

Санкт-Петербургский государственный университет

ДУДОРКИН Егор Сергеевич

Выпускная квалификационная работа

*Оценка воздействия на мелководную арктическую экосистему на основе
имитационного моделирования и лабораторного эксперимента*

Уровень образования: магистратура

Направление 05.04.04 «Гидрометеорология»

Основная образовательная программа: «Гидросфера и атмосфера: моделирование и прогноз»

Научный руководитель: д.г.н., проф.,
профессор кафедры гидрологии суши СПбГУ
ДМИТРИЕВ Василий Васильевич

Рецензент: к.г.н., доцент
ПРИМАК Екатерина Алексеевна

Санкт-Петербург
2023

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
Глава 1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ	6
1.1. Базовые понятия оценочных исследований	6
1.2. Основные аспекты изучения водных экосистем, их эмерджентных свойств и системных эффектов	11
1.3. Основы системного моделирования	15
1.4. Формулировка проблемы исследования и основной задачи в рамках научной проблемы	20
Глава 2. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНУЮ АРКТИЧЕСКУЮ ЭКОСИСТЕМУ	25
2.1. Место эксперимента в науке	25
2.2. Методика проведения серии лабораторных экспериментов	27
2.3. Обоснование выбора модели водной экосистемы	35
2.4. Разработка сценария моделирования в AQUATOX	37
Глава 3. ИНФОРМАЦИОННАЯ БАЗА КЛЮЧЕВОГО РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ	48
3.1. Основные черты природной среды Кольского залива	48
3.2. Экосистема Кольского залива	53
3.3. Техногенные загрязнители	56
Глава 4. РАЗРАБОТКА ПОДХОДА К ОЦЕНКЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНУЮ ЭКОСИСТЕМУ НА ОСНОВЕ ЛАБОРАТОРНЫХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ И ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ	59
4.1 Результаты лабораторных экспериментов	59
4.2 Результаты моделирования	66
4.3 Оценка воздействия на ключевой объект исследования на основе разработанного подхода	70
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	72
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	75

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования

В последнее время научное сообщество все больше уделяет внимания динамике и функционированию морских экосистем полярных регионов, где они являются наименее изученными и наиболее уязвимыми. Это происходит на фоне глобального потепления и постоянно увеличивающейся антропогенной нагрузки. Действительно, в настоящее время освоение прибрежной зоны по всему миру отличается невероятными темпами: происходит разрастание городов на берегу морей, идет интенсивное развитие судоходства, появляется все больше рекреационных зон, куда массово стекаются туристы, увеличиваются объемы вылова биоресурсов, разрабатываются новые месторождения нефти и газа, которыми богата шельфовая зона. Но вместе с этим, происходят существенные изменения в морских экосистемах (в частности, в прибрежных), и в будущем это может выразиться в негативных системных эффектах и вызвать необратимые последствия. Кроме этого, всё более усиливается интерес к функционированию арктических экосистем в связи с исследованиями по влиянию глобального потепления на окружающую среду северных регионов.

Актуальность темы и решаемой научной проблемы обусловлена также важностью выявленного еще в конце XIX века роста приземной температуры воздуха в Арктике примерно в два раза быстрее, чем в среднем по Земному шару. Это явление известно, как Арктическое усиление (АУ). Подобное ускорение глобальных температурных изменений присуще также и Антарктике, однако там в нынешних условиях оно проявляется сравнительно слабо. АУ является результатом одновременного проявления климатических обратных связей, обусловленных взаимодействием атмосферы, суши, океана и морского льда, а также меридиональным обменом энергией (обменом теплом и влагой) между низкими и высокими широтами. Прямое следствие современного АУ – быстрое сокращение площади морского льда в Арктике, что открывает новые экономические возможности, связанные с интенсификацией навигации по Северному морскому пути и добычей полезных ископаемых на арктическом шельфе. Несмотря на значительные успехи в понимании механизмов АУ, достигнутые в последнее десятилетие, сочетание этих механизмов с изменениями экологических факторов, определяющих скорости массообмена в водных экосистемах и трансформацию экологических функций изучено слабо и остается во многом неопределённым.

Актуальность исследования подтверждается также необходимостью совершенствования системы диагностического и прогностического мониторинга водных объектов для получения количественных показателей, характеризующих специфику,

степень и масштаб воздействия, и ответную реакцию природных экосистем на оказанные воздействия. Это позволит оценить допустимость оказанных воздействий и сделать вывод о том, способна ли водная экосистема сохранить свои свойства и параметры режимов после воздействия на нее или она перейдет в другой класс (состояния, качества, благополучия и др.), окажется трансформированной и уязвимой к воздействию.

Объектом исследования в работе служит Кольский залив Баренцева моря.

Предметами исследования являются: оценка токсического воздействия на гидробионты и водную экосистему Кольского залива, системные эффекты и системные свойства арктических экосистем, ответная реакция гидробионтов и экосистемы на токсическое воздействие.

Цель работы – оценка допустимых воздействий на арктическую экосистему Кольского залива на основе лабораторных экспериментов и имитационного моделирования.

Обозначенная цель исследования может быть достигнута посредством последовательной постановки и решения следующих задач:

1. Обобщить методологические основы разработки экологических моделей и постановки лабораторных экспериментов;
2. Провести анализ имеющейся информации по состоянию и антропогенному воздействию на экосистему ключевого района, оценить изменения, происходящие в компонентах экосистемы в условиях интенсивного загрязнения;
3. Разработать подход по оценке воздействия на водную экосистему на основе токсикологического эксперимента и имитационного моделирования;
4. Оценить воздействие и ответную реакцию гидробионтов и экосистемы в целом на водную экосистему на основе разработанного подхода.

Основу работы составили материалы и литературные данные по изучению внешнего воздействия на водные экосистемы, их функционирование и происходящие изменения в условиях антропогенной нагрузки.

В методы исследования входят: аксиология и аксиометрия, аналитические методы, методы системного анализа, методы планирования и проведения токсикологических экспериментов, методы статистической обработки экспериментальных данных, методы оценки и анализа временных рядов, системного моделирования и прогнозирования.

Научная новизна. Автором проведен комплексный анализ информации по основным группам загрязнителей, их источникам, масштабам и специфике воздействия на водные организмы и экосистемы; разработана методическая основа проведения лабораторного токсикологического эксперимента. Модель «AQUATOX» впервые

применена автором для исследуемого района и выполнения поставленных задач. В основе разработанного автором оригинального подхода лежит сочетание возможностей:

- 1 - токсикологических лабораторных экспериментов с биологической мишенью;
- 2 - моделирования скоростей массообмена на основе выделенных экологических мишеней (процессы роста, питания, размножения гидробионтов);
- 3 - исследования на имитационной модели качественных и количественных изменений биологических компонентов экосистемы в чистых экосистемах (отсутствие токсиканта в воде) и под влиянием антропогенной нагрузки (с учетом задания различных концентраций токсиканта, в том числе по итогам лабораторных исследований).

На этой основе намечены пути оценки воздействия на экосистему в целом, возможности оценки эмерджентных свойств и системных эффектов при токсическом воздействии на водный объект.

Практическая значимость. Результаты работы могут быть использованы для решения вопросов, связанных с улучшением естественного экологического состояния Кольского залива и снижением уровня его загрязнения. Также, проведение экспериментов позволили вычислить предельно допустимые концентрации воздействующего токсиканта на жизнеспособность водной экосистемы.

Личный вклад автора. Личный вклад автора выразился в: 1 - сборе и анализе информации из открытых метеорологических, гидрологических, океанографических, биологических баз данных, литературных источников, а также научных отчетов публикуемых в рамках стандартов раскрытия экологической информации; 2 - разработке и апробации на конкретных природных объектах методики оценки воздействия токсикантов на морскую водную среду и биоту; 3 – планировании и выполнении лабораторных экспериментов по оценке токсикологического воздействия на водную экосистему в лаборатории О.Ю. Шмидта (АНИИ); 4 – разработке и выполнении сценариев для численного моделирования функционирования морской экосистемы на основе модели «AQUATOX» Агентства по охране окружающей среды США; 5 - анализе результатов, полученных в ходе экспериментальных лабораторных исследований и анализе результатов моделирования.

Структура и объем выпускной квалификационной работы. Работа состоит из введения, четырех глав, заключения и списка использованных источников, который включает в себя 77 наименований, в т.ч. 15 на иностранных языках. Общий объем работы составляет 80 страниц машинописного текста, содержит 42 рис., 1 табл.

Глава 1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

1.1. Базовые понятия оценочных исследований

Оценочный метод исследования объекта находит отражение в решении множества научных задач – в первую очередь, для определения количественных значений признаков, свойств, критериев, состава при изучении ключевого объекта, процесса, явления. Такие значения можно получить несколькими способами: на основе экспериментальных данных, данных, полученных при помощи моделирования – на этапе разработки параметров моделей, которые также выявляются в ходе экспериментов или статистических методов, а также из результатов моделирования в серии планируемых модельных экспериментов.

Можно ввести следующее понятие *«оценки»* – это субъективное отношение исследователя к исследуемому объекту (который подлежит оценке) или его свойству, выявление значимости этого объекта в целом или его компонентного состава и свойств на основе их соответствия определённым уровням и нормам (регламентам и нормативам).

Из этого следует, что выявление положительной или отрицательной *«значимости»* для субъекта оценочных результатов формирует его представление об изучаемом объекте, который может быть представлен природными (природно-антропогенными) образованиями различного масштаба (системами) и их составными частями (подсистемами). Среди основных свойств, которые оцениваются, можно выделить аддитивные (простые) и неаддитивные (сложные) свойства и качества. К первым можно отнести химический и биологический состав, ко вторым – продуктивность системы, качество и токсическое загрязнение среды, устойчивость экосистемы, её благополучие/неблагополучие, степень трансформации и т.д. При этом, выбранные изначально характеристики, которые будут классифицировать уровень оцениваемого свойства, не обязательно могут быть представлены одной или двумя характеристиками – их может быть достаточно много. Это в итоге образует довольно сложную систему многокритериальной оценки состояния системы с большим количеством взаимосвязанных компонентов и системных эффектов (неаддитивных, эмерджентных, интегративных свойств).

Выявление количественных значений характеристик, подлежащих оценке и определение значимости сложных природных объектов и их свойств основано на следующих понятиях: показатель, признак, критерий (рис. 1), совокупность, комплекс, система и производных от них – единичная оценка, комплексная оценка, многокритериальная оценка, интегральная оценка (Дмитриев, 2000).



Рис. 1. Признак, показатель, критерий в оценочных исследованиях.

Кроме этого, в вышеприведенную схему можно также включить несколько понятий: 1) *«критерий оптимальности»* (англ. optimality criterion) – частный случай признака, по которому жизнедеятельность системы в данный промежуток времени считается наилучшим из всех возможных вариантов ее жизнедеятельности; 2) *«экологический критерий»* – признак, на основании которого проводится оценка или классификация экологических систем, процессов и явлений.

Ниже на рисунке 2 представлены основные виды оценивания состояния водных объектов и внешних воздействий на них.

Главной отличительной чертой сложной системы является большое количество взаимосвязанных компонентов (качеств), объединенных общей структурой в единую сложную систему. Они характеризуются с помощью аддитивных и неаддитивных параметров системы. Сложные системы и их свойства нельзя изучать простым разделением на составные части, здесь нужна методология системного подхода. Несмотря на это, в практике исследования водных экосистем можно встретить работы, в которых в основу состояния системы положен один или несколько компонентов, которые иногда называют «слабым звеном». На основе такого исследования делаются выводы о допустимом воздействии на систему в целом.

ЕДИНИЧНЫЕ ОЦЕНКИ (ПРЯМЫЕ И КОСВЕННЫЕ)

Представляют собой оценки по отдельным исходным характеристикам путем сопоставления с некоторыми уровнями и нормами. В качестве «нормы состояния» может использоваться ПДК (антропоцентризм), фоновое значение, критическое значение (летальная доза, летальная концентрация, эффективная концентрация), (биоцентризм). Это, как правило, покомпонентные (попарные) прямые и косвенные оценки, определяющие положительную или отрицательную значимость объекта или его свойств (Дмитриев, 2020).

КОМПЛЕКСНЫЕ ОЦЕНКИ

Это перспективные, но наименее разработанные и унифицированные оценки. Они многочисленны и разнообразны, часто содержат оговорки и допущения, которые не позволяют с должной адекватностью воспринимать и далее использовать их в практической деятельности. Комплексные оценки (в т.ч. на основе ГИС) в настоящее время представляют собой довольно разнородную систему методов. На наш взгляд, к ним относятся балльные, балльно-индексные оценки различной степени формализации.

МНОГОКРИТЕРИАЛЬНАЯ ОЦЕНКА

Предполагает проведение процедуры свертывания информации, представляющее собой процесс, который базируется на четко сформулированных принципах выбора наиболее информативных переменных - индексов состояния (гидрохимические индексы, гидробиологические индексы и др.) Введенный термин "многокритериальная оценка" (Дмитриев, 1994; Дмитриев, 1995) отражает методологическую основу оценки воздействия на природные экосистемы, при помощи построения интегральных показателей по совокупности репрезентативных критериев оценивания.

ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА

Предполагает наличие этапа, связанного с объединением в одно целое ранее разнородных (многокритериальных) оценок с учетом весомости их вклада в общую оценку. Интегральная оценка отличается от многокритериальной оценки наличием нескольких уровней свертки показателей. Таким образом, это многокритериальная и многоуровневая оценка одновременно.

Рис. 2. Единичные, комплексные, многокритериальные, интегральные оценки в практике экологических оценочных исследований.

Первым этапом оценки состояния водных эко- и геосистем и их эмерджентных свойств является формирование представлений об объектах и предметах исследования: трофическом состоянии (продукционном потенциале), качестве и загрязнении среды (воды), степени антропогенной трансформации, устойчивости объекта к изменению параметров естественного и антропогенного режимов, экологическом статусе (ЭС), экологическом благополучии (ЭБ), экологической ценности. Во всех случаях авторы должны определить свое отношение к объекту и предмету исследования, ввести необходимую аксиоматику. Выделение факторов, влияющих на оцениваемые свойства систем, или перечень необходимых и достаточных признаков, отражающих явления, процессы, химический и биологический состав компонентов, включаемых в интегральную оценку, выполняется на основе аксиологического подхода (общая теория ценностей, учение о природе ценностей), аксиометрии (экологической квалиметрии), и обусловлено возможностью получения натурной информации о требуемых показателях для количественной интегральной оценки. При обсуждении этого вопроса приходим к выводу о том, что на интегральной основе могут оцениваться также: вектор состояния системы, ее

экологический потенциал, природный капитал, экологические функции; степень благополучия или трансформации системы, степень экологической напряженности, экологическая ценность, степень и результат воздействия на систему. На этой же основе в последние годы стала формироваться методология оценки «мульти-опасных явлений» («multi-hazards», «мульти-ОЯ») и рисков («мульти-риски») при определении интегрального риска от совокупности ОЯ в целом, а также таких свойств геосистем (экосистем), которые характеризуют количество энергии, требующейся для создания единицы биомассы на разных трофических уровнях (энмергия) или величины отклонения системы от равновесного состояния с окружающей средой (эксергия), измеренного в единицах информации и/или энергии (Зилов, 2006, 2010; Jorgensen, 2005; Дмитриев, 2020).

Среди основных качеств сложных систем выделяется большое количество взаимосвязанных компонентов (рис. 3) – сложность структуры; нелинейность связей; сложность поведения – выбор решения, стратегической цели; простые и сложные системные параметры. Примеры неаддитивных свойств сложных систем: устойчивость и родственные ей понятия (уязвимость, чувствительность, инертность, пластичность, упругость, резистентность, стабильность, восстанавливаемость и т.п.) для экосистем, надежность, целостность, повторяемость, интегративность, эмерджентность и др. *Эмергентность* (эмержентность, эмерджентность) сложной системы – наличие у системы свойств, не присущих ее компонентам по отдельности, характеризующих систему в целом, её т.н. интегративные свойства. Таким образом, методологически нецелесообразно сводить оценку состояния сложной системы к оценке ее компонентного состава, представленного единичными и/или комплексными оценками. В тоже время диагностика (диагностический анализ) компонентного состава и свойств системы и скрытых от непосредственного наблюдения скоростей массообмена между компонентами, является первым этапом оценочных мониторинговых исследований.



Рис. 3. Свойства сложных систем по литературным обобщениям (Дмитриев, 2020)

Согласно В.В. Дмитриеву, экологическое состояние водного объекта можно трактовать как характеристику водного объекта в определенный момент времени его функционирования (Дмитриев, 2000). Кроме этого, состояние водного объекта основано на рассмотренных ранее понятиях –показатель, признак, критерий, комплекс, система и производных от них, например, комплексная оценка, многокритериальная оценка и др. (Дмитриев, 1994; Дмитриев, 1996; Дмитриев, Фрумин, 2004; Гальцова, Дмитриев, 2007).

Тогда, проблемы оценки состояния объекта или системы выражаются в анализе параметров состояния, выявлении интервалов их естественного колебания и определении их критических значений. Данный этап именуется автором *«диагностикой состояния»* или *«экологической регламентацией»* (Дмитриев, 2000). Экологическая регламентация – это определение нормы состояния экосистемы на основе анализа параметров состояния, интервалов их естественного колебания, выявлении пороговых и критических величин параметров, при которых сохраняется «портрет экосистемы» (вектор состояния экосистемы). Таким образом, регламентируется – состояние природной системы, а нормируется – воздействие на нее. Автором вводится термин *«норма состояния»* экосистемы – это состояние экосистемы, при котором сохраняется ее структура и биоразнообразие, остается неизменным режим жизнедеятельности, динамика процессов массообмена протекает так, что изменения параметров режимов обусловлены только естественно-исторической фазой развития изучаемого природного объекта и этот объект может функционировать без существенных изменений реально неограниченное время (Дмитриев, 2000).

Способность системы сохранять свои свойства, системные функции и параметры режимов в условиях внутренних и внешних воздействий (естественных и антропогенных) называется автором устойчивостью. В современной экологической литературе термин *устойчивость* чаще всего используется в следующих значениях. *Инертность системы* – способность экосистемы сохранять при внешнем воздействии исходное состояние в течение некоторого времени; *пластичность системы* – способность экосистемы переходить из одного состояния равновесия в другое, сохраняя при этом внутренние связи; *восстанавливаемость системы* – способность экосистемы возвращаться в исходное состояние после временного внешнего воздействия. Первые два понятия трактуются как *адаптационная устойчивость*, третье – как *регенерационная*. Выделяется, т.н. «потенциальная устойчивость» – устойчивость к изменению параметров только естественного режима (физико-географические условия, климат, гидрологические параметры). Этот термин далее используется при формулировке представления об экологическом (геоэкологическом) статусе водного объекта, в который включаются: оценка способности продуцировать органическое вещество (первичная продукция), оценка

качества и токсического загрязнения воды (и донных отложений) и потенциальная устойчивость системы (Дмитриев, 2020; Седова, Дмитриев, 2020; Дмитриев, Огурцов, Седова и др., 2020).

Следующий ключевой термин – *«норма воздействия на экосистему»* – основан на совокупности существующих подходов к проблеме экологического нормирования, под которым понимается получение ответной реакции экосистемы в целом при внешних возмущениях, направленных на нее. При оценке воздействия выявляются экологические нормативы допустимой техногенной нагрузки на экосистемы на основе экологических регламентов.

Следовательно, норма воздействия на экосистему – это отклонение условий среды от «привычных», не вызывающее переход системы из одного класса состояния в другой (при этом каждый класс характеризуется своим набором определенных критериев). Под оценкой воздействия нами понимается количественная (интегральная) оценка ответной реакции экосистемы в целом на антропогенное воздействие на основе «антропогенно-трансформированного портрета экосистемы» (Дмитриев, 1994, 2020).

В развитие данного подхода, в качестве слабого звена можно выбрать подсистему или экологическую функцию системы и обосновать «норму воздействия» на основе экспериментов с подсистемой (экологической функцией). В нашем подходе это направление соответствует п.2 на стр.5 в разделе «научная новизна» работы. Открытым для обсуждения в этом случае остается обоснование выбора необходимых и достаточных субиндексов, характеризующих состояние подсистем и/или экологических функций (биопродукционной, деструкционной и др.).

1.2. Основные аспекты изучения водных экосистем, их эмерджентных свойств и системных эффектов

В современном мире нарастают тенденции воздействия человека на окружающую среду, что отражается как в положительном, так и в отрицательном результате этого влияния. Исходя из этого, на первый план выходит исследование системных свойств (эффектов) и системных функций природных систем – какие из них сильнее всего подвергнутся внешним воздействиям, каковы критические параметры конкретных возмущений (пределы воздействия), которые могут дестабилизировать различные экосистемы. Не на все вопросы сегодня находятся явные ответы, однако в изучении многих из них отмечается определенный прогресс.

Исследования в области окружающей среды и рационального природопользования включают в общей сложности два основных направления. Первое – теоретико-методологическое, изучающее следующие вопросы:

- Изучение и классификацию потенциально возможных воздействий на природные и антропогенные экосистемы;
- Разработку количественных оценок последствий воздействия на экосистемы;
- Управление динамикой экосистем с учетом критических значений их параметров.

Второе направление – практическое (прикладное), которое основано на определенных расчетах возможных последствий естественных и антропогенных возмущений на компоненты экосистем. Включает в себя следующие составляющие:

- Оценка текущего состояния экосистем;
- Нахождение значений различных компонентов экосистем, находящихся в состоянии равновесия;
- Изучение динамики экосистем и их компонентов;
- Изучение устойчивости экосистем к возможным воздействиям.

Исторически при изучении геосистем значительное внимание уделялось именно вопросу устойчивости различных экосистем. В 1990-е годы в западной литературе появился мем: здоровая (экологически благополучная) система – это устойчивая система. В дальнейшем было показано, что устойчивость это одно из интегративных свойств системы, которое, наряду с другими интегративными свойствами может учитываться в оценке состояния сложных природных систем. Один из важнейших вопросов сегодняшней повестки дня, который обсуждается учеными, является вопрос о предельно допустимых воздействиях на природные и общественные системы, их отдельные подсистемы и интегративные свойства систем, после которых система может либо сохранить класс, в котором она прибывала до воздействия, либо перейти в другой класс и дальше развиваться в пределах этого класса до следующего воздействия. Эта большая проблема пока не имеет однозначных рекомендаций и унифицированных подходов. В этой области до сих пор ведутся активные исследования и поиски рациональных решений.

