюю сапробность. Наиболее удобным, применительно к организмам планктона, следует считать метод Пантле и Букка в модификации Сладечека (Чертопруд М.В. Модификация метода Пантле–Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макробентоса. Водные ресурсы, 2002. Том 29 № 3 С.337-342; Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды. Санитария и техническая гидробиология: Материалы I съезда Всесоюзного Гидробиологического общества. М.: Наука, 1967. С. 26-31; Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений, утв. Государственным комитетом СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды 12 сентября 1982 г. / Под. ред. канд. биол. наук В.А. Абакумова. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200060189>).

Следует обратить внимание, что нельзя признать достаточно корректной применительно к организмам макрозообентоса разновидность системы Кольквитца и Марссона с произвольной оценкой численности организмов. Используемые в этих системах «мало», «много» и т.п. приобретают различные значения для разных организмов, что не всегда может быть однозначно квалифицировано. Методы, базирующиеся на списках сапробности организмов фитопланктона и зоопланктона, достаточно правильно отражают степень загрязнения реки в целом, но хуже передают различия между отдельными станциями, особенно при слабом загрязнении, что не может не ограничивать сферу их применения (Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений, утв. Государственным комитетом СССР по гидрометеорологии и контролю природной

среды 12 сентября 1982 г. / Под ред. канд. биол. наук В.А. Абакумова. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200060189>).

Один из основных недостатков сапробиологического анализа заключается в том, что системы видов-индикаторов разработаны для средневропейской флоры и фауны, и это ограничивает их применение в неизменном виде в других регионах. Водоемы и водотоки в различных регионах нередко оказываются обладателями экологически отличных рас одних и тех же видов, по-разному реагирующих на загрязнение и отвечающих различным степеням сапробности. Примером этому может служить *Lithoglyphus naticoides*, показывающий в бассейне р. Днестра олигосапробную зону, а в бассейне р. Дуная переходную зону от мезосапробной к мезосапробной. *Sialis lutaria*, *Asellus aquaticus*, *Clinotanypus nervosus* в болотистом полесье являются мезосапробами, в то время как в других водоемах они мезосапробы или даже полисапробы. *Chironomus reductus* в лесной зоне Украины (УССР до 1991 г.) встречается в переходной от олиго к мезосапробной зоне, в то время как в реках Донбасса и на Дунае он мезосапроб и т.д. (Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений, утв. Государственным комитетом СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды 12 сентября 1982 г. / Под ред. канд. биол. наук В.А. Абакумова. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200060189>).

Здесь уместно отметить, что согласно принципу множественности моделей В.В. Налимова, для каждой конкретной экологической ситуации возможно построение неограниченного множества математических моделей примерно одинаковой достоверности. Иными словами, для объяснения и предсказания структуры и (или) поведения сложной системы возможно построение нескольких моделей, имеющих одинаковое право на существование (Налимов В.В. Теория эксперимента. М.: Наука, 1971. 207 с.).

Наблюдения за гидробиологическим состоянием водотоков и водоемов осуществляются на стационарной гидрометеорологической сети по программе, обусловленной категорией пункта наблюдений. Перечень наблюдаемых гидробиологических показателей качества поверхностных вод определяется главным образом эколого-зональным типом водного объекта, составом и объемом сточных вод, их токсичностью и требованиями, предъявляемыми потребителями воды. Все это обуславливает некоторое различие программ гидробиологических наблюдений для

разных пунктов стационарной сети. Тем не менее, определение гидробиологических показателей является обязательным для всех пунктов.

При оценке качества воды, кроме интегральной оценки, в результате которой устанавливается класс качества воды, а также гидробиологической оценки методами биоиндикации, в результате которой устанавливается класс чистоты, иногда применяется так называемая комплексная оценка, основу которой составляют методы биотестирования. Последние относятся также к гидробиологическим методам, но отличаются тем, что позволяют определить реакцию водной биоты на загрязнения по различным тестовым организмам – как простейшим (инфузории, дафнии), так и высшим – рыбам (гуппи). Такая реакция иногда является наиболее показательной, особенно применительно к оценке качества загрязненных вод (природных и сточных), и позволяет определять даже количественно концентрации отдельных соединений (Анализ и оценка качества поверхностных вод: учеб. пособие / А.Н. Петин, М.Г. Лебедева, О.В. Крымская. Белгород: Изд-во БелГУ, 2006. 252 с.).

Правовую основу использования водных ресурсов в Европе обеспечивает Рамочная Директива по воде (далее - РДВ) (2000/60/ЕС), принятая Европейским союзом (далее – ЕС) в 2000 году. Этот документ регламентирует подходы к политике охраны, использования и управления водными ресурсами и призван к 2015 году гармонизировать и унифицировать подходы стран ЕС к управлению водными ресурсами и их охране. Природоохранной целью РДВ является достижение «хорошего статуса» всех грунтовых и поверхностных вод. РДВ содержит ряд общих требований по экологической защите поверхностных вод («хороший экологический статус») и общие минимальные требования по химическим параметрам («хороший химический статус»). К примеру, в Эстонии используют следующие показатели: биологические, физико-химические и гидроморфологические. Общая оценка состояния водного объекта дается на основании самого худшего показателя (Фетисова Ю.А, Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера. ФГБУН Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук». Труды Карельского научного центра РАН № 10, Петрозаводск, 2017. С. 38-44).

Основные требования к индексам или показателям, на основании которых производится их выбор, сводится к следующему: величина коэффициента вариации индекса для конкретного водоема должна быть минимальной при некоторых сходных

условиях; величина коэффициента вариации индекса для разных водоемов должна быть максимальной, то есть индекс должен быть высокочувствительным (Семенченко В.П., Разлудкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Беларус. наука, 2011. 329 с.),

Глава 2. Разработка эколого-токсикологического подхода к комплексной оценке уровней загрязнённости водных объектов

2.1 Теоретические основы

Методология эколого-токсикологических исследований основана на гипотезе о пропорциональности риска различных факторов окружающей среды к концентрации вредного вещества. Постулируется, что вероятность неблагоприятных эффектов тем больше, чем больше продолжительность контакта вредного фактора с биологическим объектом. Из этого следует, что для оценки риска необходимо определить осредненную фактическую воздействующую концентрацию и время, в течение которого эта концентрация воздействовала на организм (Филимонов А.В. Управление эколого-экономическим риском при проведении оценки воздействия на окружающую среду. Диссертация на соискание ученой степени кандидата экономических наук. Ростов-на-Дону, 2004; Киселёв А.В., Фридман К.Б. Оценка риска здоровью. Подходы к использованию в медико-экологических исследованиях и практике управления качеством окружающей среды. СПб.: Международный институт оценки риска здоровью, 1997. 103 с.; Ваганов П.А., Им М.С. Экологический риск: Учеб. пособие. СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 1999. 116 с.; Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. М.: Эдиториал УРСС, 1999. 256 с.; Маймулов В.Г., Нагорный С.В., Шабров А.В. Основы системного анализа в эколого-гигиенических исследованиях. СПб.: СПб ГМА им. Мечникова, 2000. 342 с.; Ваганов П.А., Им М.С. Экологические риски: Учеб. пособие. Изд-е 2-е. Изд-во СПб. ун-та, 2001. 152 с.).

Риск экологический – вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды и вызванного негативным воздействием хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайными ситуациями природного и техногенного характера (Об охране окружающей среды: Федеральный закон от 10.01.2002 №7-ФЗ. В ред. от 22.08.2004 ст. 1).

Потенциальный риск – риск возникновения неблагоприятного для человека эффекта, определяемый как вероятность возникновения этого эффекта при заданных

условиях (Маймулов В.Г., Нагорный С.В., Шабров А.В. Основы системного анализа в эколого-гигиенических исследованиях. СПб.: СПб ГМА им. Мечникова, 2000. 342 с.).

Риск (Risk) качественно может быть охарактеризован через природу неблагоприятных последствий, а количественно – через вероятность их возникновения:

$$\text{Risk} = \text{EP} \cdot \text{C} \cdot t, \quad (2.1)$$

где EP – единица риска, определяемая как фактор пропорции роста риска в зависимости от величины действующей концентрации;

C – реальная концентрация вещества, оказывающая воздействие за время t.

Риск потенциальный (Risk) выражается в долях единицы и представляет собой меру вероятности появления нарушений соответствующей тяжести (Исидоров В.А. Введение в курс химической экотоксикологии: Учебное пособие. СПб.: Изд-во СПб. Ун-та, 1997. 88 с.; Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию. СПб.: Химиздат, 1999. 144 с.; Управление риском: Устойчивое развитие. Синергетика. М.: Наука, 2000. 431 с.; Фруммин Г.Т. Экологическая токсикология (экотоксикология). Курс лекций. СПб.: РГГМУ, 2013. 180 с.; Жаворонкова Е.И. Эколого-географический анализ загрязненности водных объектов металлами (на примере Санкт-Петербурга и Ленинградской области). Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. СПб.: РГГМУ, 2006).

Оценка риска на основе данных мониторинга за факторами и состоянием гидроэкосистем позволяет получить количественную и качественные характеристики влияния вредных загрязняющих веществ на состояние гидроэкосистемы задолго до того, как проявятся последствия этого влияния.

Кроме того, оценка риска органично связана с системой управления в административной практике, так как риск можно оценить количественно (рассчитать). Риск понятен по смыслу и чиновникам, и общественности. Рассчитав величину риска, можно проводить сравнения и, следовательно, осуществлять выбор решения и нормирование допустимых антропогенных нагрузок на различные гидроэкосистемы.

Методика оценки риска позволяет рассчитать суммарный риск для гидроэкосистемы от множества неблагоприятных факторов, так как во всех случаях общим является состояние гидроэкосистемы.

В списке наиболее важных (приоритетных) химических веществ, загрязняющих биосферу, приведены соединения тяжелых металлов, пестициды, полициклические ароматические углеводороды (далее – ПАУ), хлорорганические соединения (далее – ХОС), нефтепродукты, фенолы, детергенты, нитраты (Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб.: Наука, 2004; Фрумин Г.Т. Влияние природных и антропогенных химических факторов среды на человека. Экологическая химия. СПб.: РГГМУ, 2013. Том 22, №2. С. 114-125; Минина М.В. Технологии информационной поддержки управления качеством питьевого водоснабжения урбанистических сообществ. Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук. СПб.: РГГМУ, 2010).

2.2 Математические модели

Методика расчета риска предполагает использование математических моделей (Киселёв А.В., Фридман К.Б. Оценка риска здоровью. Подходы к использованию в медико-экологических исследованиях и практике управления качеством окружающей среды. СПб.: Международный институт оценки риска здоровью, 1997. 103 с.).

В проведенном исследовании использована наиболее часто применяемая в токсикологический экспериментах для оценки риска здоровью населения линейно-экспоненциальная математическая модель вида (Жаворонкова Е.И. Эколого-географический анализ загрязненности водных объектов металлами на примере Санкт-Петербурга и Ленинградской области. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. СПб.: РГГМУ, 2006) (см. также таблицу 2.1):

$$\ln[-\ln(1 - \text{Risk})] = a + b \ln C \quad (2.2)$$

Размерность C – мг/дм³.

Методика определения констант a и b заключается в следующем. ЛК₁₆, ЛК₅₀ и ЛК₈₄ – летальные концентрации, приводящие к гибели 0,16 (Risk = 0,16),

0,50 (Risk = 0,50) и 0,84 (Risk = 0,84) подопытных тест объектов соответственно. Подставляя эти значения рисков и соответствующие им летальные концентрации в формулу (2.2), методом наименьших квадратов определяем константы а и b.

Таблица 2.1 – Оценка риска воздействия загрязняющих веществ на *Daphnia magna*

Острое токсическое действие на <i>Daphnia magna</i>					
Вещество	ЛК ₁₆	ЛК ₅₀	ЛК ₈₄	a	b
Hg ²⁺	0,0008	0,0015	0,03	2,623	0,547
Be ²⁺	0,65	5,1	18,5	-1,462	0,700
Cu ²⁺	0,006	0,02	0,07	3,223	0,956
Акрилонитрил	0,008	0,04	0,07	3,188	1,034
2,4-Динитрофенол	1,65	2,9	6,92	-2,365	1,597
Актелик	0,004	0,02	0,075	2,722	0,805
Рогор	0,0025	0,03	0,16	1,631	0,565

Заменяв коэффициент а в модели (2.2) на $a = \ln a'$, после несложных преобразований математическая модель (2.2) приводится к виду (2.3) (Жаворонкова Е.И. Эколого-географический анализ загрязненности водных объектов металлами на примере Санкт-Петербурга и Ленинградской области. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. СПб.: РГГМУ, 2006; Мавляутдинова Г.С. Вопросы методологии оценки и расчета экологических рисков. Проблемы региональной экологии. №4. 2011. С. 291-296):

$$\text{Risk} = 1 - \exp(-a'/C^b) \quad (2.3)$$

История применения методов биоиндикации в исследованиях водоёмов доказала, что лучшими «приборами», оценивающими качество воды, являются сами водные обитатели. Благодаря простоте, оперативности и доступности биотестирование получило широкое признание во всем мире (Дандамаев Д.К., Бекшонов К.С. Токсичность цианобактерий для различных гидробионтов. Модернизация образования. №3. 2018. С.45-53).

Дафнии как универсальный тест-объект используются при установлении ПДК загрязняющих веществ в РФ. В 90% случаев наиболее слабыми звеньями, по которым

идет нормирование и которые определяют величины ПДК, являются планктонные ракообразные (главным образом дафнии) (Красовский Г.Н., Алексеева Т.В., Егорова Н.А., Жолдакова З.И. Биотестирование в гигиенической оценке качества воды. Гигиена и санитария. №9. 1991. С. 13-16; Фрумин Г.Т. Экологически допустимые концентрации металлов в реках Санкт-Петербурга. Экологическая химия. Том 24. №2. 2015. С.105-110; Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Токсичность катионов металлов для дафний. Экологическая химия. Том. 28. №5. 2019. С.250-257; Фрумин Г.Т., Тимофеева Л.А. Трансграничные водные объекты и водосборы России: проблемы и пути решения. Биосфера. Том 6. №2. 2014. С.118-133). Аналогичный результат установлен при исследовании морских организмов (Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Пищепромиздат, 1979. 379 с.; Тяптирганов М.М. Рыбы пресноводных водоемов Якутии (систематика, экология, воздействие антропогенных факторов). Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Якутск: Федеральный университет им. М.К. Аммосова, 2017).

Для иллюстрации этого утверждения была проведена обработка первичных данных, приведённых в работах (Перечень рыбохозяйственных нормативов, ПДК и ориентировочно безопасных уровней воздействия (далее – ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: Изд-во ВНИРО, 1999. 304 с.; Akira Okamoto, Masumi Yamamuro, Norihisa Tatarazako. Acute toxicity of 50 metals to *Daphnia magna*. Journal of Applied Toxicology. 2015; 35:824. 830 p.) (рисунок 2.2). Из работы (Akira Okamoto, Masumi Yamamuro, Norihisa Tatarazako. Acute toxicity of 50 metals to *Daphnia magna*. Journal of Applied Toxicology, 2015; 35:824. 830 p.) были заимствованы величины средних летальных концентраций 24 металлов (Be, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Hg, Pb, Ba, Al, Ca, Mg, Li, Na, K, Rb, As, Sr, Cs, Te) для дафний при экспозиции 48 часов (LK_{50}^{48}) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Токсичность катионов металлов для дафний. Экологическая химия. СПб.: РГГМУ, 2019. Том 28. №5. С.250-257; Анализ и оценка качества поверхностных вод: учеб. пособие / А.Н. Петин М.Г., Лебедева О.В., Крымская. Белгород: Изд-во БелГУ, 2006. 252 с.) (таблица 2.2).

Таблица 2.2 – Рыбохозяйственные ПДК (ПДК_{РХ}) и средние летальные концентрации металлов для дафний при экспозиции 48 часов (ЛК₅₀⁴⁸)

Металл	ПДК _{РХ} , мг/дм ³	ЛК ₅₀ ⁴⁸ , мг/дм ³
Be (бериллий)	0,0003	0,023
Cr (хром)	0,02 (Cr ⁶⁺), 0,07 (Cr ³⁺)	0,13
Mn (марганец)	0,01	9,3
Fe (железо)	0,1	2,3
Co (кобальт)	0,01	0,71
Ni (никель)	0,01	0,65
Cu (медь)	0,001	0,013
Zn (цинк)	0,01	0,72
Cd (кадмий)	0,005	0,0036
Sn (олово)	0,112	6,2
Hg (ртуть)	0,00001	0,00065
Pb (свинец)	0,006	0,29
Ba (барий)	0,74	11
Al (алюминий)	0,04	3,9
Ca (кальций)	180	870
Mg (магний)	40	140
Li (литий)	0,08	6,3
Na (натрий)	120	1600
K (калий)	50	340
Rb (рубидий)	0,1	0,94
As (мышьяк)	0,05	2,4
Sr (стронций)	0,4	120
Cs (цезий)	1,0	5,8
Te (теллур)	0,003	1,2

Количественное соотношение между ПДК_{РХ} и ЛК₅₀⁴⁸ описывается следующим уравнением (Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Токсичность катионов металлов для дафний. Экологическая химия. СПб.: РГГМУ, 2019. Том 28. №5. С. 250-257):

$$\ln \text{ПДК}_{\text{РХ}} = -3,41 + 1,004 \ln \text{ЛК}_{50}^{48}, \quad (2.4)$$

где n – количество металлов, $n = 24$; r – коэффициент корреляции, $r = 0,91$; R^2 – коэффициент детерминации, $R^2 = 0,84$; $\sigma_{Y(X)}$ – стандартная ошибка, $\sigma_{Y(X)} = 1,69$; F_p/F_T – отношение расчётного значения критерия Фишера к табличному при уровне значимости 95%, $F_p/F_T = 26,1$.

Согласно шкале Чеддока (Макарова Н.В., Трофимец В.Я. Статистика в Excel. М.: Финансы и статистика, 2002. 368 с.) величина $r = 0,91$ свидетельствует о «весьма высокой» тесноте связи между $\ln \text{ПДК}_{\text{РХ}}$ и ЛК_{50}^{48} . Кроме того, математическая модель (2.6.) адекватна (F_p больше F_T) и может быть использована для предсказания $\text{ПДК}_{\text{РХ}}$, так как F_p/F_T больше 4 (Дрейпер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ. М.: Финансы и статистика, 1986. 366 с.; Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Токсичность катионов металлов для дафний. Экологическая химия. СПб.: РГГМУ, 2019. Том 28. №5. С. 250-257) (рисунок 2.1).

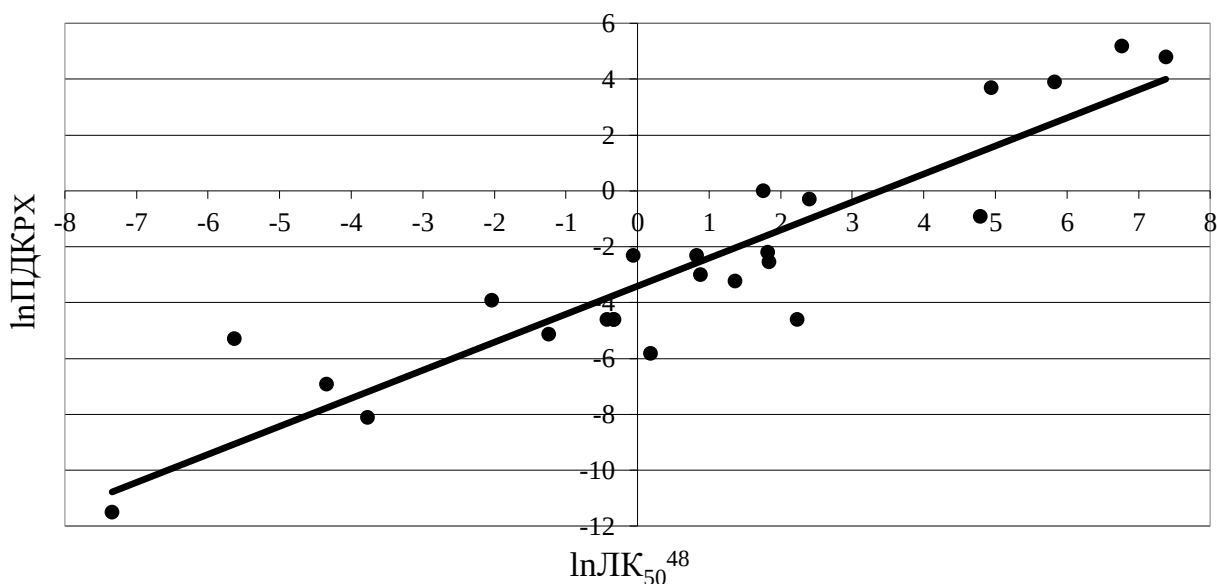


Рисунок 2.1 – Соотношение между ПДК для рыбохозяйственных водных объектов и средними летальными концентрациями металлов для дафний при 48-часовой экспозиции

Следует, однако, признать, что точность предсказания сравнительно невелика (отклонение величин ПДК_{РХ} от прогнозных может варьироваться от 1,5 до 5). По данным различных авторов, пределы варьирования параметров острой токсичности от 2 до 5 раз (Токсикометрия химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: Центр международных проектов ГКНТ, 1986. 428 с.; Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. № 57. СПб.: РГГМУ, 2019. С. 117-125).

Аналогичный приведенному выше результат был получен при сопоставлении величин ПДК_{РХ} и средних летальных концентраций некоторых органических соединений (формальдегид, бутанол, бензин, бензол, акрилонитрил), цианидами и нитрит-иона для дафний при 48-часовой экспозиции (таблица 2.3, рисунок 2.2).

Таблица 2.3 – Рыбохозяйственные ПДК (ПДК_{РХ}) и средние летальные концентрации органических соединений, цианидов и нитрит-ионов для дафний при экспозиции 48 часов (ЛК₅₀⁴⁸)

Вещество	ПДК _{РХ} , мг/дм ³	ЛК ₅₀ ⁴⁸ , мг/дм ³
Формальдегид	0,01	0,042
Бутанол	0,03	0,08
Цианиды	0,05	4,3
Нитрит-ионы	0,08	3,7
Бензин, керосин	0,05	2,28
Бензол	0,5	300
Акрилонитрил	0,01	0,04
Метанол	0,1	0,39

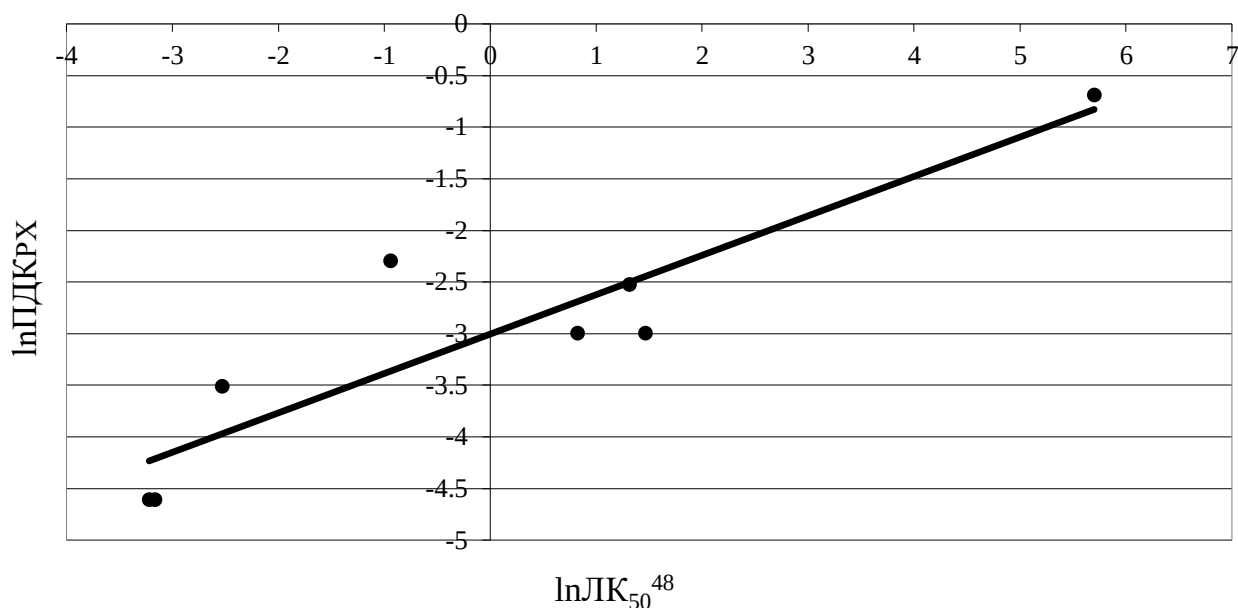


Рисунок 2.2 – Соотношение между ПДК для рыбохозяйственных водных объектов и средними летальными концентрациями органических соединений, цианидами и нитрит-ионами для дафний при 48-часовой экспозиции

Соотношение между $\ln \text{ПКРХ}$ и $\ln \text{ЛК}_{50}^{48}$ описывается следующим уравнением:

$$\ln \text{ПКРХ} = -3,16 + 0,398 \ln \text{ЛК}_{50}^{48}, \quad (2.5)$$

где $n = 8$; $r = 0,91$; $R^2 = 0,82$; $\sigma_{Y(X)} = 0,59$; $F_P/F_T = 4,9$.

Приведенный результат может служить основой для разработки экспресс-метода установления ПКРХ для водных объектов с учетом их региональных особенностей.

В данном исследовании в качестве тест-объекта была рассмотрена *Daphnia magna* (Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Загрязненность тяжелыми металлами водных объектов реки Нарвы. География: развитие науки и образования. Сборник трудов конференции 18-21 апреля 2019 г. СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2019. С. 210-213). Основное внимание было сосредоточено на анализе данных о токсичности катионов металлов, нитрит-ионов и органических соединений для *Daphnia magna*.

Используя данные различных литературных источников, были установлены линейные зависимости (эмпирические модели) между концентрациями загрязняющих веществ в широком диапазоне концентраций и вероятностью (риск) летальных исходов дафний при экспозиции 48 часов (рисунки 2.3-2.21).

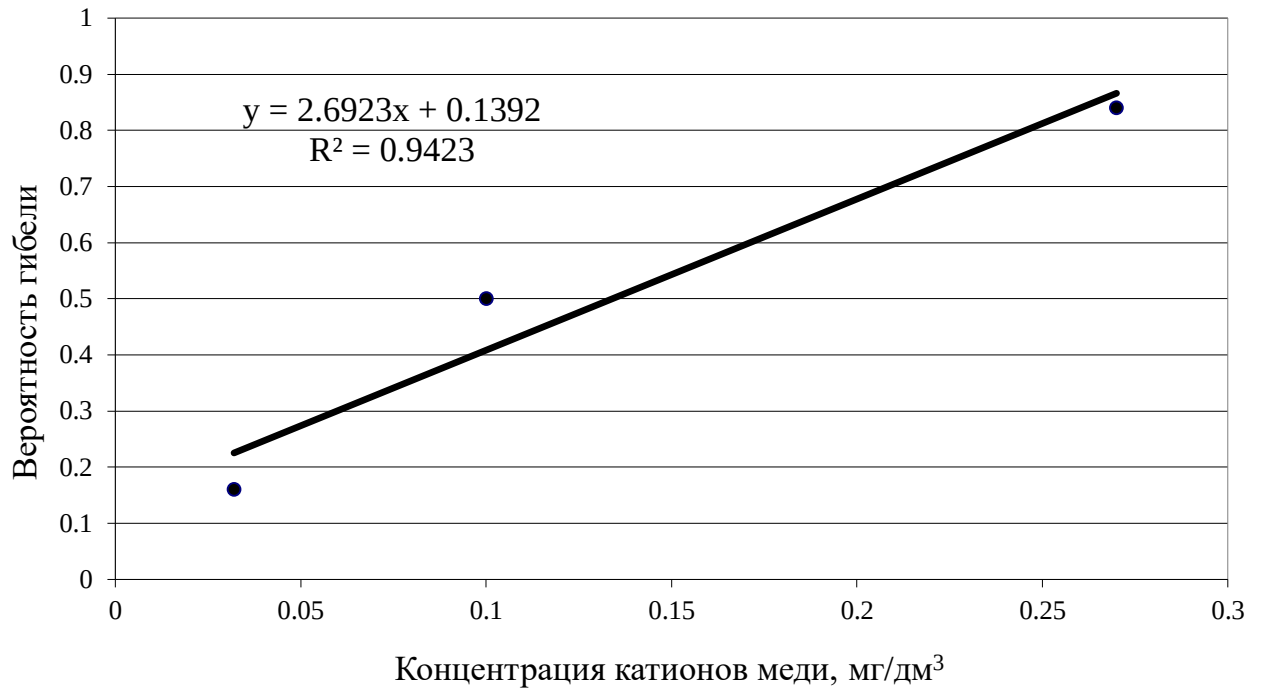


Рисунок 2.3 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов меди (Cu^{2+}) при экспозиции 48 часов

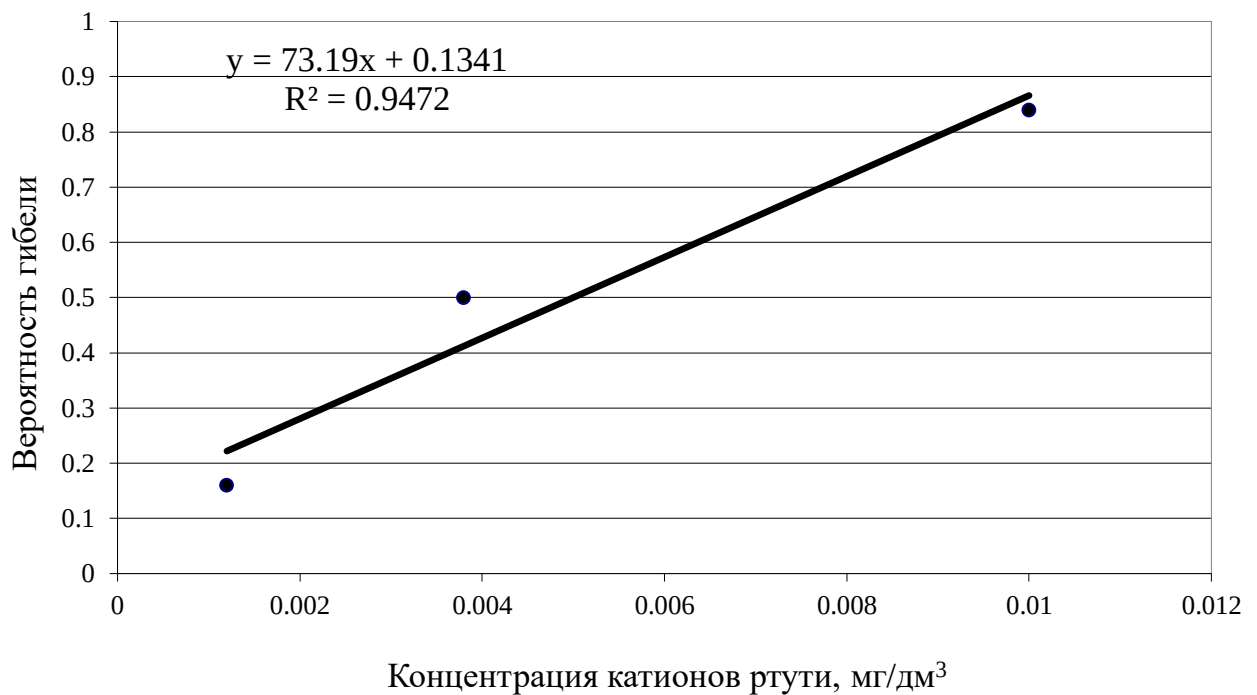


Рисунок 2.4 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов ртути (Hg^{2+}) при экспозиции 48 часов

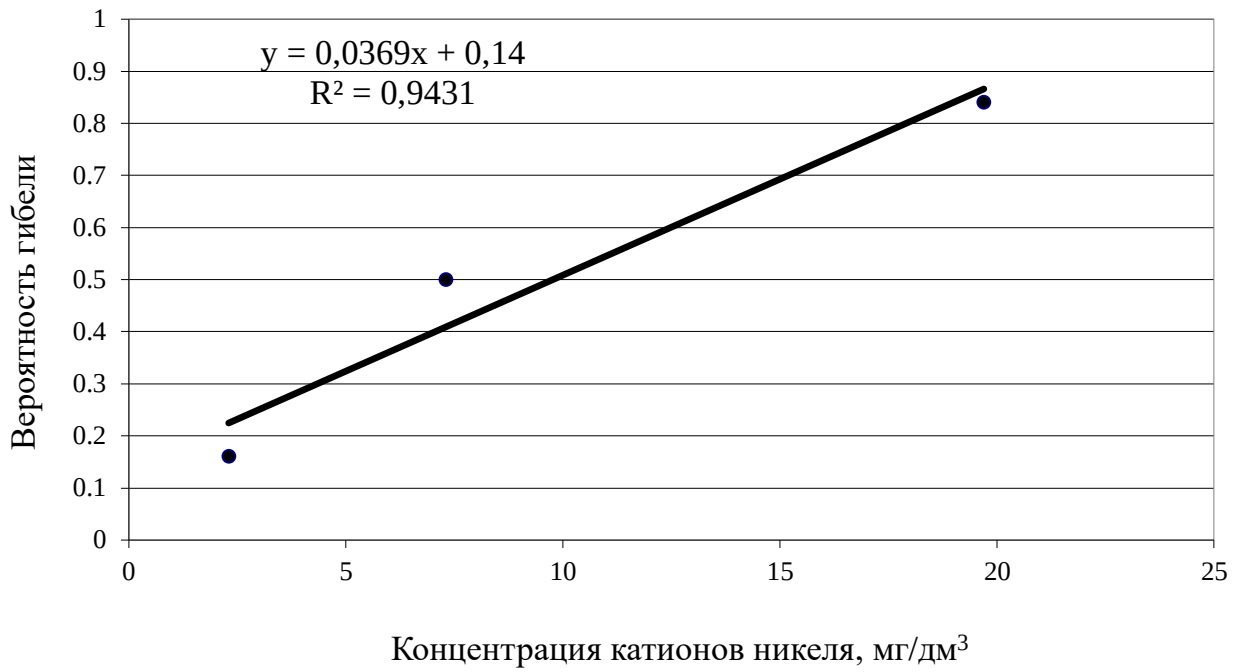


Рисунок 2.5 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов никеля (Ni^{2+}) при экспозиции 48 часов