В географических работах проблеме устойчивости экосистем также уделяется много внимания. Так, уже в 1982 году Институтом географии АН СССР было проведено рабочее совещание по проблеме устойчивости геосистем, после чего в 1983 году был опубликован сборник статей этого совещания (Устойчивость геосистем, 1983). Первый международный симпозиум по проблеме оценки состояния и устойчивости геосистем прошел в 1992 г. в Пушкино на Оке в Институте почвоведения и фотосинтеза АН СССР (Оценка состояния, 1992).

Если попытаться разобраться в самом термине «*устойчивость*», то можно заметить, что он является достаточно перегруженным в смысловом плане. Действительно, сейчас

можно увидеть такие словосочетания как «устойчивость экосистем», «устойчивость ландшафтов», «устойчивость окружающей среды» и т.д. При этом, различные понятия «устойчивости», сформулированные разными авторами, несут в себе неодинаковый смысл. Таким образом, для начала необходимо провести анализ существующих определений, используемых при оценке устойчивости, тем самым отобразив их многообразие и сформировать своё представление об устойчивости сложных систем. Обзор проблемы и современные особенности оценки устойчивости приведены в обзорной работе В. В. Дмитриева (2020).

Понятие устойчивости на протяжении длительного времени было изучено и охарактеризовано рядом авторов. Это находит отражение в следующих работах: Арманд (1988), Ю.Г. Липец (1987), Дьяконов (1979), Свирижев (1978) и др.

В.А. Светлосановым было введено три понятия, связанных с устойчивостью – простая, эластичная и упругая стабильности природных экосистем (Светлосанов, 2009; Svetlosanov, 1984). Эластичная стабильность – это способность экосистемы вернуться в положение равновесия после непродолжительного воздействия, если временной интервал между различными воздействиями меньше, чем время, которое нужно системе для возвращения в устойчивое состояние. Когда имеется только одно положение равновесия, то говорят, что экосистема стабильна или нестабильна, в зависимости от того, насколько она устойчива к различным воздействиям.

Холлинг предложил выделить у систем два свойства – «stability» и «resilience», которые переводятся на русский язык как стабильность (устойчивость) и упругость соответственно (Holling, 1973). Стабильность характеризуется способностью экосистемы возвращаться в начальное устойчивое состояние после определенного воздействия на нее за период времени. Упругость экосистемы означает ее способность переходить из одного устойчивого состояния в другое при оказании внешнего воздействия.

В.Б. Сочава связывал понятие устойчивости с понятием инварианта в геосистеме. Говоря о понятии инварианта, которое зародилось в физике, автор утверждал, что у геосистемы имеются определенные свойства, остающиеся неизменными при проходящих в этой геосистеме динамических процессов различного масштаба (Сочава, 1978).

Все эти термины отражают глубину и многообразие понятий устойчивости. Это только небольшая часть примеров определений, предложенных различными авторами на протяжении изучения данной проблемы.

Таким образом, можно сделать вывод, что когда речь идет об устойчивости экосистем, то следует принять во внимание следующие моменты. Имеется некоторая экосистема, испытывающая различного рода возмущения (антропогенного или природного

характера). В результате этих возмущений определенные параметры (иногда и целые компоненты) экосистемы могут быть подвержены положительным или отрицательным изменениям. Поэтому, чтобы количественно интерпретировать результаты оценки устойчивости, в первую очередь необходимо определить какие возмущения воздействуют на изучаемую экосистему и каковы значения критических параметров и компонентов, оказывающих подавляющее влияние на устойчивость конкретной экосистемы. Отсюда следует, что, при оценке устойчивости экосистемы по большей части говорят о ее относительной устойчивости к рассматриваемым типам возмущений.

Исходя из всего вышеперечисленного, можно сформулировать рациональное определение «устойчивости экосистемы»: устойчивость экосистемы, подверженной различным возмущениям, есть ее способность сохранить внутренние структурные связи и находиться внутри одной и той же области равновесного состояния.

Применительно к подходам изучения оценки воздействия водных экосистем следует рассмотреть такое понятие, как *экологическое нормирование*. Экосистемные принципы нормирования вредного воздействия на элементы природной среды являются одной из важнейших частей управления состоянием природных ресурсов.

Среди подходов, касающихся норм вредного воздействия, оказанного на экосистемы, можно выделить две модели изучения.

Первая модель основывается на методах нормирования отдельных показателей экосистем, которые затем оцениваются на основе сравнения с определенными эталонами. Второй подход характеризуется построением математических моделей, с помощью которых можно выявить механизмы отклика экосистемы на внешние воздействия.

Следуя перечисленным выше подходам, можно выявить и исследовать критические значения параметров экосистем, при которых их функционирование отличается неспособностью сохранять свои свойства и параметры режимов при внешнем воздействии.

При экологическом нормировании, как правило, большую роль играет адаптационная составляющая, с помощью которой можно получить количественные оценки уровня уязвимости определенных экосистем.

Кроме выбора нужного подхода для исследования экосистемы, необходимо подобрать оптимальные критерии, по которым будет производиться оценка воздействия.

Для выбора критериев уязвимости в первую очередь нужно обозначить предъявляемые к экосистеме требования. Так, если ведется исследование веществ, поступающих из экосистемы, то оптимальным критерием здесь будет уязвимость биогеохимического круговорота веществ в экосистеме. Если же задача состоит в сохранении биоразнообразия заповедной территории, то надо оценивать уязвимость экосистемы по отношению к сохранению количества видового состава и т.д.

Нет сомнений, что уязвимость конкретной экосистемы по выбранной для исследования характеристике будет тем больше, чем более сильное воздействие эта экосистема способна вынести без изменения этой характеристики. Поэтому для оценки того, насколько конкретный внешний фактор может повлиять на жизнедеятельность экосистемы, необходимо получить значения репрезентативного параметра (или нескольких параметров) до и после внешнего возмущения.

Как правило, используются количественные характеристики, основанные на интегральных показателях обилия – общая биомасса, численность организмов или конкретных видов в сообществе или в экосистеме в целом. Однако не следует забывать о принципе эмерджентности сложных систем и тогда по вышеперечисленным характеристикам можно оценить воздействие только условно, то есть насколько изменчивы/неизменчивы во времени выбранные характеристики, а дать оценку степени воздействия на экосистему достаточно затруднительно. Поэтому до настоящего времени не представляется возможным установить оптимальные экологические нормативы, давать рациональные прогнозы и оценки регулирования экосистем. Сопrotивляемость к внешним воздействиям всё ещё зачастую оценивается на основании постоянства изучаемых характеристик экосистемы за определенный промежуток времени. Упругость экосистемы оценивается только по скорости восстановления той или иной характеристики, которая подверглась возмущению.

Таким образом, оценка воздействия на экосистемы основывается на многообразии экосистемных свойств, характеризующихся набором параметров оценивания, основными среди которых являются физико-географические и климатические условия, гидрологический режим и характер антропогенного воздействия.

1.3. Основы системного моделирования

Определение моделирования можно сформулировать следующим образом: допустим у нас есть две системы для изучения, при этом некоторые свойства первой системы (так называемые существенные свойства) присущи и второй системе. В таком случае первая система именуется *оригиналом*, а вторая – *моделью* (Рис. 4).



Рис. 4. Соотношение модели и оригинала (Меншуткин, 2010)

Само понятие моделирования является фундаментальным, на уровне понятия системы. Если взять в пример человеческое сознание, то можно установить, что это и есть построение модели окружающего нас мира. На самом деле с тех пор, как человек смог проецировать окружающие вещи в своем сознании и представлять в этой моделируемой среде самого себя, можно сказать, что он по-настоящему стал «человеком разумным».

Мы можем исследовать и познавать материальные и нематериальные субстраты в основном путем создания моделей окружающей нас среды. По большей части, это и есть смысл всей научной деятельности – разработка моделей различных природных, техногенных, экономических и прочих процессов и явлений.

В тоже время разные области наук разделяются по типам исследуемых моделей. Так, описательные дисциплины, такие как социология, этнография, экономика, география склонны к статическим моделям. Науки же естественные (точные) такие как биология, физика, химия, экология и другие тяготеют больше к динамическим моделям. Отдельно стоит выделить в этом списке математику, которая сама по себе аппаратом создания моделей для других дисциплин.

Кроме этого, важнейшую роль в современном моделировании играют электронно-вычислительные машины (ЭВМ), или проще говоря – компьютеры, которые вышли на мировую арену в 60-е годы прошлого столетия. Изначально эта техника была создана в роли моделирования математических объектов (решение систем уравнений, различные вычислительные процессы, поиск критических значений и т.д.). Но в последствии своего существования, компьютерная техника проникла во все сферы человеческой жизни – сейчас они используются повсеместно, при этом широко полагаясь на идеи и принципы моделирования. Модели, которые характеризуют состояние систем на пределе современных знаний об их составе и свойствах, созданы и работают на основе ЭВМ, принято называть *имитационными*.

Согласно определению моделирования, приведенному в начале раздела, о том, какие свойства изучаемой системы являются существенными речи не идет. Действительно, на вопрос, какие черты системы следует перенять модели нет рационального ответа. На самом деле существует огромное количество факторов, на основании которых исследователь выбирает те или иные свойства, но в первую очередь, это зависит от *целей моделирования*. Кроме этого, важную роль играют объем знаний о выбранной системе, ее структура и функционирование, технические возможности при построении модели и «субъективизм» модельера. На данный момент построение моделей больше можно считать скорее искусством, чем наукой (Венцель, 1980).

Говоря о целях моделирования, как правило преследуются задачи разработки модели сложной динамической системы для осознания того, как эта система может повести себя в

будущем (особенно при различных внешних воздействиях). Примеры такого рода моделей можно привести еще в древние времена. Так, существовало многообразие математических моделей для предсказания положения небесных тел: модели Птолемея, Коперника, Кеплера и других. Модель Ньютона, основанная на законе Всемирного тяготения и системе дифференциальных уравнений, позволила предсказать существование самой дальней планеты солнечной системы – Нептуна (Меншуткин, 2010).

Другим блестящим примером использования модели для предсказания процессов и явлений является таблица Д.И. Менделеева. Этот выдающийся ученый использовал периодический закон в качестве модели и смог открыть множество не описанных в то время химических элементов. (Менделеев, 1958).

В технической сфере любое создание чего-либо основано на моделировании свойств и параметров разрабатываемого предмета. Для этого широко применяются математические модели (для различных расчетов) или натурные модели (создание уменьшенной копии оригинала). Однако, в современном мире на первое место выходит имитационное моделирование, повсеместно вытесняя натурные модели.

В науках о Земле и экологии модельное прогнозирование еще находится в стадии становления. В качестве несомненных успехов экологического прогнозирования можно указать на модели процесса эвтрофикации озер (Сухинов и др., 2016).

Одной из целей разработки модели может стать *проверка гипотез* о свойствах оригинала или расчет численных значений параметров какой-либо заранее известной модели. Наиболее известной процедурой такого рода является проверка статистических гипотез. Например, выдвигается гипотеза о том, что некоторая случайная величина — предположим, размерное распределение рыб в водоеме, подчиняется закону Гаусса. По существу, это уже создание некоторой модели. Далее, при помощи критерия хи-квадрат или Колмогорова-Смирнова определяется, соответствует ли предложенная модель эмпирическим данным или нет. Общий пример такого подхода заключается в подборе коэффициентов заданной эмпирической модели (представленной, обычно, в виде эмпирической формулы, например, многочлена) методом наименьших квадратов. В общем случае такой процесс называется *калибровкой* модели (Меншуткин, 2010).

Дальнейшим расширением такого подхода является случай, при котором устанавливается соответствие самой формы модели (а не только ее коэффициентов) оригиналу, и это называется *верификацией* модели (рис. 5).

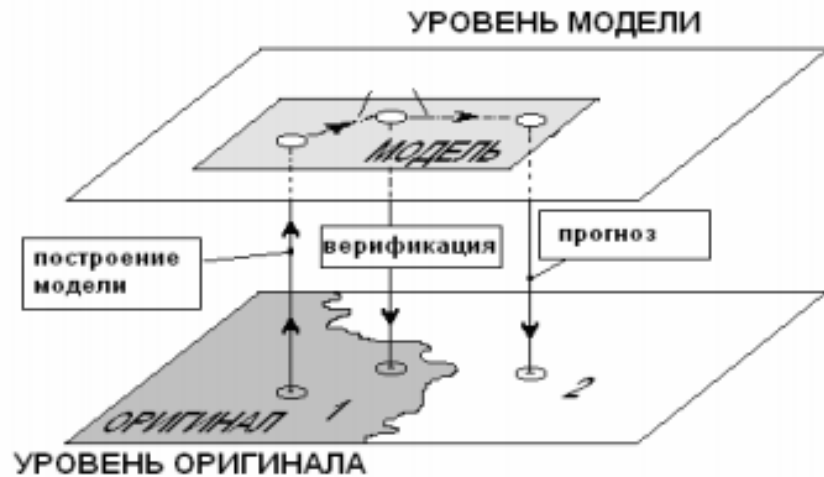


Рис. 5. Создание и верификация модели, а также ее использование для прогнозирования (1 – исследованная область функционирования оригинала, 2 – не исследованная область функционирования оригинала), (Меншуткин, 2010)

Цели создания моделей природных объектов как правило преследуют задачи верификации научных гипотез. Зачастую, человеческие знания о природных объектах ограничиваются наличием различных гипотез, которые надо подтвердить, опровергнуть или найти область их применения. Так, немецкий ученый Ю. Либих выдвинул гипотезу роста растений, которая заключалась в том, что их рост лимитируется тем ресурсом, который находится в относительно малом запасе – так называемая «бочка Либиха» (Berghoff, 1954). Многообразие моделей роста растений – от одноклеточных планктонных водорослей до деревьев – продемонстрировало рациональность этой гипотезы, но в то же время и ее ограниченность, поскольку модель не дает возможности учета всех действующих факторов одновременно (как модель Митчерлиха).

Нередки случаи, когда в ходе исследования одних и тех же систем или явлений выдвигаются противоположные гипотезы. Тогда разрабатываются различные модели, основанные на данных гипотезах, которые могут находиться в состоянии длительной конкуренции. Но в целом, модель не принято наделять противоречивыми свойствами, например, сочетать пространственную однородность компонентного состава и, одновременно, допускать наличие сезонной стратификации водной толщи.

Кроме вышеперечисленного, модели могут создаваться в целях процесса обучения. Как пример – разработка тренажеров по управлению транспортными средствами (автомобиль, вертолет, космический корабль и т.д.), которые не могли бы функционировать без создания моделей (как правило, на базе ЭВМ) управляемых объектов и внешней среды. Различные настольные и компьютерные игры также не обходятся без применения моделей, например, популярная игра SimSity основана на модели Форрестера (Форрестер, 1986) по развитию города.

Далее целесообразно упомянуть о классификациях моделей, которые представлены достаточно обширным списком. Приведем одну из авторских классификаций (рис. 6).



Рис. 6. Классификация моделей (Меншуткин, 2010)

Исходя из определения моделирования, создание модели основано на знании о свойствах и параметров оригинала и цели моделирования. Если оригинал и модель представляют собой системы одного и того же типа, тогда такую модель принято называть *физической* или натурной. Например, речной поток исследуется на основе небольшой модели реки, аэродинамические параметры лопастей паровой турбины изучаются по результатам исследования копий этих лопастей в аэродинамической трубе.

Одним из примеров физических моделей в экологии является изучение динамики популяций промысловых рыб путем наблюдения за аквакультурой. Также, классическим примером натурной модели является метод микрокосмов – создания небольших экосистем, функционирующих при управляемых (как правило, лабораторных) условиях.

Основная проблема любого моделирования – это экстраполяция результатов, полученных в модели, применительно к условиям оригинала. Данная проблема может быть решена при помощи безразмерных критериев. Так, в области гидродинамики и физики часто применяются подобные критерии – критерий Фруда при изучении волнового сопротивления движению судна, исследования движения жидкости на пограничных слоях не обходится без расчета значений числа Рейнольдса и т.п.

В области экологии подобным критерием может служить безразмерный коэффициент $P \cdot t / B$, где P — продукция популяции, B — средняя биомасса популяции и t — средний возраст индивидуумов в популяции. Такой критерий был предложен В.Е. Заикой (Заика, 1972).

Если модель с оригиналом принадлежат к системам разного типа и модель не является информационной или знаковой, тогда такая модель считается *аналоговой*. Такие модели были достаточно широко распространены в середине прошлого столетия, до тех пор, пока на мировую арену не вышли компьютеры, которые полностью вытеснили данный тип моделирования. В области экологии можно привести несколько примеров аналоговых моделей. Модель динамики популяции сельди (Лапин, 1961), в которой численность рыбы в каждой возрастной нише была представлена в виде уровня воды в сосудах, связанных трубками. Модель взаимодействия между хищными и нехищными рыбами в Японском море (Doi, 1956), в которой численность рыбы каждого вида определялось напряжением электрического тока в разных точках электрической цепи. Также известны аналоговые модели сердечной и почечной деятельности (Парин, Баевский, 1966). В наши дни, как и говорилось выше, аналоговое моделирование уже стало частью истории, так как характеристики и мощности компьютерной техники могут воссоздать все свойства аналоговых моделей.

Ну и наконец, если модель представляет собой какой-либо математический объект, то она считается *математической*. Математические модели — один из наиболее мощных инструментов исследования в науке и технике. Физика, начиная с эпохи Ньютона, основана на интерпретации естественных явлений в математической форме. Взаимодействие между физикой и математикой в процессе создания моделей настолько тесное, что исследования новых физических явлений служило стимулом к разработке новых разделов математики.

1.4. Формулировка проблемы исследования и основной задачи в рамках научной проблемы

Научная проблема, которой посвящена данная выпускная квалификационная работа – разработка подхода к оценке воздействия на водную арктическую экосистему на основе лабораторного эксперимента, имитационного моделирования и сочетания методов (лабораторный эксперимент + имитационное моделирование).

Изучение океанических и атмосферных потоков тепла в Арктике успешно развивается в последние годы на основе глобальных климатических моделей. В тоже время изучение влияния отдельных факторов на скорости массообмена между компонентами водных экосистем арктических морей на основе моделей факториальной экологии или моделей арктических водных экосистем в целом всё еще развивается медленно. Еще менее успешно реализуется учет в моделях поступления токсикантов со стоком рек, их влияние на процессы массообмена в водных экосистемах. Исходя из этого, с целью выработки стратегии рационального природопользования для территорий и акваторий арктической

зоны России (АЗР), на сегодняшний день важной задачей исследования является оценка сложившейся экологической ситуации и экологической обстановки в прибрежной зоне морей АЗР, где обитает большая часть арктических гидробионтов. Особое внимание в работе уделяется полярным регионам, поскольку пищевые цепи здесь относительно короткие, включают небольшое количество видов. И хотя отдельные виды характеризуются высокой степенью адаптированности к полярным условиям, экосистемы арктического региона являются, в целом, достаточно уязвимыми к неблагоприятным факторам окружающей среды и сочетанию естественных и антропогенных факторов.

Для решения данных вопросов необходимо понимание того, как функционируют экосистемы в различных регионах, и по каким причинам происходит их дестабилизация, как и какими темпами трансформируются экосистемы. Однако полевые и лабораторные исследования, как правило, позволяют исследовать компонентный состав и физические свойства среды. Они не могут дать представления о пространственно-временном изменении систем в целом и их эмерджентных свойств, динамике морских экосистем, причинах изменения их продуктивности и самоочищающей способности, как из-за ограниченности организации мониторинга (они не проводятся круглогодично, не могут покрыть всю изучаемую акваторию и др.), так и из-за отсутствия достаточного количества имитационных моделей и/или моделирующих комплексов, позволяющих исследователю конструировать модель из большого количества «кирпичиков», описывающих физико-механические и химико-биологические процессы в системах.

Для решения данной проблемы могут быть использованы современные возможности математического моделирования, с помощью которого можно производить системную оценку взаимодействия внешних и внутренних факторов окружающей среды в морской экосистеме. Экологические модели могут использоваться для изучения механизмов функционирования морской флоры и фауны, совершенствования экологического мониторинга, предсказания различных сценариев развития экосистем и оценки экологических рисков. Также, в дополнение к методам моделирования широко применяются экспериментальные методы, где в рамках лабораторных условий могут проводиться исследования реакции морских гидробионтов на внешнее воздействие, установление безопасных, эффективных, критических и летальных концентраций токсикантов для отдельных гидробионтов.

В последние годы получили развитие методы количественной оценки воздействия материкового стока на водные массы арктических морей (Булавина, 2020). Эти исследования конкретизируются авторами в виде методик комплексной оценки поступления речного стока в морскую водную среду, получения количественной оценки трансформации прибрежных водных масс и качества воды морских акваторий.

Кроме оценки поступления в водоем, на наш взгляд, не менее важно, оценить ответную реакцию его водной экосистемы на оказанное воздействие (т.н. системное нормирование воздействий на окружающую среду). Если после воздействия система перейдет в другой класс (качества воды, трофности, благополучия и др.), то можно сделать вывод о недопустимости воздействия и получить вывод об уязвимости (устойчивости) водной экосистемы к изменению естественного режима и антропогенного воздействия (Седова, Дмитриев, 2020; Седова, Дмитриев, Третьяков и др., 2021).

Можно сформулировать, что проблема оценки воздействия на водные экосистемы состоит в выборе информативных признаков, анализ которых может послужить отправной точкой в данном исследовании. Затем необходимо найти критические значения возмущений для отдельных компонентов (и для экологического статуса водоема или изучаемой системы) и дать прогноз или определить класс, который будет отражать состояние компонентов и экосистемы в целом до и после оказанного воздействия.

Основные понятия, используемые автором при работе с моделями водных экосистем, исследования на моделях системных эффектов и степени трансформации водной экосистемы в тексте ВКР для решения указанной проблемы приведены на рисунке 7.

На рисунке 8 обобщены представления автора ВКР об основных стадиях системного анализа, используемых для разработки (адаптации) модели водной экосистемы ключевого района, дальнейшей оценке на модели системных эффектов и степени трансформации водной экосистемы в целом.

Итогом данного исследования может служить разработанный на основе сочетания нескольких методов объективный подход для оценки состояния водной экосистемы, её интегративных свойств и последствий возможных воздействий на нее, позволяющий количественно оценить возможность трансформации системы после оказанных на неё воздействий.

Системная экология (СЭ)	- раздел экологии, изучающий совокупность принципов, концепций, методов системного анализа применительно к экологии. СЭ как формализованный целостный подход стала самостоятельным разделом экологии в результате развития цифровизации, современных формальных математических методов, кибернетики, обработки данных на ПК, геоинформатики и т.д., а также формального упрощения сложных систем.
Условная формула СЭ	Системная экология = системный анализ + экология
Системный анализ (СА)	– процесс перевода физических, химических, биологических представлений о живой системе в ряд математических зависимостей и операции над ними; совокупность средств, используемых для подготовки и обоснования решений по сложным проблемам в природе и обществе.
Условная формула СА	Системный анализ = научные методы СА + искусство их применения в конкретной области знания.
Системный подход (СП)	- направление методологии научного познания и социальной практики, в основе которого лежит исследование объекта как системы. К числу основных задач СП относятся: 1 - разработка концептуальных (содержательных и формальных средств) представления исследуемых объектов как систем; 2 – построение обобщенных моделей систем и моделей разных классов и свойств систем, включая модели динамики систем, их целенаправленного поведения, их развития, иерархического строения, процессов управления в системах и т.д.; 3 – исследование методологических оснований различных системных теорий.
Изучение системы включает в себя изучение её	<ul style="list-style-type: none"> • состава (количественные и качественные характеристики его частей, компонентов); • структуры (внутренняя организация связей между компонентами); • функций (скорости отдельных процессов и общие, системные функции, их соотношение); • сочетание факторов, влияющих на отдельные процессы массообмена в экосистеме; • интегративных (эмерджентных) системных факторов (механизмов, обеспечивающих целостность системы, её подсистем; совершенствование, развитие, взаимодействие, коммуникацию с внешней средой, связь с подсистемой и надсистемой); • истории функционирования, трансформации во времени и пространстве, системных свойств и эффектов (начало, источник возникновения, становления; тенденции и перспективы развития, эволюция).
Экологическая модель (ЭМ)	– виртуальный, физический или математический заменитель реальной экосистемы, адекватный по своим свойствам этой экосистеме, с помощью которого можно получить новую информацию о самой экосистеме, её составе, структуре, свойствах, системных эффектах, степени трансформации. ЭМ должна на основе современных представлений описывать взаимосвязь между живыми системами и между живыми системами и окружающей их абиотической средой. Процесс моделирования является единством 3-х стадий: 1) исследование параметров системы и построение на этой основе ЭМ; 2) исследование ЭМ; 3) экстраполяция исследованных на ЭМ свойств на оригинал.

Рис. 7. Основные понятия, используемые автором при работе с моделями водных экосистем, исследовании на моделях системных эффектов и степени трансформации водной экосистемы.

1. Первичное измерение геокомпонентов системы и ее свойств	<ol style="list-style-type: none"> 1. Формулировка цели и задач исследования природной системы. 2. Выбор и формулировка геокомпонентов для включения в модель системы. Обоснование агрегирования геокомпонентов. 3. Разработка блок-схемы модели на основе перечня переменных (геокомпонентов), и формирования представлений о связи между компонентами в модельной системе. 4. Сбор основных сведений о компонентах, процессах и факторах на них влияющих. Выбор и заполнение БД, ГИС.
2. Анализ данных (измерений)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Статистический анализ связей между переменными в природной системе. 2. Выявление важнейших взаимодействий внутри системы и сопоставление влияния факторов на процессы массообмена в экосистеме. 3. Разработка моделей-классификаций для интегральной оценки эмерджентных системных свойств и состояния подсистем на основе данных натурных наблюдений.
3. Моделирование отдельных свойств и связей в системе	<ol style="list-style-type: none"> 1. Разработка простых моделей отдельных свойств системы (модели парных или множественных внутрисистемных и межсистемных связей). 2. Выявление на моделях влияния факторов среды на изменение интенсивностей процессов обмена между компонентами системы (и средой). 3. Интегральная оценка состояния подсистем и/или системных свойств на основе моделей-классификаций по данным натурных наблюдений.
4. Имитация поведения отдельных подсистем	<ol style="list-style-type: none"> 1. Синтез моделей подсистем на основе сочетания моделей отдельных процессов и факторов на них влияющих. 2. Алгоритмическая реализация моделей на ПК. 3. Проверка моделей по критериям адекватности для подсистем. Доказательство адекватности моделей на основе установления близости наблюдаемых и рассчитанных по моделям интегральных показателей системных свойств и интегральной оценки системных свойств по данным наблюдений. 4. Экспериментирование с моделями подсистем на ПК.
5. Имитация поведения системы в целом	<ol style="list-style-type: none"> 1. Синтез общей имитационной модели на основе системы частных моделей (процессов, подсистем). 2. Алгоритмическая реализация модели на ПК (адаптация готовой модели для её использования автором при изучении ключевого района). 3. Проверка адекватности модели в целом по критериям адекватности (1-идентификация, 2-верификация, 3-тестирование). 4. Разработка стратегии моделирования системы в целом, отдельных сценариев и экспериментов по нагрузкам на экосистему. Обработка полученных результатов. 5. Экспериментирование с имитационной моделью на ПК. 6. Построение интегральных показателей системных свойств на основе результатов моделирования. Выявление допустимости воздействия на основе методов интегрального оценивания.
6. Оптимизация модели функционирования (развития) системы	<ol style="list-style-type: none"> 1. Поиск наилучшего (оптимального) варианта. 2. Формирование навыков управления поведением экосистемы с помощью модели. 3. Оценка воздействия на систему и оценка ответной реакции экосистемы на воздействие на основе модели. 4. Получение экологических (геоэкологических) регламентов и нормативов на основе модели и/или сочетания методов.

Рис. 8. Основные стадии системного анализа, используемые автором для разработки (адаптации) модели водной экосистемы ключевого района, исследовании на модели системных эффектов и степени трансформации водной экосистемы.

Глава 2. МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНУЮ АРКТИЧЕСКУЮ ЭКОСИСТЕМУ

2.1. Место эксперимента в науке

Зачастую научные исследования не могут обойтись без эксперимента, который представляет собой научно поставленный опыт с контролируруемыми и заранее известными условиями. Говоря научным языком, само определение «эксперимент» означает какое-либо действие, в основе которого лежит создание определенных, заранее выбранных контролируемых условий для воссоздания изучаемого процесса или явления (Кузнецов, 2000).

Главная задача при проведении эксперимента – углубление в изучаемую тему путем проверки или доказательства сформулированных гипотез, выявления свойств исследуемых объектов, как правило, при воздействии на них внешних факторов. Цель эксперимента обуславливает методику его подготовки и проведения. Обычно эксперименты называются по области науки, в которой он проводится: химический, биологический, социологический и т.д.

Ниже приведена достаточно полная классификация экспериментов А.Б. Пономарева (2014):

- по целям исследования (констатирующие, преобразующие, поисковые, решающие, контролирующие);
- по способу формирования условий (естественный и искусственный);
- по структуре изучаемых объектов и явлений (простые, сложные);
- по организации проведения (лабораторные, натурные, полевые, производственные и т.п.);
- по характеру внешних воздействий на объект исследования (вещественные, энергетические, информационные);
- по характеру взаимодействия средства экспериментального исследования с объектом исследования (обычный и модельный);
- по типу моделей, исследуемых в эксперименте (материальный и мысленный);
- по числу варьируемых факторов (однофакторный и многофакторный);
- по контролируемым величинам (пассивный и активный);
- по характеру изучаемых объектов или явлений (технологический, социометрический) и т.п.

Среди основных типов экспериментов можно выделить следующие:

Естественный эксперимент за свою основу берет постановку опытов над изучаемым объектом в его естественной среде. Как правило, это биологические и социологические эксперименты.

При проведении **искусственного** эксперимента воссоздаются, заранее выбранные исследователем, искусственные условия с определенными характеристиками и параметрами (широко применяется в технических и естественных науках).

Констатирующий эксперимент используется для доказательств или проверок сформулированных гипотез по теме исследования. В ходе проведения эксперимента подтверждается или опровергается наличие взаимосвязи между изучаемым объектом и внешним воздействием на него.

В **преобразующем (созидательном)** эксперименте исследователь, основываясь на изученных свойствах и параметрах объекта, создает такие условия, при которых у объекта могут появиться новые свойства и качества.

Задача **поискового** эксперимента – исследование влияния факторов на изучаемый объект, при этом устанавливается какие факторы играют более важную роль, а какие не оказывают определяющего влияния на объект. Этот эксперимент проводится, когда первичных данных, отвечающих вопросам значимости влияющих факторов, недостаточно.

Контролирующий эксперимент основывается на наблюдении за результатом воздействия на объект какого-либо возмущения. При этом учитываются ожидаемый эффект этого воздействия и состояние исследуемого объекта.

Наиболее широкое распространение, особенно в естественных науках, получил **лабораторный** эксперимент. Он представляет собой опыт, проводимый в лабораторных условиях при помощи различного научного оборудования и инструментов. Как правило, в данном эксперименте исследование проходит не над самим объектом, а над его копией (т.е. создается модель изучаемого объекта). Лабораторный эксперимент позволяет с наименьшими затратами сил и времени получить довольно обширную информацию об объекте, подробно изучить влияние воздействий, факторов на свойства и характеристики объекта. Но тем не менее, такой эксперимент не всегда полностью моделирует реальный ход изучаемого процесса, в следствие чего его обычно дополняют проведением натурального эксперимента.

Натурный эксперимент проводится в естественных условиях и на реальных объектах. В зависимости от местоположения постановки опыта различаются следующие натурные эксперименты: производственные, полигонные, полевые и т.п. Самая важная стадия данного эксперимента – это подготовка его проведения, которая требует очень длительного времени, также очень важным является правильный выбор методов исследования (Кузнецов, 2004).

Модельный эксперимент – в отличие от классического основывается на разработке и исследовании модели изучаемого объекта. Модель входит в состав экспериментальной установки, которая заменяет собой оригинал, а также сами условия существования данного объекта.

Таким образом, многообразие различных видов экспериментов обуславливает их важную роль в науке. Стоит добавить, что в современных научных исследованиях, как правило, эксперимент совмещает в себе различные представленные выше типы.

2.2. Методика проведения серии лабораторных экспериментов

Одним из ключевых методов оценки воздействия на водную арктическую экосистему в данном исследовании был выбран токсикологический лабораторный эксперимент.

Эксперименты по токсичному воздействию являются важными составляющими биомониторинга и оценки рисков техногенного загрязнения окружающей среды. Проведение таких экспериментов с видами, принадлежащими к различным трофическим уровням и таксономическим группам, необходимо для сбора информации о возможных последствиях попадания загрязняющих веществ в экосистему. Таким образом, совершенствование стандартов и разработка новых методик для биотестирования экологически значимых видов является большой проблемой экотоксикологии (Raisuddin, 2007).

Наиболее репрезентативным объектом (биологической мишенью) токсических экспериментов был выбран зоопланктон, а именно – веслоногие ракообразные (лат., Copepoda). Оценка воздействия на копепод представляет большой научный интерес, поскольку они играют значительную роль в водных экосистемах и экологии в целом. Эти организмы имеют наибольшую биомассу среди всех гидробионтов и занимают первое место в доле производства вторичной продукции водоемов. Также, копеподы занимают важное место в трофической цепи – они являются консументами первого порядка в водных экосистемах и основными потребителями фитопланктона с одной стороны, а с другой стороны служат основной пищей для других гидробионтов (Жирков, 2016).

Кроме этого, считается, что в поверхностном слое океана поглощается большая доля углекислого газа – в основном поглощение избытка CO_2 обусловлено жизнедеятельностью копепод. К тому же их образ жизни способствует перемещению биогенного углерода из верхних слоев в донные осадки – они питаются ночью в поверхностных водах, а днем мигрируют в более глубокие слои, чтобы избежать выедания, где также происходит их естественное отмирание (Жирков, 2016). Вертикальным миграциям зоопланктона

посвящено большое количество научных публикаций (Kanchana Bandara, Øystein Varpe, Lishani Wijewardene и др., 2021).

В русскоязычной литературе практически не встречается работ по токсикологическому воздействию на арктические экосистемы. Однако, в англоязычной литературе токсические эксперименты с копеподами получили широкое распространение (Gorbi et al. 2012; Medina M., 2006; Peter Thor, 2021; Intoxicated copepods, 2016 и многие другие).

В итоге, объектом исследования при проведении экспериментов стала бентосная копепода из отряда гарпактикоидов – *Nitocra lacustris* (рис. 9). Этот вид широко распространен в Палеарктике и, вероятнее всего, является космополитом, но обитает только в соленых водоемах (Боруцкий, 1952). В основном *Nitocra lacustris* распространен в Азовском море, однако данный вид в отличие от арктического зоопланктона проще всего культивировать в лабораторных условиях. К тому же, ответная реакция на токсикант для видов практически одинакового размера и массы будет идентична.



Рис. 9. Копепода из отряда гарпактикоидов (*Nitocra lacustris*)

Все эксперименты были выполнены на базе лаборатории полярных исследований им. О.Ю. Шмидта Арктического и Антарктического научно-исследовательского института (ААНИИ), где выращивается колония *N. lacustris*.

На данном этапе автором дипломной работы разработана методика проведения токсикологических экспериментов по внешнему воздействию на копепод. Далее будут описаны этапы подготовки и проведения лабораторного эксперимента.

Первым этапом является диагностика жизнедеятельности копепод. Они обитают в контейнерах, содержащих водоросли для их пищи, и находятся в холодильнике при температуре -4°C (рис. 10а). Каждый контейнер просматривается под бинокляром (рис. 10б). Основная задача – определить примерное кол-во самок с яйцевидными мешками (рис. 10в, 10г).

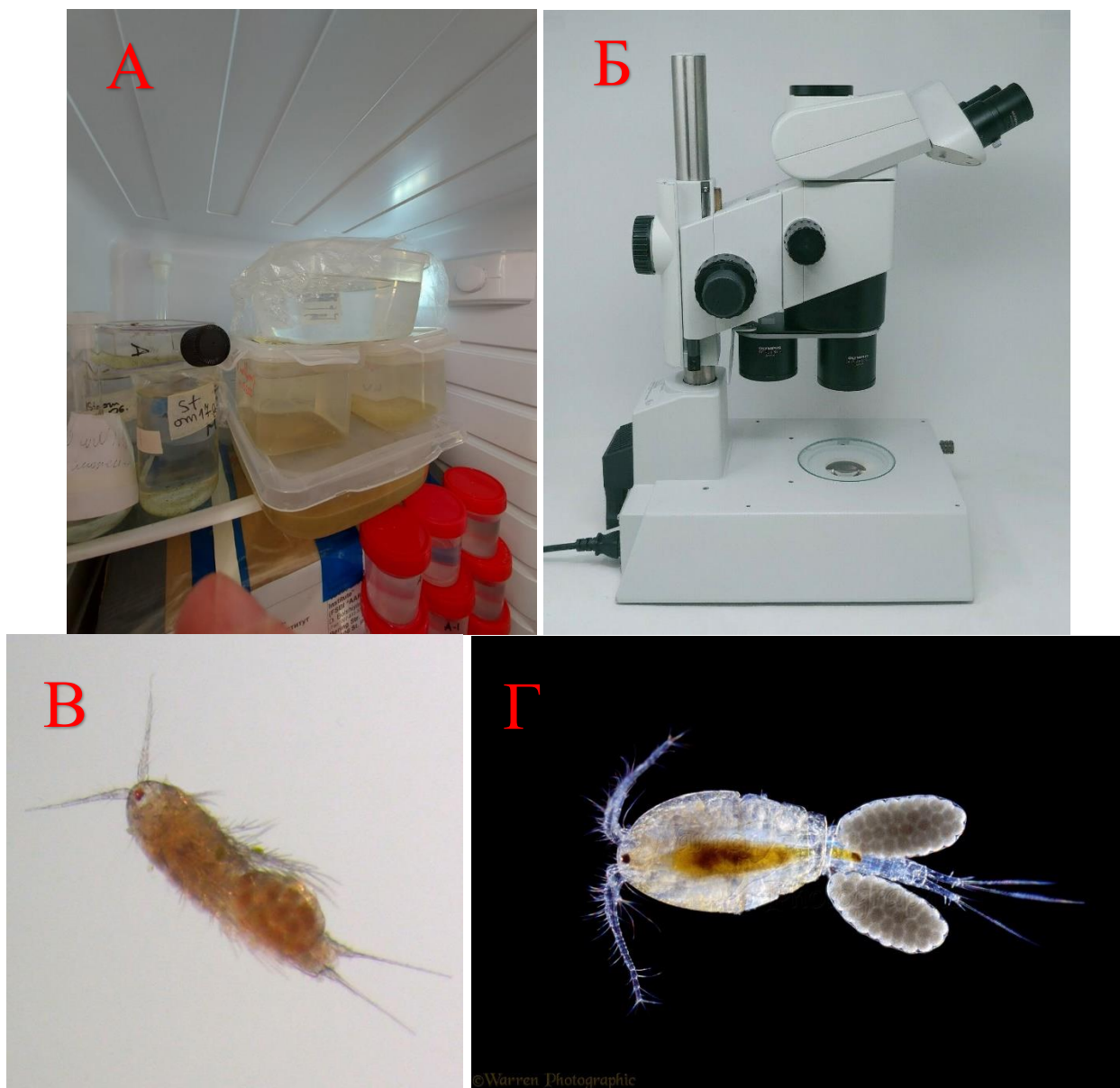


Рис. 10. А – контейнеры с колонией *Nitocra lacustris*; Б – бинокляр Olympus SZX9; В, Г – примеры копепод с яйцевидными мешками

Если самок достаточно для проведения эксперимента, то можно переходить к следующему этапу. В противном случае, придется ждать развития колонии и появления новых самок.

Вторым этапом является подготовка пищи для зоопланктона, а именно диатомовых водорослей рода *Stephanodiscus*, культивирование которых ведется в лаборатории в специальном помещении (рис. 11).



Рис. 11. Водоросли, культивируемые в лаборатории О. Шмидта ААНИИ

Для питания копепод нужны диатомовые водоросли, однако, они со временем вытесняются сине-зелеными и зелеными водорослями. Поэтому время от времени необходимо подготавливать новую банку с колонией диатомового фитопланктона.

Выращивание диатомовых водорослей для эксперимента делится на несколько этапов и может занять достаточно длительное время:

- Первым делом нужно очистить банку от зеленых и сине-зеленых водорослей и тщательно промыть ее дистиллированной водой;
- Далее нужно подготовить воду с оптимальной для них соленостью (12‰) – для этого использовалась антарктическая вода, которая разбавлялась чистой отфильтрованной водой до нужной солености (регистрация солености производилась при помощи солемера);
- После этого, в банку помещалось некоторое количество диатомовых водорослей, запасы которых имеются в лаборатории. Также в воду были добавлены биогенные элементы (N, P, Si) и витамины в количестве 1 мг/л и металлы (0.5 мг/л), способствующие развитию водорослей.
- Далее банка ставилась в специальное помещение с оптимальной температурой на магнитный смеситель (это необходимо для ускоренного развития водорослей);

- Затем остается только наблюдать за развитием диатомовых водорослей с помощью микроскопа с сильным увеличением (рис. 12). Обычно требуется около 1-2 недель для роста численности и биомассы фитопланктона, необходимой в качестве пищи для копепод.



Рис. 12. Микроскоп Olympus BX40 с сильным увеличением

После этих начальных приготовлений следует дальнейший этап – отбор самок с яйцевидными мешками в специальные контейнеры, где они будут находиться все время эксперимента (рис. 13).



Рис. 13. Контейнер с чашками Петри для эксперимента

Каждый контейнер представлен 6 чашками Петри, и их количество определяется целями эксперимента (например, сколько различных концентраций токсиканта следует рассмотреть). Кроме этого, всегда должен быть один контейнер с контрольной группой, на которую не будет оказано воздействие токсического вещества.

Перед отбором самок в контейнеры с помощью дозатора (рис. 14) наливается по 12 мл воды с водорослями из банки, заготовленной ранее для пищи. Чтобы равномерно распределить биомассу водорослей по ячейкам контейнера банку следует перемешать дозатором.



Рис. 14. Дозаторы разного объема

После этого начинается процедура отбора самок. Это достаточно ответственный и трудоемкий процесс, занимающий 1-2 дня интенсивной работы. В каждую ячейку контейнера помещается по 3 самки с яйцевидными мешками, т.е., если необходимо изучить влияние двух различных концентраций токсиканта, то с учетом контрольной группы, должно быть отобрано 54 самки.

Сначала под биноклем самку нужно найти в контейнере, затем при помощи пипетки она переносится в ячейку контейнера. При этом нужно следить за тем, чтобы в ячейку не попали копеподы другой стадии. После переноса всех самок, контейнеры складываются в специальное помещение, где находятся водоросли. Если температура в холодильнике (около 4°C) и температура в помещении (она может изменяться и проверяется на термометре) довольно сильно отличается, то нужно оставить самок на несколько дней для привыкания к новой среде.

Следующим этапом выступает подготовка токсиканта и добавление его в контейнеры в нужных концентрациях.

В данной серии экспериментов было необходимо изучить оценку воздействия пестицидов на арктическую экосистему. В качестве токсиканта был выбран дихлофос, поскольку в нем содержится циперметрин – соединение, использующееся в большинстве инсектицидов, которые в свою очередь широко применяются в аквакультуре для борьбы с рыбными паразитами, тем самым попадая в окружающую водную среду. Таким образом, важно проследить его токсическое воздействие на низшие уровни трофической цепи.

Сначала нужно было приготовить водный раствор с дихлофосом, все это делается под вытяжкой (рис. 15). Дихлофос распыляется в стеклянной чашке Петри, водная масса определенного объема с помощью дозатора переносится в емкость для приготовления раствора. После этого, в каждый контейнер добавляется необходимая для исследования концентрация.



Рис. 15. Подготовка токсиканта

Следующий этап – наблюдение за развитием копепод. Время этого этапа зависит от целей исследований. В данной работе основная задача экспериментов – проследить, смогут ли самки *Nitocra* при определенной концентрации токсиканта дать потомство, которое доживет до стадии самок и само сможет произвести уже следующее поколение копепод. На это уходит приблизительно месяц.

Наблюдение за копеподами производится один раз в 2-3 дня под бинокляром и заключается в:

- Осмотре жизнедеятельности самок;
- Подсчете количества науплиусов – планктонная личинка копепод (рис. 16);

- Подсчете количества копеподитов – переходная стадия от личинки к взрослой особи;
- Регистрации температуры воды в день наблюдения с помощью термометра;
- Записи результатов наблюдения в лабораторный журнал.