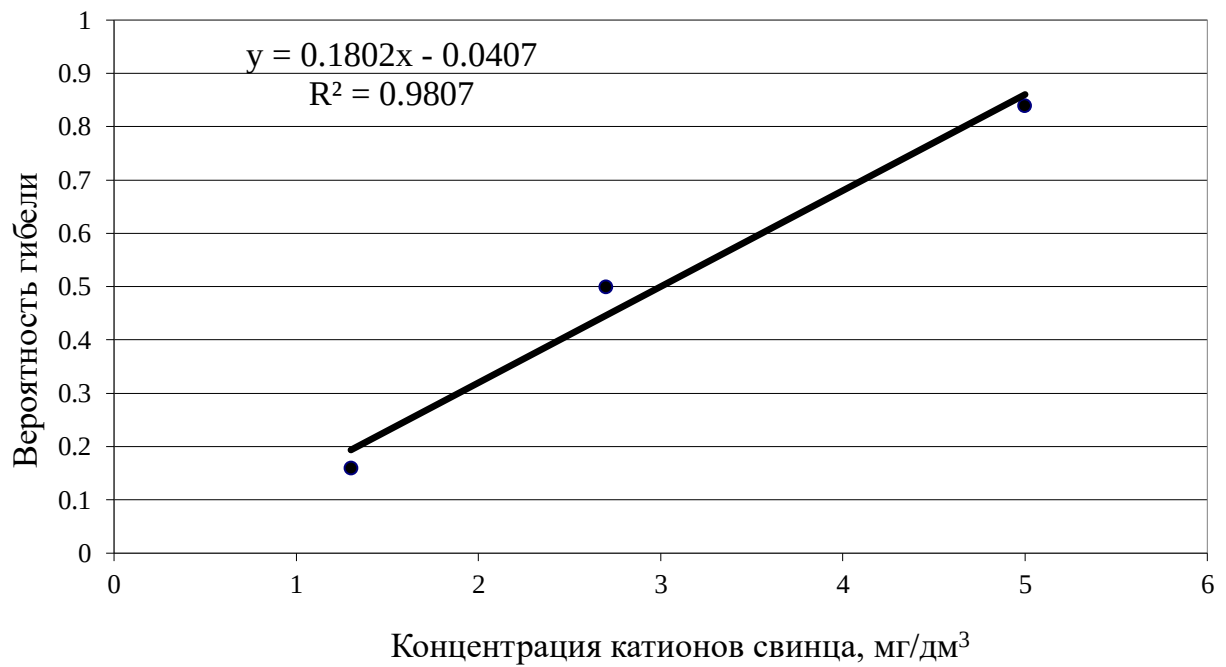


Рисунок 2.6 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов свинца (Pb^{2+}) при экспозиции 48 часов



Рисунок 2.7 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов хрома (Cr^{6+}) при экспозиции 48 часов

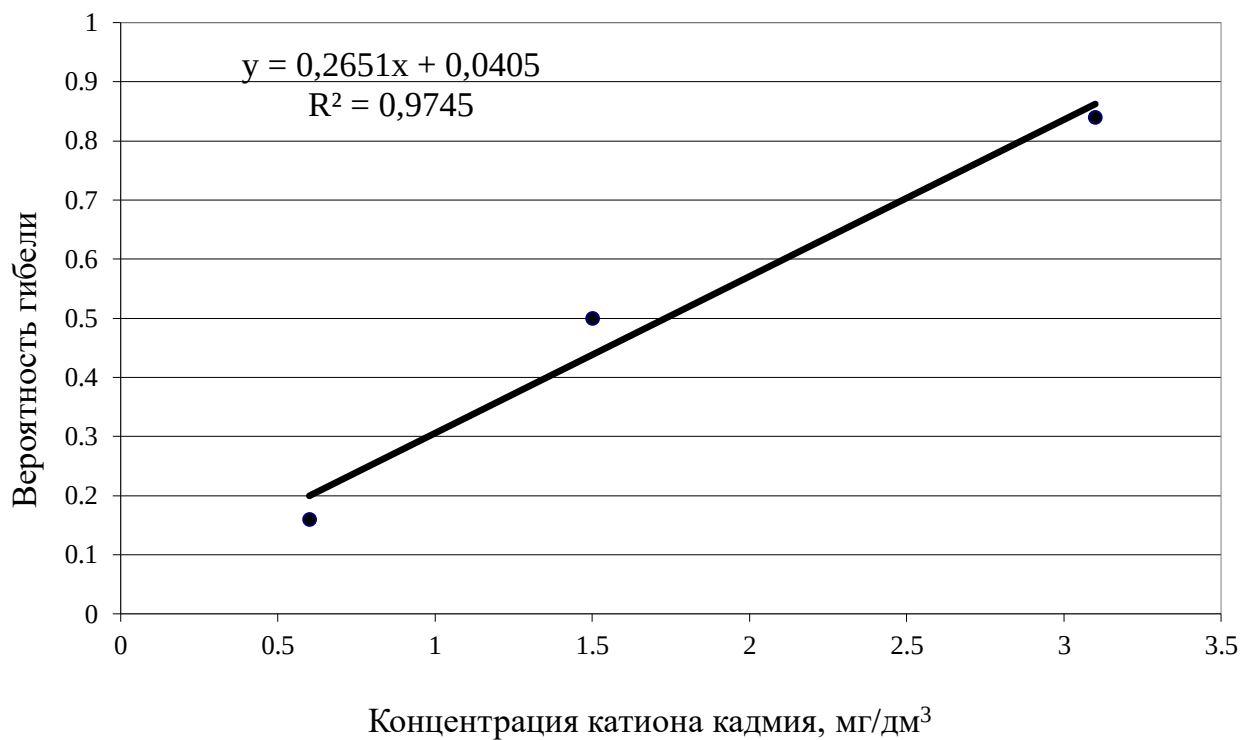


Рисунок 2.8 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов кадмия (Cd^{2+}) при экспозиции 48 часов

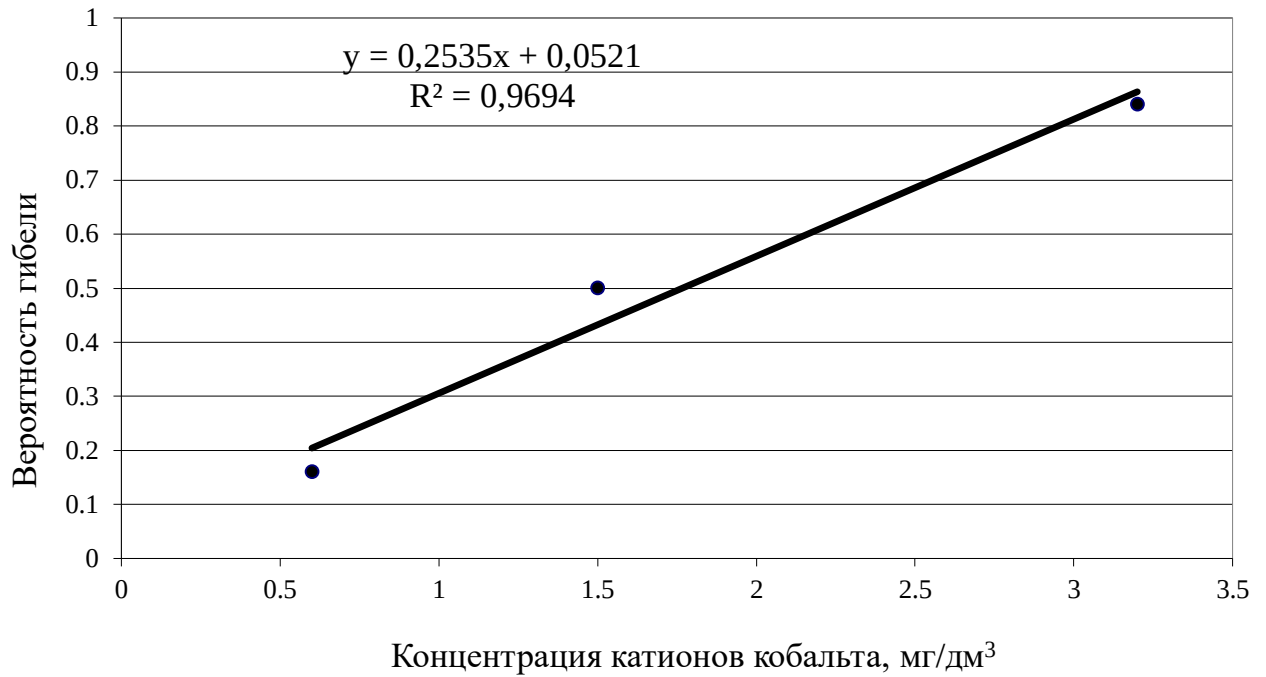


Рисунок 2.9 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов кобальта (Co^{2+}) при экспозиции 48 часов

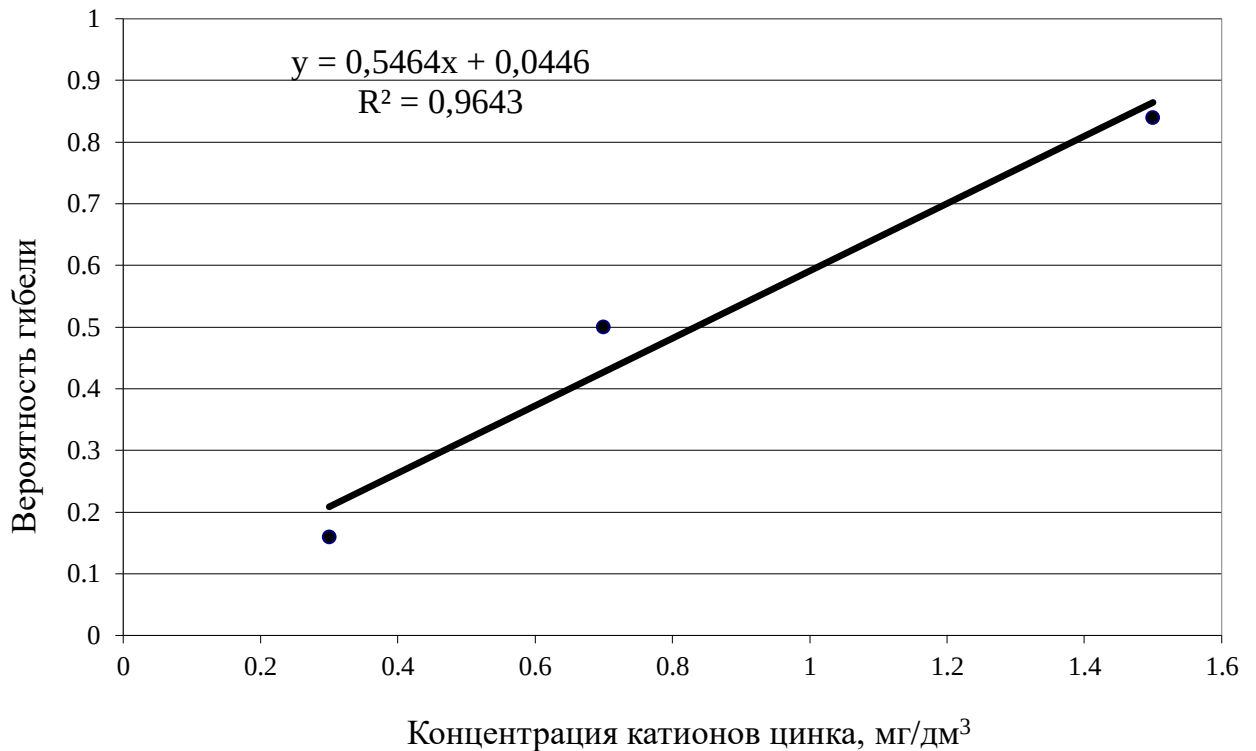


Рисунок 2.10 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов цинка (Zn^{2+}) при экспозиции 48 часов

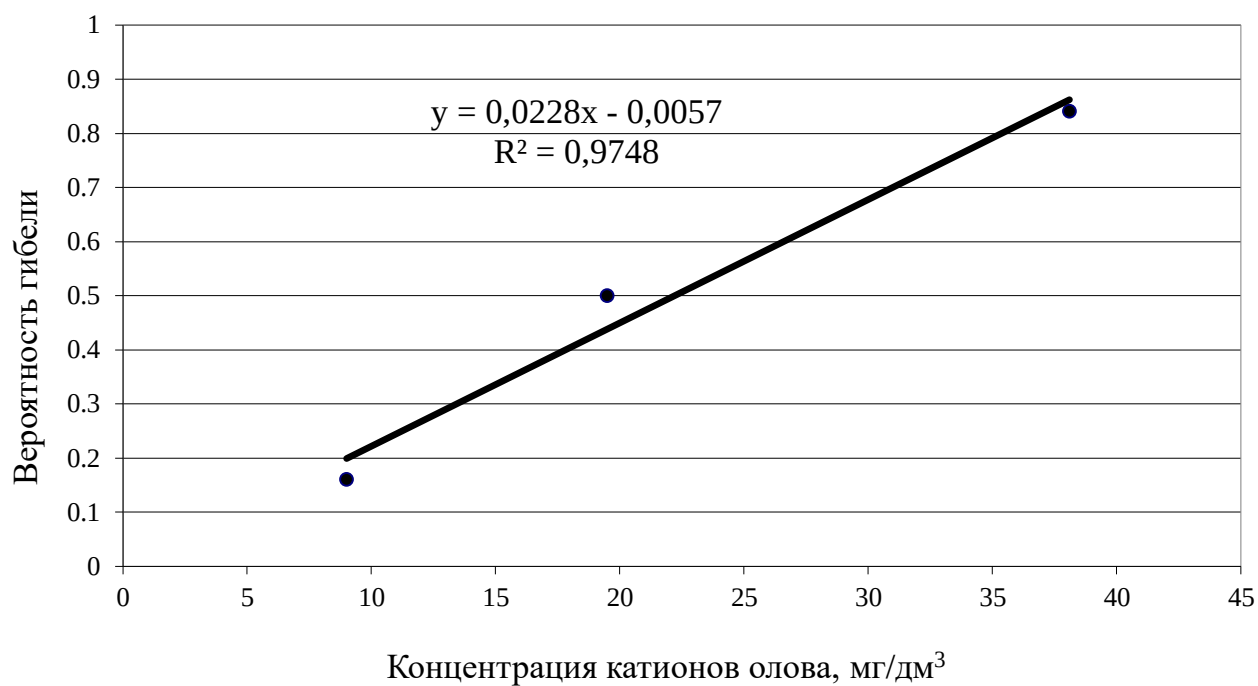


Рисунок 2.11 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов олова (Sn^{2+}) при экспозиции 48 часов

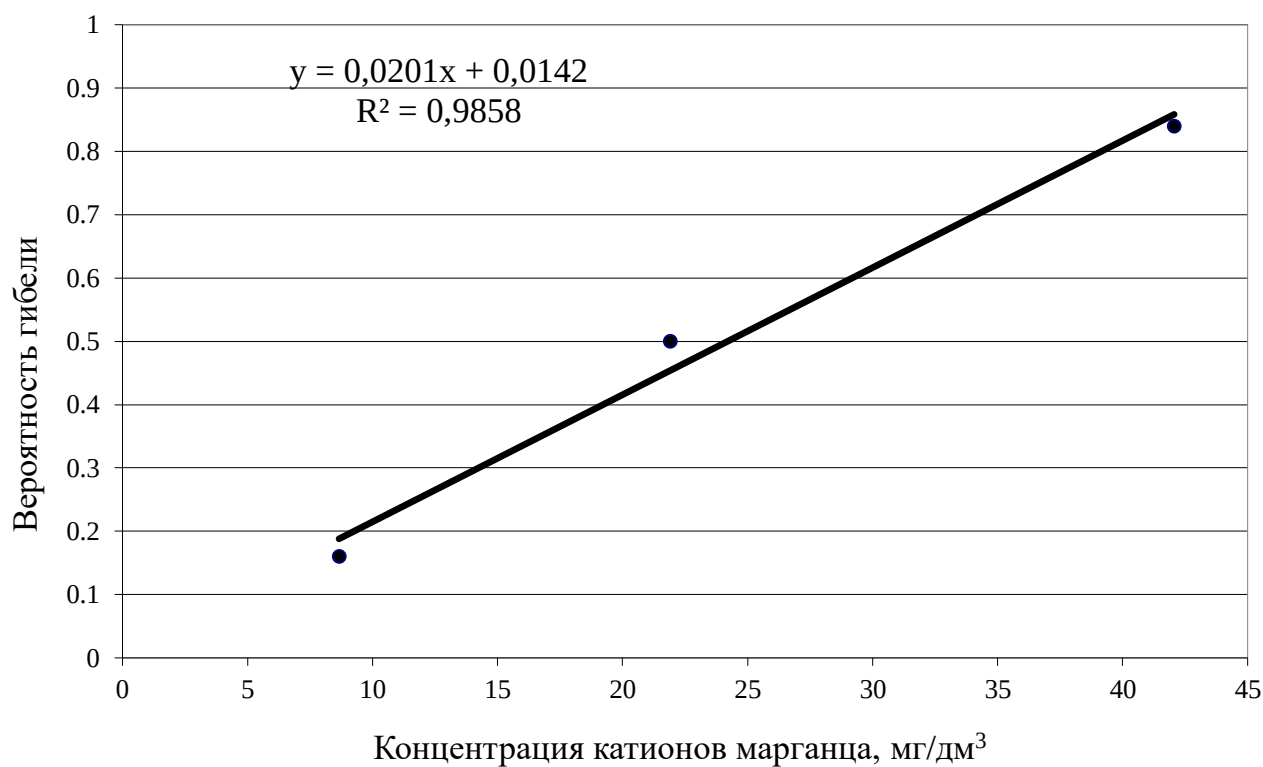


Рисунок 2.12 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов марганца (Mn^{2+}) при экспозиции 48 часов

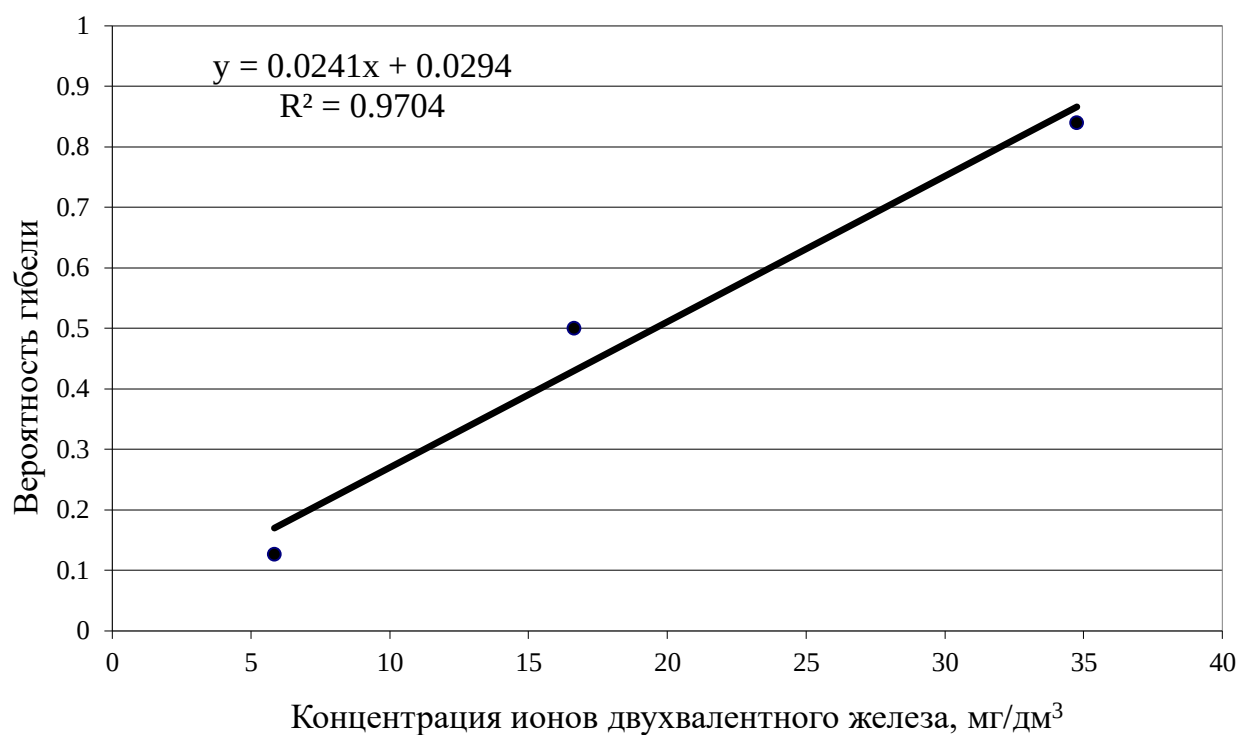


Рисунок 2.13 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов двухвалентного железа (Fe^{2+}) при экспозиции 48 часов

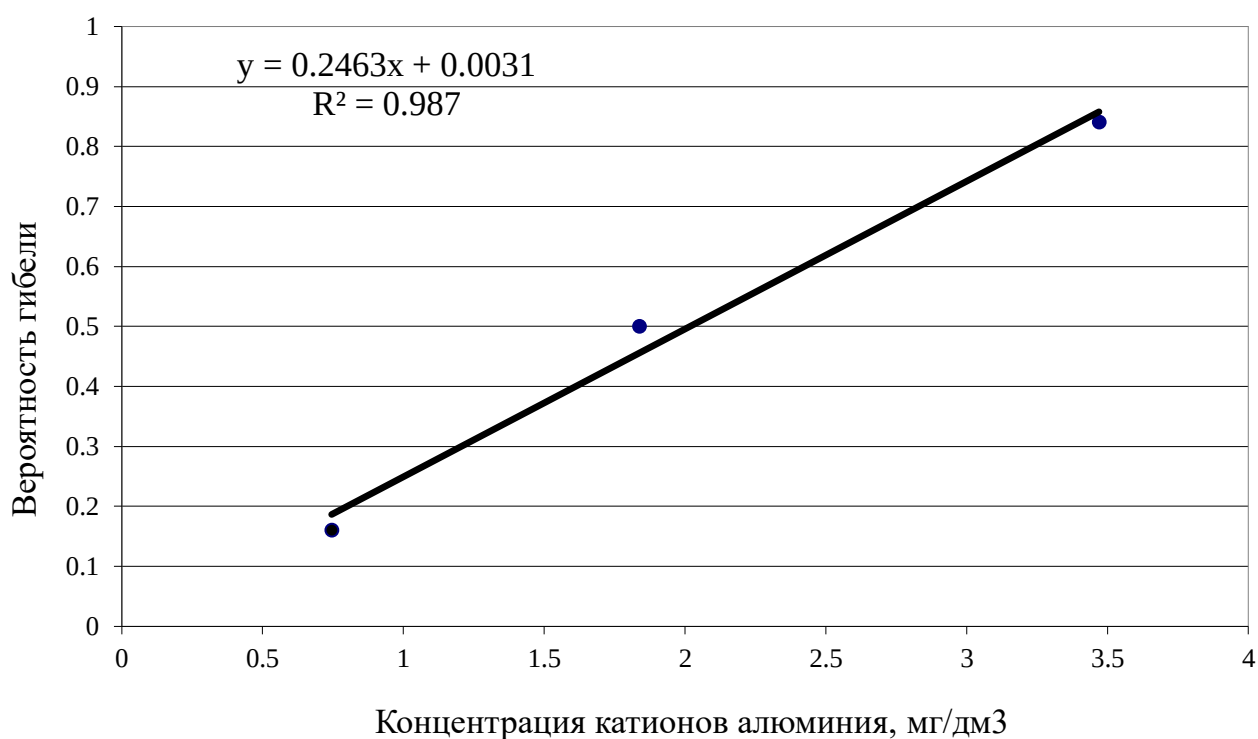


Рисунок 2.14 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов алюминия (Al^{3+}) при экспозиции 48 часов

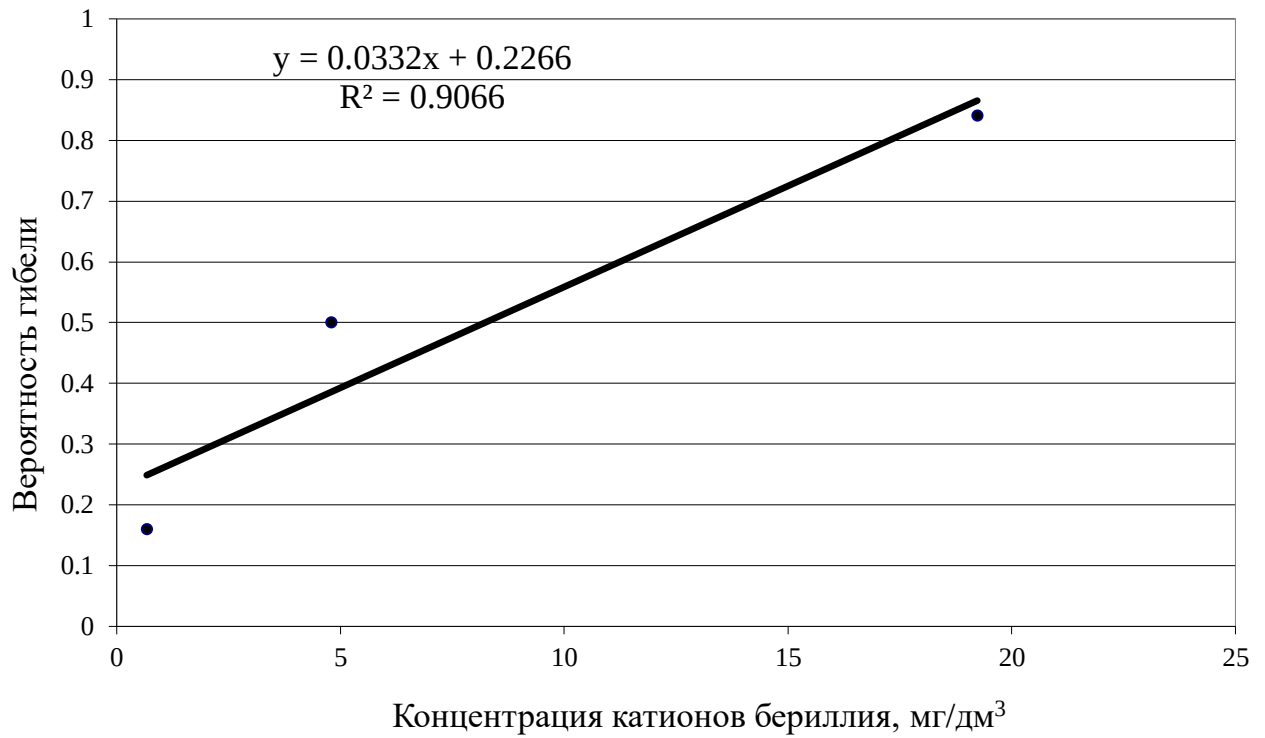


Рисунок 2.15 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катионов бериллия (Be^{2+}) при экспозиции 48 часов

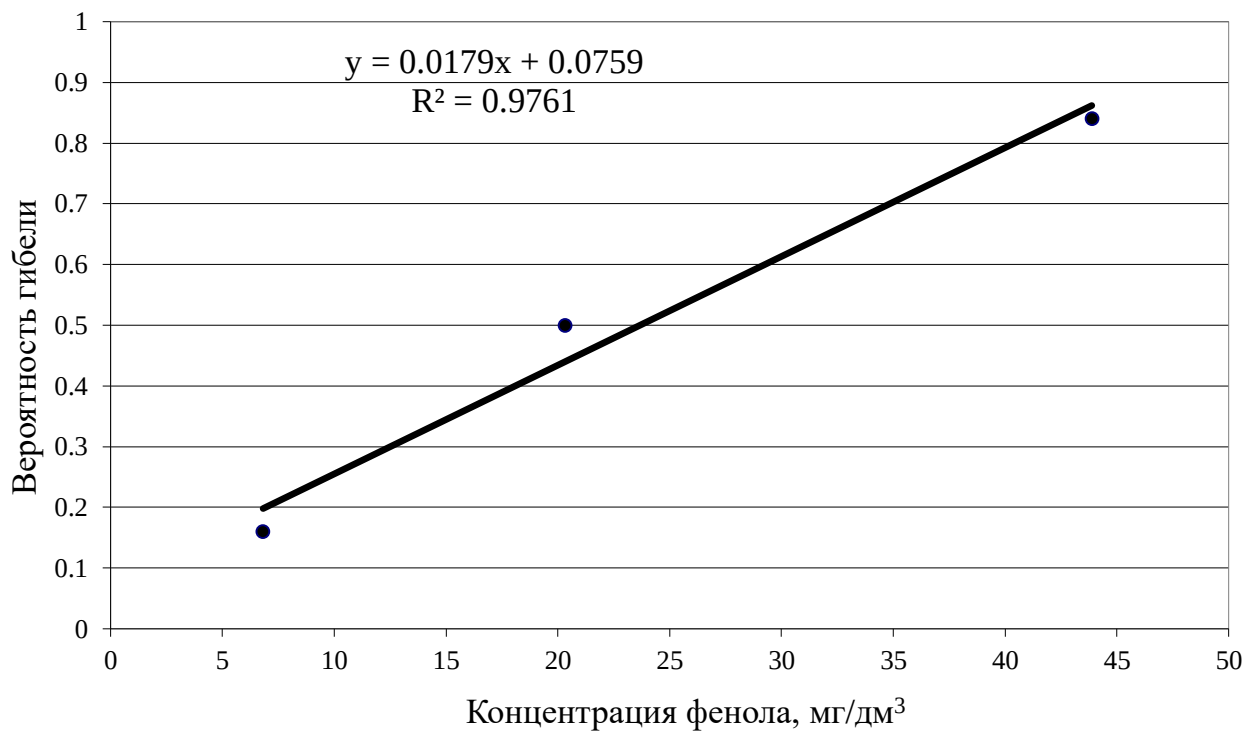


Рисунок 2.16 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией фенола при экспозиции 48 часов

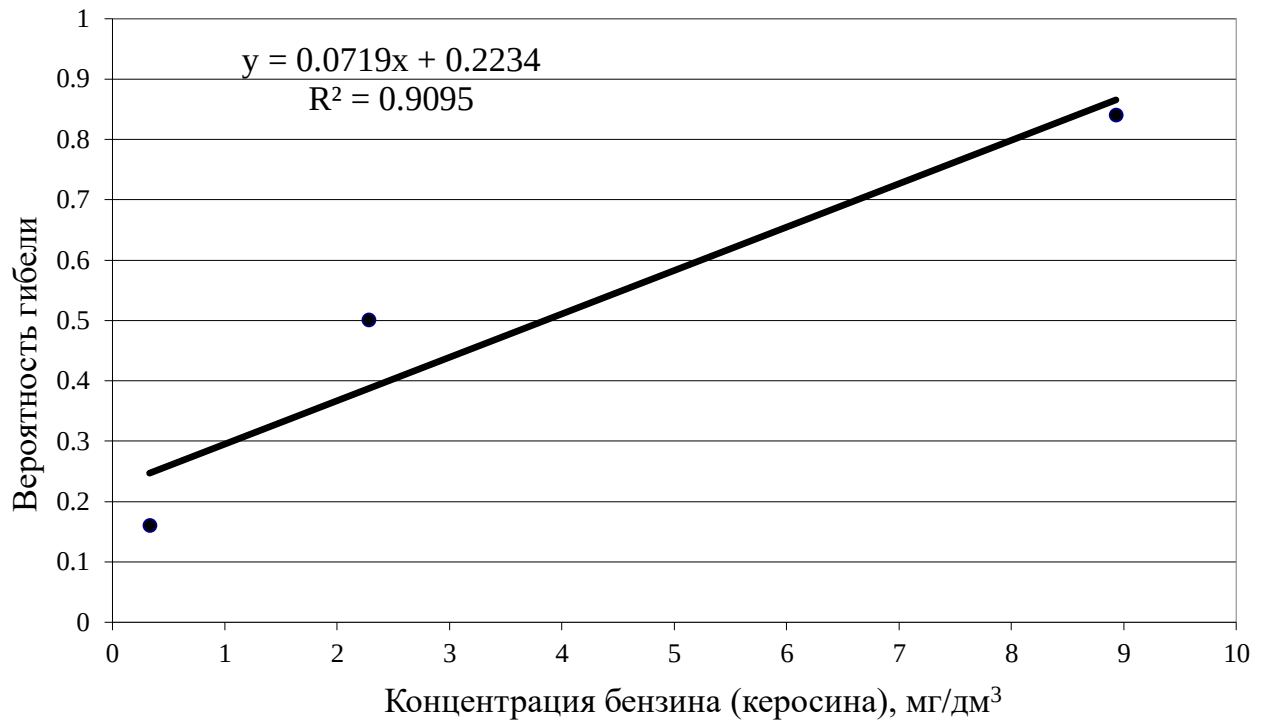


Рисунок 2.17 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией бензина (керосина) при экспозиции 48 часов