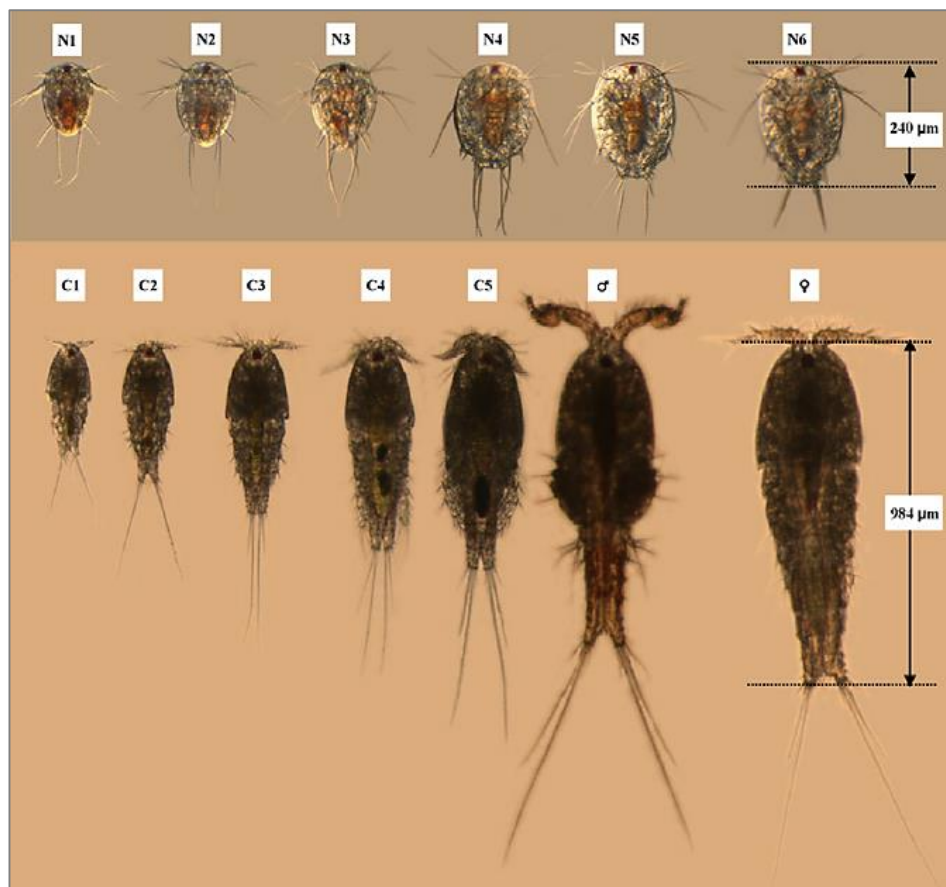


Рис. 16. Стадии развития копепод в наблюдениях.

N1-N6 – стадия науплиуса; C1-C5 – стадия копеподит; ♀ ♂ – взрослые особи

После этапа наблюдения следует этап обработки результатов эксперимента и их визуализация (подробнее о результатах экспериментов в п. 4.1). Контейнеры после окончания эксперимента подлежат утилизации.

Разработанная методика в краткой форме представлена в табличном виде (табл. 1).

Таблица 1

Методика проведения токсикологического эксперимента с копеподами

<i>№, n\п</i>	<i>Название этапа</i>	<i>Время выполнения</i>	<i>Необходимое оборудование</i>
1	Проверка копепод на наличие достаточного кол-ва самок	1 день	Бинокляр
2	Подготовка пищи в виде диатомовых водорослей	1-2 недели	Лабораторная посуда, микроскоп, магнитный перемешиватель, дозаторы, морская вода (или эквивалент)

3	Отбор самок в контейнеры	1-2 дня	Контейнеры с ячейками, дозаторы, бинокляр
4	Подготовка раствора токсиканта, и добавление необходимой концентрации в контейнеры	1 час	Лабораторная посуда (емкости для раствора), токсикант, дозаторы
5	Наблюдение за копеподами	Зависит от целей эксперимента (от нескольких дней до нескольких месяцев или больше)	Бинокляр
6	Обработка и визуализация результатов	2-3 дня	Компьютер и необходимое ПО

2.3. Обоснование выбора модели водной экосистемы

Вторым из ключевых методов оценки воздействия на арктическую водную экосистему было выбрано имитационное моделирование.

Разработку математических моделей можно выделить как особый вид экспериментальных исследований. Весь процесс моделирования выполняется на базе электронно-вычислительной техники – персональных компьютерах. Разработанные модели изучаемого объекта в математической форме отражают его реальные взаимосвязи, свойства и параметры.

Как правило, модель объекта дополняется различными графическими инструментами для повышения наглядности (рисунки, диаграммы и т.д.).

Также стоит отметить, что модели изучения сложных систем зачастую путем различных преобразований и упрощений могут уподобляться модели простого объекта.

Для данного исследования была выбрана готовая модель AQUATOX, разработанная агентством по окружающей среде США (US EPA).

AQUATOX – это имитационная модель водных экосистем для оценки влияния различных загрязняющих веществ на экосистему. Эта модель является ценным ресурсом для исследователей, изучающих вредное воздействие на гидробионты.

Также необходимо отметить, что модель доступна для скачивания с открытым исходным кодом, то есть любой исследователь может по своему усмотрению дополнить, преобразовать или полностью изменить внутреннюю составляющую модели. AQUATOX написан на объектно-ориентированном языке Pascal в среде программирования Delphi.

В модели изучаются несколько трофических уровней – фитопланктон, беспозвоночные организмы, а также кормовая, донная и промысловая рыба. Кроме этого, здесь представлена библиотека токсикантов, влияние которых можно исследовать (рис. 17).

которых рассчитываются значения компонентов модели, как правило, с шагом в одни сутки (может изменяться пользователем). Для запуска процесса моделирования требуются начальные условия, заданные на первый день исследования. Временной интервал моделирования может изменяться в очень широких пределах – от нескольких дней (например, небольшой эксперимент) до десятилетий (какое-либо экстремальное событие, за которым следует долгосрочное восстановление экосистемы).

2.4. Разработка сценария моделирования в AQUATOX

Разработка сценария моделирования в AQUATOX начинается с *мастера настройки*, предоставляющего пользователю конфигурацию 19 шагов, в которых можно продвигаться, вводя значения или выбирая параметры для определенных характеристик. Каждый шаг представляет собой пользовательское редактируемое окно. Далее подробно рассмотрим каждый шаг с условиями моделирования и выбранными параметрами для исследуемого объекта дипломной работы.

Шаг 1: Тип моделирования – здесь нужно ввести название модели или цели моделирования, которое будет отображаться при выводе графических результатов, а также выбрать тип моделирования. Как говорилось выше, AQUATOX-модели могут имитировать функционирование экосистемы реки, озера, водохранилища, экспериментального резервуара, эстуария или морского побережья.

Перед созданием новой модели (эксперимента) с помощью мастера настройки у пользователя есть выбор: начать моделирование с нуля или работать с исследованием из библиотеки AQUATOX. При запуске исследования с нуля все параметры настраиваются пользователем самостоятельно. Выбирая из существующих исследований, доступных в модели по умолчанию, все параметры будут заполнены, однако пользователь может внести в них небольшие или значительные изменения на свое усмотрение.

Для данной работы был выбран тип моделирования – «эстуарий». Процесс моделирования будет построен для небольшой части Кольского залива – Северного колена – непосредственно соединяющийся с Баренцевым морем.

Шаг 2: Временной интервал моделирования – этот шаг позволяет указать временной интервал процесса моделирования. Как описывалось в п. 2.3, длительность моделирования может занимать несколько дней, год или даже десятилетия. При этом период времени не обязательно должен соответствовать значениям введенных параметров, так как AQUATOX может интерполировать эти значения. Также при недостаточном наборе данных для начальных условий рекомендуется начинать процесс моделирования с середины зимы (например, 1 января) перед началом вегетационного периода.

Для исследования был выбран временной интервал в 8 месяцев (с 1 мая по 31 декабря). Это обусловлено тем, что основная задача заключается в исследовании оценки воздействия токсиканта на реальную природную экосистему, последствия которого проявляются в вегетационный период. Первый день моделирования – 1 мая.

Шаг 3: Биогенные элементы (рис. 18) – окно, в котором вводятся значения аммонийного азота, нитратов, фосфата (как минерального фосфора), а также содержание углекислого газа и растворенного кислорода в воде на первый день моделирования.

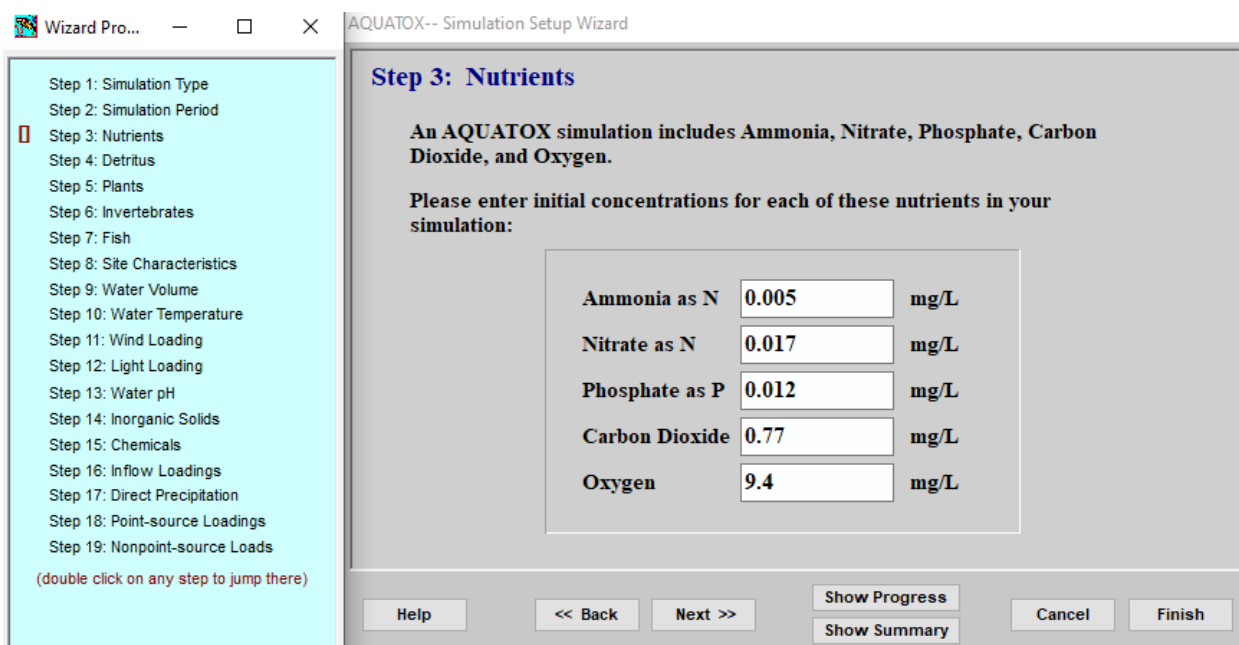


Рис. 18. Задание начальных условий по биогенным элементам и кислороду для моделирования в AQUATOX

С учетом обмена с атмосферой модель не сильно чувствительна к начальным условиям для углекислого газа и растворенного кислорода.

Данные для моделирования водной экосистемы ключевого региона (рис. 18) были получены с сайта NOAA (<https://www.ncei.noaa.gov/access/world-ocean-database/datawodgeo.html>)

Шаг 4: Детрит – эта настройка состоит из двух частей – начальные условия для детрита в осадочном слое (рис. 19а) и в толще воды (рис. 19б). Лабильный детрит легко разлагается и ассимилируется, в то время как стойкий детрит более устойчив к разложению.

Начальные условия детрита в толще воды могут быть введены в виде органического вещества, органического углерода или углеродистой биохимической потребности в кислороде (CBOD – аналог БПК в углеродных единицах), модель сама производит необходимые преобразования.

Начальные условия моделируются на основе указания процентного содержания твердых частиц детрита (в отличие от растворенных частиц) и процентного содержания стойкого детрита (в отличие от лабильного).

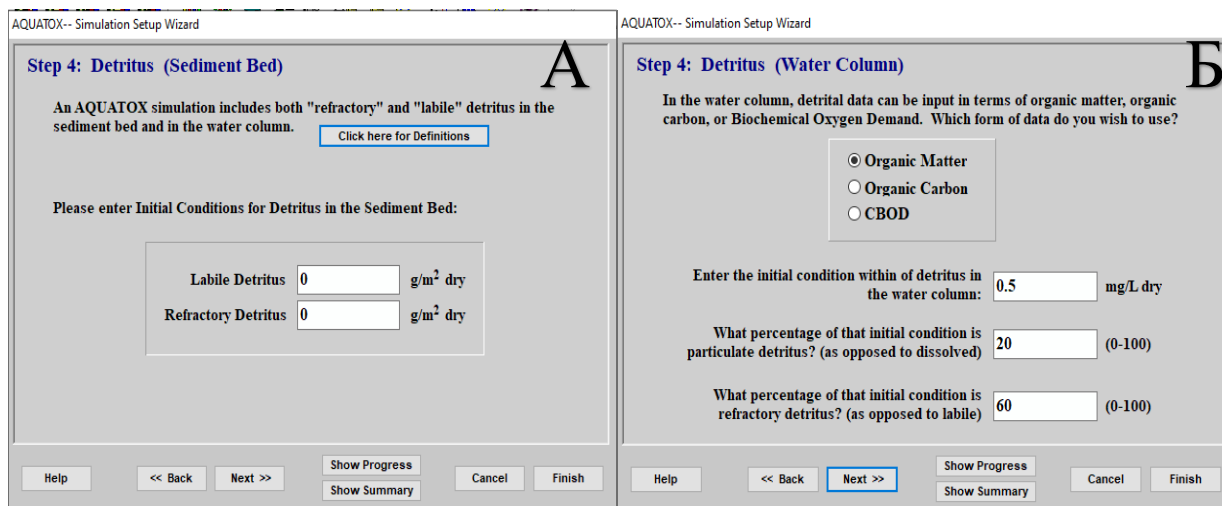


Рис. 19. Задание начальных условий для детрита в AQUATOX; А – детрит в осадочном слое; Б – детрит в толще воды

Данные для осадочного слоя не вводились в модель, так как при планировании модельного эксперимента задача моделирования экосистемы донного слоя, бентосной флоры и фауны не ставилась. Данные для содержания детрита в толще воды основаны на аналогичных исследованиях в библиотеке AQUATOX.

Шаг 5: Растительные организмы – перед пользователем открывается окно со списком растений из каждой таксономической группы, которые можно включить в модель (рис. 20). Каждая таксономическая группа фитопланктона представлена в отдельном окне настройки. Для включения вида в процесс моделирования необходимо перетащить его курсором в соответствующий список. После того, как все необходимые виды добавлены в модель, пользователю нужно ввести данные о биомассе на первый день моделирования. Биомасса должна быть введена для каждого выбранного вида, при этом, значение биомассы «0,0» исключает данный вид из всего процесса моделирования. Также стоит обратить внимание на размерность вводимых единиц – она зависит от того, является ли компонент фитоценоза планктоном и/или входит в состав фитобентоса (рис.20).

Для исследования в модель были включены только диатомовые водоросли, так как они преобладают в водном фитоценозе в северной части Кольского залива и в Баренцевом море в целом. В данном случае были выбраны водоросли рода *Cyclotella panna*. Биомасса вводилась на основе данных из монографии (Кольский залив..., 1997).

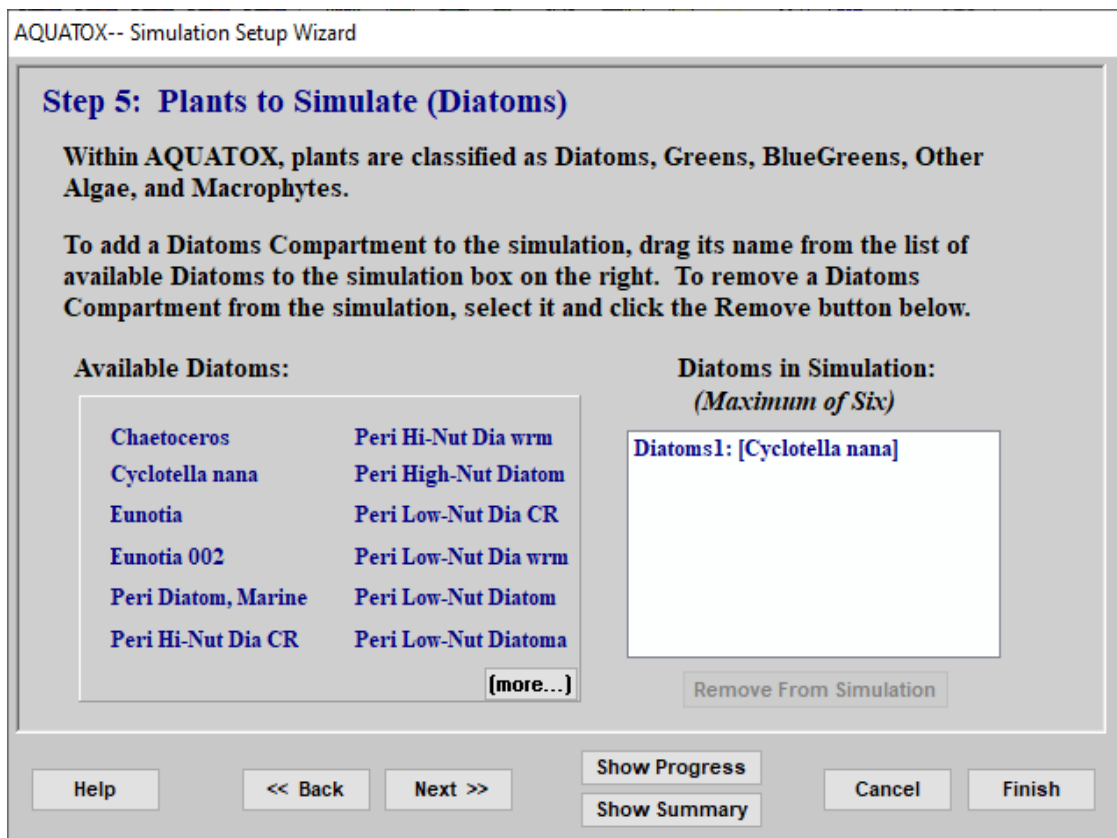


Рис. 20. Задание начальных условий для компонентов модельного фитоценоза в модели AQUATOX

Шаг 6: Беспозвоночные организмы – данное окно идентично предыдущему шагу, пользователю также предоставляется список из различных групп беспозвоночных организмов (рис. 21). Исходной размерностью являются либо мг/л, либо г/м², в зависимости от образа жизни (пелагический или бентический). Из этого списка в процесс моделирования были включены только копеподы зоопланктона. Данные о биомассе организмов были получены из литературных источников (Романкевич, 2001).

Шаг 7: Рыба – в AQUATOX рыба подразделяется на несколько групп – кормовая, донная и промысловая. Для каждой группы пользователь может выбрать из списка базы данных соответствующие виды.



Рис. 21. Задание начальных условий для компонентов зооценоза в модели в AQUATOX

Для описываемого варианта моделирования рыба в процесс моделирования не включалась.

Шаг 8: Характеристики исследуемого объекта – на этом шаге в модель вводятся основные характеристики водоема, имеющие большое значение для моделирования (рис. 22).

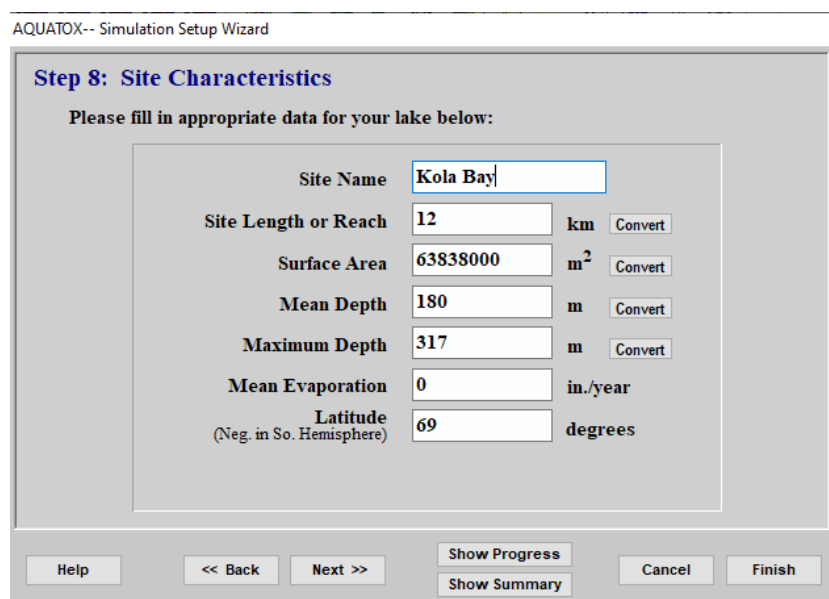


Рис. 22. Ввод данных о водоеме в AQUATOX

Наиболее важной морфометрической характеристикой является средняя глубина водоема, поскольку она контролирует проникновение света, распределение растений и т.д. Среднегодовое испарение используется для расчета водного баланса. Широта местности используется для вычисления фотопериода (периода вегетации) в процессе фотосинтеза.

Морфометрические характеристики Северного колена Кольского залива были рассчитаны в ArcGIS Online. Данные о глубине взяты из литературных источников

(Кольский залив..., 1997). Испарение в данном варианте модели равно нулю, так как объем воды задан постоянной величиной.

Шаг 9: Объем воды – здесь пользователю предлагается ввести объем воды в водоеме тремя различными способами. Простейшим случаем будет удержание объема в виде постоянной величины (исходя из начального условия). Второй способ – это задание начального объема, а также данных о притоке и расходе воды (как константа или временной ряд). В таком случае объем воды будет высчитываться моделью самостоятельно, используя уравнение Мэннинга. И наконец, можно задать временные ряды значений объема. В исследовании объем воды задан с помощью константы и не изменяется на всем временном интервале.

Шаг 10: Температура воды – это окно также предоставляет пользователю несколько вариантов ввода температуры – константа, среднегодовое значение и диапазон изменения, а также временной ряд.

При использовании временного ряда, необходимо убедиться, что данными покрыт весь временной промежуток моделирования. Если пользователь хочет моделировать стратифицированную систему (например, резервуарная по вертикали модель), то есть возможность указать температуру как для эпилимниона, так и для гиполимниона. По умолчанию в AQUATOX считается, что система является стратифицированной, если отличия температур верхнего и нижнего слоев больше, чем 3 градуса по Цельсию.

Для исследования принято, что имеем дело с хорошо перемешанной мелководной системой, поэтому данные задаются только для одного слоя. В качестве способа задания температуры введен временной ряд. Данные основаны на среднегодовых значениях о температуре воды в Кольском заливе и данных NOAA (рис. 23).

Step 10: Use Variable Temperature

Enter the initial condition for the temperature of the water: deg. C

Enter or import a set of water temperatures for this site:
 (epilimnion if stratified)

Date	Loading
▶ 15.05.1995	4.000
24.05.1995	4.800
03.06.1995	5.500
09.06.1995	6.500
17.06.1995	7.500
24.06.1995	9.000

deg. C

Could this site stratify? No
 Yes

Hypolimnion Temperature:

Date	Loading
29.08.2001	17.400
11.09.2001	15.200
26.09.2001	13.200
22.10.2001	9.500
12.11.2001	2.800
▶ 12.12.2001	0.200

deg. C

Рис. 23. Задание данных о температуре воды в AQUATOX

Шаг 11: Данные о скорости ветра – данные о ветре можно задать константой или временным рядом, а также ввести «значение по умолчанию» (тогда ветер будет рассчитываться на основе сложного ряда Фурье для 365-дневного периода).

Данные о ветре являются важной характеристикой, так как влияют на стабильность цветения водорослей, реаэрацию и кислородный обмен. Кроме этого, скорость ветра может влиять на степень улетучивания из воды некоторых токсикантов.

В данном исследовании скорость ветра принята константой (3 м/с).

Шаг 12: Поступление света – способы задания поступления света идентичны настройке температуры. Размерность поступления света – Ленгли/день (Ly/d). 1 Ленгли/д = 10 ккал/м².

В исследовании поступление света задано как среднее значение и годовой диапазон изменения (рис. 24). Фотопериод высчитывается автоматически, исходя из заданной широты. Данные взяты из литературного источника (Дудина, 2014).

Step 12: Use Annual Mean and Range for Light Loadings

AQUATOX will calculate the light loading based on the information you provide on this screen and the date.

Photoperiod can be computed based on Latitude (entered in the site screen) or you can enter a constant photoperiod:

Compute from Latitude
 Use Constant Photoperiod of hr / d

Average Light Ly / d
Annual Light Range Ly / d

Рис. 24. Задание данных о поступлении света в AQUATOX

Шаг 13: pH воды – может быть задан пользователем либо как константа, либо как временной ряд. В данном исследовании pH задана как константа (pH = 8.1).

Шаг 14: Неорганические твердые соединения – так как сложно ввести их в модель, не имея достаточно данных, то они не используются в данном исследовании.

Шаг 15: Химические вещества – AQUATOX может имитировать до 20 различных органических химических веществ одновременно. При этом предполагается, что токсические эффекты являются аддитивными. После того, как химическое вещество было выбрано для моделирования, пользователь может ввести концентрации этого вещества в толще воды и/или во всех биотических компонентах экосистемы (рис. 25).

Step 15: Initial Condition: Dissolved org. tox 1: [Permethrin]

This chemical is associated with many components within the simulation. Enter initial conditions for any components you wish to start with above-zero toxicant.

Permethrin In Water	0	ug/L
T1 in R detr sed	0	ug/kg
T1 in L detr sed	0	dry ug/kg
T1 in Susp and Diss Detritus	0	dry ug/kg
T1 in Cyclotella nana	0	ug/kg
T1 in Phyt, Blue-Greens	0	wet ug/kg
T1 in Dinoflagellate	0	wet ug/kg
T1 in Acartia, Copepod	0	wet ug/kg

Total Initial Condition Mass of Permethrin: 0 kg

Help << Back **Next >>** Show Progress Cancel Finish

Show Summary

Рис. 25. Задание концентраций токсикантов в AQUATOX

Для данного исследования в качестве токсиканта из предложенного списка библиотеки AQUATOX был выбран *перметрин*, так как он близок по составу к циперметрину и также, как и он, входит в группу перетроидов. В том числе он схож по составу и свойствам с дихлофосом, который был использован в качестве токсиканта при проведении лабораторных экспериментов на колонии копепод (подробнее п. 2.2). Концентрация его содержания в воде задавалась на основе данных, полученных из лабораторных экспериментов, описанных выше.

Шаги 16-19 представляют собой списки всех компонентов модели, для которых возможно поступление этих параметров извне. Они подразделяются на: 1 – поступление веществ с приточной водой, 2 – поступление с осадками, 3 – поступление из точечных источников и неточечных (неизвестных) источников. Пользователь может выбрать, являются поступление этих веществ постоянным или задать как динамическую нагрузку в виде временного ряда (рис. 26).

Step 16: Inflow Loadings

The below list shows the modeled components of the water directly flowing into the simulation. You can specify constant or dynamic loadings for each of these components. To do so, select a component from the list and enter the loading below:

Inflow Loadings in Simulation:

Inflow T1 H2O
Inflow NH3 & NH4+
Inflow NO3
Inflow Tot. Sol. P
Inflow CO2
Inflow Oxygen
Inflow Susp and Diss Detr
Inflow Cyclotella nana
Inflow Phyt, Blue-Greens
Inflow Dinoflagellate
Inflow Acartia, Copepod
Inflow Predatory Zooplank.
Inflow T1 Susp and Diss Detr
Inflow T1 Cyclotella nana
Inflow T1 Phyt. Blue-Greens

Use Constant Loading of
 ug/L

Use Dynamic Loadings

Date	Loading
▶	

ug/L

Рис. 26. Задание внешнего поступления выбранных переменных в AQUATOX

В данном исследовании для упрощения модели поступление всех элементов извне не учитывается (равняется нулю). На этом заканчивается настройка и перед пользователем открывается окно запуска процесса моделирования (рис. 27).

Главное окно содержит название исследования, список компонентов модели и кнопки для запуска различных операций.

Чтобы запустить модель нужно нажать на одну из двух кнопок – в AQUATOX после завершения настройки можно запустить контрольный процесс моделирования (кнопка «Control»), который начинает моделирование без возмущения (например, без действия токсиканта); либо возмущенное моделирование, где начинает учитываться влияние токсиканта (кнопка «Perturbed»).

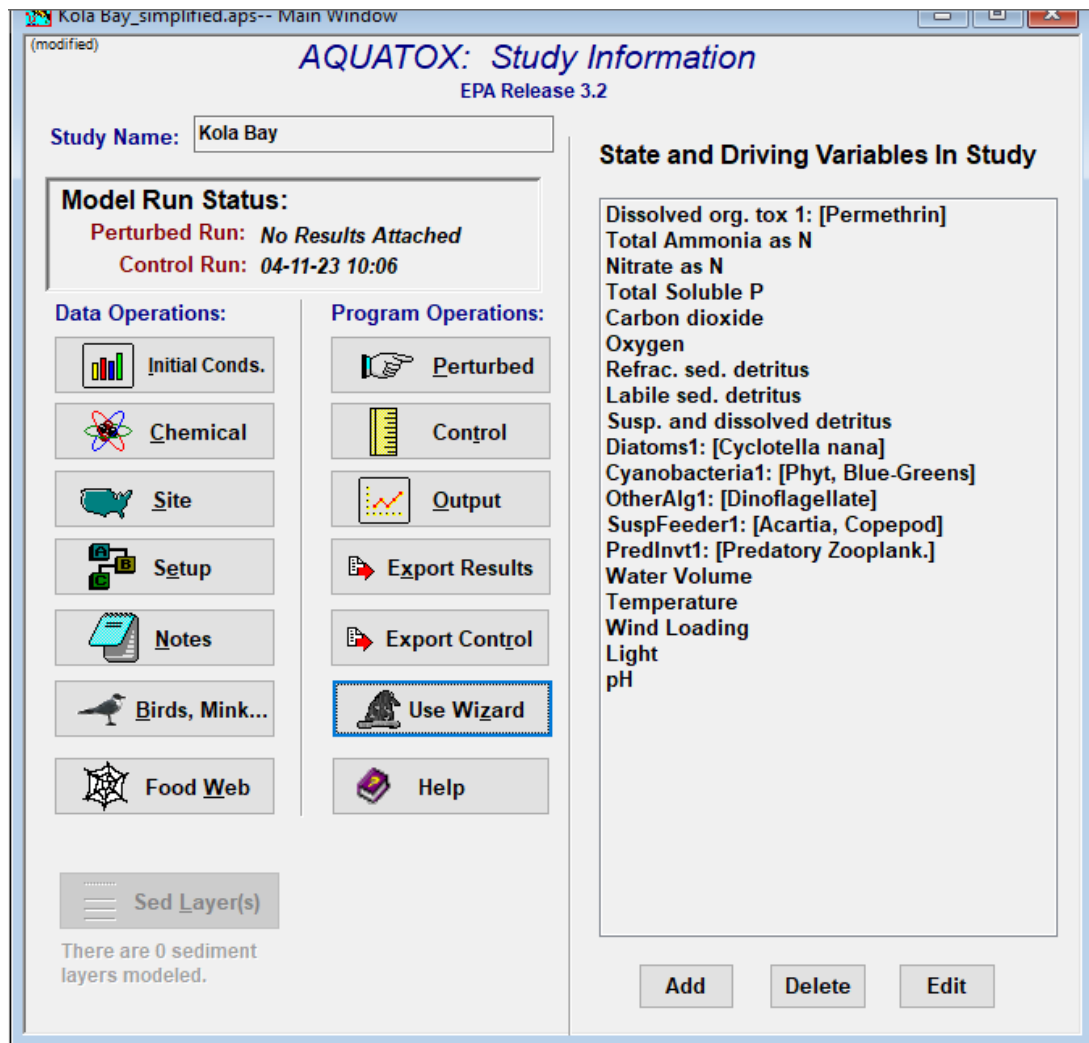


Рис. 27. Главное окно моделирования после завершения настройки в AQUATOX

После завершения моделирования кнопка «Output» может вывести все графические результаты для просмотра и анализа результатов. Полученные данные также могут быть сохранены на компьютер в виде таблицы Excel.

Результаты модельных экспериментов приводятся в разделе 4, п. 4.2.

3.1. Основные черты природной среды Кольского залива

Кольский залив – это узкий залив фьордового типа, относящийся к акватории Баренцева моря (рис. 28). Его морфометрические особенности обуславливают наличие коленчатых структур и различные ответвления, образующие многочисленные губы и бухты внутри залива. Из-за морфологического строения в литературе часто можно встретить условное деление залива на три части (колена) – северное, среднее и южное (Берега, 1991).



Рис. 28. Базовая карта Кольского залива (Кольский залив ..., 2018)

Границей Кольского залива в его эстуарной части считается линия, соединяющая остров Торос и мыс Летинский. Граница в его кутовой части (вершина залива) расположена в месте впадения реки Туломы. Длина залива, проведенная по фарватеру, составляет 58,7 км, ширина постепенно уменьшается от 3-3,5 км на севере до 1-1,5 км в его южной части.

Ширина залива сильно зависит от приливно-отливных процессов (Кольский залив ..., 1997).

Анализируя батиметрический профиль залива, можно заметить, что глубина постепенно увеличивается от южного колена к северному (рис. 29). При впадении р. Туломы, в южной части залива, максимальная глубина составляет около 40-50 м. В среднем колене максимальная глубина достигает 170-180 м. В северном колене находится котловина с глубинами около 300 м (максимальная глубина залива 321 м), здесь же можно заметить, что монотонность уклона дна прерывается наличием подводного порога, расположенного напротив входа в губу Сайда (минимальная глубина над порогом составляет 104 м).

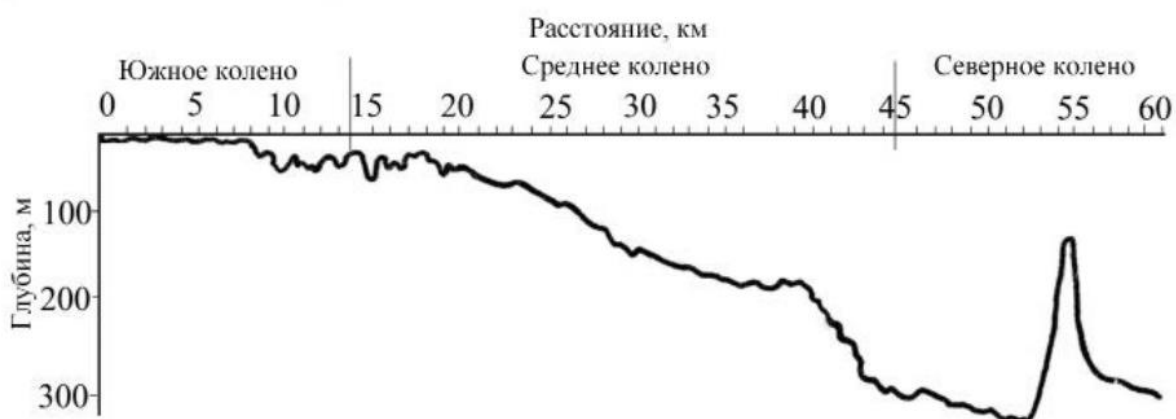


Рис. 29. Профиль наибольших глубин Кольского залива в проекции на осевую линию навигационных створов по (Кольский залив ..., 1997).

Геологическая среда Кольского залива обуславливает его тип берегов, который представляет собой, расчлененные разрывными нарушениями, грабены (Информационный бюллетень, 2014). Берега представлены в основном скальными обрывистыми основаниями (особенно западный).

В настоящее время береговые участки сильно изменены в результате антропогенной деятельности. Так, в южной части залива берега заняты портовыми сооружениями. Кроме этого, в устьях рек Туломы и Колы часто встречаются аккумулятивные пляжи и осушки. Суммарная площадь осушек в заливе достигает 16 км², что составляет около 8% всей его площади. Большая часть обсыхающих пляжей и осушек покрыта зарослями водорослей (Кольский залив, 2018).

В вершину залива впадают две относительно крупные реки – Тулома и Кола. Их среднегодовой сток составляет, соответственно, 7,78 и 1,51 км³ и влияет на характеристику верхнего слоя вод и течения. В многочисленные боковые бухты и губы впадают малые реки и ручьи, роль которых малозначима для залива в целом. Их суммарный сток изменяется в течение года и в среднем составляет около 0,4 км³.

На реке Тулома построен каскад ГЭС, который регулирует ее сток в течение года. Река Кола сохраняет естественный режим. Половодье, как и на других не зарегулированных реках в этом регионе происходит в мае-июне. В июле сток стабилизируется до начала межени зимой.

Интенсивный водообмен с Баренцевым морем обуславливает то, что преимущественная водная масса в заливе представлена морскими прибрежными водами (Ожигин, 1999). Поэтому для Кольского залива характерны те же гидрофизические процессы, что и для прилегающей части Баренцева моря – формирование сезонного термоклина, осенне-зимняя конвекция, изменения температуры воды, солёности, плотности в приливном цикле. Речной сток оказывает влияние на водные массы только в южном колене.

В поверхностном слое температура быстро растет в мае-июле и медленно понижается в осенне-зимнее время (Океанографические характеристики ..., 2009). Минимальная температура наблюдается в марте (считается за конец зимы для этой местности) – до $0,5^{\circ}\text{C}$ в южном колене и до 1°C – в северном. В марте в водной толще четко выражается процесс атмосферного выхолаживания, проникающего до глубины 10 м, и температурная инверсия в промежуточном слое до глубины 100 м. Практически всегда в температурном режиме прослеживается двухслойность водной толщи. Однако, к концу марта обычно происходит вертикальное выравнивание температуры по всей водной толще до значений $1,0-1,5^{\circ}\text{C}$.

Говоря о солёности, можно также отметить двухслойную структуру водной толщи в конце марта. Здесь всегда можно наблюдать градиентный слой, который поддерживается речным стоком (особенно в южной части залива). Галоклин прослеживается от поверхности до глубины около 20 м. Солёность здесь резко возрастает от 20 до 34 ‰. Ниже изогалины 34 ‰ наблюдается небольшой рост солёности, но как правило, она не поднимается выше $34,5$ ‰, кроме северного колена, где за счет интенсивного водообмена с морским бассейном, солёность может увеличиваться до $34,8$ ‰. Проникновение солёных морских вод в глубь залива ограничивается поднятием дна в северном колене (см. рис. 5).

Начиная с апреля, вся водная толща начинает постепенно прогреваться, и температура всех горизонтов повышается. В начале июня активный рост температуры сопровождается усилением речного стока, что обуславливает изменения термохалинного режима вод залива. Толща воды в это время выражается двухслойной структурой.

Поверхностный горизонт (до глубины 5-10 м) сильно прогрет и распреснен. Здесь резко выражаются термоклин и галоклин, ниже этих слоев температура и солёность без резких скачков изменяется с глубиной. Однако, в южном колене, наблюдается наиболее

сильное влияние речного стока, из-за чего значения термоклина немного выравниваются (Моисеев, 2006).

Характеристики температуры и солености поверхностного слоя изменяются от южной части залива к северной от 3 до 7°C и от 6,5 до 27‰ соответственно. В этом же слое происходит активный процесс перемешивания вод открытого моря с распресненными водами залива. В придонном слое температура воды растет к устью от 2,9 до 3,1°C, а соленость – от 34 до 34,8 ‰.

В сентябре водная толща в наибольшей степени прогрета. Максимальная температура около 10°C наблюдается по всей акватории Кольского залива, но градиентные температурные зоны могут формироваться на различных глубинах, в зависимости от локальных особенностей (речной сток, рельеф дна и т.д.). Так, в южном колене термоклин наблюдается на глубине 2-7 м, иногда выражаясь на самой поверхности. Севернее термоклин залегает глубже, на горизонтах 50-70 м, так как здесь активное влияние на термохалинную структуру оказывают морские воды.

В ноябре наблюдается понижение температуры воды в верхнем горизонте. В южном и среднем коленах выделяется двухслойная структура вод – слой термоклина до глубины 5-7 м, где температура изменяется от 2,5 до 5,5°C; ниже формируется слой сезонной температурной инверсии. В устьевой области залива слой максимальных градиентов размывается приливно-отливными процессами, тем самым формируя однослойную структуру водной толщи (температура здесь колеблется около 5°C).

Режим солености в ноябре повторяет температурные характеристики. Галоклин развит на глубинах 0-10 м в южном и среднем коленах. В устьевой области его нет. Значения солености в поверхностном горизонте выше, чем в летнее время и колеблются от 31 до 34,5 ‰. Ниже градиентного слоя значения солености практически не изменяются.

Плотностная структура водной толщи и ее стратификация – основные гидрофизические характеристики состояния водной толщи, к тому же, они обуславливают вертикальный перенос загрязняющих веществ. Плотность формируется посредством температуры и солености. Так как в водах изучаемого региона термо- и галоклин не совпадают, то изопикны распределены неравномерно в водной толще.

В глубинных слоях плотность воды относительно однородна и составляет 1031-1032 кг/м³. В верхних горизонтах основное влияние оказывает речной сток – в южном колене при максимуме стока плотность снижается до 100 кг/м³ (Океанографические характеристики ..., 2009).

Общая картина верхнего горизонта водной толщи заключается в снижении влияния речного стока от южного колена к северному и рост плотности от 1005 до 1017 кг/м³.

Ниже слоя пикноклина плотность воды по всей акватории квазигомогенна и незначительно увеличивается с глубиной. В начале летнего сезона этот слой слабо стратифицирован и подвержен ветровому и волновому перемешиванию.

Согласно Балтийской системе высот и многолетним измерениям уровня воды в порту Мурманска среднегодовой уровень воды в Кольском заливе равен -0,4 м. Сезонные колебания этого уровня составляют около 20 см. Его минимальные значения (до -54 см) приходятся на апрель-май, максимальные (до -31 см) – на октябрь-декабрь. Сезонные изменения определяются совокупным действием атмосферного давления, плотности воды и сгонно-нагонных явлений (Гидрометеорология ..., 1990).

Межгодовые изменения среднего уровня воды не превышают 15 см и не носят закономерного характера.

Режим ветрового волнения в Кольском заливе определяется сочетанием ряда факторов, в первую очередь – климатическими и морфологическими особенностями залива и его глубиной. Пространственная ориентация залива и глубины не препятствуют развитию волнения на большей части его акватории.

Интенсивность штормового волнения по понятным причинам увеличивается от южного колена к северному. Однако, натурные наблюдения за волнением в регионе немногочисленны. Поэтому существующие характеристики режима волнения выполнены, главным образом, расчетными методами (Кольский залив, 1997).

Суммарный перенос вод в заливе складывается из приливных, стоковых и ветровых течений. Доминирующими среди них являются приливные течения, вызванные баренцевоморской приливной волной. Ветровые течения формируются в акватории в основном при северном и южном ветре. Постоянные течения в верхних горизонтах водной толщи развиваются за счет стока рек Тулома и Кола, а в глубинных слоях они обусловлены поступлением морских вод (плотностные и компенсационные течения). Постоянное стоковое течение ярко выражается в южной части залива, где находятся устья вышеназванных рек (Атлас ..., 1992).

Ледовая обстановка в акватории залива является как важной составляющей экологии региона, так как влияет на функционирование экосистемы водоема, так и определяющим фактором хозяйственного использования его вод. Характер ледовых условий маркируется балльной шкалой: менее 5 баллов означает легкую ледовую обстановку (или её отсутствие), 5-8 баллов – ледовые условия средней тяжести, 8-10 баллов – тяжелая ледовая обстановка. Так, для функционирования рыбного производства и обслуживания портов ледовая обстановка в 5 баллов является критическим показателем.

Ледовые условия в изучаемом регионе характеризуются сложной динамикой и высокими сезонными колебаниями. В течение зимнего периода лед в акватории залива

может формироваться и выноситься течениями в большом количестве. Исходя из данных многолетних наблюдений за акваторией Кольского залива (1948-1981 гг.) установлено, что в среднем дата наступления ледостава – это 9 декабря, а дата исчезновения льда – 4 мая (Кольский залив ..., 1997).

В теплые зимы лед в водоеме формируется только на осушках и в небольшом количестве на мелководьях, откуда он может выноситься в устьевую область. В относительно холодные зимы в южном колене может ненадолго (от 1 до 3 суток) сформироваться сплошной ледовый покров толщиной около 10 см.

Но стоит сказать, что даже в самые суровые зимы ледовый покров достаточно неустойчив, он пропадает за относительно короткое время и затрагивает только поверхностные горизонты. Кроме естественных факторов, влияющих на ледовую обстановку, формированию сплошного покрова также препятствуют антропогенные факторы – сброс сточных вод, наличие ГЭС, разрушение льда судами.