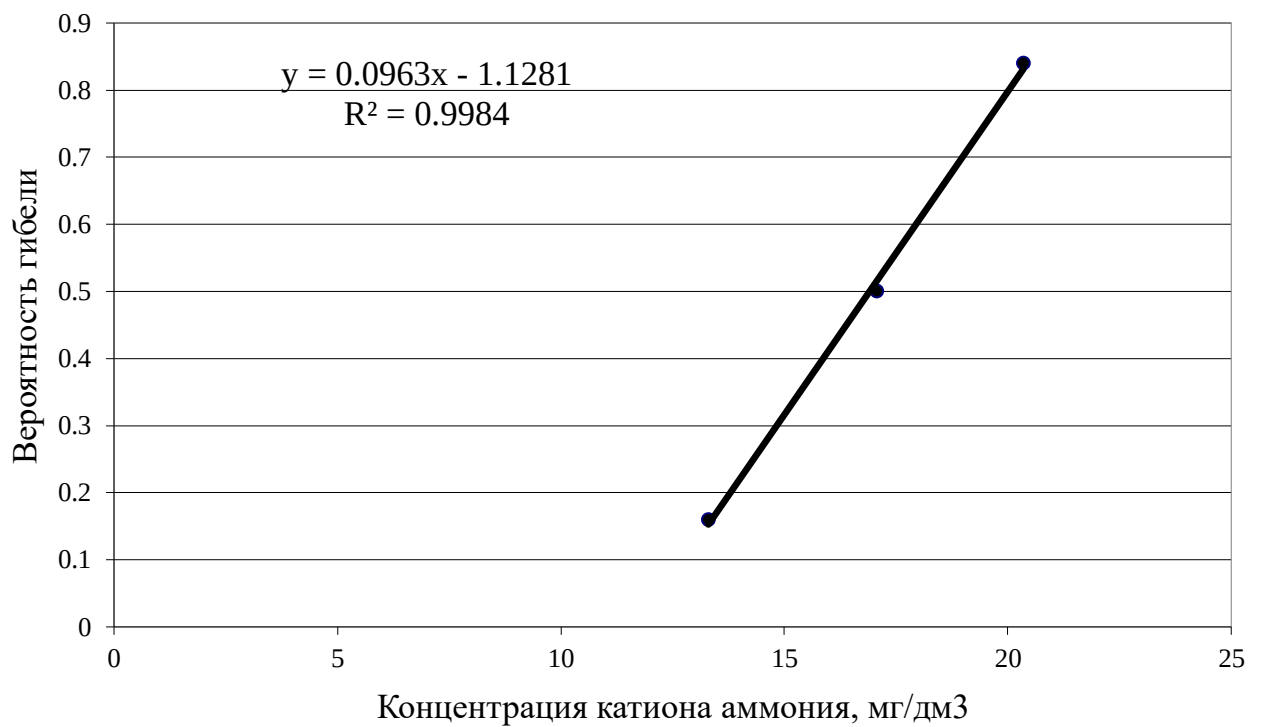


Рисунок 2.18 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией катиона аммония (NH_4^+) при экспозиции 48 часов



Рисунок 2.19 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией нитрат-ионов (NO_3^-) при экспозиции 48 часов

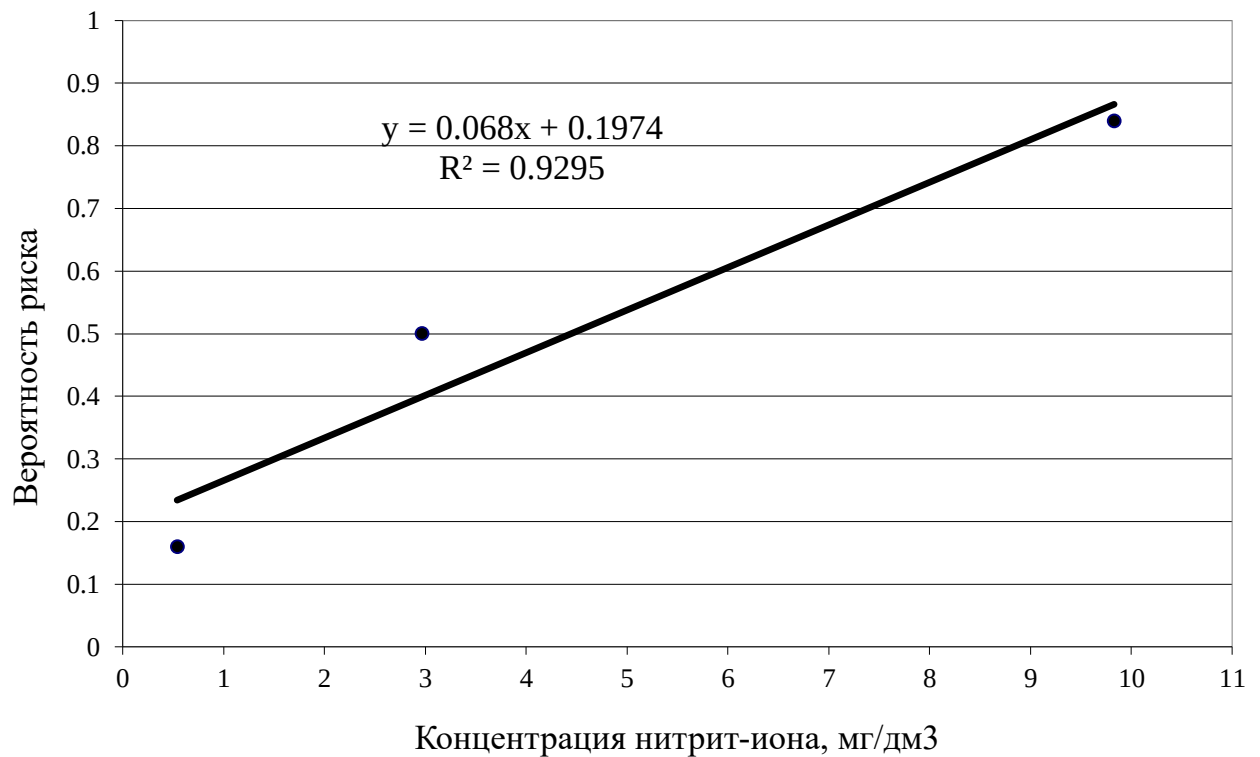


Рисунок 2.20 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией нитрит-ионов (NO_2^-) при экспозиции 48 часов

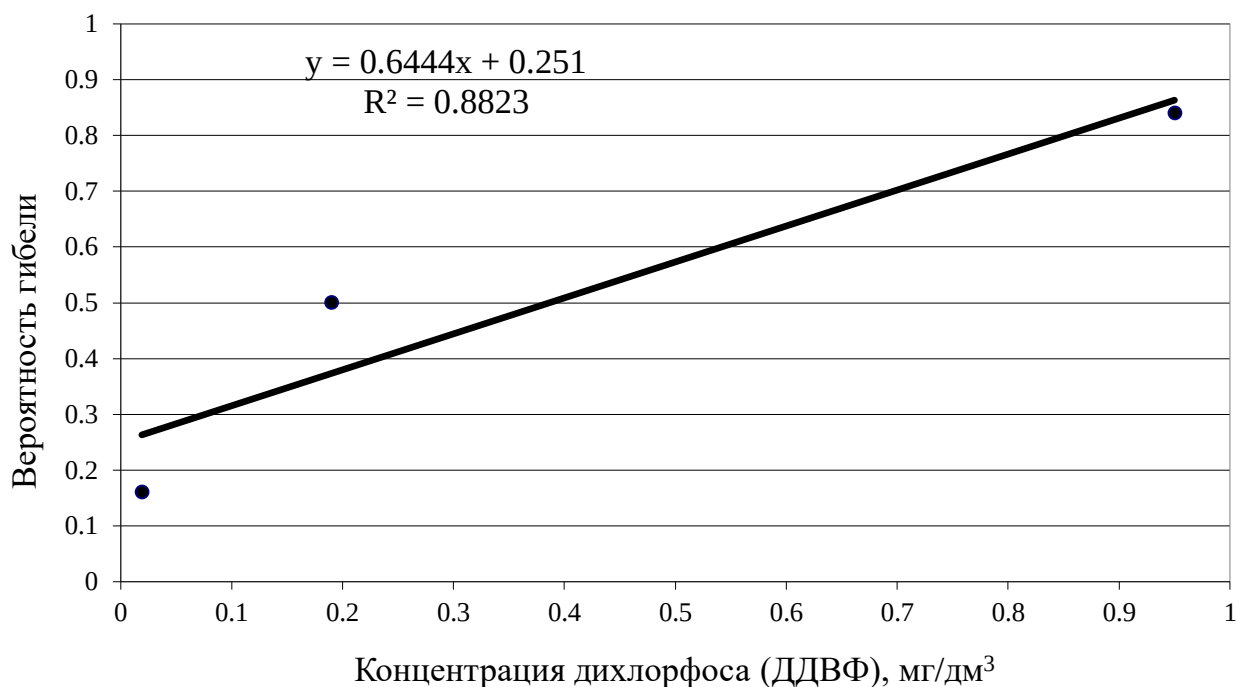


Рисунок 2.21 – Соотношение между вероятностью гибели дафний и концентрацией дихлорфоса (ДДВФ) при экспозиции 48 часов

Наиболее часто используемые тесты на острую токсичность включают определение средней летальной (смертельной) концентрации (ЛК₅₀) соединения. ЛК₅₀ определена как «статистически полученное выражение разовой концентрации вещества, которая вызывает гибель 50% гидробионтов». Основная методическая схема установления ЛК₅₀ хорошо разработана и состоит в затравке групп гидробионтов математически связанной серией концентраций для определения концентрации, вызывающей гибель 50% гидробионтов опытной группы, путем определения функции доза-ответ. Значение ЛК₅₀ обычно определяют путем расчетов (Каплин В.Г. Основы экотоксикологии. М.: Колос, 2006. 232 с.).

Помимо стандартного определения медианной летальной концентрации (ЛК₅₀), вызывающей гибель 50% гидробионтов, в литературе также приводятся значения ЛК₁₆ и ЛК₈₄, которые позволяют дать более полную картину воздействия того или иного вещества на используемые тест-объекты.

Подопытные тест-объекты разделяют на равные по численности группы – по 6-10 гидробионтов в каждой группе. На каждой группе испытывают одну концентрацию. Всего испытывают пять-восемь концентраций, доходя с одной стороны до концентрации, не вызывающей учитываемой реакции ни у одного из

гидробионтов в группе, и с другой стороны до концентрации, вызывающей эту реакцию у всей группы гидробионтов.

Величина LK_{50} имеет вероятностный характер. Некоторые способы определения LK_{50} основаны на предположении о «нормальности» кривой концентрация-эффект. В этом случае кроме характеристики положения LK_{50} статистическая совокупность экспериментальных данных по определению смертельной концентрации того или иного вещества должна еще иметь характеристику рассеяния. Такой характеристикой является величина среднеквадратического отклонения (ошибки) – σ_{LK50} . Следовательно, наиболее определенной и наилучшей количественной характеристикой токсичности вредного вещества в зоне смертельных концентраций будет величина LK_{50} и ее среднеквадратическая (стандартная) ошибка – σ_{LK50} .

Концентрация вещества, которая меньше, чем LK_{50} на величину стандарта, должна вызывать реакцию у 16% гидробионтов, концентрация, превышающая LK_{50} на величину стандарта, должна вызывать реакцию у 84% гидробионтов.

Если величину LK_{50} определяют почти всегда, то ее стандартную ошибку – σ_{LK50} значительно реже. Это приводит к тому, что существенная часть экспериментально собранной информации о токсичности того или иного вредного вещества, во-первых, не используется самими авторами, а во-вторых, не может быть использована другими исследователями.

Используя литературные данные о токсичности катионов металлов для дафний, были выявлены эмпирические математические модели, связывающие величины рисков летальных исходов при воздействии катионов металлов на дафний в широком диапазоне варьирования концентраций (таблица 2.4). Первичные данные о летальных концентрациях, вызывающих эффекты у 16%, 50% и 84% подопытных тест-объектов, заимствованы из литературы (Захарченко М.П., Кошелев Н.Ф., Ромашов П.Г. Гигиеническая диагностика водной среды. СПб.: Наука, 1996. 247 с.).

Эмпирические линейно-экспоненциальные математические модели были также построены для расчётов величин рисков летальных исходов при воздействии на дафний органических соединений, нитрит-ионов и цианидов (таблица 2.5).

Таблица 2.4 – Математические модели для оценки рисков летальных исходов при воздействии катионов металлов на дафний

Вещество	Модель
Hg ²⁺	Risk = 1-exp(-13,777C ^{0,547})
Cu ²⁺	Risk = 1-exp(-25,103C ^{0,956})
Pb ²⁺	Risk = 1-exp(-0,2653C ^{1,1})
Cd ²⁺	Risk = 1-exp(-1880409C ^{4,6135})
Zn ²⁺	Risk = 1-exp(-2,02C ^{1,168})
Co ²⁺	Risk = 1-exp(-0,011C ^{1,36})
Fe ²⁺	Risk = 1-exp(-0,017C ^{1,319})
Mn ²⁺	Risk = 1-exp(-0,007C ^{1,489})
Be ²⁺	Risk = 1-exp(-0,2317C ^{0,6995})
Ni ²⁺	Risk = 1-exp(-0,078C ^{2,0861})
Хром Cr ⁶⁺	Risk = 1-exp(-0,000043358·C ^{16,284})
Таллий Tl ⁺	Risk = 1-exp(-0,0506·C ^{4,9322})

Примечание. С – концентрация катиона металла, мг/дм³

Таблица 2.5 – Математические модели для расчетов рисков летальных исходов при воздействии на дафний органических соединений, нитрит-ионов, нитрат-ионов, ионов аммония и цианидов

Вещество	Модель
Фенол	Risk = 1-exp(-0,0154C ^{1,2638})
Линдан	Risk = 1-exp(-2,6666C ^{0,7158})
Формальдегид	Risk = 1-exp(-12,3629C ^{0,8675})
Цианиды (CN ⁻)	Risk = 1-exp(-0,2203C ^{0,7861})
Нитрит-ион (NO ₂ ⁻)	Risk = 1-exp(-0,2861C ^{0,8125})
Нитрат-ион (NO ₃ ⁻)	Risk = 1-exp(-0,00186·C ^{0,8103})
Ион аммония (NH ₄ ⁺)	Risk = 1-exp(-0,000000105·C ^{5,5345})
Бензин, керосин	Risk = 1-exp(-0,3851C ^{0,7124})
Дизельное топливо	Risk = 1-exp(-1,4359C ^{0,614})
Машинное масло	Risk = 1-exp(-7121,7C ^{2,4915})
Сумицидин	Risk = 1-exp(-11353,7C ^{0,9824})

Бензол	$\text{Risk} = 1 - \exp(-16094691C^{1,9913})$
Акрилонитрил	$\text{Risk} = 1 - \exp(-24,2447C^{1,0342})$
2,4-ДНФ	$\text{Risk} = 1 - \exp(-0,0939C^{1,5965})$
Актелик	$\text{Risk} = 1 - \exp(-15,2092C^{0,8045})$
Рогор	$\text{Risk} = 1 - \exp(-5,1085C^{0,5648})$
Метанол	$\text{Risk} = 1 - \exp(-98,1209C^{5,2599})$
н-Пропанол	$\text{Risk} = 1 - \exp(-106085C^{3,4045})$
н-Бутанол	$\text{Risk} = 1 - \exp(-1153,4C^{2,9366})$
Просульфурон	$\text{Risk} = 1 - \exp(-0,0038C^{1,6566})$
Пантера	$\text{Risk} = 1 - \exp(-0,00032C^{2,8026})$
Дибутилфталат	$\text{Risk} = 1 - \exp(-0,115 \cdot C^{1,3633})$
Пиракlostробин	$\text{Risk} = 1 - \exp(-226387 \cdot C^{1,591})$
Трифлуксистробин	$\text{Risk} = 1 - \exp(-59516 \cdot C^{1,5757})$
Димоксистробин	$\text{Risk} = 1 - \exp(-6,2764 \cdot C^{0,5854})$
Флуоксистробин	$\text{Risk} = 1 - \exp(-38,206 \cdot C^{0,6963})$
Дихлорфос (ДДВФ)	$\text{Risk} = 1 - \exp(-1,894 \cdot C^{0,6011})$

Примечание. С – концентрация катиона металла, мг/дм³

Для определения риска комбинированного действия в соответствии с правилом умножения вероятностей было использовано следующее уравнение (Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании. Пенза: Наука и просвещение, 2019. С. 76-85):

$$\text{Risk}_{\text{comb}} = 1 - (1 - \text{Risk}_1)(1 - \text{Risk}_2)(1 - \text{Risk}_3) \dots (1 - \text{Risk}_n), \quad (2.6)$$

где $\text{Risk}_{\text{comb}}$ – риск комбинированного действия совокупности вредных веществ;
 Risk_i – риск воздействия индивидуальных вредных веществ.

Величины Risk_i и $\text{Risk}_{\text{comb}}$ варьируются в интервале 0-1. Чем больше величина Risk_i или $\text{Risk}_{\text{comb}}$, тем выше уровень загрязненности воды вредными химическими веществами.

Для классификации качества вод была использована модель «разломанного стержня» (Мостеллер Ф. Пятьдесят занимательных вероятностных задач с решениями. М.: Наука, 1975. 112 с.; Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. № 57. СПб.: РГГМУ, 2019. С. 117-125) (таблица 2.6).

Беспараметрическая модель «разломанного стержня» Мак Артура рассчитывает результат случайного бросания точек на отрезок («стержень»), олицетворяющий доступный сообществу запас единственного и равномерно распределенного ресурса.

В общем случае разламывания стержня на n кусков средние длины равны:

- наименьший кусок $1/n \cdot 1/n$,
- второй по длине кусок $1/n \cdot (1/n + 1/n-1)$,
- третий по длине кусок $1/n \cdot (1/n + 1/n-1 + 1/n-2)$,
- четвертый по длине кусок $1/n \cdot (1/n + 1/n-1 + 1/n-2 + 1/n-3)$
- пятый по длине кусок $1/n \cdot (1/n + 1/n-1 + 1/n-2 + 1/n-3 + 1/n-4)$

Для оценки качества воды выбраны пять классов, для каждого из которых были рассчитаны диапазоны варьирования величин $Risk_{comb}$ (таблица 2.6).

Таблица 2.6 – Классификация качества вод по величинам комбинированных рисков

Качество воды	Риск комбинированный, $Risk_{comb}$	Класс качества
Очень хорошее	0,00-0,04	I
Хорошее	0,04-0,09	II
Удовлетворительное	0,09-0,16	III
Плохое	0,16-0,26	IV
Очень плохое	0,26-1,00	V

В данной главе приведён, в частности, усовершенствованный подход к оценке загрязнённости вредными веществами поверхностных вод суши. Суть этого усовершенствованного подхода заключается в следующем. Предложена новая классификация качества вод, базирующаяся не на обратной шкале желательности Харрингтона, а на модели «разломанного стержня» (Фрумин Г.Т., Жаворонкова Е.И. Токсичность и риск воздействия металлов на гидробионтов. Экологическая химия. СПб.: ООО Теза, 2003. 12(2). С. 93-96.; Фрумин Г.Т., Жаворонкова Е.И. Оценка риска

воздействия металлов на гидробионты. Оценка и управление природными рисками. Материалы Всероссийской конференции «Риск-2003». Том 2. М.: Издательство Российского университета дружбы народов, 2003. С. 258-261). Модель «разломанного стержня» дает более «жесткую» оценку качества воды по сравнению с другими методами классификации, предъявляя более строгие требования к качеству поверхностных вод суши, что в свою очередь стимулирует сохранение и рациональное использование водных ресурсов. Количество эмпирических математических моделей значительно расширено (Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании. Пенза: Наука и просвещение, 2019. С. 76-85). Существенным достоинством рассмотренного метода к оценке загрязнённости пресноводных водоёмов и водотоков приоритетными вредными неорганическими и органическими соединениями является то, что этот метод не использует систему общефедеральных ПДК (Фальфушинская Г.И.. Аккумуляция тяжелых металлов в тканях двусторчатого моллюска *Anonta Cugnea* в водоемах аграрной и урбанизированной территории. Тернопольский национальный педагогический университет им. В. Гнатюка. Том 17. №4. Тернополь, 2008. С. 180-189).

Научная новизна рассмотренного эколого-токсикологического подхода заключается в совместном использовании гидрохимических и гидробиологических показателей, которые ранее использовались отдельно, в виде нового сочетания (новой математической модели).

Глава 3. Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости некоторых водных объектов

3.1 Физико-географическое описание озера Биенда-Стемме (Шпицберген)

Озеро Биенда-Стемме расположено на западном берегу залива Гренфьорд (архипелаг Шпицберген) (рисунок 3.1).



Рисунок 3.1 – Карта-схема архипелага Шпицберген

Озеро Биенда-Стемме является источником воды питьевого и хозяйственного назначения для жителей поселка Баренцбург (Дёмин Ю.Н., Граевский А.П., Демешкин А.С., Власов С.В., Крылов С.С., Лалетин Н.А. Состояние и тенденции изменения загрязнения окружающей среды в местах хозяйственной деятельности предприятий на архипелаге Шпицберген (посёлок Баренцбург и сопредельные территории) за период 2002-2010 гг. СПб.: ААНИИ, 2011. 316 с.).

По своему происхождению озеро ледникового происхождения, приток осуществляется за счет верховодки, сток – через перелив Ригеля ручья Васстак и за счет фильтрационного потока в ручей Водозаборный (Семенов А.В. Гидрологическое обследование озера Биенда-Стемме (архипелаг Шпицберген) / Семенов А.В., Давыдов А.А., Ипатов А.Н. Комплексные исследования природы Шпицбергена. Апатиты, 2003. с.127- 136).

По содержанию основных ионов в соответствии с классификацией воды озера можно отнести к гидрокарбонатным натриевым водам первого типа (Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. С. 444).

Минерализация вод озера очень мала, ее значения колеблются в пределах от 7,30 до 37,3 мг/л, в среднем составляя 16,6 мг/л в летний период. В зимний период, в условиях отсутствия притока вод, минерализация вод озера падает до пределов 3,44–10,7 мг/л, в среднем составляя 6,81 мг/л, что характерно для льдов, снега и атмосферных осадков.

Согласно классификации воды озера можно отнести к «сверхпресным» или «наиболее пресным» (Семенов А.В. Гидрологическое обследование озера Биенда-Стемме (архипелаг Шпицберген) / Семенов А.В., Давыдов А.А., Ипатов А.Н. Комплексные исследования природы Шпицбергена. Апатиты, 2003. с.127- 136).

По показателю общей жесткости (щелочности), изменяющемуся в пределах 0,14 до 0,64 мг-экв/л, при среднем значении 0,40 мгэкв/л, воды оз. Биенда-Стемме относятся к «очень мягким» (изменения величины рН для поверхностного и придонного горизонта воды озера). Так, в летний период более высокие значения рН (в среднем 7,22) отмечаются в воде поверхностного горизонта, а более низкие (7,14) – в придонном горизонте. В зимний период наблюдается обратное распределение: поверхностный горизонт – 7,13, придонный – 7,26 единиц рН. В целом, воды оз. Биенда-Стемме относятся к «нейтральным» (рН 6,5-7,5), хотя, скорее всего, целесообразней относить их к «слабощелочным» (рН 7,5-8,5).

Пониженная вследствие низких температур микробиологическая активность обуславливает наблюдаемую в водах озера окислительную обстановку. Величина окислительно-восстановительного потенциала rH положительна и колеблется от 89 до 287 мВ. В среднем rH вод оз. Биенда-Стемме составляет 180 мВ в летний период и 153 мВ в зимний, что несколько ниже обычных для пресных озерных вод значений rH . Можно сказать, что при нормальных значениях rH в водах озера создается благоприятная обстановка для миграции основных форм многих микроэлементов, и, в первую очередь, тяжелых металлов (таких как кобальт, цинк, ртуть, мышьяк, кадмий и др.). Показатель, во многом определяющий окислительную обстановку среды – растворенный кислород (O_2). Несмотря на достаточно низкие температуры воды и атмосферного воздуха, снижающие фотосинтетическую активность в водах озера, содержание растворенного кислорода высоко – в летний период оно достигает 13,2 мг/л, в зимний 12,2 мг/л, что может быть связано с низким содержанием растворенных в воде веществ.

Содержание биогенных веществ в водах озера относительно невелико. Так, концентрации соединений азота измеряются десятками и сотнями микрограмм на литр, не достигая величины миллиграмма на литр. Преобладающая форма нахождения азота различается по сезонам – в зимний период преобладают нитратные соединения (439,9 мкг/л), в летний аммонийные (98,7 мкг/л). Также следует отметить, что в теплый период минеральные формы нахождения азота составляют 26% от общего его содержания, тогда как в холодный период эта доля увеличивается до 68%. Это объясняется тем, что в летний период с поверхностным стоком в воды озера поступает большее количество отмершего органического вещества и продуктов жизнедеятельности живых организмов. Суммарное содержание соединений фосфора в водах озера Биенда-Стемме не столь значительно изменяется по сезонам, составляя в среднем 26,0 мкг/л в летний период и 10,7 мкг/л в зимний. При этом доля минеральных форм фосфора составляет 60% и 48% от общего содержания в летний и зимний периоды наблюдений соответственно. Очевидно, что для озера Биенда-Стемме изменение концентраций фосфора не связано с деятельностью живых организмов, так как в этом случае концентрация фосфатов, активно потребляемых фитопланктоном, фитобентосом и высшими водными растениями, должна была снижаться в теплый период года, наиболее благоприятный для роста и развития.

Среди всех обнаруживаемых в пробах вод озера Биенда-Стемме микроэлементов следует особо отметить ионы тяжелых металлов. В составе вод озера присутствуют все наиболее распространенные тяжелые металлы, а в отдельные годы фиксируется содержание и некоторых канцерогенных элементов, таких как мышьяк и ртуть. Однако их концентрации невелики и составляют в среднем 0,32 мкг/л и 0,008 мкг/л для мышьяка и ртути соответственно. Железо отмечается в водах озера в относительно невысоких концентрациях – до 34,0 мкг/л, несмотря на распространенность в природной среде. В зависимости от величины окислительно-восстановительного потенциала рН и водородного показателя рН железо находится в природных водах в виде Fe^{2+} и Fe^{3+} .

Основываясь на литературных данных и результатах гидрохимических исследований, можно утверждать, что в водах озера Биенда-Стемме железо присутствует преимущественно в двухвалентной форме, доля трехвалентного железа составляет 10-20%. Так, в настоящее время концентрации никеля, кобальта, свинца, меди, цинка находятся в пределах нескольких микрограмм на литр, чаще всего измеряются десятymi и даже сотыми долями единиц микрограмм на литр воды. Схожие уровни содержания тяжелых металлов отмечены в водах озер Канадского арктического архипелага (кадмий 0,014 мкг/л, ртуть до 0,10 мкг/л), северной Финляндии (свинец 0,25 мкг/л) и Лапландии (цинк 1,84 мкг/л, медь 0,28 мкг/л) (AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme, 1998; Published by Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. Электронный ресурс. URL: <https://www.amap.no/documents/download/100/inline>; AMAP Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2005 Published by Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. Электронный ресурс. URL: <https://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2002-heavy-metals-in-the-arctic/97>).

3.2 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод озера Биенда-Стемме

Вышеприведенный эколого-токсикологический подход к комплексной оценке загрязнённости водных объектов был применён для оценки уровней загрязнённости металлами озера Биенда-Стемме в весенний период за 2003-2019 гг. (таблица 3.1) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Токсичность катионов металлов для дафний.

Экологическая химия, 2019. Том 28, выпуск 5. С. 250-257; G.T. Frumin, A.S. Demeshkin, V.A. Obiazov, N.A. Malysheva, A. Paranina. Ecological and toxicological assessment of heavy metal pollution of the Bienda-Stemme Lake (West Spitsbergen). 5th International Conference "Arctic: History and Modernity". IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 539 (2020) 012034. P.1-6).

Первичные данные для анализа были заимствованы из работ (Демешкин А.С. Геоэкологическая оценка состояния природной среды в районе расположения российского угледобывающего рудника Баренцбург на архипелаге Шпицберген. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. СПб.: РГГМУ, 2015. 181 с.; Северо-Западный филиал ФГБУ «НПО «Тайфун»). В этой работе для проведения химико-аналитических исследований использовались аттестованные методики, внесенные в федеральный реестр методик, допущенных к применению в органах государственного контроля. Некоторые виды определений загрязняющих веществ были разработаны непосредственно в НПО «Тайфун», или были адаптированы специалистами для использования в условиях высокоширотных экспедиций, с разрывом процесса обработки отобранных проб, а также их консервации до проведения обработки в условиях специализированной стационарной лаборатории.

Приведенная методика была использована для оценки динамики качества воды озера Биенда-Стемме (таблица 3.1).

Таблица 3.1 Динамика качества воды озера Биенда-Стемме в весенний период

Год	Риск комбинированный, Risk _{comb}	Качество воды
2003	0,06	хорошее
2004	0,05	хорошее
2007	0,03	очень хорошее
2008	0,04	очень хорошее
2009	0,03	очень хорошее
2010	0,03	очень хорошее
2011	0,04	очень хорошее
2012	0,04	очень хорошее

2013	0,07	хорошее
2014	0,05	хорошее
2015	0,05	хорошее
2017	0,10	удовлетворительное
2018	0,10	удовлетворительное
2019	0,02	очень хорошее

Как следует из данных, приведённых в таблице 3.1, в наибольшей степени тяжёлыми металлами загрязнены пробы воды, отобранные в 2017 г. и в 2018 г. Основной негативный вклад в загрязнённость металлами озера Биенда-Стемме обусловлен соединениями меди, ртути и цинка.

Дополнительно к вышеизложенному был определен линейный тренд комбинированных рисков за период 2003-2019 гг. (рисунок 3.2). Для оценки трендов была использована шкала Чеддока (Макарова Н.В., Трофимец В.Я. Статистика в Excel. М.: Финансы и статистика, 2002. 368 с.).

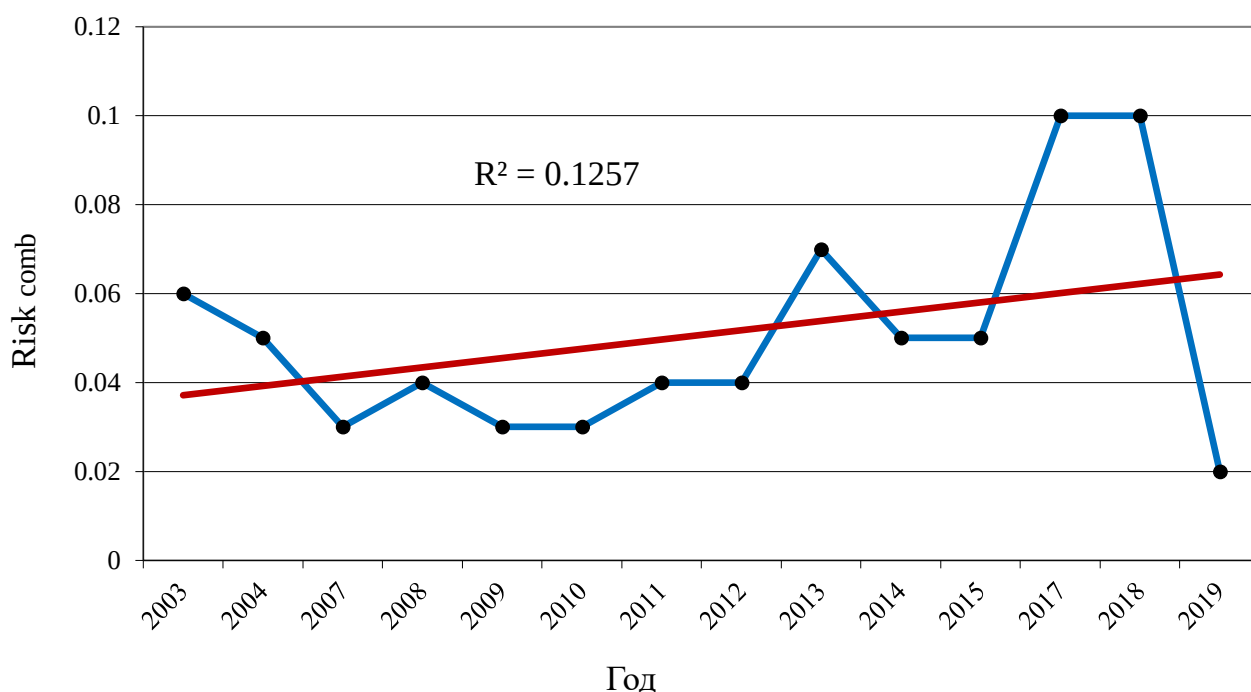


Рисунок 3.2 – Динамика качества воды озера Биенда-Стемме весной

Приведенному на рисунку 3.2 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,1257$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,35$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует об умеренном положительном тренде загрязнённости металлами вод озера Биенда-Стемме в весенний период.