3.2. Экосистема Кольского залива

Кольский залив является объектом систематического изучения в связи с развитием его как транспортного узла, к настоящему времени накоплен обширный объем знаний о его биоте в основном за счет круглогодичного мониторинга и многих морских экспедиций.

По данным многолетних исследований в акватории водоема выделено 44 вида фитопланктонного сообщества пресноводного происхождения, а также 18 видов микроводорослей морского происхождения (Олейник, 2011).

В роли доминирующих видов выступают микроводоросли, которые можно назвать пресноводно-перифитонным комплексом. В его составе – *Asterionella formosa*, *Tabellaria flocculosa*, *T. flocculosa*, *Melosira granulate*, *M. varians*, *Peridinium inconspicuum* и перифитон – *Melosira nummuloides*, *M. jurgensii*, *M. moniliformis*.

Летом в пелагической зоне залива происходит массовое цветение эвгленовой водоросли *Eutreptiella marina* da Cunha. Максимальная численность достигает более 1 млн кл/л и приурочена к южному колену в непосредственной близости от порта г. Марманска. Вероятно, это связано с высокой антропогенной нагрузкой в данной области, и как следствие высокого уровня эвтрофирования.

В общей сложности в Кольском заливе можно выделить два комплекса микрофитопланктона (Олейник, 2011):

1) Пресноводно-перифитонный комплекс, идентифицируемый по 15 видам микроводорослей. Характеризуется общей динамикой биомассы в пространственно-временном масштабе. В основном приурочен к поверхностным горизонтам пелагиали южного и среднего колен.

2) Морской микрофитопланктон – представлен типичными видами водорослей Баренцева моря (в основном диатомовые). Местообитание по большей части в северном колене, южные виды этого комплекса проявляются только во время пика весеннего цветения.

Кроме этого, на границе морского и пресноводного биотопов формируется переходная зона, представленная смешанным комплексом фитопланктона, в равной степени включающая в свой состав виды обоих вышеперечисленных комплексов.

Сообщество фитобентоса распространено вдоль всей береговой линии Кольского залива, а их плотность и видовой состав претерпевают существенные изменения в зависимости от местоположения. В общей сложности в водоеме насчитывается 91 вид фитобентоса. Наибольшее видовое разнообразие отмечено в северном колене – между губами Средняя и Тюва и в прибрежье островов, здесь же отмечается наибольшая плотность зарослей макрофитобентоса. Меньше всего по числу видов и плотности выделяется южное колено. В общей биомассе доминирующими видами являются *Fucus vesiculosus* на литорали и *Saccharina latissima* в сублиторали (Блинова, 2007).

Современное состояние фитобентоса в Кольском заливе можно охарактеризовать как нормальное в северном колене, частично измененное – в среднем и слабо деградированное – в южном. Та часть берега, которая занята портовыми или хозяйственными сооружениями, практически лишена макрофитов.

Сезонная изменчивость в биомассе фитоценоза Кольского залива проявляется в следующем: период наиболее активного роста приходится на март-июнь, размножения большинства видов – на июнь-сентябрь. С октября по февраль преобладают процессы деструкции у многих видов, часть видов находится в форме покоящихся стадий.

Изучение таксономического состава зоопланктона и пелагических гидробионтов началось еще в начале прошлого столетия. Однако, только в последние десятилетия были опубликованы материалы, описывающие некоторые динамические параметры зоопланктонного сообщества Кольского залива.

В составе зоопланктона водоема насчитывается более 140 видов и форм. На основании публикаций отечественных и зарубежных ученых было проведено разделение гидробионтов на экологические группировки (Кольский залив и нефть, 2018).

Доминирующей по численности группировкой являются веслоногие ракообразные (копеподы). На протяжении всего года в общей численности биомассы зоопланктона в среднем они составляют около 80%. Среди видов наибольшим распространением отличается *Calanus finmarchicus* (около 33%).

В заливе на протяжении года количественные параметры зоопланктона отличаются существенными колебаниями. В южном колене на протяжении зимнего периода плотность

и численность меняется слабо, не превышая 100-200 экз./м³. В течении года можно выделить два пика биомассы – весной и осенью. Картина сезонной изменчивости биомассы зоопланктона в северной части залива во многом сходна с наблюдаемой в южном колене (Дворецкий, 2008).

Также важной частью экосистемы Кольского залива являются бентосные беспозвоночные организмы (макрозообентос), обитающие на литорали и верхней сублиторали, которые являются пищей для донных рыб и орнитофауны. У некоторых видов птиц бентосом кормятся как взрослые особи, так и птенцы. К таким птицам относится обыкновенная гага и разные виды куликов.

Макрозообентос водоема насчитывает более 110 видов на литорали и около 500-600 видов на сублиторали. В каждой из этих двух зон доминирующим видом являются полихеты. Видовое разнообразие в наибольшей степени проявляется в южном колене залива, что обусловлено гидрологическими особенностями в этом районе (Антипова, 1984).

Численность макрозообентоса колеблется в очень широких пределах. Самая низкая биомасса (менее 10 г/м²) отмечается на литорали южного колена – в зоне сильного распреснения при впадении рек в залив или на загрязненной территории портов. Максимальные значения биомассы (более 1500 г/м²) типичны для нижних горизонтов каменистой литорали северного и частично среднего колен. В сублиторали наименьшие значения (менее 30 г/м²) также характерны для южного колена и для мелководий с песчаным грунтом. Области дна с высокими значениями биомассы зообентоса (более 900 г/м²) встречаются в прибрежных районах на глубинах до 20 метров. Основная площадь более глубоководной части Кольского залива с илистыми песками характеризуется средними значениями биомассы, не превышающими 80 г/м² (Афончева, 2012).

Для зообентоса сезонные изменения их биомассы и видового разнообразия характерны только для литорали Кольского залива в незначительном объеме. Для сублиторали сезонные колебания вовсе не характерны.

В мелководной зоне водоема насчитывается около 45 видов крупных беспозвоночных организмов (мегазообентос), из них к группе мобильных относятся крупные крабоиды *Paralithodes camtschaticus*, *Lithodes maja* и крабы *Hyas araneus* и *Hyas coarctatus*. Малоподвижный мегабентос формирует 8 фаунистических группировок, распределение которых связано с гидрологическими параметрами среды (Дерюгин, 1915).

Средние значения биомассы мегазообентоса в прибрежной зоне варьируют от 4 до 3000 г/м². Наименьшие значения типичны для малых глубин южного колена и, возможно, для всей глубоководной части водоема. Наибольшие значения биомассы отмечаются у прибрежных группировок двустворчатых моллюсков.

Численность и Биомассу мобильного мегазообентоса определяет массовый вид – камчатский краб *Paralithodes camtschaticus*. Его обилие в верхней сублиторали Кольского залива отличается высокой межгодовой изменчивостью, обусловленной сезонными миграциями половозрелых камчатских крабов. Сезонные изменения в видовом составе и распределении малоподвижного мегазообентоса в верхней сублиторали водоема незначительны (Кольский залив и нефть, 2018).

3.3. Техногенные загрязнители

В Кольском заливе довольно сильно развита хозяйственная деятельность, поэтому главным источником различных загрязнителей является антропогенная деятельность в акватории и на побережье залива. Общий объем сточных вод, поступающих с различных предприятий, составляет более 50 млн м³/год, что оказывает существенную нагрузку на экосистему водоема (Доклад ..., 2014).

Вместе со сточными водами в акваторию залива попадает большое количество загрязнителей – нефтепродукты, взвешенное вещество, синтетически поверхностно-активные вещества, тяжелые металлы и др. Кроме этого, развитое судоходство также является источником загрязнения.

В последнее время количественная оценка сбросов загрязнителей в воды залива не проводится, однако в регионе формируется некоторый фон экологического состояния водной среды. По комплексным оценкам Мурманского УГМС, экологическое состояние вод южного колена устойчиво квалифицируется III–V классами загрязненности: «умеренно загрязненные» или «грязные» воды. В среднем и северном коленах воды относятся к III и II классу качества («умеренно загрязненные» или «чистые») [Доклад ..., 2014, 2016].

В наибольшей степени Кольский залив подвержен именно нефтяному загрязнению, особенно на участках портовых территорий. Максимальная потенциальная угроза исходит от танкеров и нефтеперегрузочных терминалов (Шавыкин, Ильин, 2010).

В основном нефтепродукты находятся в заливе в виде дрейфующих поверхностных пленок различной толщины. В процессе диссипации нефтепродукты частично растворяются, оседают на дно и сорбируются донным осадком. Оставшаяся на плаву пленка представляет собой основную угрозу состоянию экосистемы.

Степень нефтяного загрязнения оценивается по концентрации растворенных нефтепродуктов. В водоеме наблюдается устойчивое загрязнение нефтепродуктами донного осадка, а в отдельных районах – поверхностного и придонного слоев воды, хотя в целом их средняя концентрация не превышает предельно допустимых концентраций (ПДК) для рыбохозяйственных водоемов, однако в заливе наблюдались также высокие разовые концентрации, превышающие ПДК в несколько раз (Доклад ..., 2014, 2016).

Общая картина современного уровня нефтяного загрязнения воды и донных осадков Кольского залива представлена ниже (рис. 30).



Рис. 30. Распределение нефтепродуктов в воде и донных осадках Кольского залива (Кольский залив и нефть, 2018)

Максимальные концентрации нефтепродуктов характерно для участков Мурманского порта, а также в районе Североморска с окружающей инфраструктурой военного флота. В северном колене наблюдается значительное снижение концентрации нефтепродуктов в осадке в связи со снижением техногенной нагрузки.

Соединения тяжелых металлов наблюдаются практически во всех промышленных и бытовых стоках. Многие из них имеют высокую биологическую активность и легко попадают в трофические цепи. Однако по наблюдениям их содержание в придонных водах в основном ниже ПДК для воды рыбохозяйственных водоемов (Информационный бюллетень ..., 2014).

Более надежным индикатором техногенных нарушений водной экосистемы служит концентрация тяжелых металлов в донном осадке. Распространенными в техногенных сбросах в залив металлами являются Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb и Hg. Концентрация этих элементов в современных осадках Кольского залива повышена в сравнении с участками открытого моря (Кольский залив и нефть, 2018).

Попадающие в Кольский залив со сточными водами химические загрязнители включают в себя большинство видов хлорорганических соединений – пестициды, ПХБ и др. Их концентрации в воде малы и в основном не превышает ПДК. Однако в донных осадках стойкие органические загрязнители могут накапливаться и создавать на локальных участках высокий уровень загрязнения (Плотицына, 2009).

Хлорорганические пестициды можно наблюдать во всех частях Кольского залива: в южном колене они обнаружены в районе рыбного порта, в среднем колене в придонных слоях в районе североморского порта, а в северном колене – в устьевой области.

Согласно критериям, разработанным Норвежским агентством контроля загрязнений (SFT), уровень загрязнения осадков в акватории всего залива варьирует в зависимости от локальной техногенной нагрузки от слабозагрязненных до очень загрязненных [Семенов и др., 2009].

Таким образом, в акватории залива наблюдается множество локальных источников загрязняющих веществ, включая объекты инфраструктуры, превращающие большую часть залива в зону хронического загрязнения среды и повышенного потенциала аварийных ситуаций.

Глава 4. РАЗРАБОТКА ПОДХОДА К ОЦЕНКЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНУЮ ЭКОСИСТЕМУ НА ОСНОВЕ ЛАБОРАТОРНЫХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ И ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

4.1 Результаты лабораторных экспериментов

Следуя разработанной методике (п. 2.1) было проведено 3 токсикологических лабораторных эксперимента, о результатах которых пойдет речь ниже.

Перед проведением первого эксперимента, согласно методике, была проверена колония копепод на наличие достаточного количества самок с яйцевидными мешками, а также подготовлена банка с диатомовыми водорослями рода *Stephanodiscus*.

После этого для начала эксперимента необходимо было пересадить самок из контейнеров, где они обитают в экспериментальные контейнеры с чашками петри. Всего было 4 контейнера – 1 с контрольной группой и 3 с различными концентрациями токсиканта. Один экспериментальный контейнер содержит 6 чашек петри, в каждую из которых было помещено по 3 самки с яйцевидными мешками. Таким образом, всего было отобрано 72 особи. Это очень трудоемкий процесс, так как важно при пересадке в контейнер не повредить самку, для этого специальной пипеткой достается по одной копеподе и пересаживается в зеркальную чашу, а уже оттуда – в экспериментальный контейнер.

Первый эксперимент был начат 29 сентября 2022 года, в этот день самки копепод были пересажены в экспериментальные контейнеры, но токсикант добавлялся не сразу, так как температура в холодильнике, где содержалась колония *Nitocra*, и в помещении, где должны были храниться контейнеры сильно различалась. Поэтому первые два дня копеподы находились в этом помещении, адаптируясь к новой температуре.

Во время выполнения экспериментов у автора не было возможности задавать или поддерживать постоянной температуру в помещении лаборатории, однако в ходе работ с контейнерами и вблизи приборов она измерялась и была ниже, чем температура воздуха в самой лаборатории и в течение месяца не изменяется больше, чем на 1-1.5°C. Ход температуры воздуха во время первого эксперимента можно проследить на рисунке 31.



Рис. 31. Температура воды в контейнерах в ходе первого эксперимента

На 6 день (4 октября) был добавлен токсикант. Обоснование выбора токсиканта приводилось во второй главе (п. 2.1). Начальные концентрации токсиканта были заданы на основе литературных источников (похожих экспериментов с копеподами) и составили 0.1 мг/л, 0.5 мг/л и 1 мг/л соответственно.

Далее на протяжении эксперимента раз в два дня проводилось наблюдение за копеподами под биноклем. Основная задача была – подсчитать количество науплиусов (личиночной стадии копепод), следить за жизнедеятельностью самок, и при наличии копеподит (промежуточная стадия копепод) также записывать их количество.

Все подсчеты записывались в лабораторный журнал. Результаты первого эксперимента можно увидеть на рисунке 32.

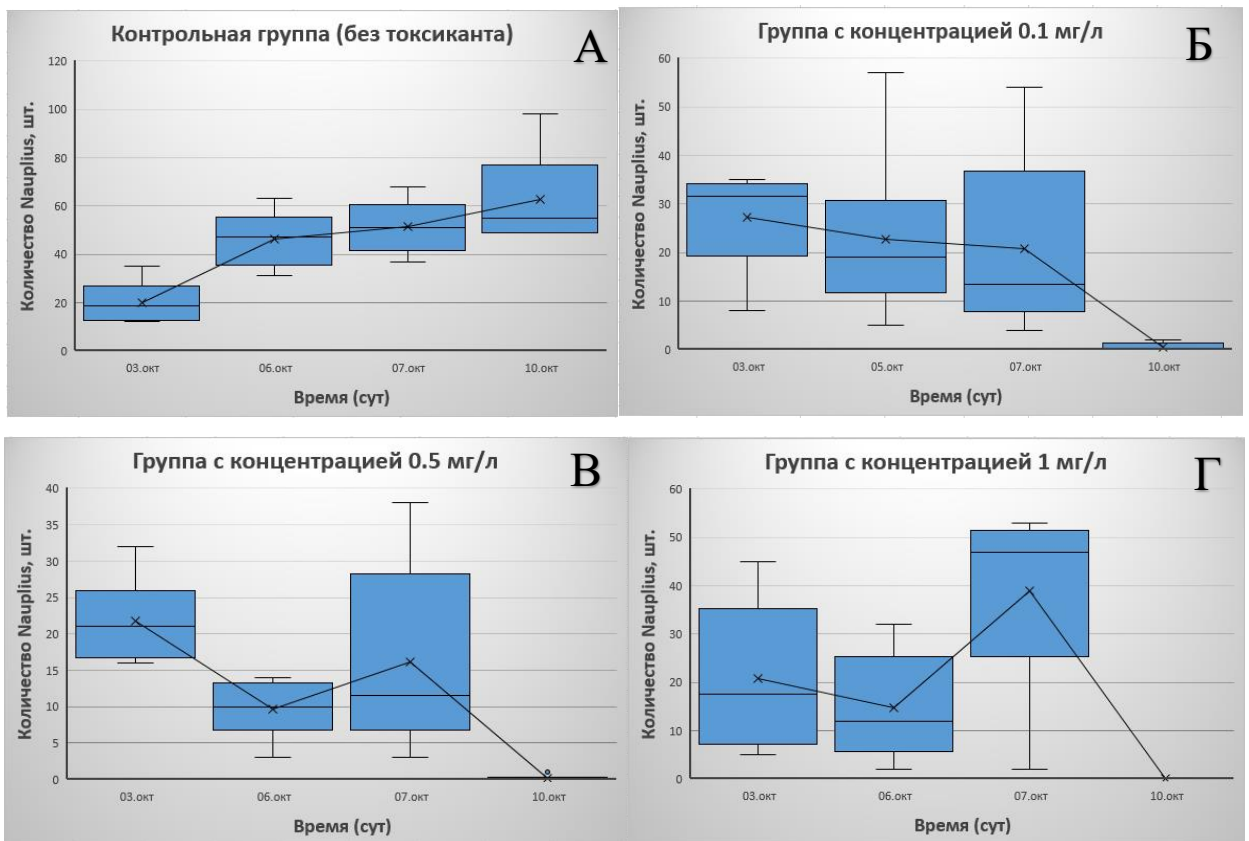


Рис. 32. Результаты первого эксперимента (29.09.22-11.10.22). А – контрольная группа; Б – группа с концентрацией токсиканта 0.1 мг/л; В – группа с концентрацией токсиканта 0.5 мг/л; Г – группа с концентрацией токсиканта 1 мг/л;

Таким образом, до добавления токсиканта все группы развивались в нормальном состоянии, однако после воздействия на них жизнедеятельность самок и уже родившихся науплиусов снизилась до нуля. Они все еще подавали признаки жизни (двигали сегментами тела), но были парализованы и вероятно, не могли питаться. Стоит отметить, что в контейнерах с токсикантом было замечено много родившихся науплиусов, однако они все быстро погибали.

В итоге, во всех трех контейнерах с нагрузкой все особи погибли через неделю после добавления токсиканта (11 октября). Контрольная группа продолжала активно развиваться.

По итогам первого эксперимента можно сделать вывод, что задаваемые концентрации токсиканта для копепод оказались предельно высокими.

В результате проведенного анализа было принято решение провести **второй** эксперимент с уменьшением концентраций в 10 раз. Перед началом эксперимента были проведены те же действия, что и перед первым (согласно разработанной методике). Первый день эксперимента – 1.12.2022.

Разница температур между холодильником и помещением для хранения контейнеров была уже не такая большая, поэтому токсикант добавлялся раньше. Ход температуры воды в контейнерах можно наблюдать на рисунке 33.



Рис. 33. Температура воды в контейнерах в ходе второго эксперимента

Токсикант был добавлен на второй день (2.12.2022). Экспериментальных контейнеров было уже 3 – контрольная группа и 2 группы с концентрацией токсиканта 0.05 мг/л и 0.01 мг/л соответственно. Проводились те же самые подсчеты и результаты записывались в лабораторный журнал. Эти результаты представлены ниже (рис. 34).

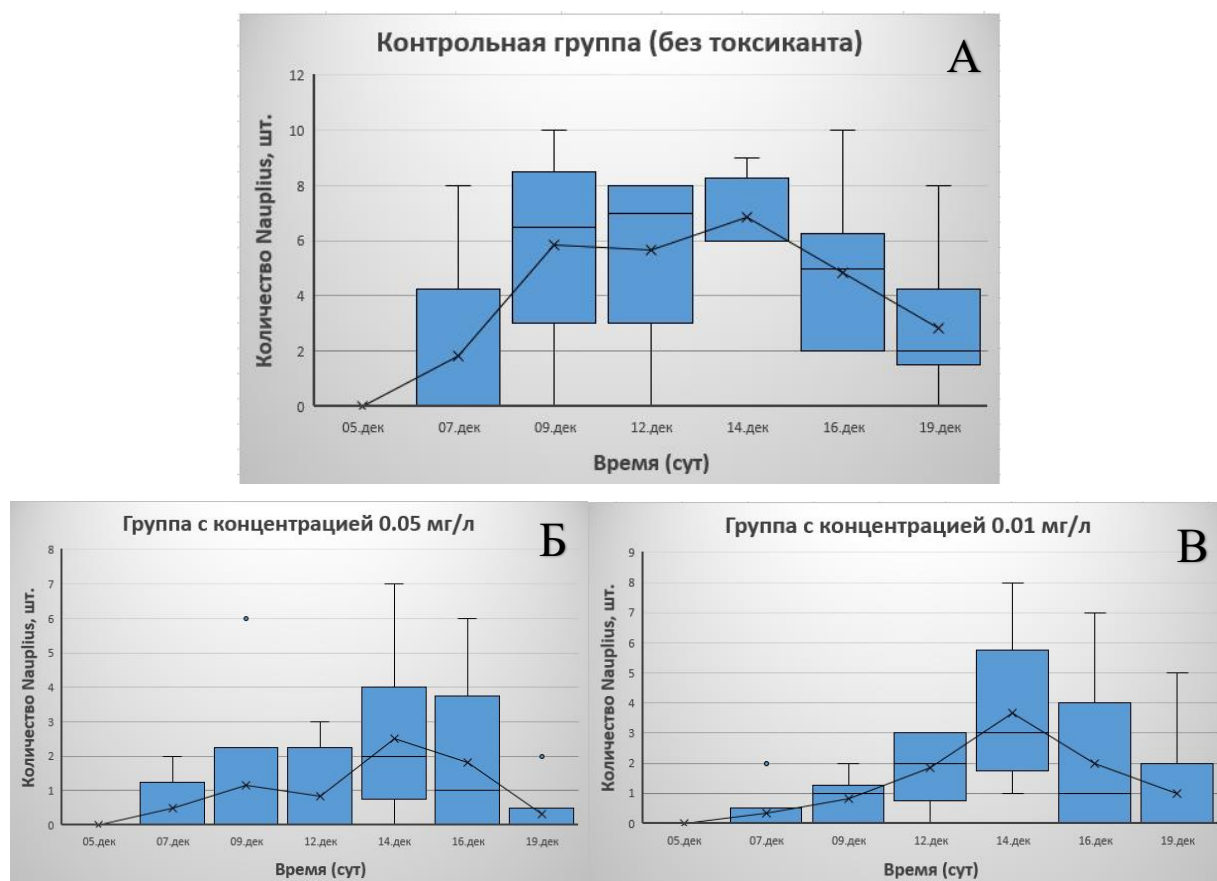


Рис. 34. Результаты второго эксперимента (1.12.2022-19.12.2022). А – контрольная группа; Б – группа с концентрацией токсиканта 0.05 мг/л; В – группа с концентрацией токсиканта 0.01 мг/л

Как видно из рисунка 34, численность науплиусов в контейнерах сильно начала снижаться к концу эксперимента. Впоследствии все особи, включая самок, погибли. Они также были парализованы и не могли продолжать свою жизнедеятельность.

Для **третьего** эксперимента концентрации токсиканта были снижены в два раза по сравнению со вторым экспериментом и составили 0.025 мг/л и 0.005 мг/л соответственно. Нагрузка с концентрацией 0.025 мг/л больше, чем минимальная нагрузка в прошлом эксперименте (0.1 мг/л), однако она была выбрана с целью повторного эксперимента с такой концентрацией и проверки прошлых результатов.

Перед началом эксперимента были проведены те же действия, что и перед первым и вторым экспериментами (согласно разработанной методике). Первый день эксперимента – 13.02.2023. Ход температуры воды в контейнерах можно наблюдать на рисунке 35.

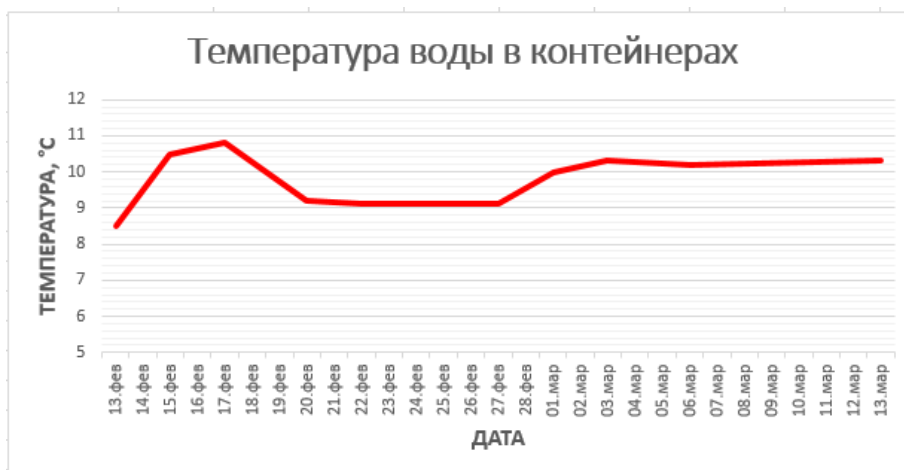


Рис. 35. Температура воды в контейнерах в ходе третьего эксперимента

Токсикант был добавлен на третий день (15.02.2023). Проводились те же самые подсчеты и результаты записывались в лабораторный журнал. Кроме этого в ходе эксперимента замерялся кислород с помощью анализатора растворенного кислорода в воде (рис. 36).



Рис. 36. Анализатор растворенного в воде кислорода

Кислород замерялся один раз в неделю. И в начале эксперимента его концентрация была равна около 10.0 мг/л, что было обусловлено избытком фитопланктона. Позже кислород постепенно повышался до 11 мг/л, что связано с развитием фитопланктона и небольшой биомассой копепод, которые не успевали потреблять весь производимый фитопланктон и выделяющийся кислород. Результаты самого эксперимента представлены ниже (рис. 37).

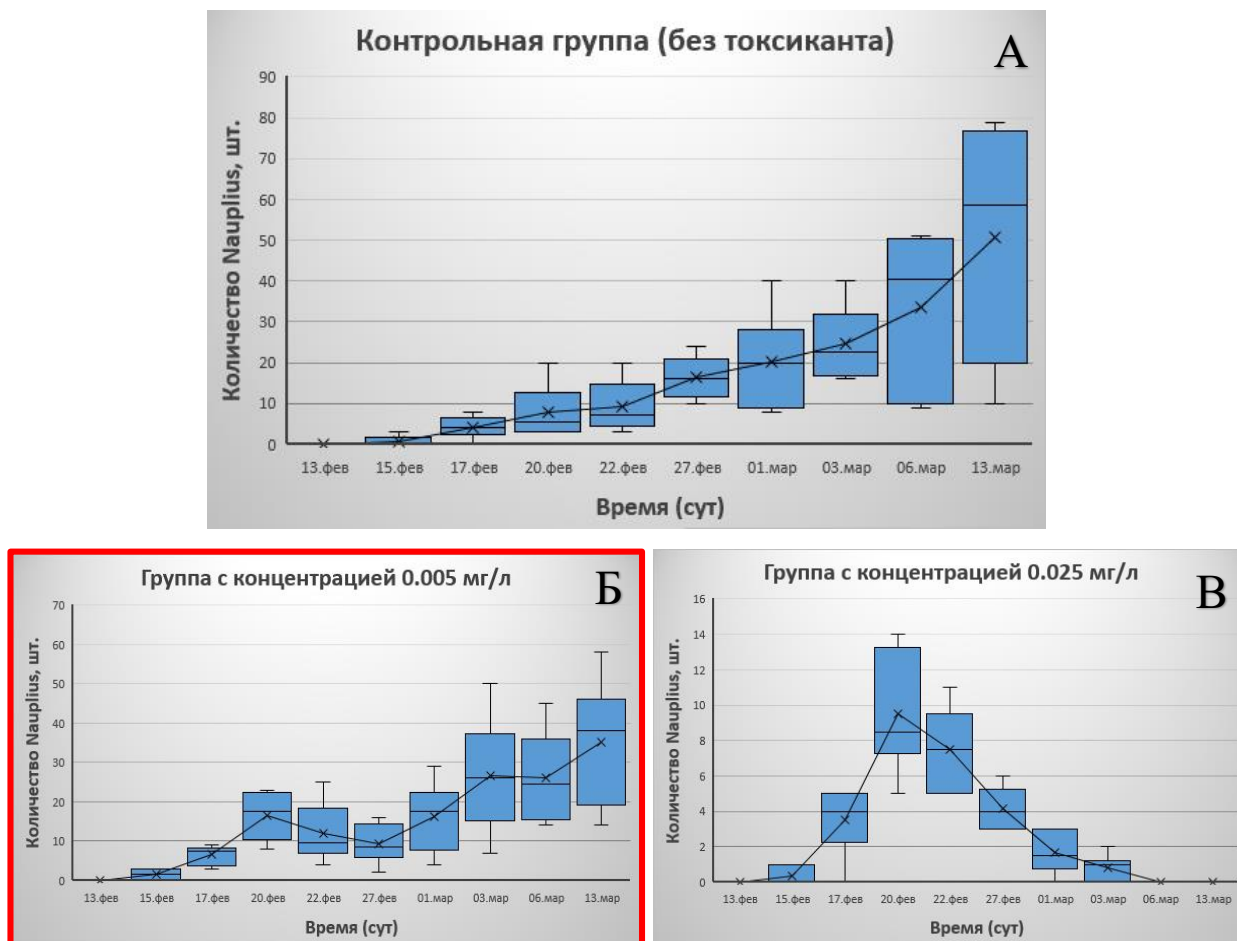


Рис. 37. Результаты третьего эксперимента (13.02.2023-13.03.2023). А – контрольная группа; Б – группа с концентрацией токсиканта 0.005 мг/л; В – группа с концентрацией токсиканта 0.025 мг/л

Третий эксперимент принес наиболее интересные результаты. Из рисунка видно, что группа с концентрацией токсиканта 0.025 мг/л вся погибла, а контрольная группа и группа с наименьшей нагрузкой продолжали активно развиваться. Эксперимент продлился более месяца, однако подсчет науплиусов остановился 13 марта, так как дальнейший подсчет не представлялся возможным из-за большого количества родившихся личинок.

На рисунке 37б видно, что с 20 по 27 февраля происходило снижение количества науплиусов, вероятно связанное с влиянием токсиканта. В целом по визуальным наблюдениям была замечена более низкая активность в группе с нагрузкой в первой половине эксперимента. Однако, самки уже не были парализованы и могли нормально

перемещаться, питаться и производить потомство. Были также замечены смерти науплиусов (около 30% от общего количества) в первой половине эксперимента.

Также в ходе третьего эксперимента особи доросли до стадий копеподит (рис. 38), а затем некоторые из них до стадий самок и также смогли производить потомство.



Рис. 38. Абсолютное количество копеподитов в контрольной группе (синие столбцы) и в группе с концентрацией токсиканта 0.005 мг/л (красные столбцы)

Из диаграммы видно, что к началу появления копеподитов, их количество в контрольной группе было в 2 раза больше (3.03 и 6.03). К концу эксперимента их число выровнялось, что скорее всего может быть связано с улетучиванием токсиканта из воды.

В итоге, в результате исследования была разработана методика по подготовке и проведению лабораторного токсикологического эксперимента с биологической мишенью. Выполнена серия из трех экспериментов с колонией копепод *Nitocra lacustris*. На основе статистического анализа полученных результатов было оценено влияние токсиканта (дихлофоса) на зоопланктон и выявлены критические концентрации токсиканта в воде.

При концентрации 0.01 мг/л и выше все особи без исключения погибали, при этом чем выше концентрация, тем процесс гибели наступал быстрее. При концентрации 0.005 мг/л было замечено некоторое влияние на копепод, однако колония продолжала активно развиваться – личинки достигли половозрелой стадии и смогли сами производить потомство. Эта концентрация отнесена нами к эффективной концентрации (ЕС), при которой организмы начинают реагировать на наличие токсиканта в воде.

Следующими этапами работы будет выявление критических концентраций токсиканта, рекомендованных для получения токсичных, пороговых, максимально

недействующих (подпороговых) концентраций токсикантов с дополнительным учетом рисков попадания загрязняющих веществ в водную среду.

4.2 Результаты моделирования

Согласно разработанному сценарию моделирования (п. 2.4) были проведены эксперименты с моделью. Физико-химические показатели и данные о биоте, которые были введены в модель описаны во второй главе (п. 2.4). В разработанном сценарии моделирования присутствовали некоторые упрощения.

Объем воды в водоеме является постоянной величиной и не изменяется динамически, форма самого водоема представлена идеализированной геометрической аппроксимацией.

Термическая стратификация в модели рассматривается в простейшей форме, соответствующей целям прогнозирования влияния загрязняющих веществ. Пользователь может использовать две вертикальные зоны – эпилимнион и гипolimнион, при этом термоклин, как правило, находится на постоянной глубине. В данной работе используется пространственно-однородная модель – хорошо перемешанная стратифицированная система. Это обусловлено тем, что в AQUATOX стратификация системы происходит только при различии температур эпилимниона и гипolimниона более, чем на 3°C. В Кольском заливе редко встречаются сильные различия температур верхних и нижних слоев воды.

Сценарий моделирования был разработан так, чтобы оценить влияние токсиканта (группа перетроидов) на экосистему Кольского залива. На рисунке 39 представлен график изменения температуры воды в ходе моделирования.

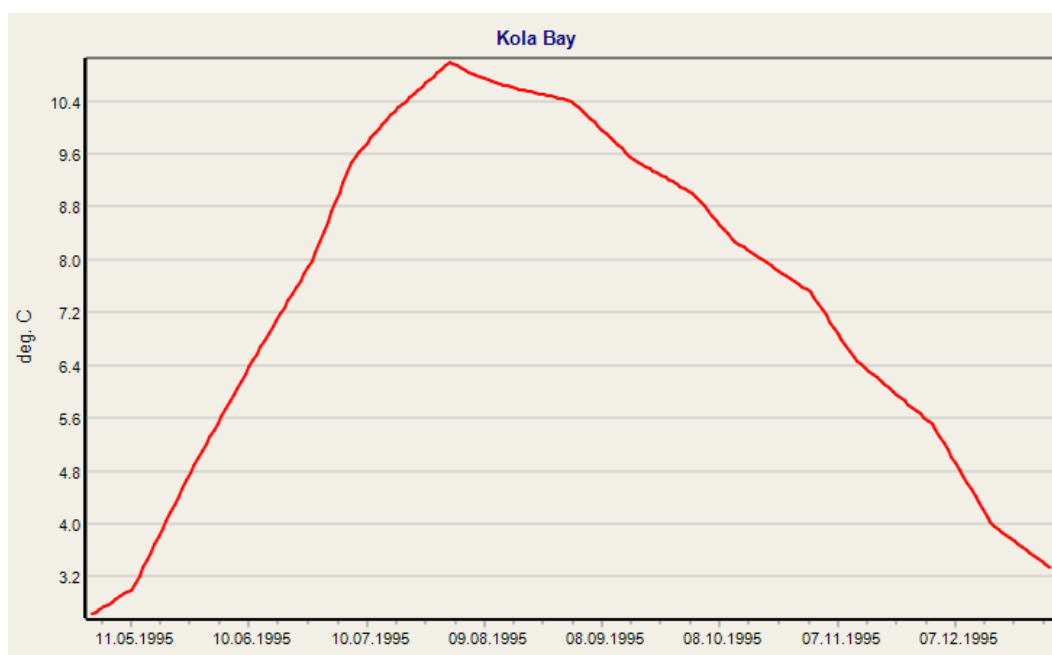


Рис. 39. График изменения температуры в ходе моделирования

На первом этапе был запущен контрольный процесс моделирования (без нагрузки), а уже после этого были реализованы модельные эксперименты с нагрузкой токсиканта (перметрина). Концентрации токсиканта задавались на основе полученных результатов в ходе лабораторных экспериментов (5 мкг/л и 10 мкг/л). По результатам моделирования выявлено, что данные концентрации влияют на биомассу и жизнедеятельность копепод (рис. 40), однако практически не оказывают влияние на диатомовые водоросли. Из чего следует, что другие компоненты системы не испытывают негативного влияния токсиканта и практически не изменяются. Для воздействия на планктонные водоросли требуется вводить концентрации токсиканта в большем количестве. Этот вывод, на наш взгляд, опровергает известные из литературных источников заключения о том, что «слабым звеном» в водной экосистеме, чаще всего, является первичное звено трофической цепи – фитопланктон. И нагрузка, допустимая на этот компонент системы будет допустима для экосистемы в целом.

Концентрация токсиканта 5 мкг/л в модели не отражает явных изменений компонентов экосистемы, в то время как концентрация 10 мкг/л уже оказывает негативное влияние на биологическую мишень.

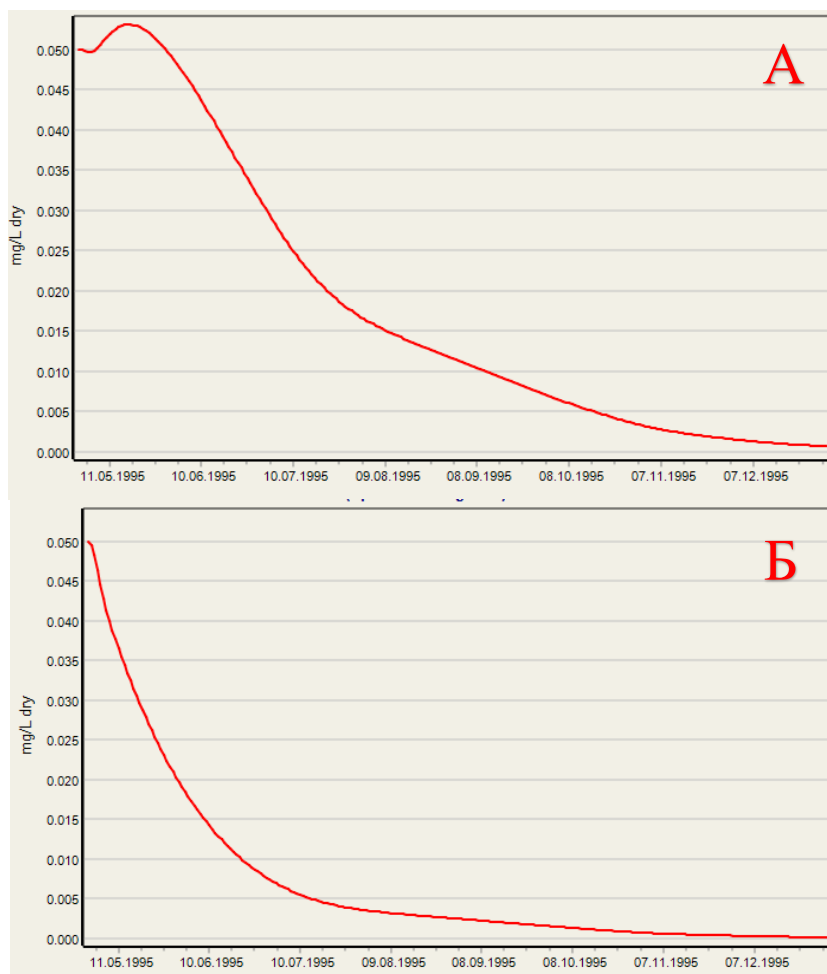


Рис. 40. Биомасса копепод по результатам моделирования. А – контроль; Б – с нагрузкой (перметрин – 10 мкг/л)

Как видно из рисунка 40, в сценарии с концентрацией перметрина 10 мкг/л идет резкое снижение биомассы копепод на начальном этапе моделирования (вегетационный период). В этот промежуток времени замечен некоторый рост биомассы. Постепенное понижение биомассы копепод в контрольном сценарии моделирования в остальной период связан с типичным сезонным ходом жизнедеятельности зоопланктона.

На рисунке 41А представлено содержание биогенных элементов в воде по результатам моделирования, а на рисунке 41Б содержание растворенного кислорода и углекислого газа. Так как токсикант при концентрации в 10 мкг/л оказывает воздействие только на зоопланктон, то данные, представленные на рис. 41 одинаковы как для контрольного моделирования, так и для моделирования с данной нагрузкой.

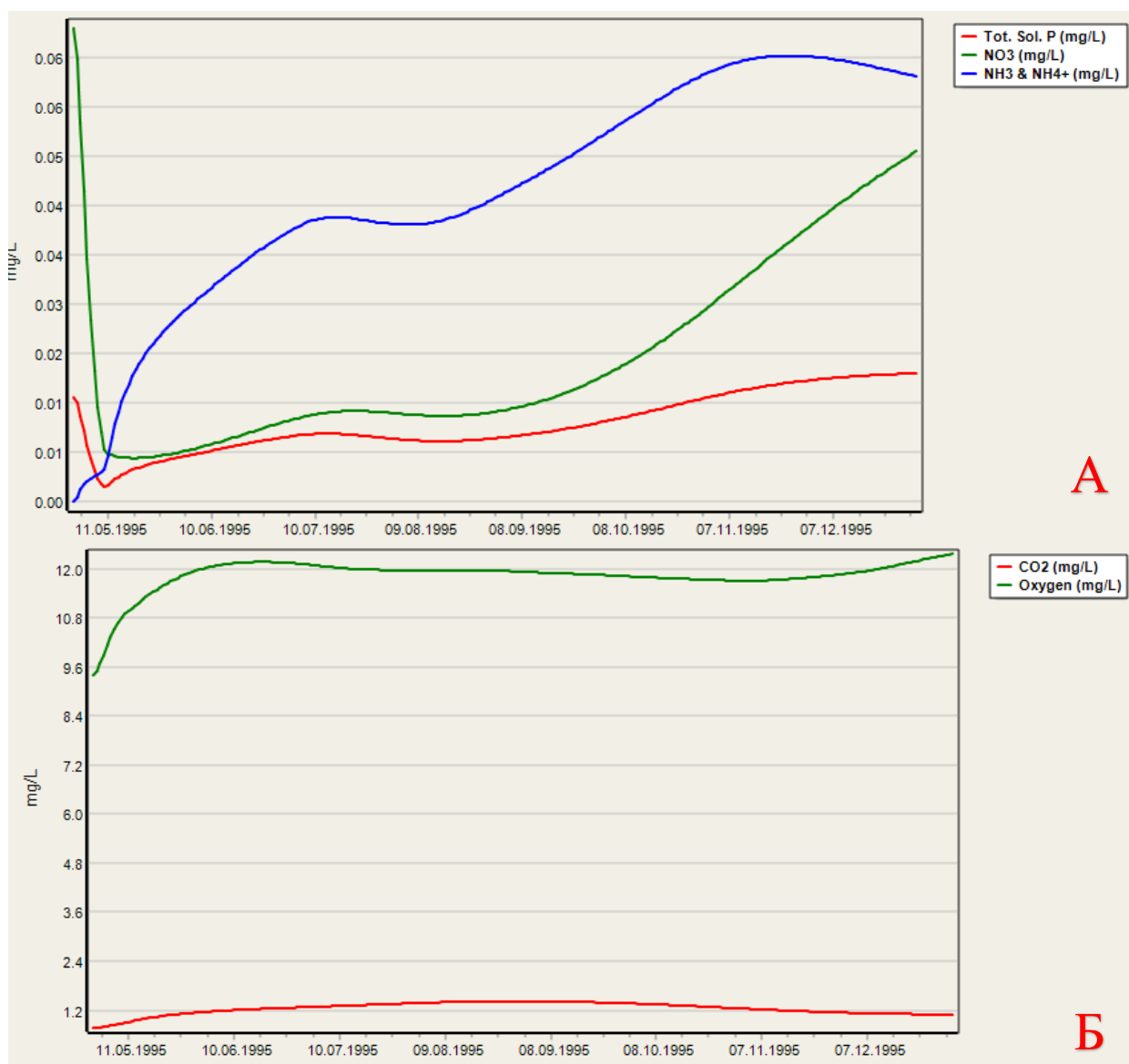


Рис. 41. Результаты контрольного моделирования. А – содержание биогенных элементов; Б – содержание растворенного кислорода и углекислого газа

На рисунке 42А представлена биомасса водорослей по результатам контрольного моделирования. Общая картина сезонного хода развития фитопланктона схожа с типичным

представлением в реальной экосистеме. Влияние токсиканта не оказывает на водоросли какого-либо влияния – для диатомовых водорослей летальные концентрации пестицидов на порядок выше. Однако, из-за уменьшения биомассы копепод, фитопланктон увеличивает свою биомассу, так как уменьшается выедание зоопланктоном. На рисунке 42Б представлено различие (в %) между биомассой диатомовых водорослей в контрольном моделировании и в моделировании с нагрузкой 10 мкг/л перметрина.



Рис. 42. Биомасса фитопланктона по результатам моделирования. А – контрольное моделирование; Б – разница биомассы между контрольным моделированием и моделированием с нагрузкой

Также стоит отметить, что в модели, на наш взгляд, недостаточно хорошо проработан перенос токсиканта между компонентами экосистемы. В основном вся его концентрация в воде со временем просто улетучивается и не переходит в фито- и зоопланктон. В этом плане модель еще можно и нужно оптимизировать. Кроме этого, модель может быть оптимизирована для работы с более большими объемами и глубинами воды. Эти выводы также должны учитываться в будущих исследованиях.