Разработанный подход был применён для межгодовой оценки загрязнённости озера. Приведены результаты эколого-токсикологической оценки динамики загрязнённости металлами (железом, марганцем, цинком, медью, никелем, кобальтом, свинцом, хромом, ртутью и кадмием) озера Биенда-Стемме, расположенного в Западном Шпицбергене, в весенний период 2003-2019 гг. Установлено, что качество воды озера Биенда-Стемме варьировалось от «удовлетворительного» в 2017 г. и 2018 г. до «очень хорошего» в 2007 - 2012 гг. и 2019 г. В период 2003-2014 гг. и 2013-2015 гг. качество воды озера характеризовалось как «хорошее». В среднем за период 2003-2019 гг. качество воды озера весной характеризовалось как «хорошее». $Risk_{comb}=0,08$. Основной негативный вклад в загрязнённость металлами озера Биенда-Стемме обусловлен соединениями меди, ртути и цинка.

3.3 Физико-географическое описание озера Имандра

Имандра — озеро в западной части Кольского полуострова, крупнейшее в Мурманской области и 14-е в России по площади водного зеркала (рисунок 3.3). После создания на реке Неве каскада гидроэлектростанций оказалось в зоне подпора и стало водохранилищем с многолетним регулированием. Нормальный подпорный уровень (далее – НПУ) — 128,38 м, уровень предполоводной сработки (УПС) — 124,88 м; площадь при НПУ — 876 км² (до зарегулирования — 812 км²), при УПС — 750 км²; объём при НПУ — 11,2 км³, полезный объём — 2,33 км³. Длина — 120 км, максимальная ширина — 14 км. Площадь водосбора — 12342 км². Максимальная глубина — 67 м, средняя — 16 м. Высота над уровнем моря — 127 м. Географические координаты: 67°50'55" с.ш., 33°15'37" в.д.

Озеро подвергается антропогенной нагрузке от различных металлургических и горно-обогатительных предприятий в Оленегорске, Мончегорске, Кировске и Апатитах. Озеро богато рыбой. В озере обитают: сиг, хариус, озёрный голец, ряпушка, щука, язь, налим, окунь, озёрная кумжа и др.

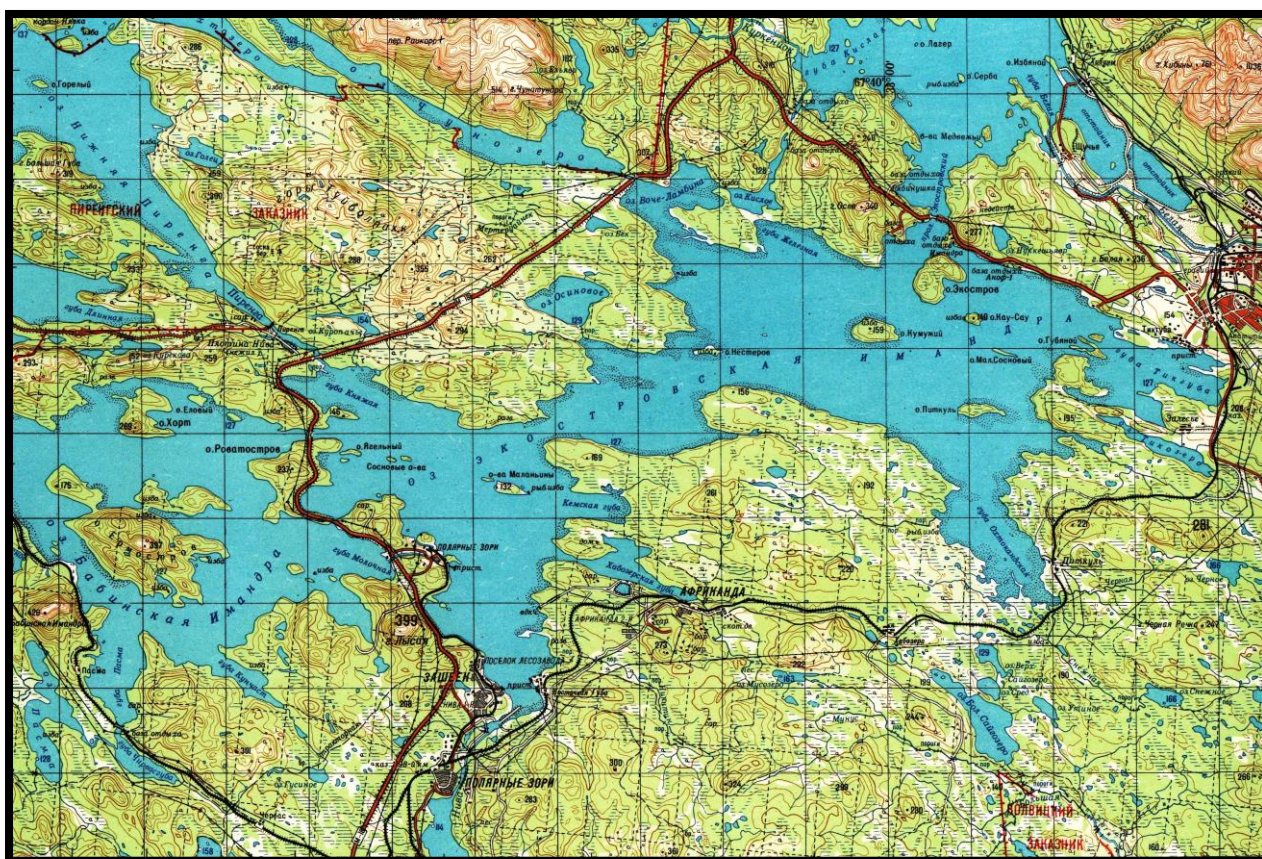


Рисунок 3.3 – Карта-схема озера Имандра

В озере находится более 140 островов, наиболее крупный из которых – Ерм (26 км²). Морфологически озеро состоит из трёх обособленных плёсов: Большая (Хибинская) Имандра (площадь 328 км²), Йокостровская Имандра (351 км²) и Бабинская Имандра (133 км²).

Озеро питается снеговыми и дождевыми водами. Период полного водообмена приблизительно два года. Озеро Имандра относится к типу умеренно-холодных водоемов.

Основные отрасли: горнодобывающая, металлургическая промышленность, железорудное производство. На озере построена АЭС, проживают более 300 тыс. человек, вдоль озера проходят железная и автомобильная дороги. Озеро загрязняется в результате сброса сточных вод и за счёт аэротехногенных выпадений загрязняющих веществ. Наибольшая нагрузка на озеро отмечалась в 1970–1990 гг.

3.4 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод озера Имандра

Первичные данные для расчетов при наибольшей нагрузке на озеро в период с 1970 по 2018 гг. были заимствованы из работы (Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Издание Кольского научного центра, 1997. 262 с.) (таблицы 3.2), а результаты оценки – в таблице 3.3 (Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами озера Имандра. Геология, геоэкология, эволюционная география: Коллективная монография. Том XVIII. 20 декабря 2019. СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2019. С.207-210).

Таблица 3.2 – Концентрации катионов металлов в озере Имандра (мг/дм³)

Металл	В среднем по озеру	Зона влияния стоков апатитовой индустрии	Зона влияния стоков медно-никелевой индустрии	Зона влияния прямых стоков
Медь	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$20 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$
Цинк	$6 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$
Железо	$22 \cdot 10^{-3}$	$47 \cdot 10^{-3}$	$19 \cdot 10^{-3}$	$26 \cdot 10^{-3}$
Марганец	$9,5 \cdot 10^{-3}$	$23 \cdot 10^{-3}$	$14 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$
Никель	$19,5 \cdot 10^{-3}$	$76 \cdot 10^{-3}$	$12 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$
Алюминий	$33 \cdot 10^{-3}$	$25 \cdot 10^{-3}$	$93 \cdot 10^{-3}$	$24 \cdot 10^{-3}$

Таблица 3.3 – Качество вод озера Имандра

Зоны влияния стоков	Risk _{comb}	Качество воды
В среднем по озеру	0,19	Плохое
Апатитовой индустрии	0,45	Очень плохое
Медно-никелевой индустрии	0,16	Плохое
Прямых стоков	0,12	Удовлетворительное

3.5 Физико-географическое описание бассейна реки Нарва

Бассейн реки Нарва расположен на территории двух субъектов Российской Федерации – Ленинградской и Псковской областей, а также на территории Эстонии, Латвии и Беларуси (рисунок 3.4).

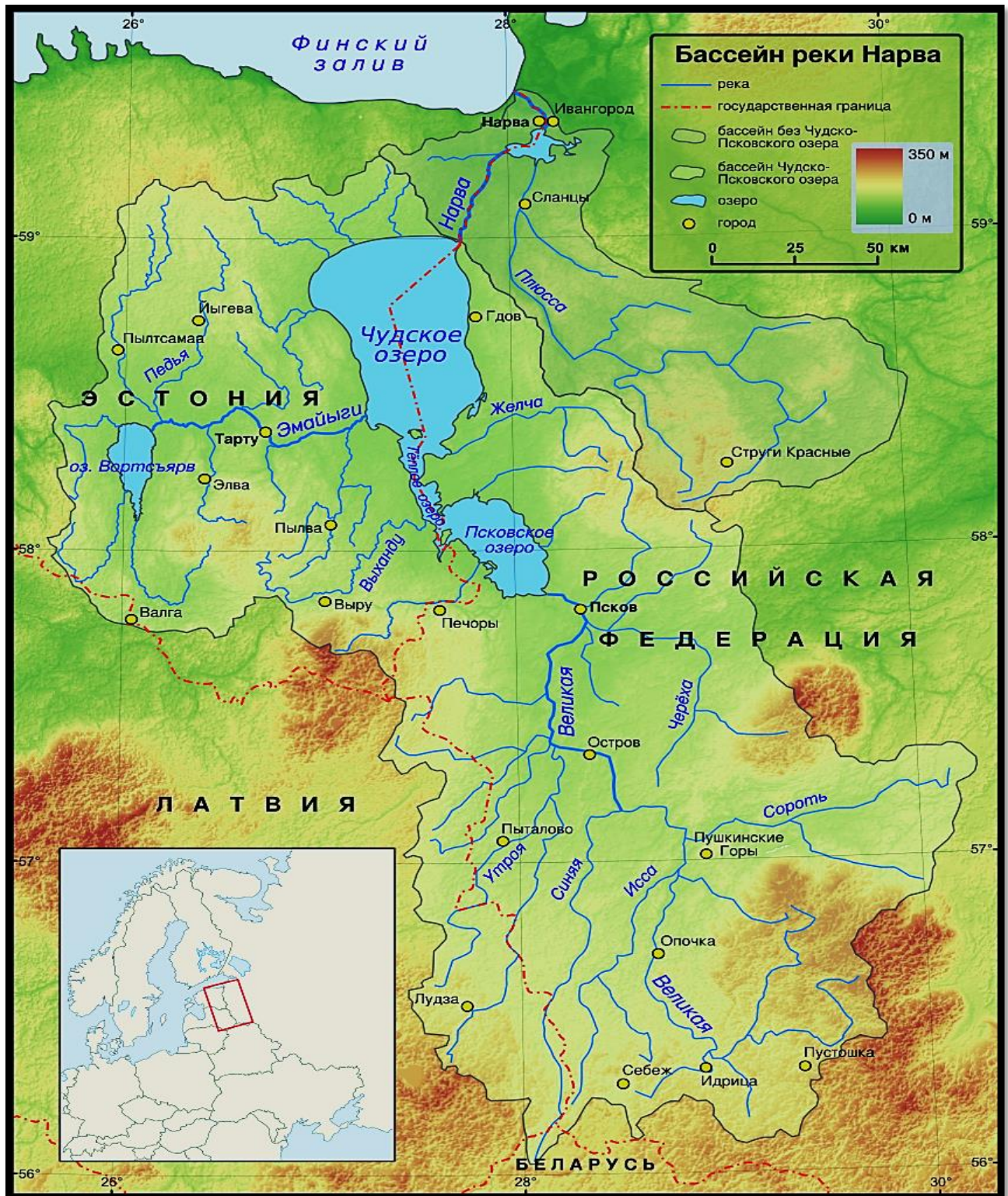


Рисунок 3.4 – Карта-схема бассейна реки Нарва

Площадь бассейна 56200 км² (63,5% в РФ). В центре бассейна расположен Псковско-Чудской озерный комплекс – четвёртый по величине пресноводный водоём Европы (площадью зеркала 3555 км²) (С.А. Кондратьев, С.Д. Голосов, И.С. Зверев, В.А. Рябченко, А.Ю. Дворников. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор-водоём (на примере Чудско-Псковского озера). СПб: Нестор-История, 2010. 116 с.). Территория бассейна р. Нарвы расположена в умеренном климатическом поясе, между 55° и 59°30' северной широты. Озерность бассейна составляет 8%. Всего на водосборе насчитывается примерно 1500 озер.

Бассейн реки Нарва расположен на северо-западе Русской плиты. Территория достаточно разнообразна в ландшафтном отношении, в ее пределах располагаются ландшафты как южнотаежной, так и подтаежной подзон, причем первые преобладают до широты г. Пскова, а вторые распространены преимущественно южнее. Разнообразие ландшафтов - результат геологических и гидрогеологических условий.

С юга в Псковское озеро впадает река Великая длиной 430 км с площадью водосбора 25200 км², составляющей 45% общей площади бассейна р. Нарвы.

Из северной части озера вытекает река Нарва протяжённостью 77 км, впадающая в Финский залив. В 20 км от устья р. Нарвы сооружен Нарвский гидроузел, образующий Нарвское водохранилище с площадью акватории 191 км² и объемом 365 млн.км³, в которое с юга впадает р. Плюсса.

Из Чудского озера у д. Васькнарва вытекает р. Нарва и впадает в Финский залив у посёлка Нарва-Иыэсуу. Длина реки 77 км, площадь водосбора 56200 км² (на территории РФ 39000 км²), среднегодовой расход – 396 м³/с, средняя скорость течения – 0,54 м/с. Ширина реки – 179 м, средняя глубина – 5,6 м. Река по полноводности занимает второе место среди рек, впадающих в Финский залив.

В 1955-1956 гг. в нижнем течении реки Нарва было создано Нарвское водохранилище суточного (недельного) регулирования стока.

Своеобразным элементом гидрографической системы р. Нарва является протока Россонь длиной 33 км, отходящая от Луги на 27-м км от устья на уровне 2 м, и впадающая в Нарву на 1-м км от устья. Перелив вод из Луги в русло Нарвы происходит только в периоды многоводных лет.

Река Плюсса впадает в Нарвское водохранилище. Длина реки 281 км, площадь водосборного бассейна 6550 км², средний многолетний расход воды 50 м³/с.

Река Великая имеет протяжённость реки 430 км, площадь водосборного бассейна 25200 км². Залесённость бассейна 36%, озерность бассейна 2%. Заболоченность бассейна невелика и составляет в примерно 2%.

Река Пиуза (Пимжа) расположена на территориях Эстонии и РФ. Длина – 93 км: 80 км на территории Эстонии и 13 км на территории Печорского района Псковской области РФ. Площадь водосборного бассейна 796 км². Берет начало в Эстонии, впадает в Псковское озеро у деревни Будовиж, разделяясь на два рукава.

Река Желча протекает на северо-западе Псковской области. Относится к бассейну Балтийского моря, бассейну Псковско-Чудского озера и бассейну р. Нарва. Протяженность реки 107 км, площадь водосбора 1220 км², среднегогодежный расход воды 7,47 м³/с.

Река Гдовка протекает по территории Гдовского района Псковской области. Впадает в Чудское озеро. Длина реки 23 км, площадь водосборного бассейна 150 км².

Водный баланс Псковского-Чудского озера характеризуется преобладанием в весенний период притока в приходной и стока в расходных его частях. Коэффициент условного водообмена озера составляет 0,47.

Основную роль в формировании водного баланса Нарвского водохранилища играет поверхностный приток, составляющий 95% приходной части баланса; в расходной части 98% составляет сток через Нарвскую Гидроэлектростанцию. По проточности водохранилище относится к транзитноаккумулятивной группе, водообмен составляет в среднем 32 раза в год.

Водные ресурсы бассейна реки Нарва используются для хозяйственных нужд РФ и Эстонской Республики для водоснабжения, энергетики, рыбного хозяйства и рекреации.

Псковское озеро (эст. *Pihkva järv*) — крупное пресноводное озеро, является южной составляющей Псковско-Чудского озёрного комплекса. С Чудским озером Псковское соединяет Тёплое озеро. Площадь озера — 709 км² (20% всего комплекса), наибольшая глубина 5,3 м, средняя глубина 3 м. Протяжённость с севера на юг 40 км. В Псковском озере вода сменяется в среднем примерно дважды в год.

Большая часть береговой линии Псковского озера, как и все его острова, контролируются Российской Федерацией (рисунок 3.5, таблица 3.4) (Псковско-Чудское озеро. Научные редакторы: Т. Тимм, А. Раукас, Ю. Хаберман, А. Яани. Тарту: Издательство Eesti Loodusfoto, 2012. 495 с.).

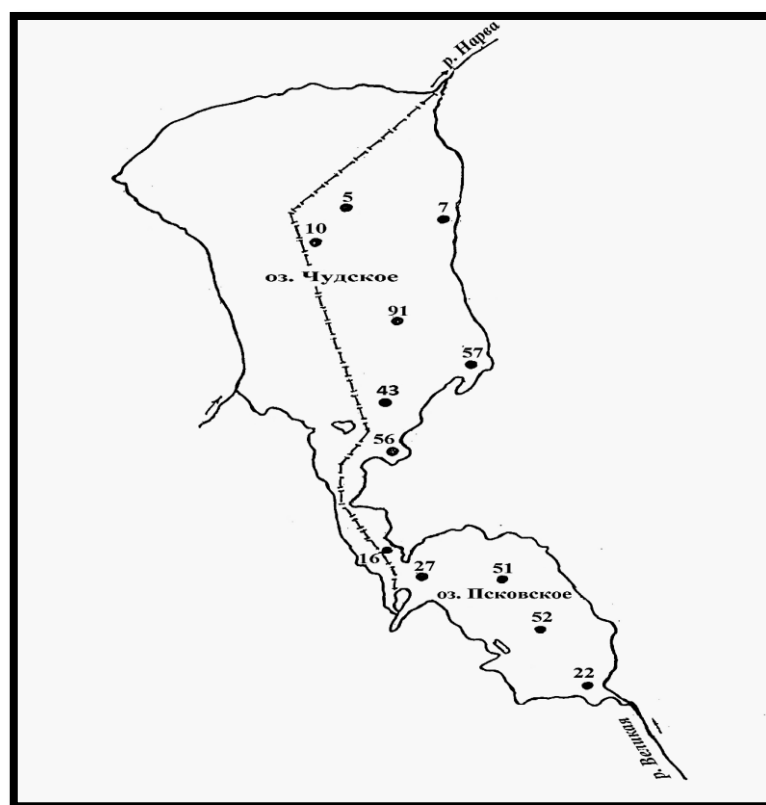


Рисунок 3.5 – Карта-схема Псковско-Чудского озерного комплекса (точками отмечены места отбора проб для последующего гидрохимического анализа)

Таблица 3.4 – Морфометрические показатели Псковско-Чудского озерного комплекса при среднем уровне воды (30 м выше уровня моря)

Показатели	Чудское озеро	Теплое озеро	Псковское озеро	Всего
Площадь, км ²	2611	236	708	3555
Объем воды, км ³	21,79	0,60	2,68	25,07
Средняя глубина, м	8,3	2,5	3,8	7,1
Наибольшая глубина, м	12,9	15,3	5,3	15,3
Длина, км	81	30	41	152
Средняя ширина, км	32	7,9	17	23
Наибольшая ширина, км	47	15	20	47
Длина береговой линии, км	260	83	177	520
Соотношение эстонской и российской частей акватории	55/45	50/50	1/99	44/56

Эстонии принадлежит небольшой 6%-й участок на северо-западе озера (Назаров Г.В. Чудско-Псковское озеро. Химический состав воды. Природные ресурсы больших озер СССР и вероятные их изменения. Л.: Гидрометеиздат, 1984. С. 110–114; Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Рябченко В.А., Дворников А.Ю. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор – водоем (на примере Чудско-Псковского озера). СПб.: Нестор-История, 2010. 116 с.; Псковско-Чудское озеро /Науч. ред. Т. Тимм, А. Раукас, Ю. Хаберман, А. Яани. Тарту: Eesti Loodusfoto, 2012. 490 с.; Лозовик П.А., Фрумин Г.Т. Современное состояние и допустимые биогенные нагрузки на Псковско-Чудское озеро. Труды Карельского научного центра РАН, 2018. №3. С. 3-10). Псковское озеро – одно из наиболее рыбопродуктивных озёр Балтийского региона. В нём водятся рыбы более 30 видов.

Псковское озеро испытывает значительную антропогенную нагрузку от точечных и диффузных источников. Первые обусловлены сбросом сточных вод с его водосбора (города Псков, Гдов и другие населенные пункты). Вторые – диффузные за счет стока с сельскохозяйственных объектов. Хотя сельскохозяйственное производство в Псковской области за последние десятилетия существенно снизилось, сократилось оно и в Эстонии, вынос биогенных элементов (далее – БЭ) со стоком рек изменился мало.

Наряду с антропогенным стоком биогенных элементов озеро испытывает на себе значительное загрязнение вредными веществами (детергентами и тяжёлыми металлами), что обусловлено развитием промышленности на водосборе (Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В. Озёра европейской части России. СПб.: ЛЕМА, 2015. 392 с.).

3.6 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод Псковского озера

Псковское озеро – трансграничный (международный) водный объект. Международные конвенции и соглашения, регламентирующие взаимоотношения государств при совместном использовании водных объектов, охватывают широкий круг проблем, одной из важнейших из которых является проблема оценки качества воды, обусловленная степенью её загрязнённости (Рысбеков Ю.Х. Трансграничное сотрудничество на международных реках: проблемы, опыт, уроки, прогнозы экспертов / Под ред. В. А. Духовного. Ташкент: НИЦ МКВК, 2009. 204 с.;

Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Белорусская наука, 2011. 329 с.; Фрумин Г.Т., Тимофеева Л.А. Трансграничные водные объекты и водосборы России: проблемы и пути решения. Биосфера, 2014. Т.6, № 1. С. 174–189; Фетисова Ю.А, Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера. ФГБУН Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук». Труды Карельского научного центра РАН № 10. Петрозаводск: 2017. с. 38-44).

Разработанный эколого-токсикологический подход был использован для оценки межгодовой загрязнённости российской акватории Псковского озера в 2000 – 2018 гг. Для расчётов были использованы среднегодовые данные гидрохимического мониторинга, проведённого ФГБУ «Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» (таблица 3.5) (Фрумин Г. Т., Малышева Н. А. Динамика качества воды Псковского озера (2000-2018 гг.). Труды Карельского научного центра РАН № 4. Петрозаводск, 2020. С.32-40).

Результаты расчётов риска комбинированного действия для дафний за указанный период представлены в таблице 3.6.

Таблица 3.5 – Гидрохимические показатели российской акватории Псковского озера, мкг/дм³

Год	Cu ²⁺	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Fe ²⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	Нефтепродукты	Фенол
2000	5,8	9,7	1,3	230	220	17,0	350	50	-
2001	3,9	2,2	0,4	170	132	16,5	169	40	3
2002	3,0	2,0	0,5	130	264	16,5	78	90	4,1
2003	5,8	2,5	0,39	118	598	16,5	91	47	3
2004	6,6	2,6	0,9	266	1056	16,5	62	60	2,1
2005	5,2	3,6	0,6	264	1012	19,8	96	112	1,2
2006	4,1	2,5	0,7	290	660	16,5	65	60	1,2
2007	10,3	1,8	0,4	160	968	19,8	39	130	2,9
2008	12,4	1,7	0,4	160	968	16,5	91	70	3,5
2009	5,1	2,3	0,4	250	792	19,8	26	40	1,1
2010	5,8	9,7	1,3	230	744	19,8	26	50	-
2011	1,8	2,4	0,4	160	827	19,8	39	30	1,5

2012	2,5	1,5	0,4	130	1179	23,1	195	40	1,9
2013	1,6	6,1	0,5	40	1122	33,0	78	20	3,2
2014	2,2	1,9	0,15	90	876	19,8	208	50	1,6
2015	2,0	1,5	0,2	90	788	16,5	143	60	2,4
2016	3,1	1,7	0,23	108	880	22,1	81	29	1,1
2017	3,1	1,3	0,17	329	1562	19,8	87	31	0,9
2018	2,4	1,9	0,09	232	673	16,5	56	20	0,7

Таблица 3.6 – Динамика загрязнённости вод российской акватории Псковского озера

Год	Risk _{comb}	Качество воды
2000	0,22	плохое
2001	0,18	плохое
2002	0,17	плохое
2003	0,25	плохое
2004	0,26	плохое
2005	0,23	плохое
2006	0,18	плохое
2007	0,34	очень плохое
2008	0,36	очень плохое
2009	0,20	плохое
2010	0,22	плохое
2011	0,10	удовлетворительное
2012	0,13	удовлетворительное
2013	0,09	удовлетворительное
2014	0,12	удовлетворительное
2015	0,12	удовлетворительное
2016	0,14	удовлетворительное
2017	0,14	удовлетворительное
2018	0,11	удовлетворительное

Дополнительно к вышеизложенному был определен линейный тренд комбинированных рисков за период 2000-2018 гг. (рисунок 3.6). Для оценки трендов была использована шкала Чеддока (Макарова Н.В., Трофимец В.Я. Статистика в Excel. М.: Финансы и статистика, 2002. 368 с.).

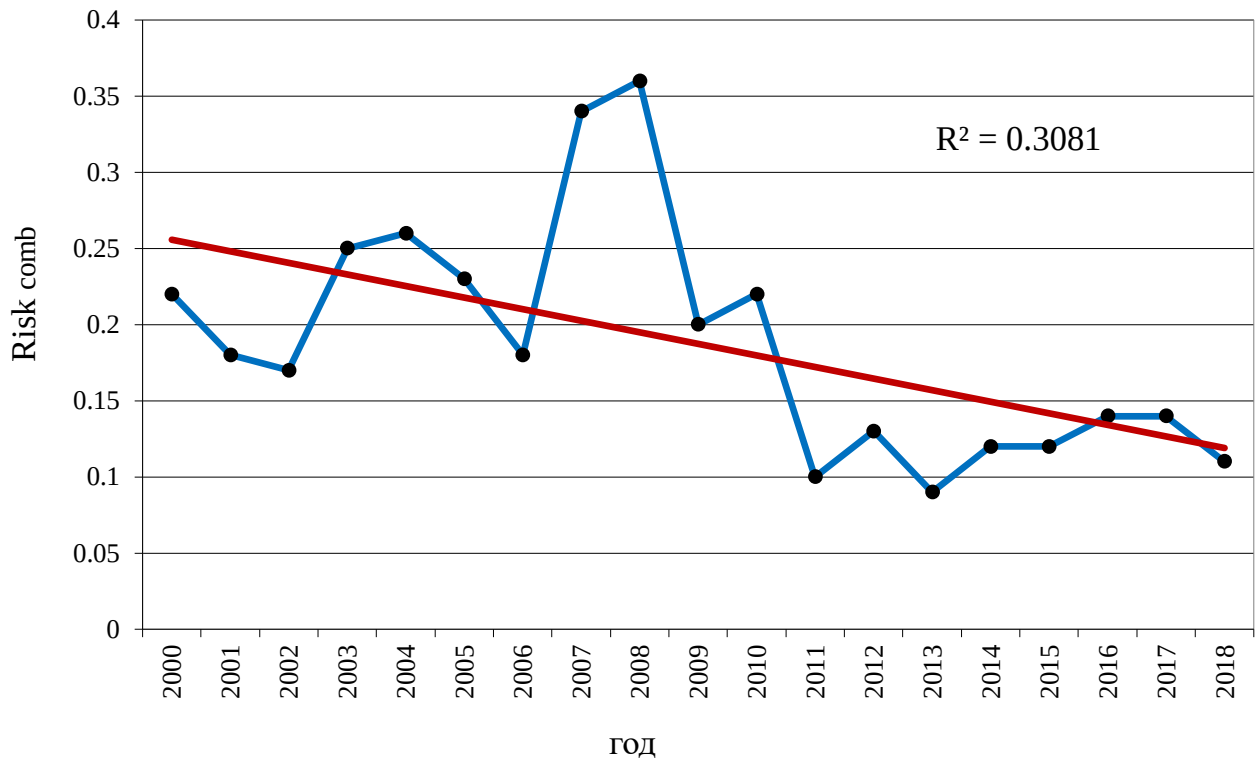


Рисунок 3.6 – Динамика качества воды российской акватории Псковского озера

Приведенному на рисунке 3.6 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,3081$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,56$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует о «заметном отрицательном» тренде качества воды для российской акватории Псковского озера.

Обобщая вышеизложенное, приходим к выводу, что за период 2000-2018 гг. качество воды российской акватории Псковского озера существенно улучшилось от «очень плохого» в 2007-2008 гг., «плохого» в 2000-2006 гг. и в 2009-2010 гг. до «удовлетворительного» в 2011-2018 гг. Наибольший вклад в загрязнённость Псковского озера оказывают соединения меди, нефтепродукты и нитрит-ионы.

3.7 Физико-географическое описание Нарвского водохранилища

Нарвское водохранилище (эст. *Narva veehoidla*) — водохранилище озёрного типа на р. Неве и её притоке Плюссе (рисунок 3.7).

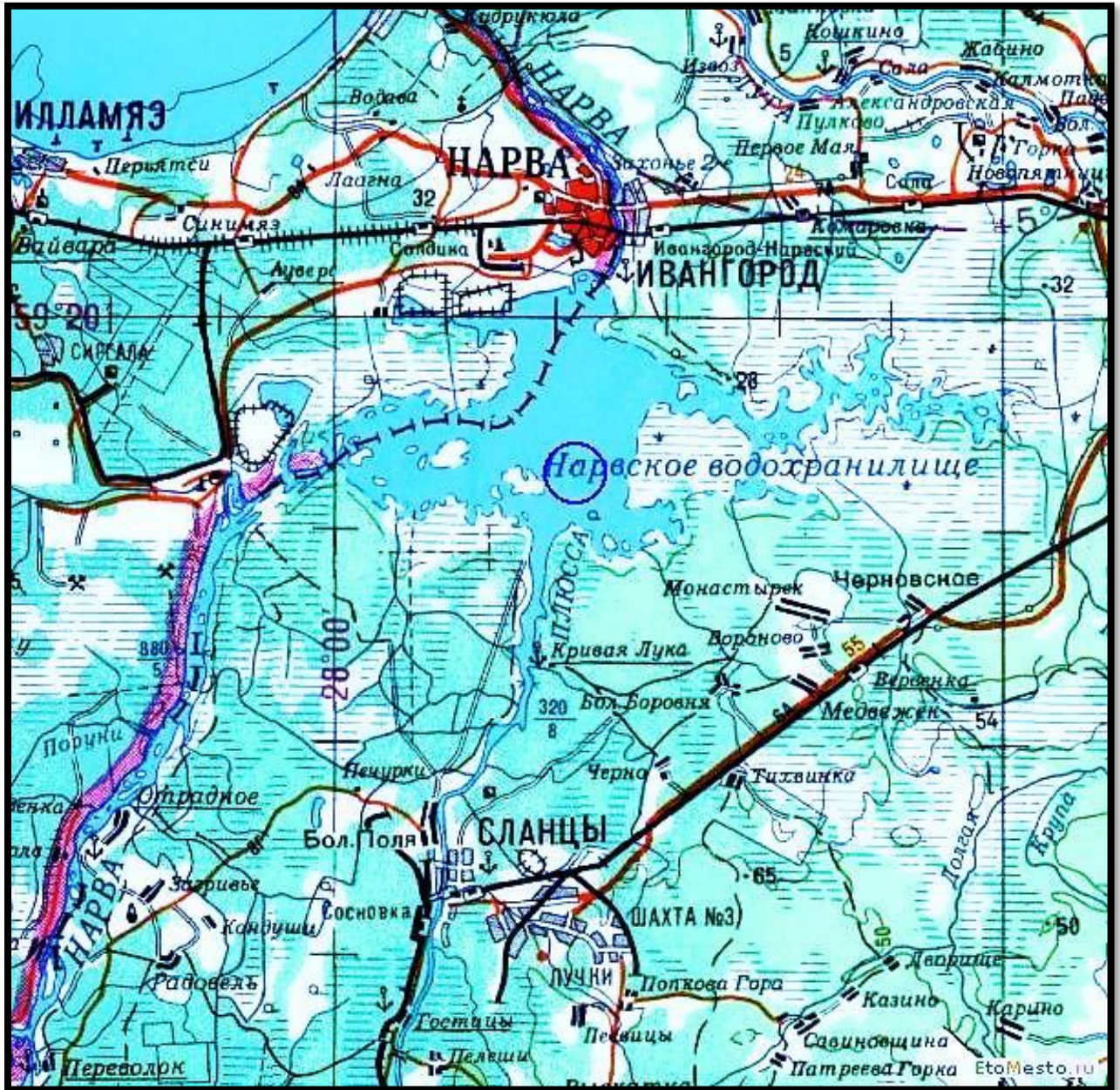


Рисунок 3.7 – Карта-схема Нарвского водохранилища

Расположено на границе Российской Федерации (Ленинградская область) и Эстонии (уезд Ида-Вирумаа). Высота над уровнем моря 24-25 м, площадь водохранилища — 191,4 км², из которых более 150 км² принадлежат Российской Федерации и около 40 км² — Эстонии. Объём — 0,365 км³ (365 млн м³), в том числе

полезная ёмкость — 91 млн м³. Водохранилище сооружалось в 1950–1955 гг., заполнено в 1956 г. При создании водохранилища были затоплены 4030 га сельхозугодий и перенесены 742 строения. Основные «поставщики» воды в Нарвское водохранилище – реки Нарва и Плюсса.

По поверхности Нарвского водохранилища разбросано множество низменных, лесистых островков; большинство из них находятся в южной части водоёма. Когда-то они были холмами, но к 1956 году превратились в клочки суши. В период 1955-1956 годов произошло затопление территорий под водохранилище. В результате на его дне оказались и несколько принарвских де ревень. Нарвское водохранилище «благоприятствует» окрестным болотам, подпитывая их влагой.

Ихтиофауна водохранилища представлена 27 видами рыб, из которых семь видов – лещ, щука, налим, жерех, язь, окунь, плотва – промысловые. Самый популярный объект рыбалки – щука.

Водохранилище используется в целях гидро- и теплоэнергетики, судоходства, рыбного хозяйства, рекреации.

Среднегодовое значение минерализации воды в водохранилище за многолетний период 230 мг/дм³, амплитуда колебаний в течение года незначительна (30–40 мг/дм³). Прозрачность воды 1,8–2,8 м.

Нарвское водохранилище делится на четыре части – Нарвский, Плюсский, Пятницкий заливы и район места впадения Нарвы (без названия). Помимо этого оно содержит в себе ещё несколько сотен мелких заливчиков разной конфигурации и размеров.

3.8 Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости вод Нарвского водохранилища

Первичные данные для анализа концентрации загрязняющих веществ в Нарвском водохранилище за период 2011-2018 гг. были заимствованы из материалов ФГУ «Балтводхоз».

Проанализированы данные для трёх створов (таблица 3.7): центральная часть водохранилища (НВ 2); речная часть водохранилища, ниже сбросного канала Эстонской ГРЭС (НВ 4); напротив устья р. Плюссы (НВ 5) (Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Качество воды Нарвского водохранилища. Природное и культурное наследие:

междисциплинарные исследования, сохранение и развитие. Коллективная монография по материалам VIII Международной научно-практической конференции, Санкт-Петербург, РГПУ им. А.И. Герцена, 28-29 октября 2019 года. СПб: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2019. С. 448-451).

Таблица 3.7 – Концентрации загрязняющих веществ в Нарвском водохранилище, мг/дм³ (средние величины за период 2011-2018 гг.)

Вещество	НВ-2	НВ-4	НВ-5
Медь	0,0012	0,00167	0,0018
Свинец	4,4E-05	0,0014	-
Цинк	0,0063	-	-
Железо	0,126	0,151	0,416
Марганец	0,051	0,062	0,057
Никель	0,0011	0,0012	-
Фенол	0,00345	0,00089	0,0009
Нефтепродукты	0,033	0,042	0,036
Нитрит-ион	0,038	0,038	0,041
Нитрат-ион	0,279	0,434	0,487
Аммоний	0,045	0,046	0,061

Результаты оценки качества вод Нарвского водохранилища приведены в таблице 3.8.

Таблица 3.8 – Качество вод Нарвского водохранилища

Станция	Риск комбинированный, Risk _{comb}	Качество воды
НВ 2	0,10	удовлетворительное
НВ 4	0,11	удовлетворительное
НВ 5	0,12	удовлетворительное

Как следует из таблицы 3.8, по усреднённым за период 2011-2018 гг. данным гидрохимического мониторинга качество воды трёх рассмотренных станций Нарвского водохранилища характеризуется как «удовлетворительное».

3.9 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод реки Великая

Первичные данные были заимствованы из ежегодников ФГБУ «Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» (таблица 3.9).

Таблица 3.9 – Концентрации загрязняющих веществ в реке Великая (г. Псков – 9,5 км ниже города в черте д. Муровицы, 0,1 км выше впадения р. Каменка), мг/дм³

Год	Вещество	Концентрация	Год	Вещество	Концентрация
2002	Медь	0,00481	2010	Медь	0,0028
	Свинец	0,0014		Свинец	0,0062
	Кадмий	0,00043		Кадмий	0,0006
	Цинк	0,01048		Цинк	0,0123
	Фенол	0,00335		Фенол	0,0014
	Нитрит-ион	0,0657		Нитрит-ион	0,0296
	Нефтепродукты	0,07		Нефтепродукты	0,04
2003	Медь	0,0045	2011	Медь	0,0023
	Свинец	0,0049		Свинец	0,004
	Кадмий	0,0003		Кадмий	0,0004
	Цинк	0,0159		Цинк	0,0058
	Фенол	0,0016		Фенол	0,0015
	Нитрит-ион	0,033		Нитрит-ион	0,023
	Нефтепродукты	0,05		Нефтепродукты	0,03
2004	Медь	0,0061	2012	Медь	0,0031
	Свинец	0,0031		Свинец	0,0028
	Кадмий	0,0007		Кадмий	0,0004
	Цинк	0,0077		Цинк	0,0102
	Фенол	0,0029		Фенол	0,0021
	Нитрит-ион	0,033		Нитрит-ион	0,026
	Нефтепродукты	0,07		Нефтепродукты	0,06
2005	Медь	0,007	2013	Медь	0,0016
	Свинец	0,0048		Свинец	0,0042
	Кадмий	0,0004		Кадмий	0,0007

	Цинк	0,0055		Цинк	0,0032
	Фенол	0,0015		Фенол	0,0011
	Нитрит-ион	0,0295		Нитрит-ион	0,056
	Нефтепродукты	0,09		Нефтепродукты	0,02
2006	Медь	0,0064	2014	Медь	0,00158
	Свинец	0,0016		Свинец	0,00166
	Кадмий	0,0009		Кадмий	0,00033
	Цинк	0,008		Цинк	0,00205
	Фенол	0,0014		Фенол	0,00129
	Нитрит-ион	0,0036		Нитрит-ион	0,0391
	Нефтепродукты	0,03		Нефтепродукты	0,0525
2007	Медь	0,0084	2015	Медь	0,0023
	Свинец	0,0021		Свинец	0,00117
	Кадмий	0,0005		Кадмий	0,00023
	Цинк	0,0029		Цинк	0,00521
	Фенол	0,0026		Фенол	0,00485
	Нитрит-ион	0,043		Нитрит-ион	0,0337
	Нефтепродукты	0,12		Нефтепродукты	0,0625
2008	Медь	0,0116	2016	Медь	0,0023
	Свинец	0,0025		Свинец	0,0013
	Кадмий	0,0005		Кадмий	0,0002
	Цинк	0,0069		Цинк	0,005
	Фенол	0,002		Фенол	0,0019
	Нитрит-ион	0,0427		Нитрит-ион	0,023
	Нефтепродукты	0,08		Нефтепродукты	0,05
2009	Медь	0,0033	2017	Медь	0,0032
	Свинец	0,0023		Свинец	0,0011
	Кадмий	0,0005		Кадмий	0,0002
	Цинк	0,0034		Цинк	0,0055
	Фенол	0,0019		Фенол	0,0008
	Нитрит-ион	0,023		Нитрит-ион	0,016
	Нефтепродукты	0,04		Нефтепродукты	0,03

Результаты оценки качества воды реки Великая приведены в таблице 3.10.

Таблица 3.10 – Динамика качества воды реки Великая

Год	Риск комбинированный, Risk _{comb}	Качество воды
2002	0,22	плохое
2003	0,20	плохое
2004	0,24	плохое
2005	0,27	очень плохое
2006	0,23	плохое
2007	0,31	очень плохое
2008	0,36	очень плохое
2009	0,15	удовлетворительное
2010	0,15	удовлетворительное
2011	0,12	удовлетворительное
2012	0,16	удовлетворительное
2013	0,12	удовлетворительное
2014	0,12	удовлетворительное
2015	0,14	удовлетворительное
2016	0,13	удовлетворительное
2017	0,14	удовлетворительное

Данные, приведенные в таблице 3.10, свидетельствуют о том, что качество воды реки Великая варьировало в широких пределах от «очень плохого» в 2005, 2007 и 2008 гг. до «удовлетворительного» в период от 2009-2017 гг.

Дополнительно к вышеизложенному был определен линейный тренд комбинированных рисков за период 2002-2017 гг. (рисунок 3.8). Для оценки трендов была использована шкала Чеддока.

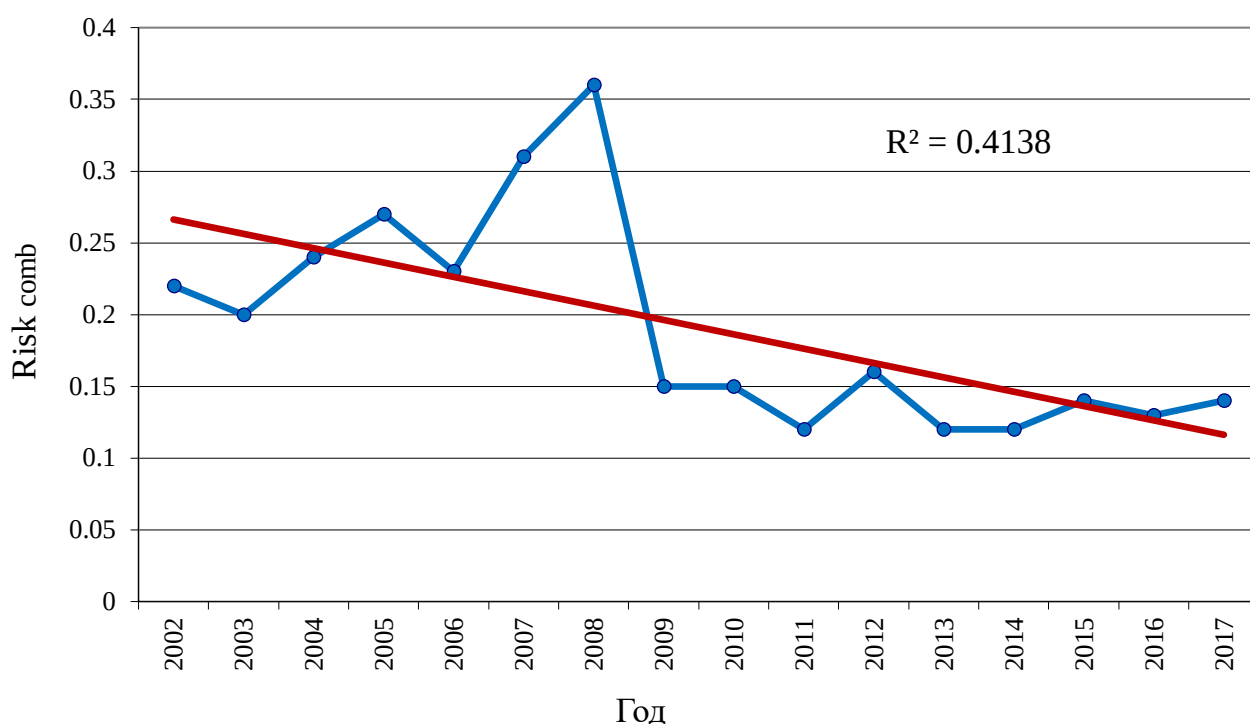


Рисунок 3.8 – Динамика качества воды реки Великая

Приведенному на рисунке 3.8 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,4138$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,64$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует о «заметном отрицательном» тренде загрязненности воды реки Великая в период с 2002 г. по 2017 г., что свидетельствует об улучшении качества воды.

3.10 Физико-географическое описание некоторых водотоков бассейна реки Нарва

В таблице 3.11 приведены некоторые показатели рассмотренных ниже водотоков.

Таблица 3.11 – Длина и площадь водосбора

Река	Длина, км	Водосбор, км ²	Река	Длина, км	Водосбор, км ²
Плюсса	281	6550	Пиуза	93	796
Синяя	195	2040	Вяда	83	1160
Утроя	176	3000	Черма	48	220
Лжа	156	1540	Гдовка	23	150
Желча	107	1220	-	-	-

3.11 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вод некоторых водотоков бассейна реки Нарва

Первичные данные для анализа были заимствованы из материалов ФГУ «Псковводхоз». Для оценки качества воды в 2018 г. были использованы концентрации следующих гидрохимических показателей: аммония, нитритов, нитратов, нефтепродуктов, свинца, меди, кадмия, цинка, никеля, марганца и свинца. Результаты оценки качества вод приведены в таблице 3.12 (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Загрязненность тяжелыми металлами водотоков бассейна реки Нарвы. Коллективная монография по материалам Всероссийской, с международным участием, научно-практической конференции LXXII Герценовские чтения, 18-21 апреля 2019 г. СПб.: РГПУ, 2019. С.210-213).

Таблица 3.12 – Качество воды некоторых водотоков бассейна реки Нарва в 2018 г.

Водоток	Риск комбинированный, $Risk_{comb}$	Качество воды
Пиуза (д. Городище)	0,19	Плохое
Плюсса (г. Сланцы)	0,15	Удовлетворительное
Лжа (д. Столбово)	0,13	Удовлетворительное
Желча (д. Низовицы)	0,13	Удовлетворительное
Синяя (д. Мозули)	0,13	Удовлетворительное
Черма	0,12	Удовлетворительное
Утроя (д. Поташи)	0,12	Удовлетворительное
Вяда (д. Ручьи)	0,12	Удовлетворительное
Гдовка (г. Гдов)	0,11	Удовлетворительное

Как следует из данных, приведенных в таблице 3.12, в 2018 г. качество воды реки Пиуза характеризовалось как «плохое», а для остальных рек – как «удовлетворительное».

3.12 Физико-географическое описание Невской губы

Эстуарий реки Невы разделяется естественными и искусственными преградами на верхний (Невская губа) и нижний (восточная часть Финского залива) районы. Эти районы существенно различаются абиотическими условиями и структурно-функциональными характеристиками экосистемы (Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. № 57. СПб.: РГГМУ, 2019. С. 117-125).

Водосборная площадь Невской губы расположена на территории нескольких субъектов Северо-Западного федерального округа Российской Федерации (81,4%): Санкт-Петербург, Ленинградская, Новгородская, Вологодская области, Республика Карелия. Карты-схемы водосбора Невской губы представлены на рисунках 3.9 и 3.10.

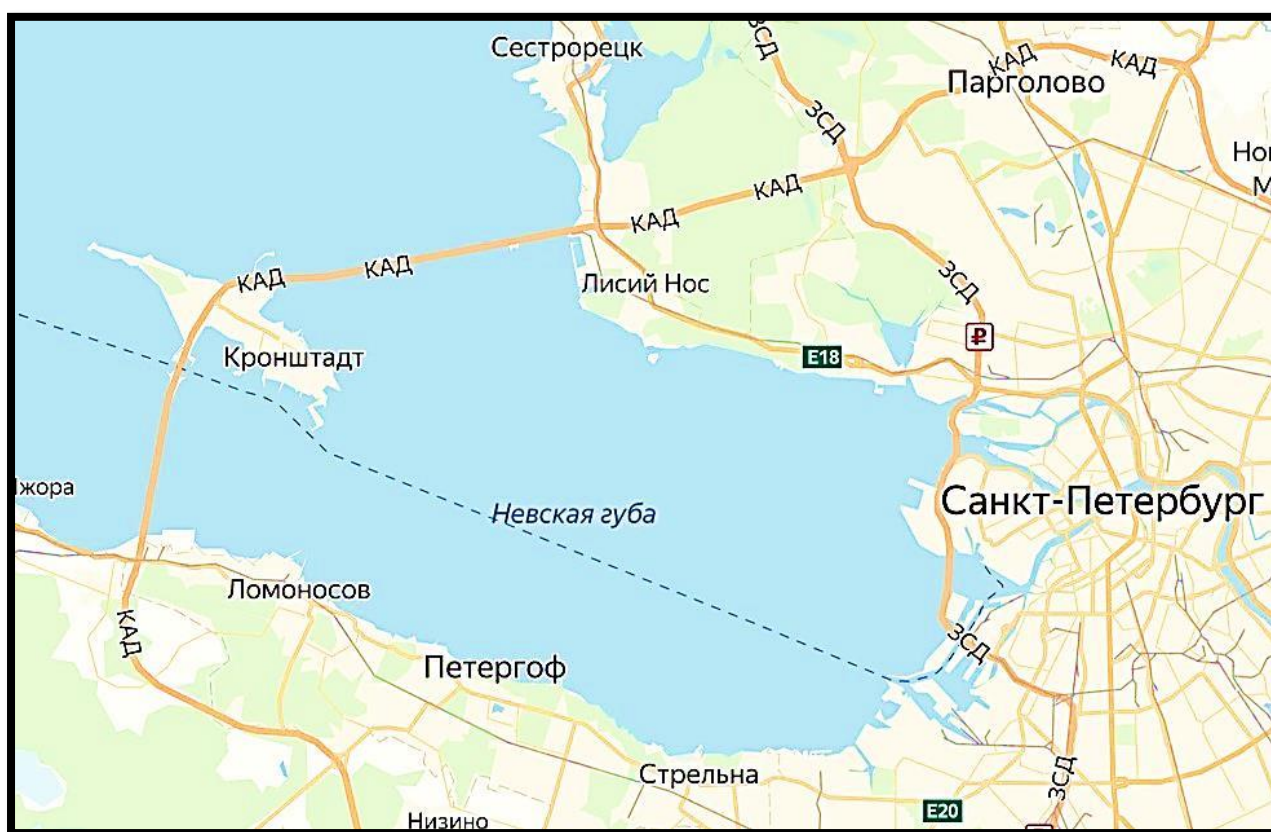


Рисунок 3.9 – Карта-схема Невской губы

Экосистемы р. Невы, Невской губы и восточной части Финского залива постоянно в течение многих лет подвергаются загрязнению от различных антропогенных источников (сбросы биогенных веществ и токсичных металлов

очистными комплексами, береговые сбросы промышленных объектов и сельского хозяйства, судоходство и т.п.). Объемы попадающих в систему сточных вод и вредных веществ крайне нерегулярны, варьируют во времени и пространстве. Поэтому уровни загрязнения и качество вод претерпевают существенные колебания. Характерными особенностями Невской губы являются небольшая глубина (около 4 м), высокий водообмен (0,015 года), гомотермия, пресная вода с соленостью менее 1‰. Поэтому Невская губа рассматривается как пресноводный водоем (Г.Т. Фрумин, Н.А. Малышева. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. № 57. СПб.: РГГМУ, 2019. С. 117-125; Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева Пенза: МЦНС «Наука и Просвещение». 2019. С. 76-85).



Рисунок 3.10 – Схема расположения станций наблюдений в Невской губе

Система гидрологических характеристик Невской губы формируется, главным образом, стоком реки Невы. Это протока между Ладожским озером и Финским

заливом длиной 74 км. Она берет начало в Шлиссельбургской губе Ладожского озера и впадает в Невскую губу Финского залива, образуя из множества рукавов, протоков, каналов обширную дельту, на которой расположен город Санкт-Петербург. Бассейн Невы – обширная территория, однако только 1,8% площади всего водосбора р. Нева непосредственно участвует в формировании нагрузки на Финский залив. Это собственный (частный) водосбор р. Нева (от истока из Ладоги до устья) площадью ~5500 км². Остальная часть территории бассейна р. Нева является водосбором Ладожского озера, включающего водосборы озер Онежского и Ильмень.

Акватория Невской губы разделена на следующие районы: морской торговый порт (далее – МТП), северный курортный район (далее – СКР), южный курортный район (далее – ЮКР), центральная часть (далее – ЦЧ).

3.13 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод Невской губы

Результаты расчетов риска комбинированного действия катионов металлов для дафний и динамика качества воды всей акватории Невской губы представлены в таблице 3.13. Первичные данные (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Таблица 3.13 – Межгодовая динамика загрязненности металлами всей акватории Невской губы

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2008	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2009	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2010	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2011	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2012	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2013	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное

2014	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2015	0,00	0,13	0,01	0,00	0,14	удовлетворительное
2016	0,00	0,14	0,02	0,00	0,16	удовлетворительное
2017	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2018	0,00	0,15	0,03	0,00	0,18	плохое

Как следует из данных, приведенных в таблице 3.13, с 2008 г. по 2017 г. качество всей акватории Невской губы характеризуется как «удовлетворительное», а в 2018 г. – как «плохое». Основной негативный вклад в загрязненность акватории Невской губы металлами обусловлен соединениями меди (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Результаты расчетов, приведенные в таблице 3.13, были представлены в графической форме (рисунок 3.11) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

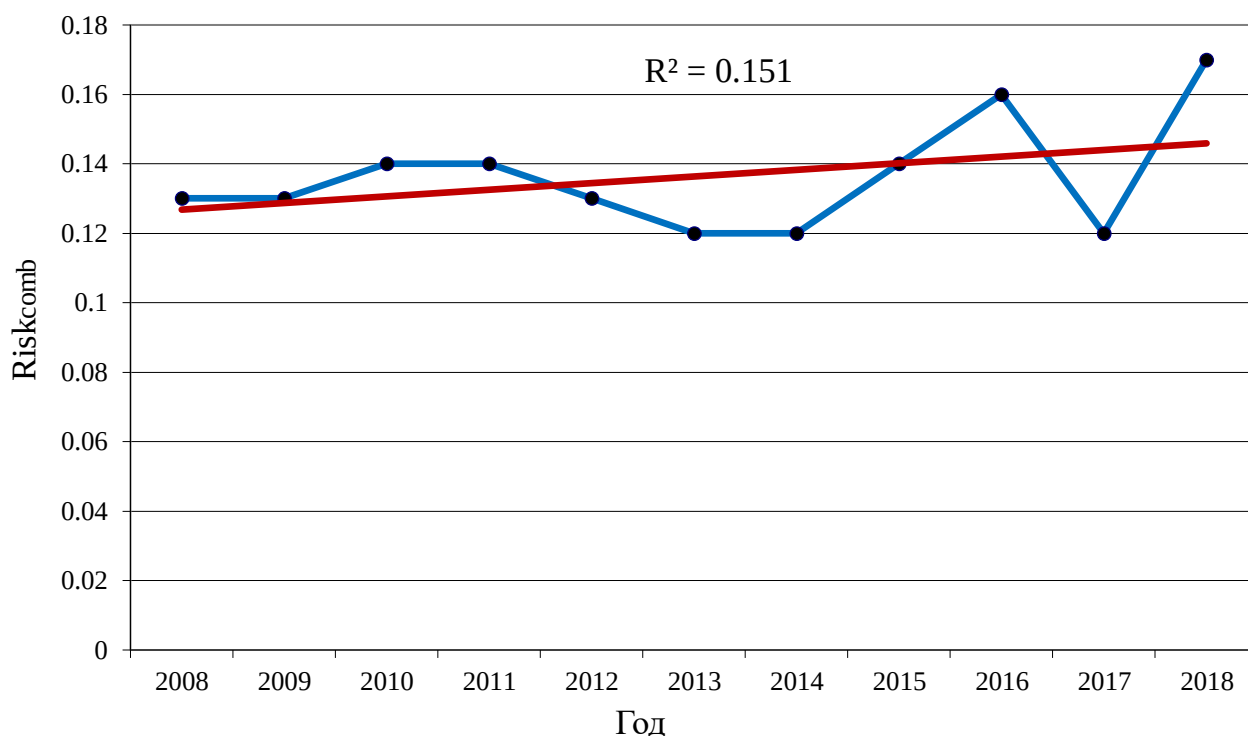


Рисунок 3.11 – Межгодовая динамика загрязненности металлами всей акватории Невской губы для столба воды поверхность – дно

Приведенному на рисунке 3.11 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,151$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,39$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует об умеренном положительном тренде загрязненности металлами всей акватории Невской губы (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

В дополнение к вышеизложенному были проведены расчеты загрязненности металлами субакваторий Невской губы (таблицы 3.14-3.17, рисунки 3.12-3.15). Первичные данные (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Таблица 3.14 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод Центрального района Невской губы

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2008	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2009	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2010	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2011	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2012	0,00	0,10	0,02	0,00	0,12	удовлетворительное
2013	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2014	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2015	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2016	0,00	0,13	0,01	0,00	0,14	удовлетворительное
2017	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2018	0,00	0,12	0,03	0,00	0,15	удовлетворительное

Как следует из данных, приведенных в таблице 3.14, с 2008 г. по 2018 г. качество воды Центрального района Невской губы характеризуется как «удовлетворительное». Основной негативный вклад в загрязненность акватории Невской губы металлами обусловлен соединениями меди (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Результаты расчетов, приведенные в таблице 3.14, были представлены в графической форме, что позволило выявить динамику тренда загрязненности металлами Центрального района Невской губы (рисунок 3.12) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

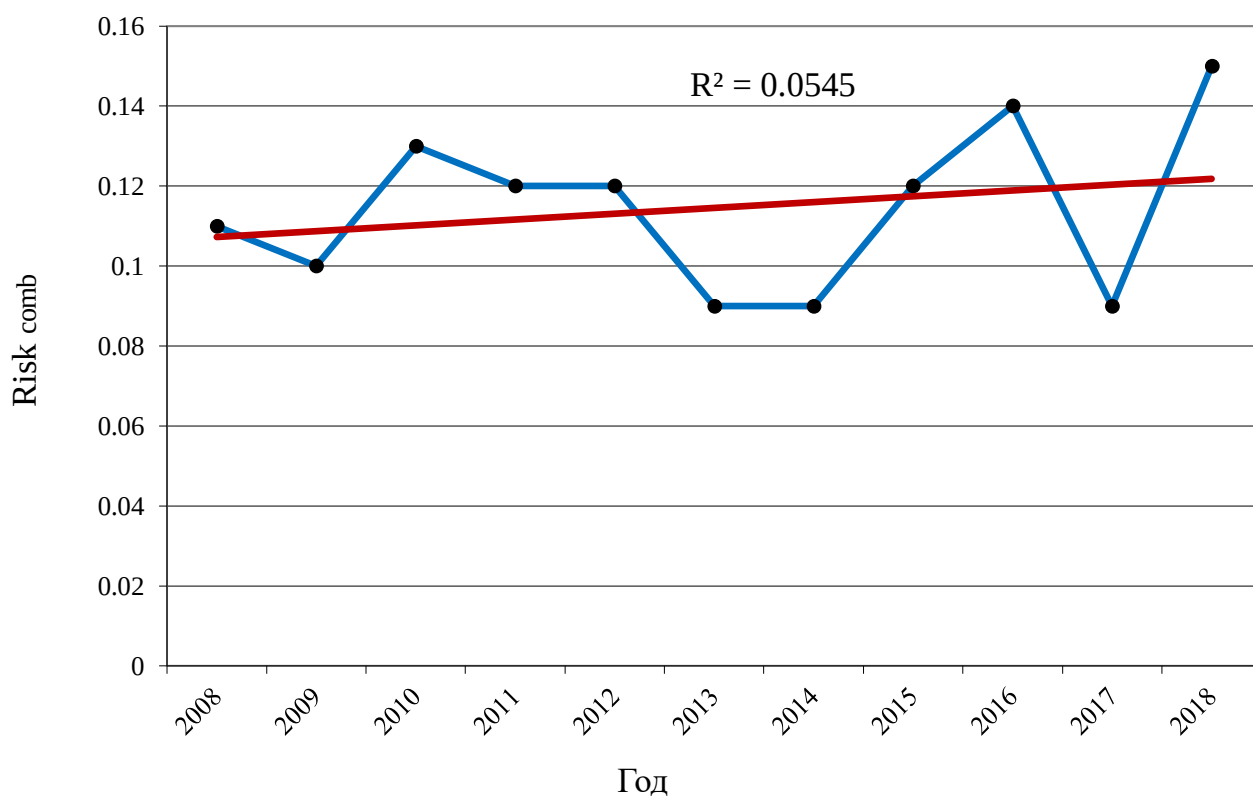


Рисунок 3.12 – Межгодовая динамика загрязненности металлами Центрального района Невской губы для столба воды поверхность – дно

Приведенному на рисунке 3.12 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,0545$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,23$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует о слабом положительном тренде загрязненности металлами вод Центрального района Невской губы (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Таблица 3.15 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод Южного курортного района Невской губы

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2008	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2009	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2010	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2011	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2012	0,00	0,10	0,02	0,00	0,12	удовлетворительное
2013	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2014	0,00	0,15	0,01	0,00	0,16	удовлетворительное
2015	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2016	0,00	0,13	0,01	0,00	0,14	удовлетворительное
2017	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2018	0,00	0,12	0,03	0,00	0,15	удовлетворительное

Результаты расчетов, приведенные в таблице 3.15, были представлены в графической форме, что позволило выявить динамику тренда загрязненности металлами Южного курортного района Невской губы (рисунок 3.13).

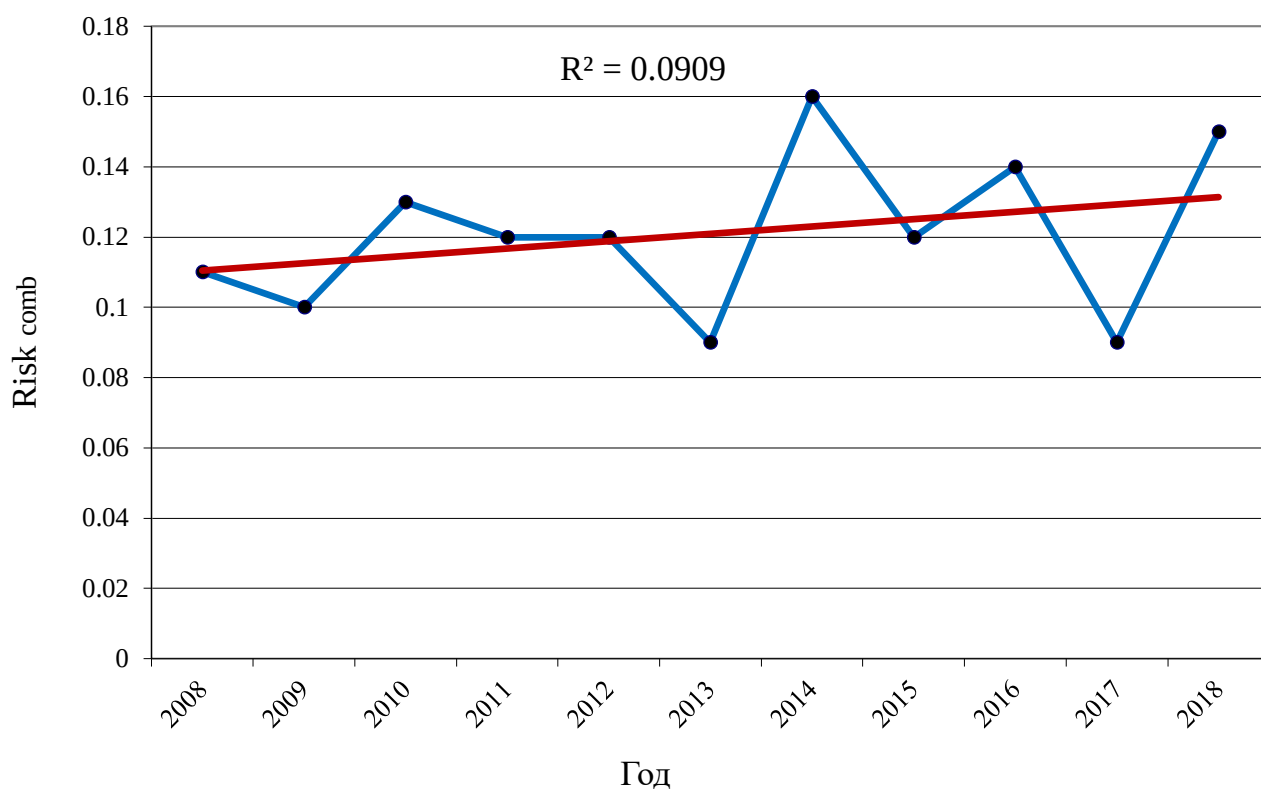


Рисунок 3.13 – Межгодовая динамика загрязненности металлами Южного курортного района Невской губы для столба воды поверхность – дно

Приведенному на рисунке 3.13 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,0909$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,30$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует о слабом положительном тренде загрязненности металлами вод Южного курортного района Невской губы (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Таблица 3.16 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод Северного курортного района Невской губы

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2008	0,00	0,14	0,00	0,00	0,14	удовлетворительное
2009	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2010	0,00	0,13	0,01	0,00	0,14	удовлетворительное

2011	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2012	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2013	0,00	0,15	0,01	0,00	0,16	плохое
2014	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2015	0,00	0,20	0,02	0,00	0,22	плохое
2016	0,00	0,18	0,04	0,00	0,22	плохое
2017	0,00	0,15	0,01	0,00	0,16	плохое
2018	0,00	0,21	0,03	0,00	0,24	плохое

Результаты расчетов, приведенные в таблице 3.16, были представлены в графической форме, что позволило выявить динамику тренда загрязненности металлами Северного курортного района Невской губы (рисунок 3.14).