4.3 Оценка воздействия на ключевой объект исследования на основе разработанного подхода

Так как подход по своей сути представляет собой совокупность нескольких методов (двух и более), то в данном случае разработан подход, основанный на проведении серии лабораторных экспериментов и последующим моделированием развития экосистемы ключевого района.

Серия лабораторных экспериментов, служит для того, чтобы подобрать необходимый токсикант и изучить ответную реакцию гидробионтов в реальных, хотя и контролируемых, условиях. На этом этапе может быть определена т.н. предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН).

Традиционно при исследовании загрязнения водной среды нормальное её функционирование возможно лишь при непревышении ПДЭН. В качестве ПДЭН рекомендуется выбирать биологически допустимый (толерантный) для гидробионтов диапазон концентраций токсикантов в воде, в пределах которого организмы, их сообщества и популяции располагают возможностями оптимальной реализации своих физиологических, экологических и других функций. Критическими считаются такие концентрации загрязняющих веществ (ЗВ), при которых даже небольшое дополнительное воздействие может привести к необратимому изменению биологического процесса, выбранного в качестве экологической "мишени". Токсичной (ингибирующей) концентрацией считается такая концентрация токсиканта, при которой относительные (по сравнению с контролем) значения роста (плодовитости, скорости деления, фотосинтеза и др.) достоверно снижаются более чем на 50 % от соответствующих показателей в контрольном варианте в опытах длительностью не менее 2-4 суток. К пороговым относятся концентрации, которые изменяют аналогичные показатели в пределах до 50 %, в т.н. хронических опытах, длительность которых соизмерима с продолжительностью жизненного цикла. Максимально недействующей (подпороговой) концентрацией (МНК) принимается такая концентрация, при которой основные показатели жизнедеятельности организмов в хронических опытах отклоняются не более чем на 25 % от контроля (Израэль, 1989, цит. по Дмитриев, 2000).

На втором этапе, проводится моделирование ключевого района – выбор модели, разработка сценариев и т.д. Концентрации токсиканта, используемые при проведении лабораторных экспериментов могут быть использованы в модели. Результаты летальности и изменения биомассы также могут быть сравниваться с результатами экспериментов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Кольский залив выделяется в прибрежной акватории Баренцева моря как участок наиболее напряженного морского природопользования. Для региона и России в целом он является важнейшим стратегическим выходом в Мировой океан, доступным в течение года, не попадающим в сферу внешнего регулирования.

Очевидно, что при высокой степени развития морской деятельности в Кольском заливе и прилегающей части Баренцева моря резко обострены экологические проблемы, важнейшими из которых следует признать химическое и нефтяное загрязнение.

Исходя из этого, важнейшей задачей в области сохранения экологического состояния региона является совершенствование системы диагностического и прогностического мониторинга водных объектов для получения количественных показателей, характеризующих специфику, степень и масштаб воздействия, и ответную реакцию природных экосистем на оказанные воздействия. Из этого вытекают актуальность, цель и задачи исследования данной работы.

В результате выполнения работы получены следующие основные выводы:

1. Выполнено обобщение методологических основ постановки лабораторных токсикологических экспериментов и разработки моделей водных экосистем, учитывающих получение ответной реакции экосистемы на воздействие токсикантов; рассмотрены основные понятия и методы, применяемые в области оценки состояния, эмерджентных свойств (уязвимость) природных экосистем. Также автором проведен комплексный анализ информации по основным группам загрязнителей, их источникам, масштабам и специфике воздействия на водные организмы и экосистемы ключевого объекта исследования.

2. В связи с отсутствием стандартных утвержденных методических разработок для экспериментов с морскими гидробионтами, проблема совершенствования методик лабораторного биотестирования низших звеньев трофической цепи является актуальной задачей экотоксикологии. В работе автором предложена методическая основа подготовки и проведения токсикологического лабораторного эксперимента с веслоногими ракообразными. Рассмотрены этапы и результаты экспериментов.

3. Автором на базе ФГБУ «ААНИИ» самостоятельно спланирована, организована и реализована серия экспериментов по изучению токсического воздействия пестицидов на монокультуру бентосной копеподы *Nitocra lacustris*. Особенностью экспериментов является их продолжительность, сопоставимая с временем жизни нескольких поколений тест-объектов. Эти результаты в настоящее время представлены для обсуждения на XV МЕЖДУНАРОДНОЙ СТУДЕНЧЕСКОЙ НАУЧНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ "СТУДЕНЧЕСКИЙ НАУЧНЫЙ ФОРУМ 2023" в г.Москва и размещены на сайте Форума.

По итогам Форума принята для опубликования в печати в 2023 г. статья «БИОМОНИТОРИНГ АРКТИЧЕСКОГО ЗООПЛАНКТОНА НА ОСНОВЕ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО ЛАБОРАТОРНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА» в журнале «European Journal of Natural History».

Эти эксперименты посвящены также оценке возможности использования *Nitocra lacustris* в качестве индикаторного вида при моделировании влияния пестицидов на арктический морской зоопланктон в реальных условиях его обитания. Работы по этому направлению в инициативном порядке продолжаются в настоящее время для получения дополнительных результатов и их опубликования.

4. В работе сделан вывод о том, что вопросы биоиндикации в морской среде в отечественной прикладной гидробиологии разработаны слабо и заслуживают более пристального внимания. Автором исследована ответная реакция копепод на воздействие дихлофоса, составные элементы которого принадлежат к группе перетроидов, широко используемых в аквакультуре. Результаты выполненных токсикологических экспериментов могут быть напрямую использованы при оценке воздействия токсикантов на объекты холодноводной морской аквакультуры и окружающую среду.

В результате экспериментов автором выявлены критические летальные концентрации пестицида для копепод, а также выделена эффективная концентрация (ЕС), при которой организмы начинают реагировать на наличие токсиканта в воде: при концентрации 0.01 мг/л и выше все без исключения особи погибали, при этом, чем выше концентрация, тем процесс гибели наступал быстрее. При концентрации 0.005 мг/л было замечено некоторое влияние на копепод, однако колония продолжала активно развиваться – личинки достигали половозрелой стадии и могли сами производить потомство (эта концентрация отнесена нами к эффективной концентрации).

Следующими этапами работы будет выявление критических концентраций токсиканта, рекомендованных для получения токсичных, пороговых, максимально недействующих (подпороговых) концентраций токсикантов с дополнительным учетом рисков попадания загрязняющих веществ в водную среду.

5. Модель «AQUATOX» была изучена и впервые применена автором для исследуемого района и выполнения поставленных задач. На основе анализа многолетних данных физических и биологических характеристик Кольского залива и лабораторных экспериментов разработаны и реализованы сценарии моделирования для оценки воздействия токсиканта на компоненты реальной экосистемы. При разработке модельных сценариев учитывались результаты лабораторных экспериментов, чтобы учесть влияние токсиканта (группа перетроидов) на другие компоненты и экосистему ключевого района (Кольского залива) в целом.

б. Автором разработан подход по оценке воздействия на водную экосистему как сочетание двух методов – лабораторного токсикологического эксперимента и имитационного моделирования. На основе данного подхода выявлено, что на уровне кормовой базы рыб наиболее уязвимым компонентом в экосистеме Кольского залива к пестицидам является зоопланктон.

По результатам токсикологического эксперимента и моделирования выявлены такие концентрации токсиканта, которые влияют на биомассу и жизнедеятельность копепод, однако практически не оказывают влияния на диатомовые водоросли. Для ощутимого воздействия на планктонные водоросли требуется вводить в модель большие концентрации токсиканта. Из этого следует, что другие компоненты системы (например, компоненты ихтиофауны) при данных концентрациях могут также не испытывать негативного влияния токсиканта данной концентрации и практически не изменяться по сравнению с «чистым» экспериментом. Этот вывод, на наш взгляд, опровергает известные из литературных источников заключения о том, что «слабым звеном» в водной экосистеме, чаще всего, является первичное звено трофической цепи – фитопланктон, и нагрузка, допустимая на этот компонент системы будет допустима для экосистемы в целом.

Концентрация токсиканта 5 мкг/дм^3 в модели не отражает явных изменений компонентов экосистемы, в то время как концентрация 10 мкг/дм^3 уже оказывает негативное влияние на биологическую мишень. При сравнении с традиционными рыбохозяйственными значениями ПДК в воде водоемов для пестицидов ($0,01 \text{ мг/дм}^3$) противоречий не выявлено, однако в работе показано, что диапазон концентраций $5-10 \text{ мкг/дм}^3$ является зоной опасного воздействия на экосистему. Дальнейшее повышение концентрации может повлечь за собой необратимые изменения в экосистеме в целом и утрату её устойчивости к воздействию данного токсиканта.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антипова Т. В. Некоторые данные о современном состоянии бентоса Кольского залива // Бентос Баренцева моря. Распределение, экология и структура популяций. Апатиты: Изд. КФ АН СССР, 1984. С. 41–47.
2. Арманд А.Д. // Самоорганизация и саморегулирование географических систем – М.: Наука, 1988. – 264 с.
3. Атлас течений Кольского залива. СПб.: Изд-во ГУНиО МО СССР, 1992. 122 с.
4. Афончева С. А., Малавенда С. С., Кравец П. П. Распределение бентосных сообществ на литорали Кольского залива // Вестн. МГТУ. 2012. № 4 (15). С. 701–705.
5. Берега / П. А. Каплин, О. К. Леонтьев, С. А. Лукьянова [и др.]. М.: Мысль, 1991. 479 с.
6. Блинова Е.И. Водоросли-макрофиты и травы морей европейской части России (флора, распространение, биология, запасы, марикультура). М.: Изд-во ВНИРО, 2007. 114 с.
7. Борущкий Е. В. Naгарacticoida пресных вод. ФАУНА СССР. Ракообразные. Т. III, вып. 4. М. -Л.: Изд-во АН СССР, 1952.
8. Булавина А. С. Воздействие материкового стока на водные массы заливов Белого и юго-востока Баренцева морей. // Дисс. на соиск. уч. ст. кандидата геогр. наук. Специальность 25.00.28 – Океанология. Мурманск, 2020, 184 с.
9. Венцель Е.С. Исследование операций: задачи, принципы, методология — М.: Наука, 1980. 532 с.
10. Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем. Санкт-Петербург, 2007, 364 с.
11. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 1. Баренцево море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия / Под ред. Ф. С. Терзиева [и др.]. Л.: Гидрометеоздат, 1990. 280 с.
12. Дворецкий В.Г. и Дворецкий А.Г. Динамика численности и биомассы зоопланктона Кольского залива (Баренцево море) // Доклады Академии Наук, 2008, с. 273–275.
13. Дерюгин К. М. Фауна Кольского залива и условия ее существования // Зап. Имп. Акад. наук. 1915. Т. 34, сер. 8. 929 с.
14. Дмитриев В. В., Огурцов А. Н., Седова С. А., Алексеева А. А., Байжанова К. К., Грига С. А., Кислина А. Е. Интегральная оценка устойчивости наземных ландшафтов:

от балльных оценок к композитным индексам на основе территориальных детерминант. Успехи современного естествознания, 2020. С. 45-53.

15. Дмитриев В.В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов: Дисс. на соик. уч. степени д.г.н., СПб., 2000, 419 с.

16. Дмитриев В.В. Оценка состояния и устойчивости наземных и водных геосистем. Учебное пособие. СПб., Медианапир, 2020, 300 с.

17. Дмитриев В.В. Экологическое нормирование антропогенных воздействий на природные экосистемы // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7. Геология. География, 1994. №2. С.60 – 70.

18. Дмитриев В.В., Мякишева Н.В., Хованов Н.В. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. I. Качество природных вод // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7. Геология. География, 1996. №1. С.40 – 52.

19. Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. – СПб., 2004. – 294 с.

20. Дмитриев В.В., Хованов Н.В. Многокритериальные географо-экологические оценки состояния и устойчивости природных и урбанизированных систем. Под ред. Деп. ВИНТИ 01.09.2000 № деп.2342В00, 275 с.

21. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2013 г. Мурманск: Изд. Мин. природн. ресурс. и экол. Мурманской обл., 2014. 152 с.

22. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2015 г. // Мурманск: Изд. Мин. природн. ресурс. и экол. Мурманской области, 2016. 166 с.

23. Дудина Т.В. Первичная продукция фитопланктона и сообщества донных продуцентов юго-восточной части Баренцева моря в условиях полярного дня // Труды ВНИРО. Среда обитания водных биологических ресурсов. – 2014 г. Том 152.

24. Дьяконов К.Н. О понятиях устойчивости, изменчивости и надежности геосистем // В сборнике: Стационарные исследования метаболизма в геосистемах. – Иркутск: Ин-т геогр. Сибири и Дальнего Востока. 1979. – с. 35-42.

25. Жирков И.А. Биогеография. Общая и частная: суши, моря и континентальных водоёмов. М.: Т-во научных изданий КМК. 2016. 566 с., 320 илл., 30 табл., 206 врезок, 917 лит.

26. Заика В.Е. Удельная продукция водных беспозвоночных. Наукова Думка. Киев. 1972. 96 с.

27. Зилов Е.А. Возможность использования целевых функций для оценки «здоровья» водных экологических систем: эксэргия. // Сиб. экол. журнал 2006. №3, с.269-284.

28. Зилов Е.А. Эксергия и её использование в водной экологии / Проблемы экологии: чтения памяти проф. М.М. Кожова: тез. докладов междунаро­д. научн. конф. и межд. школы для молодых ученых (Иркутск, 20-25 сентября 2010 г). – Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 2010, с.19-22.
29. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Л.: Гидрометеиздат, 1989, 528 с.
30. Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева, Белого и Балтийского морей в 2013 г. СПб.: Картограф. фабрика ВСЕГЕИ, 2014. 136 с.
31. Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева, Белого и Балтийского морей в 2013 г. СПб.: Картограф. фабрика ВСЕГЕИ, 2014. 136 с.
32. Исидоров В.А. Экологическая химия: учебное пособие для вузов // Санкт-Петербург: ХИМИЗДАТ, 2022. — 304 с. — ISBN 978-5-93808-390-5. — Текст: электронный // IPR SMART: [сайт]. — URL: <https://www.iprbookshop.ru/122440.html> (дата обращения: 28.04.2023).
33. Кольский залив и нефть: биота, карты уязвимости, загрязнение / под ред. д-ра геогр. Наук А. А. Шавыкина; ММБИ КНЦ РАН. – СПб.: Реноме, 2018. – 520 с.
34. Кольский залив: океанография, биология, экосистемы, поллютанты / Отв. ред. Г. Г. Матишов. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 265 с.
35. Кузнецов И.Н. Научное исследование. – М.: Дашков и К°, 2004. – 432 с.
36. Кузнецов И.Н. Научные работы: методика подготовки и оформления. – Минск, 2000.
37. Лапин Ю.Е. Типы нерестовых популяций и некоторые вопросы методики исследования численности промысловых рыб // Вопросы ихтиологии, 1961. т.1. вып. 4.
38. Липец Ю. Г. Системное моделирование в экономической и социальной географии. – М.: ВИНТИ, 1987. – 167 с.
39. Менделеев Д. И. Периодический закон. — М.: Издательство Академии наук СССР, 1958. — С. 111.
40. Меншуткин В.В. *Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция)*. – Петрозаводск — Санкт-Петербург. 2010. – 416 с.
41. Моисеев Д. В. Океанографическая характеристика Кольского залива в разные сезоны 2001 г. // Материалы XXIV конференции молодых ученых Мурманского морского биологического института (май 2006 г.). Мурманск: Изд. ММБИ КНЦ РАН, 2006. С. 81–91.
42. Ожигин В. К., Ившин В. А. Водные массы Баренцева моря. Мурманск: Изд. ПИНРО, 1999. 48 с.

43. Океанографические характеристики и процессы / С. Л. Дженюк, Д. В. Моисеев, Л. И. Боровая [и др.] // Кольский залив: освоение и рациональное природопользование. М.: Наука, 2009. С. 20–45.
44. Олейник А.А. Фитопланктон Кольского залива // диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук: 25.00.28. Мурманск: ММБИ 2011.
45. Оценка состояния и устойчивости экосистем. В. В. Снакин, В. Е. Мельченко, Р. О. Бутовский и др.; Редкол.: В. А. Красилов и др. // Ин-т охраны природы и заповед. дела. - Москва: ВНИИприрода, 1992. - 127 с.
46. Парин В.В., Баевский Р.М. Введение в медицинскую кибернетику. М.: Медицина, 1966, с. 278.
47. Плотицына Н. Ф. Персистентные хлорированные углеводороды в воде и донных осадках Кольского залива // Кольский залив: освоение и рациональное природопользование. М.: Наука, 2009. С. 303–313.
48. Пономарев А.Б., Пикулева Э.А. // Методология научных исследований: учеб. Пособие – Пермь: Изд-во Перм. нац. исслед. политехн. ун-та, 2014. – 186 с.
49. Романкевич Е.А. Цикл углерода в арктических морях России [Текст] / Е. А. Романкевич, А. А. Ветров; под ред. М. Е. Виноградова; Российская акад. наук, Ин-т океанологии им. П. П. Ширшова. – Москва: Наука, 2001. – 300 с.
50. Росновский И.Н. Устойчивость экосистем: введение в проблему и методы исследования. Томск, 1997.
51. Светлосанов В.А. Устойчивость природных систем к природным и антропогенным воздействиям (учебное пособие). М., 2009. – 100 с.
52. Свиричев Ю. М., Логофет Д. О. // Устойчивость биологических сообществ // Главная редакция физико-математической литературы изд-ва «Наука», М., 1978.
53. Седова С. А., Дмитриев В. В. Разработка методики интегральной оценки экологического статуса водоемов на примере малых озер северо–западного Приладожья. European Journal of Natural History, 2020. Стр. 37-44.
54. Седова С.А., Дмитриев В.В. Использование композитных индексов для исследования адекватности моделей водных экосистем и оценки воздействия на них // European Journal of Natural History. 2020. № 5. С. 12-19.
55. Седова С.А., Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Глушко А.А., Пленкина А.К. Оценка воздействия на водную экосистему и ее эмерджентные свойства на основе результатов имитационного моделирования и построения композитных индексов // Успехи современного естествознания. 2021. № 6. С. 132-142.

56. Семенов А. В., Зуева М. Н., Бахарев В. И. Источники загрязняющих веществ и уровни содержания нефтяных углеводородов и тяжелых металлов // Кольский залив: освоение и рациональное природопользование. М.: Наука, 2009. С. 285–290.
57. Сочава Б. В. Введение в учение о геосистемах. – Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 1978. – 319 с.
58. Сухинов А.И., Никитина А.В., Чистяков А.Е., Семенов И.С., Семенякина А.А., Хачунц Д.С. Математическое моделирование процессов эвтрофикации в мелководных водоемах на многопроцессорной вычислительной системе // Вестник ЮУрГУ. Серия: Вычислительная математика и информатика. 2016. Т. 5, № 3. С. 36–53.
59. Устойчивость геосистем. Сборник статей АН СССР, ИГАН. – М.: Наука, 1983. – 88 с.
60. Форрестер Дж. Динамика развития города. Прогресс. 1986.
61. Шавыкин А. А., Ильин Г. В. Оценка интегральной уязвимости Баренцева моря от нефтяного загрязнения. Мурманск: Изд. ММБИ КНЦ РАН, 2010. 110 с.
62. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн., М.: Наука, 2005, кн.1.- 281 с., кн.2 – 337 с.
63. Bandara K, Varpe Ø, Wijewardene L, Tverberg V, Eiane K. Two hundred years of zooplankton vertical migration research. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 2021 Aug;96(4):1547-1589. doi: 10.1111/brv.12715. Epub 2021 May 4. PMID: 33942990.
64. Berghoff, E. (1954), «Justus von Liebig, founder of physiological chemistry», *Wien. Klin. Wochenschr.* (published Jun 11, 1954), **66** (23), pp. 401-2.
65. Doi T. Dynamical treatment of exploitation of aquatic resources — Dynamic characteristics of single population // *Bull. Jap. Soc. of Scientific Fisheries.* 1956. 21(11): 3–22.
66. Gessica Gorbi et al. Standardized methods for acute and semichronic toxicity tests with the copepod *Acartia tonsa* // *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 31, No. 9, pp. 2023–2028, 2012
67. Holling C.S. Resilience and stability of ecological systems. -// IASA. Research report Austria. - R-R-73-3, 1973 -23 p.
68. Intoxicated copepods: ingesting toxic phytoplankton leads to risky behaviour Rachel S. Lasley-Rasher, Kathryn Nagel, Aakanksha Angra, and Jeannette Yen *Proc Biol Sci.* 2016 Apr 27; 283(1829): 20160176.
69. Jonathan S. Clough. AQUATOX (Release 3.2) – modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. Volume 1: User’s guide // August 2018. U.S. Environmental protection agency office of research and development (ORD).
70. Jorgensen S.E. Calculations of exergy for organisms / S.E. Jørgensen et al. // *Ecol. Modell.* – 2005. – Vol. 185. – P. 165–175.

71. Medina M., Barata C., Telfer T., Baird DJ. Age- and sex-related variation in sensitivity to the pyrenoid cypermetrin in the marine copepod *Acartia tonsa* Dana. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2002. 42:17–22.
72. NOAA – World Ocean Database. National Centers for Environmental Information – [Электронный ресурс] URL: <https://www.ncei.noaa.gov/access/world-ocean-database/datawodgeo.html> (дата обращения 10.02.2023).
73. O'Neill, R.V., D.L. DeAngelis, J.B. Waide, and T.F.H. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of the Ecosystem*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
74. Peter Thor, Maria E. Granberg, Hulda Winnes, and Kerstin Magnusson. Severe Toxic Effects on Pelagic Copepods from Maritime Exhaust Gas Scrubber Effluents // *Environmental Science & Technology* – 2021 – 55 (9), 5826-5835.
75. Raisuddin S, Kwok KWH, Leung KMY, Schlenk D, Lee J. 2007. The copepod *Tigriopus*: A promising marine model organism for ecotoxicology and environmental genomics. *Aquat Toxicol* 83:161–173.
76. Richard A. Park and Jonathan S. Clough. *AQUATOX (Release 3.2) – modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. Volume 2: Technical documentation* // August 2018. U.S. Environmental protection agency office of research and development (ORD).
77. Svetlosanov V.A. The notions of the indexes and criterion for a measurement of ecosystem stability // *Ecology (CSSR)*. – 1984. – № 2.