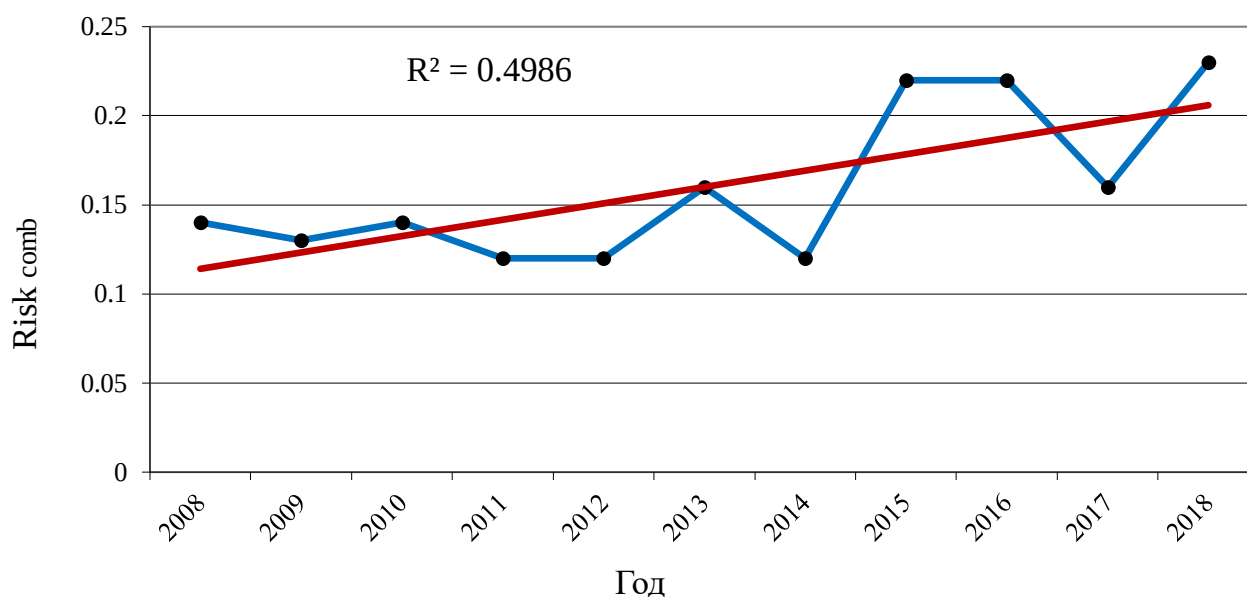


Рисунок 3.14 – Межгодовая динамика загрязненности металлами Северного курортного района Невской губы для столба воды поверхность – дно

Приведенному на рисунке 3.14 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,4986$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,71$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует о высоком положительном тренде загрязненности металлами вод Северного курортного района Невской губы (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе,

науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Таблица 3.17 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод Морского торгового порта Невской губы

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2008	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2009	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16	удовлетворительное
2010	0,00	0,14	0,02	0,00	0,16	удовлетворительное
2011	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16	удовлетворительное
2012	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2013	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2014	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2015	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2016	0,00	0,13	0,02	0,00	0,15	удовлетворительное
2017	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2018	0,00	0,15	0,03	0,00	0,18	плохое

Как следует из данных, приведенных в таблице 3.17, в 2008-2018 гг. качество воды Морского торгового порта Невской губы характеризуется как «удовлетворительное», а в 2018 г. – как «плохое». Основной негативный вклад в загрязненность металлами вод Морского торгового порта Невской губы обусловлен соединениями меди (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Результаты расчетов, приведенные в таблице 3.17, были представлены в графической форме, что позволило выявить динамику тренда загрязненности металлами вод Морского торгового порта Невской губы (рисунок 3.15) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы.

Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография/
Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

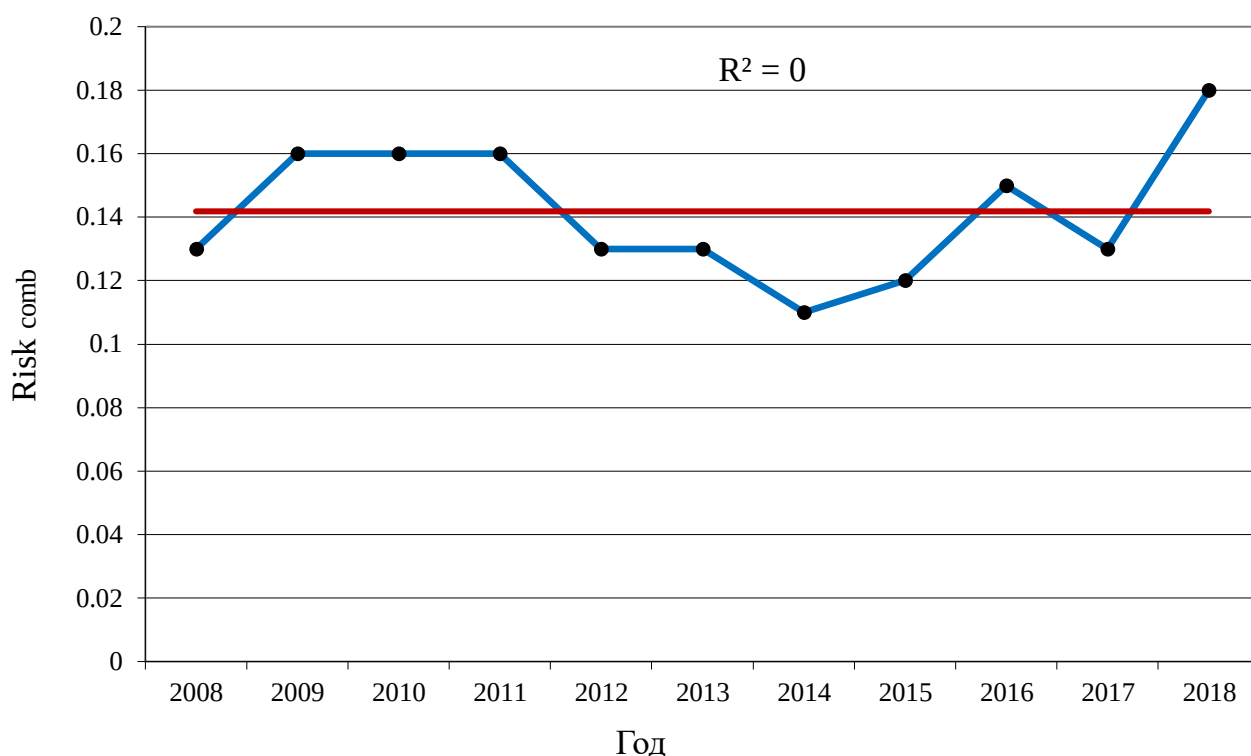


Рисунок 3.15 – Межгодовая динамика загрязненности металлами Морского торгового порта Невской губы для столба воды поверхность – дно

Приведенному на рисунке 3.15 значению коэффициента детерминации $R^2 = 0,0082$ соответствует коэффициент корреляции $r = 0,09$. Согласно шкале Чеддока это свидетельствует об отсутствии тренда загрязненности металлами вод Морского торгового порта Невской губы. В обобщенном виде результаты проведенных расчетов представлены в таблице 3.17 (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева. Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. С. 76-85).

Таблица 3.18 – Загрязненность металлами вод Невской губы (период осреднения 2008-2018 гг.)

Акватория	Среднее значение, $Risk_{comb}$	Характеристика тренда
Вся акватория	0,14(0,12÷0,18)	умеренный положительный
Центральный район	0,12(0,09÷0,15)	слабый положительный
Южный курортный район	0,12(0,09÷0,16)	слабый положительный
Северный курортный район	0,16(0,12÷0,24)	высокий положительный
Морской торговый порт	0,14(0,11÷0,18)	отсутствует

По усредненным за период 2008-2018 гг. значениям комбинированных рисков загрязненность металлами (медью, цинком, свинцом и марганцем) субакватории Невской губы ранжируются следующим образом:

Центральный район, Южный курортный район, Морской торговый порт, Северный курортный район.

3.14 Физико-географическое описание реки Нева

Нева — река в России, протекающая по территории Ленинградской области и Санкт-Петербурга, соединяющая Ладожское озеро с Невской губой Финского залива Балтийского моря (рисунок 3.16).

Длина 74 км, площадь собственного бассейна 5 тыс. км². Нева — это единственная река, вытекающая из Ладожского озера. На берегах Невы расположены четыре города: Шлиссельбург, Кировск, Отрадное, Санкт-Петербург и несколько десятков других населённых пунктов. Судоходна на всём протяжении, является частью Волго-Балтийского водного пути и Беломорско-Балтийского канала.

Вытекает из Шлиссельбургской губы Ладожского озера, протекает по Приневской низине, впадает в Финский залив (Балтийское море). Её длина от истока до устья при впадении Большой Невы в Невскую губу у Невских ворот Санкт-Петербургского торгового порта — 74 км. Расстояние от истока до устья Невы по прямой — 45 км.



Рисунок 3.16 – Карта-схема бассейна реки Невы

Нева — широкая и глубокая река. Средняя ширина 400-600 м. Самые широкие места (1000-1250 м) в дельте у Невских ворот Морского торгового порта в так называемой воронке рукава Большая Нева, у окончания Ивановских порогов при впадении реки Тосны и у острова Фабричный вблизи истока. Средняя глубина 8-11 м; наибольшая глубина 24 м выше Литейного моста в Смольнинской излучине у правого берега, напротив Арсенальной улицы; наименьшая 4,0-4,5 м — в Ивановских порогах (Даринский А. В. География Ленинграда. Л.: Лениздат, 1982. С. 34-45).

За период наблюдения с 1859 года наибольшая водность наблюдалась в 1924 году (116 км³), наименьшая — в 1900 году (40,2 км³). Средний многолетний годовой расход воды в Неве — 78,9 км³ (в среднем 2500 м³/с).

Средний многолетний уровень падения реки 4,27 м (Нежиховский Р.А. Река Нева и Невская губа. Л.: Гидрометеиздат, 1981).

3.15 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод реки Большая Нева

В работе использованы первичные данные мониторинга, проведённого Северо-Западным управлением по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды РФ за период 2000-2018 годы в восьми створах реки Большая Нева (таблица 3.19) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. №57. СПб.: РГГМУ, 2019. С.117-124). Результаты расчетов представлены в таблицах 3.20-2.27.

Таблица 3.19 – Пункты наблюдений и створы реки Большая Нева

Пункт наблюдений	Номер пункта	Номер створа
г. Кировск, выше города	29160	1
г. Кировск, ниже города	29160	2
г. Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Тосна	29161	1
г. Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Ижора	29161	2
г. Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Славянка	29161	3
г. Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Охта	29161	4
г. Санкт-Петербург; 0,1 км выше Литейного моста	29161	5
г. Санкт-Петербург; 1,4 км выше устья	29161	6

Таблица 3.20 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29160, номер створа 1

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,19	0,02	0,00	0,21	плохое
2001	0,00	0,17	0,04	0,00	0,21	плохое
2002	0,00	0,20	0,03	0,00	0,23	плохое
2003	0,00	0,25	0,05	0,00	0,30	плохое
2004	0,00	0,22	0,05	0,00	0,27	плохое
2005	0,00	0,18	0,04	0,00	0,22	плохое
2006	0,00	0,14	0,01	0,00	0,15	удовлетворительное
2007	0,00	0,018	0,01	0,00	0,19	плохое
2008	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2009	0,00	0,13	0,02	0,00	0,15	удовлетворительное
2010	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2011	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2012	0,00	0,09	0,02	0,00	0,11	удовлетворительное
2013	0,00	0,10	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2014	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2015	0,00	0,19	0,02	0,00	0,21	плохое
2016	0,00	0,17	0,02	0,00	0,19	плохое
2017	0,00	0,19	0,03	0,00	0,22	плохое
2018	0,00	0,16	0,04	0,00	0,20	плохое

Таблица 3.21 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29160, номер створа 2

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,16	0,03	0,00	0,19	плохое
2001	0,00	0,19	0,05	0,00	0,24	плохое
2002	0,00	0,22	0,03	0,00	0,25	плохое
2003	0,00	0,20	0,02	0,00	0,22	плохое
2004	0,00	0,17	0,04	0,00	0,21	плохое
2005	0,00	0,20	0,03	0,00	0,23	плохое
2006	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2007	0,00	0,16	0,01	0,00	0,17	плохое
2008	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2009	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2010	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2011	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2012	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2013	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2014	0,00	0,06	0,01	0,00	0,07	удовлетворительное
2015	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2016	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2017	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16	удовлетворительное
2018	0,00	0,17	0,04	0,00	0,21	плохое

Таблица 3.22 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 1

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,21	0,05	0,00	0,26	плохое
2001	0,00	0,18	0,04	0,00	0,22	плохое
2002	0,00	0,24	0,04	0,00	0,28	плохое
2003	0,00	0,23	0,03	0,00	0,26	плохое
2004	0,00	0,26	0,04	0,00	0,30	плохое
2005	0,00	0,16	0,03	0,00	0,19	плохое
2006	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2007	0,00	0,19	0,02	0,00	0,21	плохое
2008	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2009	0,00	0,10	0,02	0,00	0,12	удовлетворительное
2010	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2011	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2012	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2013	0,00	0,08	0,02	0,00	0,10	удовлетворительное
2014	0,00	0,07	0,01	0,00	0,08	удовлетворительное
2015	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2016	0,00	0,14	0,01	0,00	0,15	удовлетворительное
2017	0,00	0,12	0,03	0,00	0,15	удовлетворительное
2018	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16	удовлетворительное

Таблица 3.23 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 2

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,19	0,05	0,00	0,24	плохое
2001	0,00	0,18	0,05	0,00	0,23	плохое
2002	0,00	0,14	0,02	0,00	0,16	удовлетворительное
2003	0,00	0,20	0,03	0,00	0,23	плохое
2004	0,00	0,25	0,05	0,00	0,30	плохое
2005	0,00	0,20	0,03	0,00	0,23	плохое
2006	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2007	0,00	0,14	0,01	0,00	0,15	удовлетворительное
2008	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2009	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2010	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2011	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2012	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2013	0,00	0,06	0,01	0,00	0,07	удовлетворительное
2014	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2015	0,00	0,14	0,01	0,00	0,15	удовлетворительное
2016	0,00	0,13	0,01	0,00	0,14	удовлетворительное
2017	0,00	0,14	0,02	0,00	0,16	удовлетворительное
2018	0,00	0,14	0,04	0,00	0,18	плохое

Таблица 3.24 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 3

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,21	0,04	0,00	0,25	плохое
2001	0,00	0,16	0,03	0,00	0,19	плохое
2002	0,00	0,15	0,03	0,00	0,18	удовлетворительное
2003	0,00	0,18	0,03	0,00	0,21	плохое
2004	0,00	0,14	0,02	0,00	0,16	удовлетворительное
2005	0,00	0,26	0,02	0,00	0,28	плохое
2006	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2007	0,00	0,15	0,01	0,00	0,16	удовлетворительное
2008	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2009	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2010	0,00	0,12	0,02	0,00	0,14	удовлетворительное
2011	0,00	0,13	0,02	0,00	0,15	удовлетворительное
2012	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2013	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2014	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2015	0,00	0,14	0,01	0,00	0,15	удовлетворительное
2016	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2017	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16	удовлетворительное
2018	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16	удовлетворительное

Таблица 3.25 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 4

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,17	0,07	0,00	0,24	плохое
2001	0,00	0,18	0,04	0,00	0,22	плохое
2002	0,00	0,19	0,03	0,00	0,22	плохое
2003	0,00	0,24	0,04	0,00	0,28	плохое
2004	0,00	0,20	0,03	0,00	0,23	плохое
2005	0,00	0,21	0,03	0,00	0,24	плохое
2006	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2007	0,00	0,15	0,02	0,00	0,17	плохое
2008	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2009	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2010	0,00	0,08	0,02	0,00	0,10	удовлетворительное
2011	0,00	0,12	0,01	0,00	0,13	удовлетворительное
2012	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2013	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2014	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2015	0,00	0,17	0,01	0,00	0,18	плохое
2016	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2017	0,00	0,15	0,03	0,00	0,18	плохое
2018	0,00	0,14	0,04	0,00	0,18	плохое

Таблица 3.26 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 5

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,19	0,05	0,00	0,24	плохое
2001	0,00	0,19	0,04	0,00	0,23	плохое
2002	0,00	0,17	0,02	0,00	0,19	плохое
2003	0,00	0,21	0,03	0,00	0,24	плохое
2004	0,00	0,16	0,03	0,00	0,19	плохое
2005	0,00	0,19	0,02	0,00	0,21	плохое
2006	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2007	0,00	0,15	0,02	0,00	0,17	плохое
2008	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2009	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2010	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2011	0,00	0,09	0,01	0,00	0,10	удовлетворительное
2012	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2013	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2014	0,00	0,07	0,01	0,00	0,08	удовлетворительное
2015	0,00	0,11	0,01	0,00	0,12	удовлетворительное
2016	0,00	0,14	0,01	0,00	0,15	удовлетворительное
2017	0,00	0,11	0,03	0,00	0,14	удовлетворительное
2018	0,00	0,12	0,04	0,00	0,16	удовлетворительное

Таблица 3.27 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 6

Год	Risk _i				Risk _{comb}	Качество воды
	Pb	Cu	Zn	Mn		
2000	0,00	0,16	0,05	0,00	0,21	плохое
2001	0,00	0,18	0,03	0,00	0,21	плохое
2002	0,00	0,14	0,02	0,00	0,16	удовлетворительное
2003	0,00	0,19	0,03	0,00	0,22	плохое
2004	0,00	0,15	0,02	0,00	0,17	плохое
2005	0,00	0,18	0,02	0,00	0,20	плохое
2006	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2007	0,00	0,16	0,01	0,00	0,17	плохое
2008	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2009	0,00	0,10	0,01	0,00	0,11	удовлетворительное
2010	0,00	0,11	0,02	0,00	0,13	удовлетворительное
2011	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2012	0,00	0,06	0,01	0,00	0,07	удовлетворительное
2013	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	удовлетворительное
2014	0,00	0,07	0,01	0,00	0,08	удовлетворительное
2015	0,00	0,18	0,02	0,00	0,20	плохое
2016	0,00	0,13	0,01	0,00	0,14	удовлетворительное
2017	0,00	0,12	0,03	0,00	0,15	удовлетворительное
2018	0,00	0,11	0,04	0,00	0,15	удовлетворительное

Дополнительно были определены линейные тренды комбинированных рисков за период 2000-2018 гг. Для оценки трендов была использована шкала Чеддока.

Результаты расчетов, приведенные в таблицах 3.20-3.27, были представлены в графической форме, что позволило выявить динамику тренда загрязненности металлами вод реки Большая Нева (рисунки 3.17-3.24) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. №57. СПб: РГГМУ, 2019. С. 117-124).

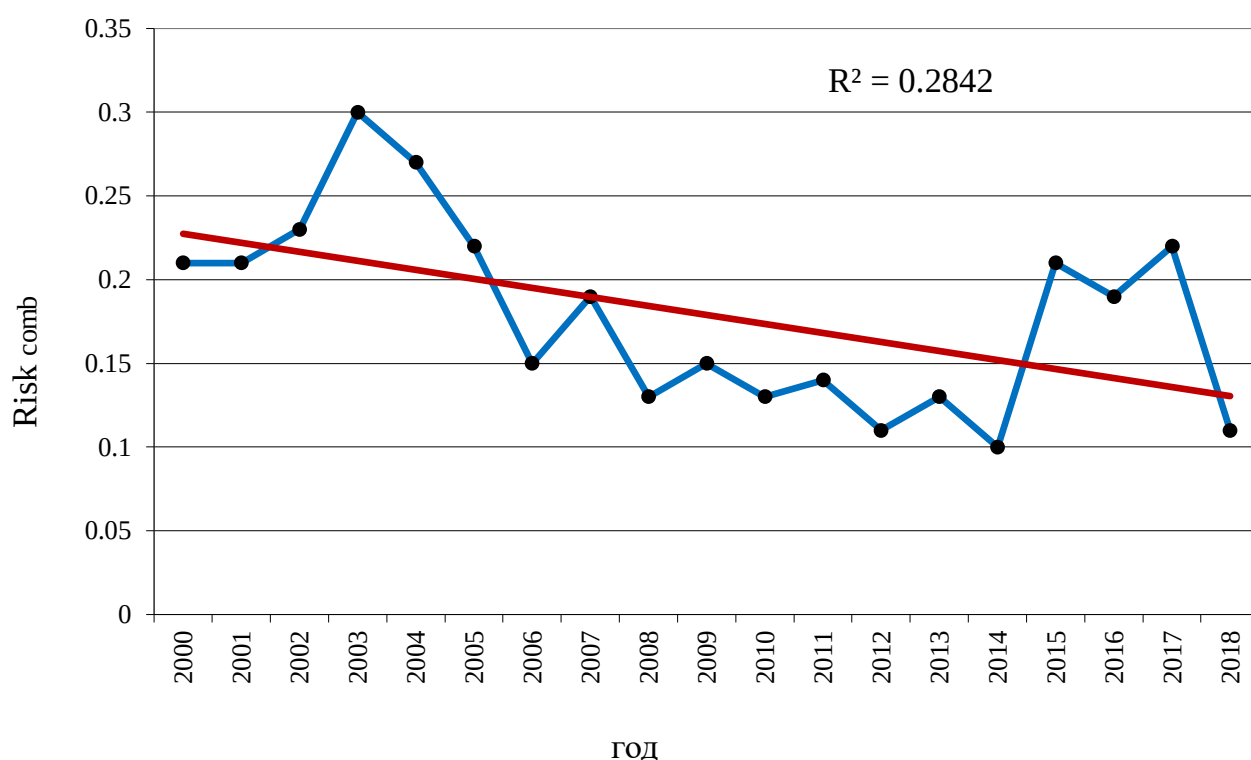


Рисунок 3.17 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29160, номер створа 1

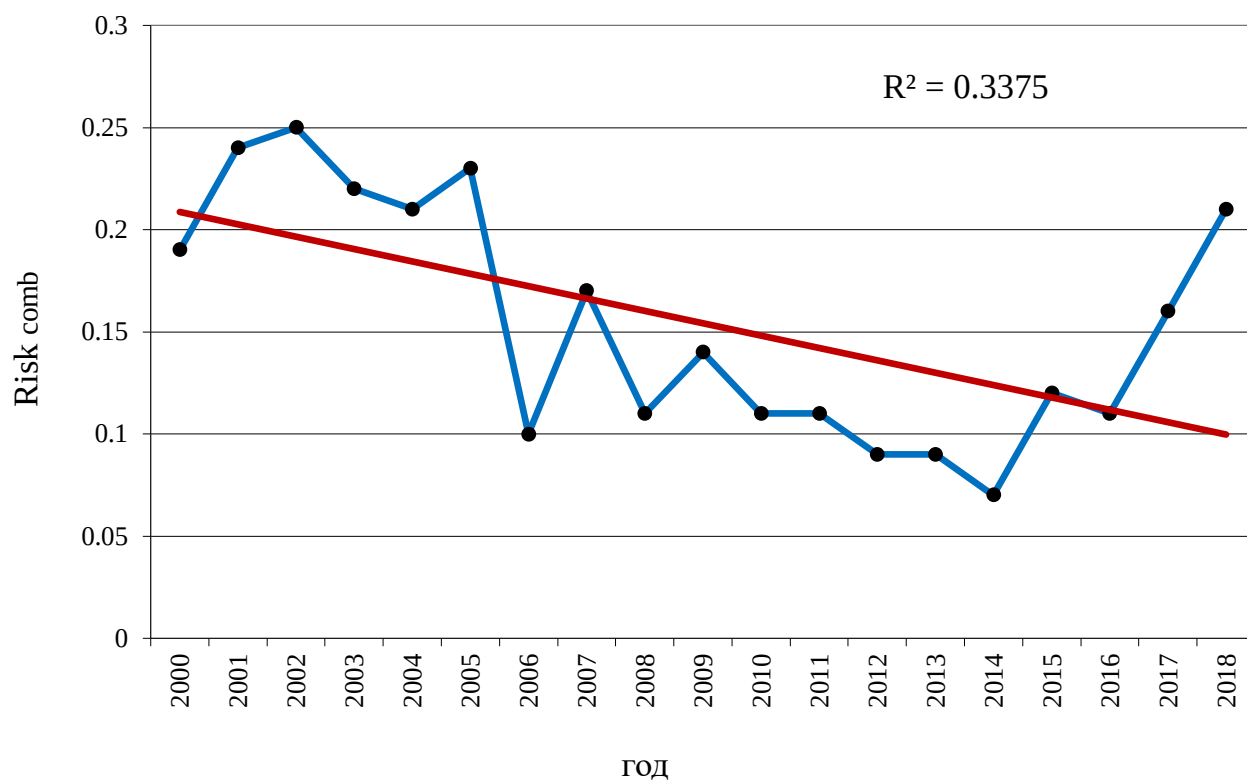


Рисунок 3.18 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29160, номер створа 2

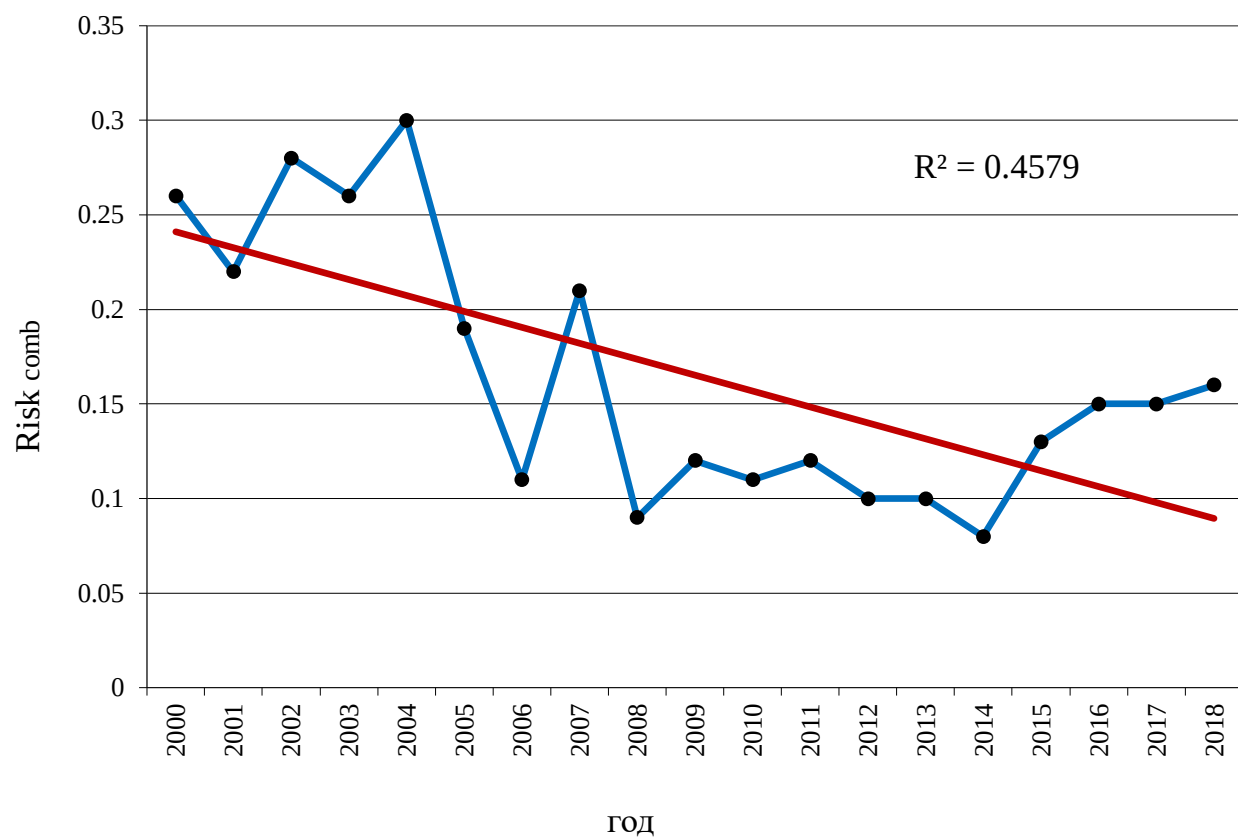


Рисунок 3.19 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 1

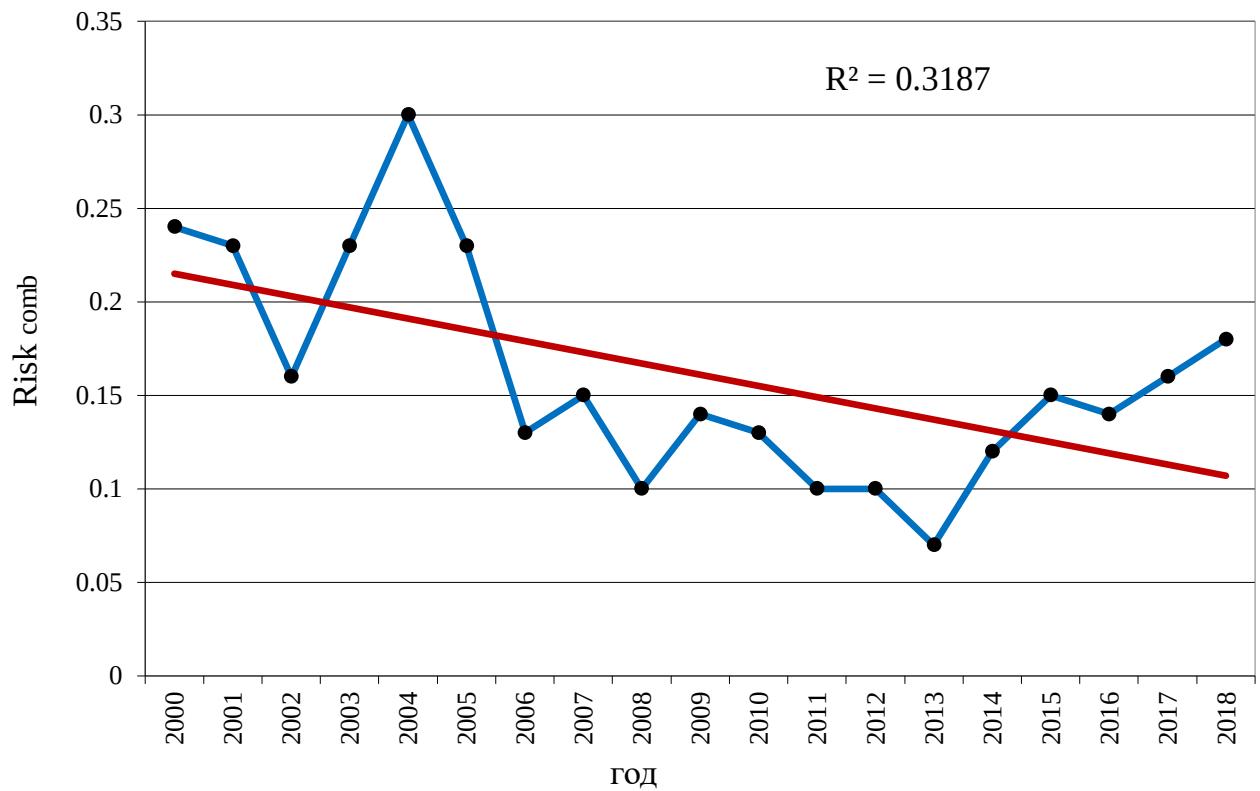


Рисунок 3.20 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29160, номер створа 2

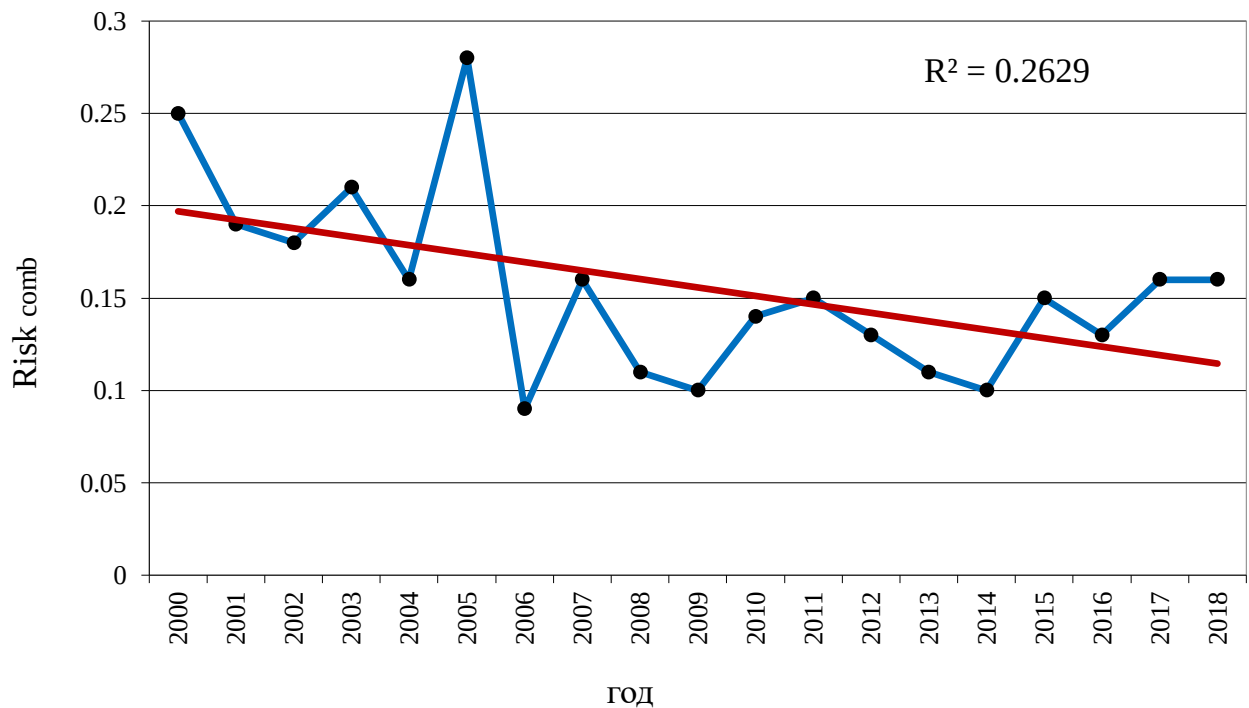


Рисунок 3.21 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 3

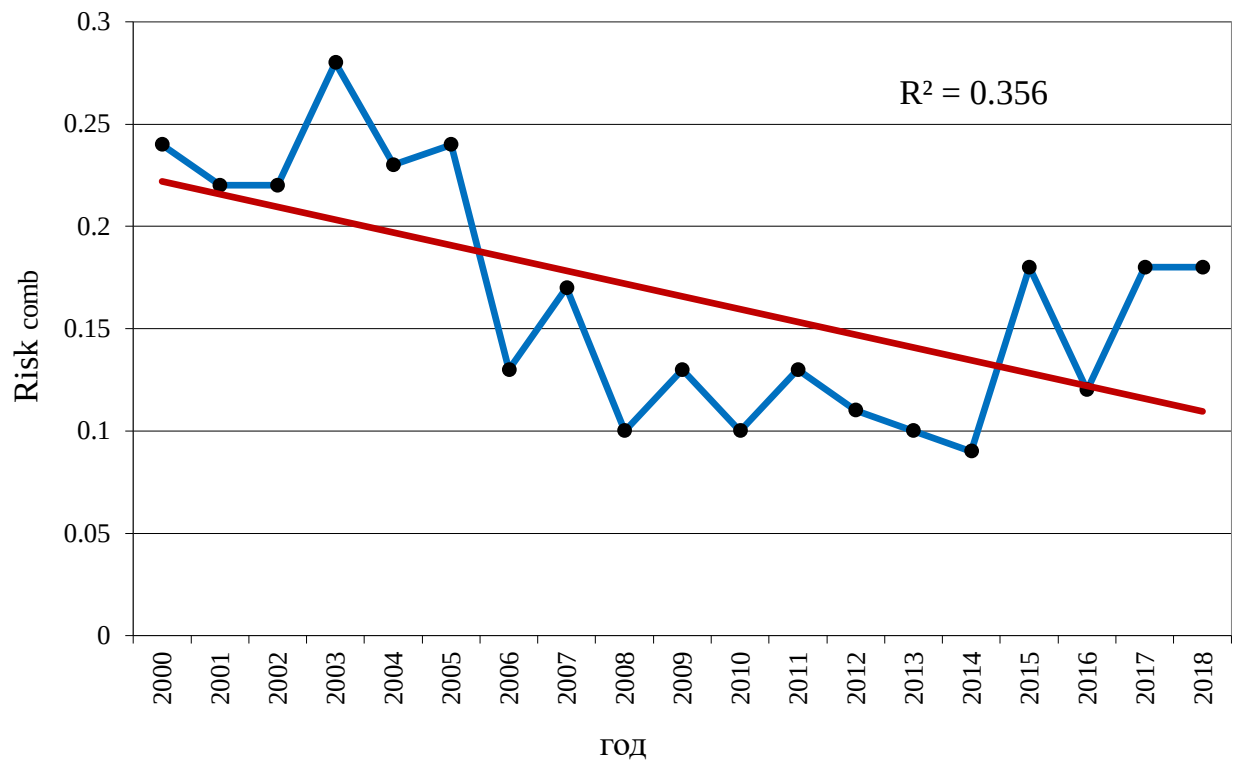


Рисунок 3.22 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 4

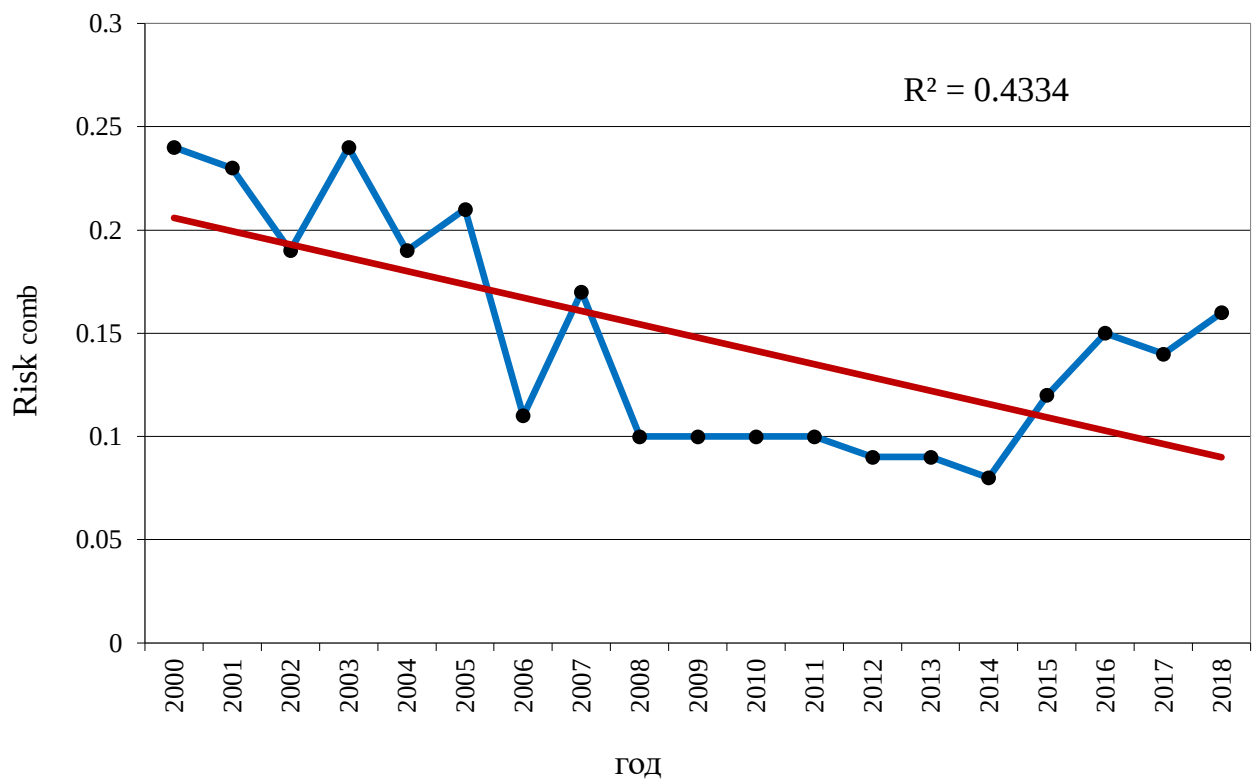


Рисунок 3.23 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 5

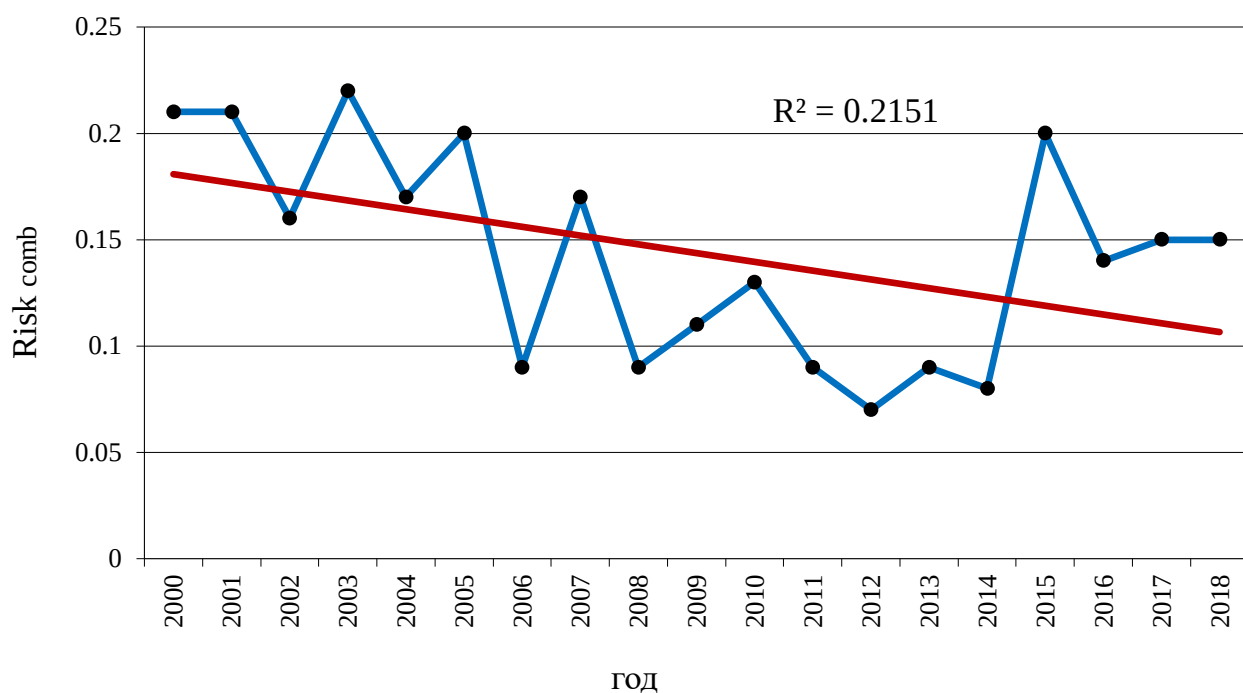


Рисунок 3.24 – Межгодовая динамика загрязненности металлами вод реки Большая Нева пункт наблюдений 29161, номер створа 6

Общий анализ данных, приведенных в таблицах 3.20-3.27 и представленных в графической форме на рисунках 3.17-3.24, для наглядности сведён в таблицу 3.28, что в свою очередь позволило выявить динамику тренда загрязненности металлами вод реки Большая Нева (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами реки Большая Нева. Ученые записки РГГМУ. №57. СПб: РГГМУ, 2019. С. 117-124).

Таблица 3.28 – Загрязнённость вод реки Большая Нева (средние значения за период 2000–2018 гг.)

Пункт/ створ	Риск комбинированный, Risk _{comb}	Коэффициент детерминации, R ²	Коэффициент корреляции, r	Характеристика тренда
29160/1	0,18 (0,10÷0,30)	0,2842	0,53	заметный отрицательный
29160/2	0,15 (0,07÷0,25)	0,3375	0,58	заметный отрицательный
29161/1	0,17 (0,08÷0,30)	0,4579	0,68	заметный отрицательный
29161/ 2	0,16 (0,07÷0,30)	0,3187	0,56	заметный отрицательный

29161/3	0,16 (0,09÷0,28)	0,2629	0,51	заметный отрицательный
29161/4	0,17 (0,09÷0,28)	0,356	0,60	заметный отрицательный
29161/5	0,15 (0,12÷0,18)	0,4334	0,66	заметный отрицательный
29161/6	0,14 (0,07÷0,22)	0,2151	0,46	умеренный отрицательный

Как следует из данных, приведённых в таблице 3.28, в наибольшей степени тяжёлыми металлами загрязнены пробы воды, отобранные выше г. Кировск (пункт 29160, створ 1). Наибольший вклад в загрязнённость реки Большая Нева оказывают соединения меди и цинка.

Из таблицы 3.28 видно, что за весь период наблюдений для всех рассмотренных створов р. Большая Нева характерен отрицательный тренд комбинированных рисков, что свидетельствует об уменьшении концентраций тяжёлых металлов с 2000 г. по 2018 г.

Необходимо отметить, что различие между такими характеристиками как «умеренный» и «заметный» не имеет принципиального значения, так как базируется на шкале Чеддока без указания доверительных интервалов. Так, например, согласно классификации Чеддока значение коэффициента корреляции для «умеренной» тесноты связи 0,3-0,5, а для «заметной» тесноты связи 0,5-0,7.

3.16 Физико-географическое описание реки Вуокса

Ву́окса — озёрно-речная система, включающая систему озёр и проток в Финляндии и России (рисунок 3.25). Самая крупная река Карельского перешейка, длина реки — 143 км, площадь водосборного бассейна — 68501 км², среднегодовой расход воды — 684 м³/с.

Ву́окса — озёрно-речная система, включающая систему озёр и проток в Финляндии и России (рисунок 3.25). Самая крупная река Карельского перешейка, длина реки — 143 км, площадь водосборного бассейна — 68501 км², среднегодовой расход воды — 684 м³/с.



Рисунок 3.25 – Карта-схема реки Вуокса

Река Вуокса – наиболее крупная река Карельского перешейка. Вуокса берет начало из финского озера Сайма и впадает в Ладожское озеро с его западного берега. Длина Вуоксы – 153 км, по территории Ленинградской области (Выборский и Приозерский районы) река протекает 143 км. Площадь водосбора реки составляет 68700 км², на территории Российской Федерации площадь водосбора – 6690 км² (10%), а в пределах Ленинградской области - 6430 км² (9%). Русло реки представляет собой сложную систему озер и проток. В реку впадает 12 рек длиной больше 10 км и свыше 500 малых водотоков. Длина всех водотоков составляет примерно 2,2 тыс. км и они, как правило, короткие, не более 20 км. Наиболее крупные притоки Вуоксы – Бегуновка, Волчья и Вьюн. В Ладожское озеро река впадает двумя рукавами: северным и южным. Южный рукав является основным, а по северному рукаву проходит ничтожная часть стока. До середины прошлого столетия р. Вуокса протекала только по северному рукаву. Озеро Суходольское соединялось с р. Вуокса, не имея стока в Ладожское озеро.

С целью поиска новых водных путей, в 1818 году озеро Суходольское было соединено с Ладожским озером (нынешняя р. Бурная), что привело к падению уровня озера на 6 м, а в 1857 году озеро было соединено с рекой Вуоксой Лосевской

протокой, в результате чего река Бурная превратилась в основной рукав Вуоксы. В бассейне реки не менее 3,5 тысяч озер. Сток реки зарегулирован многочисленными озерами и четырьмя водохранилищами гидроэлектростанций (далее – ГЭС).

На территории Ленинградской области расположены гидроэлектростанции: Светогорская (г. Светогорск) и Лесогорская (п. Лесогорский) ГЭС. Река Вуокса приносит в Ладожское озеро в среднем 18,8 км³ воды в год, что составляет 28,3% общего притока в Ладожское озеро.

3.17 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод реки Вуокса

В исследовании были использованы первичные гидрохимические данные о содержании тяжелых металлов в пробах воды, отобранных за период с 2014 г. по 2019 г. в четырех створах реки Вуокса, заимствованные из ежегодников Северо-Западного управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Была проведена оценка качества воды четырех створов реки Вуокса по усредненным данным за период 2014-2019 гг. (таблица 3.29). При расчетах использованы концентрации железа, меди, свинца, кадмия и марганца (Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Эколого-Токсикологическая оценка загрязнённости металлами реки Вуокса. География: развитие науки и образования. Том II. Коллективная монография по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXIII Герценовские чтения. Санкт-Петербург. РГПУ им. А.И. Герцена, 22-25 апреля 2020 года / Отв. ред. С.И. Богданов, Д.А. Субетто, А.Н. Паранина. СПб: Изд-во Астерион, РГПУ им. А.И. Герцена, 2020. С. 88-91).

Таблица 3.29 – Качество воды реки Вуокса

Створ	Риск комбинированный, Risk _{comb}	Качество воды
пгт Лесогорский, створ 1	0,10	удовлетворительное
пгт Лесогорский, створ 2	0,09	удовлетворительное
г. Каменногорск	0,09	удовлетворительное
г. Приозерск	0,10	удовлетворительное

Как следует из данных, приведенных в таблице 3.29, в среднем за период 2014–2019 гг. качество воды каждого из четырех рассмотренных створов реки Вуокса по содержанию тяжелых металлов характеризуется как «удовлетворительное».

3.18 Физико-географическое описание некоторых малых озер восточного Сихотэ-Алиня

Ряд небольших озёр восточного Сихотэ-Алиня, по которым проводилось исследование, расположены вблизи побережья Японского моря в районе городов Дальнегорск и Терний (рисунок 3.26), их морфометрические характеристики приведены в таблице 3.30 (Государственный водный реестр. Электронный ресурс: <http://textual.ru/gvr>).

Таблица 3.30 – Морфометрические характеристики озер восточного Сихотэ-Алиня

Озера	Площадь акватории, км ²	Площадь водосбора, км ²	Площадь болот, км ²	Заболоченность водосбора
Васьковское	0,36	15,8	0,53	3,4
Круглое	0,27	10,3	0,29	2,8
Голубичное	0,45	6,1	3,67	60,2
Японское	0,25	7,06	0,5	7,0
Мраморное	0,37	2,9	1,07	37,2
Духовское	1,47	180	4,40	2,4
Благодати	2,04	26,2	5,54	21,1

Климат умеренно прохладный, избыточно влажный, среднегодовое количество осадков 700–800 мм. Исследованные озера можно разделить на пресные (Голубичное, Круглое, Японское, Васьковское) с минерализацией 0,03–0,08 г/л, и солоноватые (Благодати, Духовское, Мраморное) с минерализацией 1,48–11,03 г/л. Воды первой группы озер имели нейтральную реакцию среды (рН = 6,42–6,92), второй — от нейтральной до щелочной (рН = 6,82–8,65).

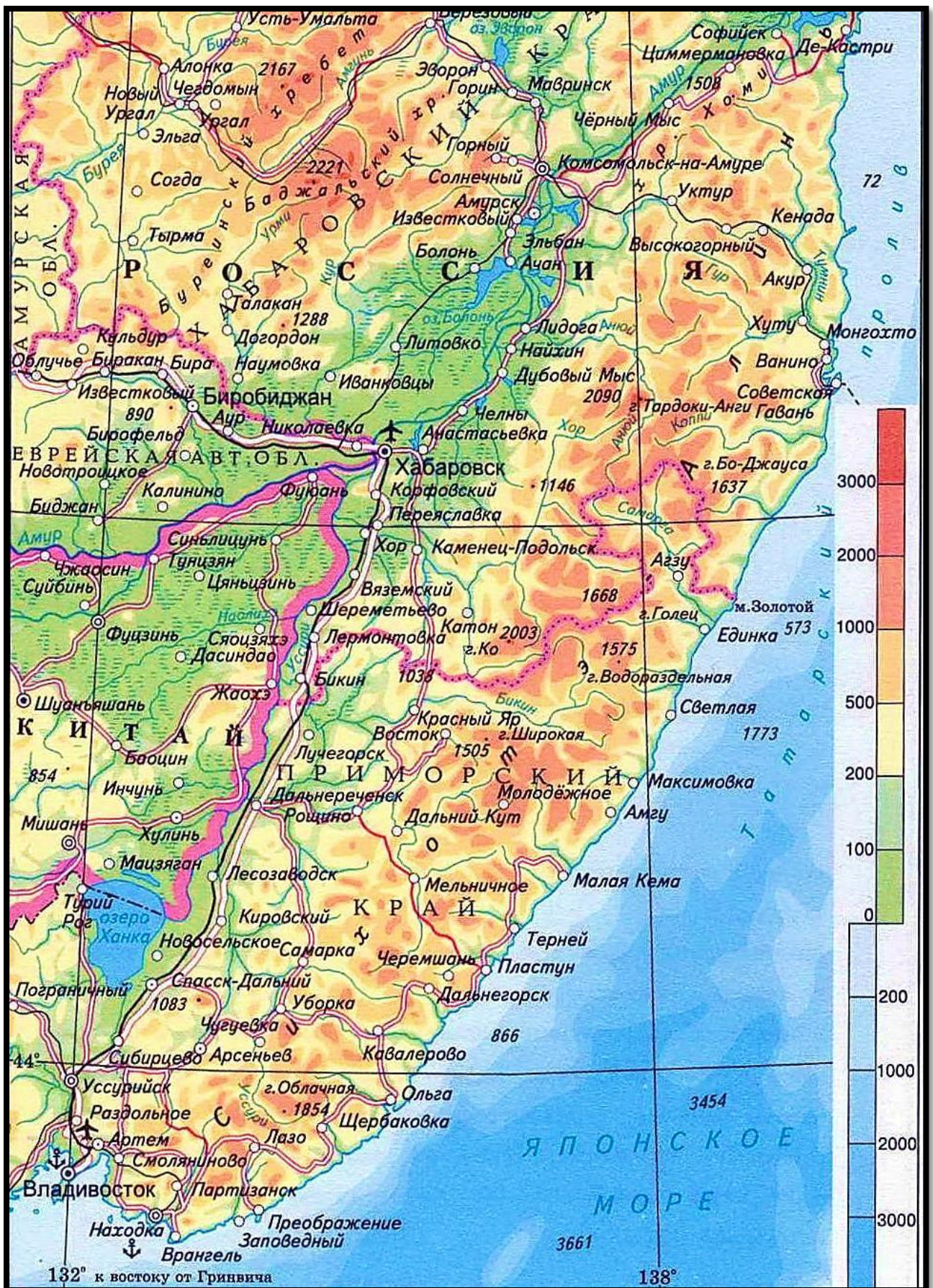


Рисунок 3.26 – Карта-схема Сикотэ-Алиня

3.19 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами вод некоторых малых озер восточного Сихотэ-Алиня

Первичные данные для анализа и карта-схема были заимствованы из работы (Лысенко Е.В. Комплексная оценка химического состава экосистем малых озер восточного Сихотэ-Алиня. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. Владивосток: ФГБУН Тихоокеанский институт географии, 2018. 123 с.). На рисунке 3.27 приведена карта-схема исследованного района. Результаты расчетов приведены в таблице 3.31. При расчетах использованы данные о концентрациях растворенных металлов (медь, железо, никель, марганец, цинк, кадмий, свинец) (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологический подход к комплексной оценке поверхностных вод суши. Труды III Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития». СПб.: Химиздат, 2019. С.894-899; Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологический подход к комплексной оценке уровней загрязненности водных объектов. Современные географические и междисциплинарные исследования: коллективная монография / отв. ред. Д. А. Субетто, А. Н. Паранина. СПб.: Изд-во Астерион, РГПУ им. А. И. Герцена, 2019. С. 56-72).

Таблица 3.31 – Качество вод озер восточного Сихотэ-Алиня в летний период

Озера	Риск комбинированный, Risk _{comb}	Качество воды
Васьковское (2011-2014)	0,01	очень хорошее
Круглое (2011-2013)	0,01	очень хорошее
Голубичное (2011-2014)	0,01	очень хорошее
Японское (2012-2013)	0,01	очень хорошее
Мраморное (2011-2013)	0,02	очень хорошее
Духовское (2011-2013)	0,01	очень хорошее
Благодати (2011-2014)	0,01	очень хорошее

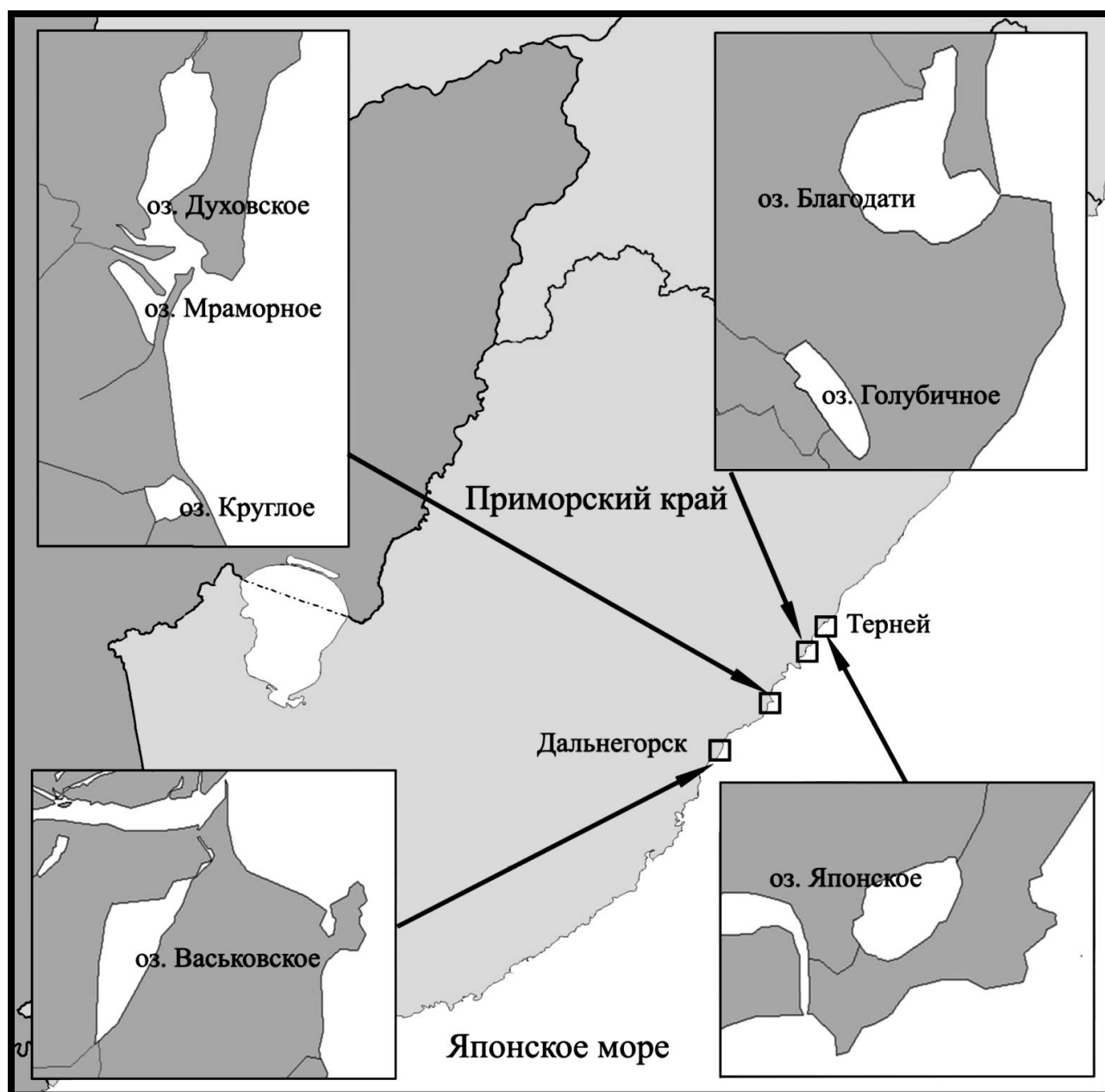


Рисунок 3.27 – Карта-схема района работ

Качество вод озер восточного Сихотэ-Алиня в указанный выше период характеризуется как очень хорошее.

3.20 Физико-географическое описание полигона Красный Бор

Концентрация в Санкт-Петербурге и Ленинградской области большого количества промышленных производств послужила в своё время основанием для создания в регионе предприятия захоронения промышленных токсичных отходов. Полигон «Красный Бор» организован на основании решения Ленгорисполкома

№1068 от 02.12.1967 г., введен в эксплуатацию в 1969 году (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Оценка токсичности необезвреженных отходов на полигоне «Красный Бор». Сборник тезисов Всероссийской научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого развития Российской Федерации». Том II. 14-15 марта 2019 года. СПб: РГГМУ. С. 425-427). СПб ГУПП «Полигон «Красный Бор» с 07.10.1993 г. по 17.04.2018 г., с 17.04.2018 г. СПб ГКУ «Дирекция по Ликвидации НВОС и об ГТС «Полигона «Красный Бор». С 1 января 2020 года СПб ГКУ «Дирекция по Ликвидации НВОС и об ГТС «Полигона «Красный Бор» как имущественный комплекс передан в федеральную собственность в рамках выполнения федерального проекта «Чистая страна» национального проекта «Экология» для проведения мероприятий по рекультивации полигона (далее – ФГКУ «Дирекция по Ликвидации НВОС и об ГТС «Полигона «Красный Бор»).

Полигон «Красный Бор» – это наиболее крупный полигон в регионе, предназначенный для размещения отходов предприятий Санкт-Петербурга и Ленинградской области (рисунок 3.28). Предприятие ФГКУ «Дирекция по Ликвидации НВОС и об ГТС «Полигона «Красный Бор» расположено по адресу: Ленинградская область, Тосненский район, п. Красный Бор, ул. Культуры, д. 62. Полигон располагается в двух километрах от поселка Красный Бор Ленинградской области и в тридцати километрах от центра Санкт-Петербурга. Посещение полигона посторонним лицам запрещено, движение автотранспорта подлежит предварительной регистрации.

На полигоне содержится около 2 млн. тонн токсичных отходов, которые свозились в течение 40 лет с территории всей России и из Прибалтики.

Промышленная площадка полигона имеет территорию, незатопляемую паводковыми водами, вокруг территории отсутствуют эксплуатируемые для водоснабжения водоемы и водоносные горизонты, близко залегают используемые для захоронения водоупорные кембрийские глины, полная мощность которых составляет примерно 70 метров.

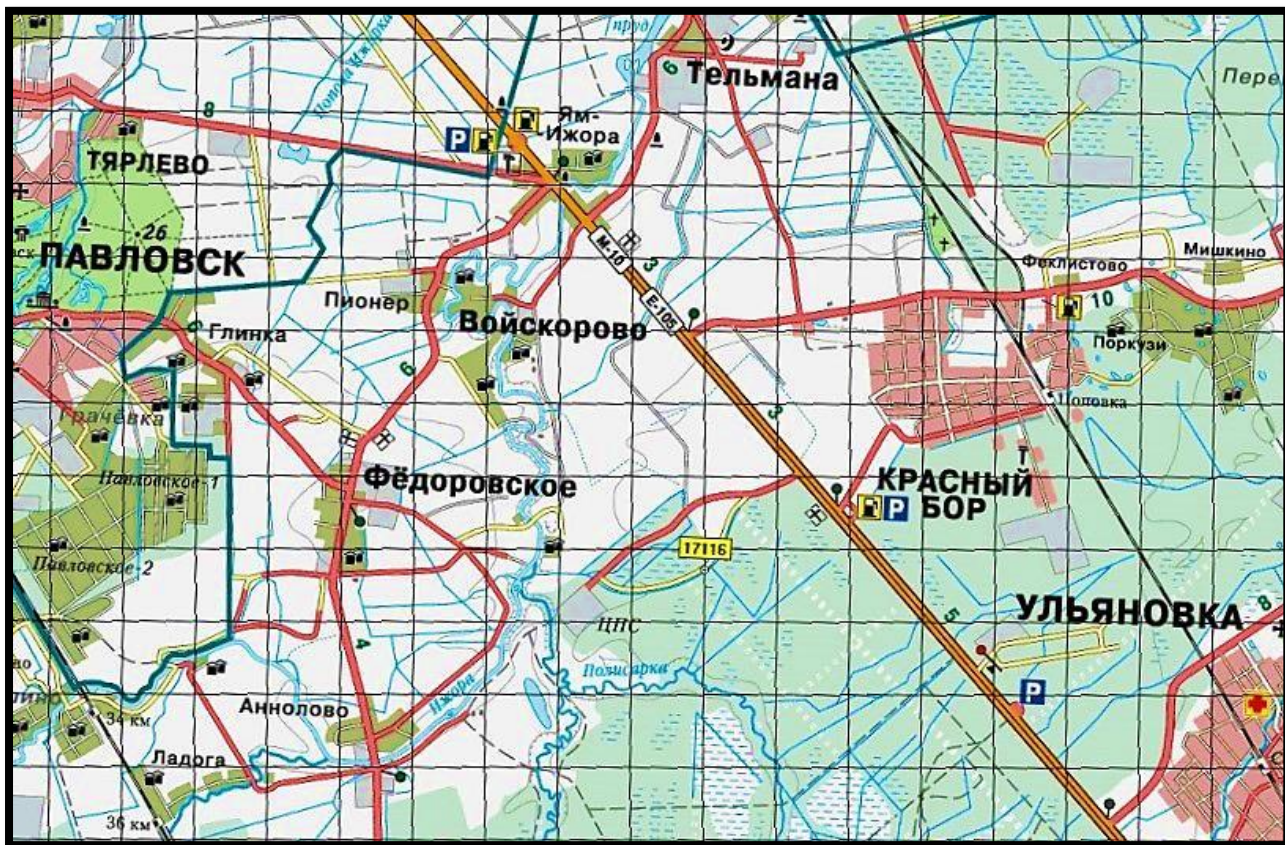


Рисунок 3.28 – Карта-схема полигона «Красный Бор» ($59^{\circ}42'28''$ с.ш., $30^{\circ}42'17''$ в.д.)

В целях предотвращения стока загрязненных вод на прилегающие земли, территория полигона обвалована. Вал отсыпан из утрамбованной кембрийской глины после снятия вскрышного слоя. В целях предотвращения попадания ливневых и талых вод с прилегающих земель на территорию предприятия, по внешнему контуру полигона пройдена нагорная канава для перехвата поверхностных вод, соединенная с магистральным каналом, впадающим в реку Большая Ижора.

Площадь полигона разделена на участки – «карты», между которыми проложены бетонированные и асфальтированные дороги, а также канавы – «кюветы».

Все промышленные отходы, принятые на полигон можно разделить на четыре технологические группы: жидкие отходы органического состава (растворители, эмульсии, нефтепродукты); жидкие отходы неорганического состава (отходы гальванических производств); твердые и пастообразные промышленные отходы; особо токсичные отходы, содержащие ртуть, цианиды, мышьяк и другие ядовитые вещества (I класс опасности).

На Полигоне накоплены следующие отходы:

- твердые, пастообразные органические и неорганические отходы (II, III, IV классов опасности); – жидкие органические и неорганические отходы с содержанием воды не более 60% (II, III, IV классов опасности);
- кислоты, в том числе электролиты, с концентрацией кислоты более 50%;
- отходы щелочей, в том числе растворы (гальваношлам);
- химические реактивы;
- отходы средств защиты растений (II, III, IV классов опасности);
- особо опасные отходы I класса опасности;
- аккумуляторы свинцовосодержащие, никельсодержащие, металлгидридные и литиевоионные, другие;
- грунт, загрязненный нефтепродуктами (IV класса опасности), грунт загрязненный тяжёлыми металлами (II, III классы опасности).

До 2014 года на полигон ежегодно свозили примерно 113 тыс. тонн отходов I-IV классов опасности. За годы эксплуатации образовалось 70 карт-котлованов, заполненные 2 млн. тонн токсичных отходов. В 2014 году их приём прекратился. Деятельность полигона сосредоточилась на безопасном содержании ранее накопленного вреда. До 2014 года 65 карт-котлованов полигона «Красный Бор» рекультивировали путём засыпки глиной, плодородным почвенным слоем и посевом травы. Ещё пять карт остаются открытыми, в них около 700 тыс. тонн жидких промышленных отходов. Самые опасные карты № 64, 68 временно укрыты геомембранным покрытием на понтонном основании.

Ранее на полигоне регулярно вспыхивают сильные пожары (в 2006 г., 2008 г., 2011 г., 2014 г.), сопровождающиеся выбросом в атмосферу вредных химических веществ. С 2014 года и по настоящее время по решению Тосненского городского суда Ленинградской области полигон отходы не принимает.

В соответствии с решением Хельсинской комиссии по защите морской среды Балтийского моря (ХЕЛКОМ) в 1993 г. полигон включён в перечень «горячих точек», а обеспечение его экологической безопасности является международным обязательством Российской Федерации (Кучаев А.В., Тесленко И.В., Купцова Н.М., Суслова Д.В. Природоохранные мероприятия на полигоне «Красный Бор». Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2018 году / Под ред. И.А. Григорьева, И.А. Серебрицкого. СПб.:

ООО "Сезам-принт", 2019. С. 330-334). В списке ХЕЛКОМ полигон «Красный Бор» является 23-ей «горячей точкой».

Результаты аналитического контроля поверхностных и подземных вод полигона «Красный Бор» зафиксировали систематические превышения ПДК по таким веществам как нефтепродукты, кадмий, свинец, никель, цинк, формальдегид, ртуть, фенол.

В 2010 г. Гринпис отобрал пробы воды из магистрального канала, идущего с территории полигона в Большую Ижорку. Концентрация ртути в воде оказалась в 56 раз больше предельно допустимого уровня, установленного для рыбохозяйственных водоемов, полихлорированных бифенилов – в 650 раз, фенолов – в 2100 раз. Следует учесть, что Большая Ижорка впадает в реку Ижора, а та в Неву, из которой проводится водозабор для питьевого снабжения населения Санкт-Петербурга.

Потенциальная опасность полигона обусловлена (Сводный отчет по горячим точкам Российской Федерации. Калининград: ООО «ЭкоММАК», 2013. 211 с.):

- расположением полигона выше водозабора Санкт-Петербурга и возможностью через существующую гидросеть влиять на качество воды в р. Нева (статья 3 пункт 2 Конвенции по защите морской среды района Балтийского моря, 1992 г.);

- размещением на полигоне более 1,5 млн. тонн промышленных токсичных отходов, причём не обезвреженными на 2003 г. в шести картах осталось около 600 тыс. тонн отходов.

3.21 Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вредными веществами вод полигона «Красный Бор»

Первичные данные для расчётов потенциальной опасности вредных веществ (ртуть, медь, свинец, кадмий, никель, железо, хром, фенол, ион аммония) в картах №64 и №68 были заимствованы из работы (Марова А.В. Методы обеспечения экологической безопасности полигона «Красный Бор» на основе рискологического подхода. Автореферат кандидатской диссертации. СПб: РГГМУ, 2011. 27 с.). Первичные данные для расчётов потенциальной опасности вредных веществ (ртуть, кадмий, никель, фенол, нефтепродукты, дибутилфталат), содержащихся в воде дренажной канавы вокруг полигона, были заимствованы из публикации Гринпис. Анализ отобранной представителями Гринпис пробы воды (26 апреля 2010 г.) был

проведён аккредитованной лабораторией ЗАО «Центр исследования и контроля воды». Концентрации вредных веществ (ртуть, железо, марганец, никель, свинец, медь, цинк, кобальт), содержащихся в магистральном канале, приведены в работе (Сводный отчет по горячим точкам Российской Федерации. Калининград: ООО «ЭкоММАК», 2013. 211 с.).

Результаты расчетов риска комбинированного действия вредных веществ для дафний и качество вод рассмотренных объектов представлены в таблице 3.26.

Таблица 3.32 – Уровни загрязненности металлами карт, внутреннего и кольцевого каналов

Объект	Риск комбинированный, $Risk_{comb}$	Качество воды	Класс качества
Карта №64	1,00	очень плохое	V
Карта №68	0,98	очень плохое	V
Магистральный канал	0,55	очень плохое	V
Дренажная канава	0,44	очень плохое	V

Как следует из таблицы 3.32, по величинам комбинированных рисков, комплексно учитывающих содержание вредных веществ, качество воды рассмотренных объектов характеризуется как «очень плохое» (Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вредными веществами полигона «Красный Бор». Высшая школа: научные исследования. Материалы Межвузовского научного конгресса (г. Москва, 27 сентября 2019 г.). М.: Издательство Инфинити, 2019. С. 180-189; Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Оценка токсичности необезвреженных отходов на полигоне «Красный Бор». Сборник тезисов Всероссийской научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого развития Российской Федерации». Том II. 14-15 марта 2019 года. СПб.: РГГМУ. С. 425-427).

3.22 Эколого-токсикологическая оценка загрязнённости металлами поверхностных вод некоторых заповедников

В соответствии с законодательством Российской Федерации государственные природные заповедники являются природоохранными, научно-исследовательскими и эколого-просветительскими учреждениями федерального значения, имеющими целью сохранение и изучение естественного хода природных процессов и явлений, генетического фонда растительного и животного мира, отдельных видов и сообществ растений и животных, типичных и уникальных экологических систем. Заповедники являются одним из типов особо охраняемых природных территорий (ООПТ) (Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Оценка загрязнённости поверхностных вод заповедников / Тезисы докладов ежегодной международной научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ». Санкт-Петербург, РГГМУ. 22-24 октября 2020 года. – СПб.: РГГМУ, 2020. – С. 526-528).

По состоянию на конец 2016 года на территории России действовало 103 государственных природных заповедника, суммарной площадью свыше 27 млн. га (без акваторий).

В проекте Государственного доклада «О состоянии и охране окружающей среды Российской Федерации в 2018 году» приведены концентрации свинца, кадмия и ртути в поверхностных водах некоторых заповедников. В связи с изложенным, цель исследования заключалась в оценке загрязнённости этими металлами поверхностных вод, расположенных на территориях заповедников.

По данным литературы о токсичности катионов металлов для дафний были построены математические модели, связывающие величины рисков (вероятности) летальных исходов при воздействии двухзарядных катионов металлов на дафний в широком диапазоне варьирования концентраций (Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Токсичность катионов металлов для дафний. Экологическая химия. Том 28, выпуск 5. СПб.: Изд-во Теза, 2019. С. 250-257).

Разработанный подход был использован для оценки загрязнённости металлами (ртутью, свинцом и кадмием) поверхностных вод некоторых заповедников РФ (таблица 3.33).

Таблица 3.33 – Загрязненности металлами поверхностных вод некоторых заповедников Российской Федерации в 2018 г.

Заповедник	Risk _{comb}	Качество воды	Класс качества
Кавказский БЗ	0,16	удовлетворительное	III
Приокско-Террасный БЗ	0,11	удовлетворительное	III
Баргузинский БЗ	0,27	очень плохое	V
Астраханский БЗ	0,12	удовлетворительное	III
Воронежский БЗ	0,07	хорошее	II
Яйлю	0,06	хорошее	II
Смоленское Поозерье	0,13	удовлетворительное	III
Байкальский БЗ	0,78	очень плохое	V
Волжско-Камский БЗ	0,02	очень хорошее	I
Центрально-Лесной БЗ	0,12	удовлетворительное	III
Кавказский БЗ	0,87	очень плохое	V
Приокско-Террасный БЗ	1,00	очень плохое	V

Как следует из данных, приведенных в таблице 3.33, загрязненность металлами поверхностных вод рассмотренных заповедников существенно варьирует от I до V классов качества. Обращает на себя внимание чрезвычайно высокий уровень загрязненности тяжелыми металлами поверхностных вод Баргузинского, Байкальского, Кавказского и Приокско-Террасного биосферных заповедников.

Выводы

1. Эколого-токсикологический подход к комплексной оценке загрязненности поверхностных вод суши является эффективным методом изучения водных объектов, различных по своим характеристикам.

2. Разработаны эмпирические линейно-экспоненциальные модели, связывающие фактические концентрации 40 индивидуальных загрязняющих веществ с величинами рисков (вероятностей) комбинированного действия острых токсических эффектов для представительного вида гидробионтов (*Daphnia magna*) в широком диапазоне варьирования концентраций.

3. Установлены статистически значимые соотношения между предельно допустимыми концентрациями (ПДК) металлов, органических соединений и средними летальными концентрациями для дафний при экспозиции 48 часов ($ЛК_{50}^{48}$).

4. Обоснована методика расчетов рисков комбинированного действия совокупности вредных веществ для дафний ($Risk_{comb}$).

5. Обоснована классификация качества вод некоторых пресноводных водных объектов по уровням их загрязненности вредными веществами на основе модели «разломанного стержня». При $Risk_{comb} = 0,00-0,04$ качество воды характеризуется как «очень хорошее», при $Risk_{comb} = 0,04-0,09$ – как «хорошее», при $Risk_{comb} = 0,09-0,16$ – как «удовлетворительное», при $Risk_{comb} = 0,16-0,26$ – как «плохое» и при $Risk_{comb} = 0,26-1,00$ – как «очень плохое».

6. Разработана эколого-токсикологическая методика комплексной оценки загрязненности поверхностных вод суши, совместно использующая гидрохимические и гидробиологические показатели, которые ранее использовались отдельно, в виде нового сочетания (новой математической модели).

7. Проведена оценка качества вод ($Risk_{comb}$) некоторых водных объектов (озеро Биенда-Стемме, озеро Имандра, Псковское озеро, река Большая Нева, Невская губа, река Великая, река Вуокса, некоторых малых озёр восточного Сикотэ-Алиня, некоторых заповедников Российской Федерации).

8. Выявлен «умеренный положительный» тренд загрязненности вод озера Биенда-Стемме (2003-2019 гг.) и вод Невской губы (2008-2018 гг.). Выявлен «заметный отрицательный» тренд загрязненности вод российской акватории

Псковского озера (2008-2018 гг.), реки Великая (2002-2017 гг.) и реки Большая Нева (2008-2018 гг.)

9. Качество сточных вод необезвреженных отходов на полигоне «Красный Бор» (карты №64 – $Risk_{comb} = 1,00$ и №68 - $Risk_{comb} = 0,98$, магистральный канал - $Risk_{comb} = 0,55$, дренажная канава - $Risk_{comb} = 0,44$) характеризуется как «очень плохое».

Список литературы

1. Алекин О.А. Основы гидрохимии / Отв. ред. С.В. Бруевич. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 444 с.
2. Александрова В.В. Биотестирование как современный метод оценки токсичности природных и сточных вод: Монография. — Нижневарт. гос. ун-та, 2013. — 119 с.
3. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с.
4. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учебное пособие. В 2 ч. Ч. 2. Методы биотестирования / Под ред. Чеснокова С. М., Чугай Н. В.. Влад. гос. ун-т. – Владимир: Изд-во Влад. гос. ун-та, 2008. – 92 с.
5. Биомониторинг состояния окружающей среды: учебное пособие / Под. ред. проф. Белюченко И.С., проф. Федоненко Е.В., проф. Смагина А.В. – Краснодар: КубГАУ, 2014. – 153 с.
6. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. – М.: Эдиториал УРСС, 1999. – 256 с.
7. Брагинский Л.Л., Буртная И.Л., Щербань Э.П. Токсичность синтетических моющих средств для массовых форм пресноводных беспозвоночных / Брагинский Л.П., Буртная И.Л., Щербань Э.П. // Экспериментальные исследования влияния загрязнений на водные организмы. – Апатиты: Кольский фил. АН СССР, 1979. С. 24—30.
8. Бубнов А.Г., Буймова С.А., Гушин А.А., Извекова Т.В. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды / Бубнов А.Г. и другие // Под общ. ред. Гриневича В.И. ГОУ ВПО Иван. гос. хим.-технол. ун-т. – Иваново: Ивановский государственный химико-технологический университет, 2007. – 112 с.
9. Ваганов П.А., Им М.С. Экологический риск: учебное пособие. – СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 1999. – 116 с.
10. Ваганов П.А., Им М.С. Экологические риски: учеб. пособие. Изд-е 2-е. – СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2001. – 152 с.

11. Воробейчик Е.Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень) / Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. – Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. – 280 с.
12. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. № 250-1163. – М.: 1986. – 5 с.
13. Гагарина О.В. Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы. – Ижевск: Удмурт. универ., 2012. – 199 с.
14. Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем: учебное пособие / Гальцова В. В., Дмитриев В. В. и другие. Санкт-Петербургский государственный университет. – СПб.: Издательство Наука, 2007. – 364 с.
15. Гиляров А.М. Связь биоразнообразия с продуктивностью – наука и политика: научное издание / Гиляров А. М. // Природа, 2001. – П. 2. – С. 20-24.
16. Гиляров А.М. Связь биоразнообразия с продуктивностью – наука и политика. Русский орнитологический журнал. Том 24. Экспресс-выпуск 1139. – СПб.: Издательство Русского орнитологического журнала, 2015. – С. 1578-1585.
17. Государственный водный реестр. Электронный ресурс: URL: <http://textual.ru/gvr>.
18. Дандамаев Д.К., Бекшоков К.С. Токсичность цианобактерий для различных гидробионтов // Модернизация образования. – 2018. – №3. – С.45-53.
19. Даринский А. В. География Ленинграда. — Л.: Лениздат, 1982. – С. 34-45.
20. Демешкин А.С. Геоэкологическая оценка состояния природной среды в районе расположения российского угледобывающего рудника Баренцбург на архипелаге Шпицберген. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. – СПб.: РГГМУ, 2015. – 181 с.
21. Дёмин Ю.Н., Граевский А.П., Демешкин А.С., Власов С.В., Крылов С.С., Лалетин Н.А. Состояние и тенденции изменения загрязнения окружающей среды в местах хозяйственной деятельности предприятий на архипелаге Шпицберген (посёлок Баренцбург и сопредельные территории) за период 2002-2010 гг. / Под ред. Шер-шакова В.М.. – СПб.: ААНИИ, 2011. – 316 с.
22. Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. – СПб.: Наука, 2004. – 294 с.

23. Дрейпер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ. – М.: Финансы и статистика, 1986. – 366 с.
24. Евсеева И.С. Эколого-гигиеническая оценка термической технологии уничтожения лекарственных средств, подлежащих утилизации. Диссертация на соискание ученой степени кандидата медицинских наук. – М.: Научно-исследовательский институт экологии человека и гигиены окружающей среды РАМН, 2006. – 225 с.
25. Жаворонкова Е.И. Эколого-географический анализ загрязненности водных объектов металлами (на примере Санкт-Петербурга и Ленинградской области). Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. – СПб.: РГГМУ. 2006. – 155 с.
26. Захарченко М.П., Кошелев Н.Ф., Ромашов П.Г. Гигиеническая диагностика водной среды. — СПб.: Наука, 1996. - 247 с.
27. Зубарев В.А. Гидрохимические индексы оценки качества поверхностных вод / Региональные проблемы. – Биробиджан: Издательство: Институт комплексного анализа региональных проблем Дальневосточного отделения РАН, 2014. – Т. 17. – №2. – С. 71-77.
28. Исидоров В.А. Введение в курс химической экотоксикологии: учебное пособие / В. А. Исидоров; С.-Петерб. гос. ун-т. – СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 1997. – 88 с.
29. Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию: учебное пособие. – СПб.: Химиздат, 1999. – 144 с.
30. Катона Э. Формирование и регулирование качества воды в Венгрии / Бюллетень по водному хозяйству СЭВ. – М., 1985. – №2 (36). – С. 75.
31. Кимстач В.А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества / Под ред. Кимстач В. А. Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – 48 с.
32. Киселёв А.В., Фридман К.Б. Оценка риска здоровью. Подходы к использованию в медико-экологических исследованиях и практике управления качеством окружающей среды. — СПб.: Международный институт оценки риска здоровью, 1997. – 103 с.

33. Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. – Хельсинки, 1992 г. – 23 с.
34. Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Рябченко В.А., Дворников А.Ю. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор-водоём (на примере Чудско-Псковского озера). – СПб.: Нестор. История, 2010. – 104 с.
35. Красовский Г.Н., Алексеева Т.В., Егорова Н.А., Жолдакова З.И. Биотестирование в гигиенической оценке качества воды / Гигиена и санитария. – 1991. – №9. – С. 13-16.
36. Красовский Г.Н., Жолдакова З.И. Сравнительная чувствительность человека и гидробионтов к действию токсических веществ / Обобщенные показатели качества вод-83. Практические вопросы биотестирования и биоиндикации. Тез. докл. Всесоюз. симпоз. Черноголовка, 2-4 февраля 1983 г. – Черноголовка, 1983. – С. 19-23.
37. Красовский Г.Н., Рахманин Ю.А., Егорова Н.А. Экстраполяция токсикологических данных с животных на человека. — М.: ОАО Издательство Медицина, 2009. – 208 с.
38. Кривошук А.Е. Голубая планета. Земля среди планет: Географический аспект – Москва: Мысль, 1985, – 212 с.
39. Кучаев А.В., Тесленко И.В., Купцова Н.М., Сулова Д.В. Природоохранные мероприятия на полигоне «Красный Бор». В кн.: Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2018 году / Под ред. Григорьева И.А., Серебрицкого И.А. – СПб.: ООО Сезам-принт, 2019. – С. 330-334.
40. Лесников Л.А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования. Теоретические вопросы биотестирования / Под ред. Лукьяненко В.И. – Волгоград, 1983. – С. 3-12.
41. Лозовой Д.В. Биологический способ обнаружения нефтяного загрязнения в водных средах. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Иркутск: Иркутск. Гос. ун-т, 2003. – 172 с.
42. Лозовик П.А., Фрумин Г.Т. Современное состояние и допустимые биогенные нагрузки на Псковско-Чудское озеро / Труды Карельского научного центра РАН. – 2018. – №3. – С. 3-10.

43. Лысенко Е.В. Комплексная оценка химического состава экосистем малых озер восточного Сихотэ-Алиня. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. – Владивосток: ФГБУН Тихоокеанский институт географии, 2018. – 123 с.
44. Мавляутдинова Г.С. Вопросы методологии оценки и расчета экологических рисков / Проблемы региональной экологии. – 2011. – №4. – С. 291-296.
45. Маймулов В.Г., Нагорный С.В., Шабров А.В. Основы системного анализа в эколого-гигиенических исследованиях. – СПб.: СПб ГМА им. Мечникова, 2000. – 342 с.
46. Макарова Н.В., Трофимец В.Я. Статистика в Excel. — М.: Финансы и статистика, 2002. – 368 с.
47. Марова А.В. Методы обеспечения экологической безопасности полигона «Красный Бор» на основе рискологического подхода. Автореферат кандидатской диссертации. – СПб.: РГГМУ, 2011. – 27 с.
48. Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Качество воды Нарвского водохранилища / Отв. ред. С.И. Богданов, Д.А. Субетто, А.Н. Паранина // Природное и культурное наследие: междисциплинарные исследования, сохранение и развитие. Коллективная монография по материалам VIII Международной научно-практической конференции, Санкт-Петербург, РГПУ им. А.И. Герцена, 28-29 октября 2019 года. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2019. – С. 448-451.
49. Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Оценка загрязнённости поверхностных вод заповедников / Тезисы докладов ежегодной международной научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ». Санкт-Петербург, РГГМУ. 22-24 октября 2020 года. – СПб.: РГГМУ, 2020. – С. 526-528.
50. Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Оценка токсичности необезвреженных отходов на полигоне «Красный Бор» / Сборник тезисов Всероссийской научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого развития Российской Федерации». Том II. 14-15 марта 2019 года. – СПб.: РГГМУ. – С. 425-427.
51. Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности вредными веществами полигона «Красный Бор» / Высшая

- школа: научные исследования. Материалы Межвузовского научного конгресса. Москва, 27 сентября 2019 г. – М.: Издательство Инфинити, 2019. – С. 180-189.
52. Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами озера Имандра / Отв. ред. С.И. Богданов, Д.А. Субетто, А.Н. Паранина // Геология, геоэкология, эволюционная география: Коллективная монография. Том XVIII. 20 декабря 2019. – СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2019. – С.207-210.
 53. Малышева Н.А., Фрумин Г.Т. Эколого-Токсикологическая оценка загрязнённости металлами реки Вуокса / Отв. ред. С.И. Богданов, Д.А. Субетто, А.Н. Паранина // География: развитие науки и образования. Том II. Коллективная монография по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXIII Герценовские чтения. Санкт-Петербург. РГПУ им. А.И. Герцена. 22-25 апреля 2020 года. – СПб: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2020. С. – 88-91.
 54. Маргалеф Р. Облик биосферы. – М.: Наука, 1992. – 214 с.
 55. Миколаш Я., Питтерман Л. Управление охраной окружающей среды. – М.: Прогресс, 1983. – 238 с.
 56. Минина М.В. Технологии информационной поддержки управления качеством питьевого водоснабжения урбанистических сообществ. Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук. – СПб.: РГГМУ, 2010. – 193 с.
 57. Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. – Апатиты: Издание Кольского научного центра, 1997. – 262 с.
 58. Мостеллер Ф. Пятьдесят занимательных вероятностных задач с решениями. — М.: Наука, 1975. – 112 с.
 59. Назаров Г.В. Чудско-Псковское озеро. Химический состав воды /Природные ресурсы больших озер СССР и вероятные их изменения. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – С. 110–114.
 60. Налимов В.В. Теория эксперимента. – М.: Наука, 1971. – 207 с.
 61. Нежиховский Р.А. Река Нева и Невская губа. – Л.: Гидрометеиздат, 1981. – 224 с.

62. Никаноров А.М., Циркунв В.В. Системы мониторинга качества поверхностных вод. – СПб.: Гидрометеиздат, 1994. – 108 с.
63. Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы: учебно-методическое пособие / сост. О.В. Гагарина. – Ижевск: Издательство Удмуртский университет, 2012. – 199 с.
64. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. – М.: Пищепромиздат, 1979. – 379 с.
65. Перечень рыбохозяйственных нормативов, предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М.: Изд-во ВНИРО, 1999. — 304 с.
66. Псковско-Чудское озеро / Науч. ред. Тимм Т., Раукас А., Хаберман Ю., Яани А. – Тарту: Eesti Loodusfoto, 2012. – 495 с.
67. Распоряжение Правительства РФ от 17.11.2008 № 1662-р (ред. от 28.09.2018). Электронный ресурс. <http://www.pravo.gov.ru>, – 02.10.2018.
68. Распоряжение Правительства РФ от 27.08.2009 № 1235-р (ред. От 28.12.2010, 14.04.2012). Электронный ресурс. <http://government.ru/docs/10049/>.
69. Рысбеков Ю. Х. Трансграничное сотрудничество на международных реках: проблемы, опыт, уроки, прогнозы экспертов / Под ред. В.А. Духовного. – Ташкент: НИЦ МКВК, 2009. – 204 с.
70. Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В. Озёра европейской части России. – СПб.: ЛЕМА, 2015. – 392 с.
71. Сводный отчет по горячим точкам Российской Федерации. – Калининград: ООО ЭкоММАК, 2013. – 211 с.
72. Семенов А.В. Гидрологическое обследование озера Биенда-Стемме (архипелаг Шпицберген) / Комплексные исследования природы Шпицбергена: Сборник материалов Третьей Междунар. конф. Мурманск. 19-21 марта 2003 г. Вып. 3. – Апатиты, 2003. – С. 127-136.
73. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. – Минск: Белорусская наука, 2011. – 329 с.
74. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды / Санитария и техническая гидробиология: Материалы I съезда Всесоюзного Гидробиологического общества. – М.: Наука, 1967. – С. 26-31.

75. Соколова С.А. Актуальные проблемы экологического нормирования качества воды рыбохозяйственных водных объектов / Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов: материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – С. 56-68.
76. Соколова С.А. Нормирование антропогенных веществ для оценки качества воды водных объектов / Контроль качества продукции. – М.: Рек.-инф. агентство Стандарты и качество, 2017. – №4. – С. 29-35.
77. Строганов Н.С., Филенко О.Ф., Лебедева Г.Д. и др. Основные принципы биотестирования сточных вод и оценка качества вод природных водоемов / Под ред. Лукьяненко В.И. // Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград, 1983. – С.21—29.
78. Тимофеева Л.А., Фрумин Г.Т. Трансграничные водные объекты. – СПб.: СпецЛит, 2017. – 159 с.
79. Токсикометрия химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М.: Центр международных проектов ГКНТ, 1986. – 428 с.
80. Тяптирганов М.М. Рыбы пресноводных водоемов Якутии (систематика, экология, воздействие антропогенных факторов). Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Якутск: Федеральный университет им. М.К. Аммосова, 2017. – 502 с.
81. Управление риском: Устойчивое развитие. Синергетика. – М.: Наука, 2000. – 431 с.
82. Фальковская Л.Н., Каминский В.С., Пааль Л.Л., Грибовская И.Ф. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. – М.: Наука, 1982. – 182 с.
83. Фальфушинская Г.И. Аккумуляция тяжелых металлов в тканях двустворчатого моллюска *Anonta cugnea* в водоемах аграрной и урбанизированной территории. – Тернополь: Тернопольский национальный педагогический университет им. В. Гнатюка, 2008. – С.180-189.
84. Фетисова Ю.А., Фрумин Г.Т. Динамика качества воды трансграничного Чудского озера / Труды Карельского научного центра РАН. – Петрозаводск, 2017. – №10. – С. 38-44.

85. Филенко О.Ф., Лазарева В.В. Влияние токсических агентов на общебиологические и цитогенетические показатели у дафний / Гидробиологический журнал. Вып. 3. – 1989. – С. 56—60.
86. Филимонов А.В. Управление эколого-экономическим риском при проведении оценки воздействия на окружающую среду. Диссертация на соискание ученой степени кандидата экономических наук. – Ростов-на-Дону: Рост. гос. строит. ун-т, 2004. – 193 с.
87. Фрумин Г.Т. Влияние природных и антропогенных химических факторов среды на человека / Экологическая химия. – СПб: Из-во Теза, 2013. – Том 22. – №2. – С. 114-125.
88. Фрумин Г.Т., Жаворонкова Е.И. Оценка риска воздействия металлов на гидробионты / Оценка и управление природными рисками. Материалы Всероссийской конференции «Риск-2003». – М.: Издательство Российского университета дружбы народов, 2003. – Том 2. – С.258-261.
89. Фрумин Г.Т., Жаворонкова Е.И. Токсичность и риск воздействия металлов на гидробионтов / Экологическая химия. – СПб.: Из-во Теза, 2003. – 12(2). С. 93-96.
90. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности тяжелыми металлами реки Большая Нева / Ученые записки РГГМУ. №57. – СПб: РГГМУ, 2019. – С. 117-125.
91. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Динамика загрязненности металлами Невской губы. Инновационные процессы в обществе, науке и образовании: монография / Под общ. Ред. Г.Ю. Гуляева – Пенза: МЦНС Наука и Просвещение, 2019. – С. 76-85.
92. Фрумин Г. Т., Малышева Н. А. Динамика качества воды Псковского озера (2000-2018 гг.). Труды Карельского научного центра РАН № 4. – Петрозаводск, 2020. – С. 32-40.
93. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Загрязненность тяжелыми металлами водных объектов реки Нарвы / География: развитие науки и образования. Сборник трудов конференции 18-21 апреля 2019 г. – СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2019. – С. 210-213.
94. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Оценка токсичности необезвреженных отходов на полигоне Красный Бор / Сборник тезисов Всероссийской научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и устойчивого

- развития Российской Федерации». Том II. 14-15 марта 2019 года. – СПб.: РГГМУ. – С. 425-427.
95. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Токсичность катионов металлов для дафний / Экологическая химия.– СПб: Из-во Теза, 2019. – Том 28. – №5. – С.250-257.
 96. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологическая оценка загрязненности металлами реки Большая Нева / Ученые записки РГГМУ.– СПб: РГГМУ, 2019. – №57. – С. 117-124.
 97. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологический подход к комплексной оценке поверхностных вод суши. Труды III Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития». – СПб.: ХИМИЗДАТ, 2019. – С.894-899.
 98. Фрумин Г.Т., Малышева Н.А. Эколого-токсикологический подход к комплексной оценке уровней загрязнённости водных объектов / Отв. ред. Субетто Д. А., Паранина А. Н. // Современные географические и междисциплинарные исследования: коллективная монография. — СПб.: Изд-во РГПУ им. А. И. Герцена, 2019. — С. 56-72.
 99. Фрумин Г. Т., Тимофеева Л. А. Трансграничные водные объекты и водосборы России: проблемы и пути решения / Биосфера. – 2014. – Т.6. – №1. – С. 174-189.
 100. Фрумин Г.Т. Экологически допустимые концентрации металлов в реках Санкт-Петербурга / Экологическая химия. – 2015. – Т. 24. – №2. – С. 105-110.
 101. Фрумин Г.Т. Экологическая токсикология (экотоксикология). Курс лекций. – СПб.: РГГМУ, 2013. – 180 с.
 102. Хоружая Т.А. Оценка экологической опасности. Обеспечение безопасности, методы оценки рисков, мониторинг. – М.: Из-во Книга сервис, 2002. – 208 с.
 103. Чертопруд М.В. Модификация метода Пантле – Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макробентоса / Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29. – № 3. – С. 337-342.
 104. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
 105. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues ©Arctic Monitoring and Assessment Programme, 1998 Published by Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. Электронный ресурс. URL: <https://www.amap.no/documents/download/100/inline>

106. AMAP Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic © Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2005 Published by Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. Электронный ресурс. URL: <https://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2002-heavy-metals-in-the-arctic/> 97
107. Akira Okamoto, Masumi Yamamuro and Norihisa Tatarazako. Acute toxicity of 50 metals to *Daphnia magna* / *Journal of Applied Toxicology*. 35:824. – 2015. – 830 p.
108. G.T. Frumin, A.S. Demeshkin, V.A. Obiazov, N.A. Malysheva, A. Paranina. Ecological and toxicological assessment of heavy metal pollution of the Bienda-Stemme Lake (West Spitsbergen) / 5th International Conference "Arctic: History and Modernity". IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 539 012034. – 2020. – P. 1-6.
109. Gleick, P.H. «Water in Crisis: A guide to the World's Freshwater Resources / Oxford University Press. 1993. <http://www.yemenwater.org/wp-content/uploads/2013/03/Gleick-Peter.-1993.-Water-in-crisis.pdf>.
110. Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der pflanzen Saprobie. Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft. Bd. 26a. – 1908. – S. 505-519.
111. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach. Bd. 96. – 1955. – S. 604-618.
112. Shannon, C.E., Weaver W. The Mathematical Theory of Communication. Urbana (Illinois). Univ. of Illinois Press. – 1949. – 345 p.
113. Starzeska A., Pasternak K., Ostrowsky M. Próba klasyfikacji czystości wody w oparciu o wybrane bakteriologiczne i chemiczne cechy / *Acta hydrobiol.* V. 4. – 1979. – P. 397–402.
114. Tumpling W. Über die Zusammenhänge zwischen bestimmten Faktoren der Wasserbeschaffenheit in Fließgewässern / *Wasserwirtschaft Wassertechnik*. – 1970. – V.3. – P.77–81.
115. United Nations Educational / Scientific and Cultural Organization // «The United Nations World Water Development Report 2019 «Leaving no one Behind», <http://ru.unesco.kz/un-world-water-development-report-2019-leaving-no-one-behind>. – C. 14.