

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В. ЛОМОНОСОВА
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

На правах рукописи

Ломов Виктор Александрович

**Эмиссия метана с разнотипных водохранилищ
(по данным измерений и математической модели)**

1.6.16. Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия

ДИССЕРТАЦИЯ
на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:
кандидат географических наук,
Гречушникова Мария Георгиевна

Москва – 2024

Оглавление

Введение	4
Глава 1. Метан, как элемент водной экосистемы. Основные составляющие баланса метана в водохранилищах.....	12
1.1. Образование метана в экосистеме водоемов	12
1.2. Цикл метана в экосистеме водоемов суши, основные пути поступления метана в атмосферу	18
1.3. Исследования пространственно-временной изменчивости потоков метана в озерах и водохранилищах.....	30
1.4. Глобальные оценки эмиссии метана из водохранилищ мира	35
Глава 2. Объекты и методы исследования.....	51
2.1. Описание объектов исследования	51
2.2. Методы натурных наблюдений.....	63
2.3. Описание модели LAKE	73
Глава 3. Пространственно-временная изменчивость удельных потоков метана из разнотипных водохранилищ.....	86
3.1. Особенности пространственно-временного распределения потоков метана из разнотипных водохранилищ	86
3.2. Факторы, определяющие структуру распределения удельных потоков метана из исследуемых водохранилищ.....	126
3.3. Оценка эмиссии метана с поверхности исследуемых водохранилищ по данным натурных наблюдений	138
Глава 4. Использование математической модели LAKE 3.2 для оценки эмиссии метана из водохранилищ.....	148
4.1. Начальные условия и форсинг модели, постановка численных экспериментов	148
4.2. Оценка чувствительности параметров модели, описание процедуры калибровки модели LAKE 3.2 по натурным данным	151
4.3. Результаты калибровки модели по натурным данным и оценка эмиссии метана с исследуемых водохранилищ с помощью LAKE 3.2.....	160
Заключение.....	174
Список литературы.....	177
Приложение 1. Сравнение вертикальных профилей температуры и кислорода по данным натурных наблюдений и модели LAKE 3.2	192

Список использованных сокращений

ДО – донные отложения

МГЭИК – Межправительственная группа экспертов по изменению климата

НПУ – нормальный подпорный уровень

НУ – нормальные условия

ОВ – органическое вещество

ПГ – парниковый газ

ППП – потенциал глобального потепления

УМО – уровень мертвого объема

УП – удельный поток

УПМ – удельный поток метана

BD – background diffusivity

FAST – Fourier amplitude sensitivity test

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

LHS – Latin Hypercube Simulation

MAE – mean absolute error

RMSE – root-mean square error

SCEUA – Shuffled Complex Evolution Unified Algorithm

TBL – Thin boundary layer

Введение

Актуальность работы

Научные вопросы, связанные с углеродным циклом природных экосистем, обсуждаемая и актуальная тема в мировом научном сообществе. Все больше публикаций связано с изучением компонентов углеродного баланса. Активно исследуются вопросы, связанные с потоками углерода в различных природных и антропогенных экосистемах. Каждый новый доклад Межправительственной Группы Экспертов по Изменению Климата (МГЭИК или Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) вносит всё новые коррективы в оценки этих потоков, а также открывает новые грани исследования бюджета углерода на нашей планете [Metz B. et al., 2005; IPCC Report 2006; IPCC Refinement 2019].

Искусственные водоемы, являясь элементом антропогенного ландшафта, как и любые водные объекты суши, играют существенную роль в углеродном цикле. При этом потоки парниковых газов (ПГ) из водохранилищ и прудов в атмосферу, таких как диоксид углерода или метан, относятся к антропогенному вкладу в глобальное потепление климата. Стоит отметить, что для потоков углекислого газа на границе водоемов суши и атмосферы возможна как эмиссия, так и поглощение, в то время как для метана поглощения практически никогда не наблюдается, и поэтому искусственные водоемы являются значительным источником метана в атмосферу. Согласно докладу МГЭИК 2021 года [IPCC Report 2021] пресноводные водоемы суши – это главный источник метана в атмосферу ($117 - 212 \text{ ТгС год}^{-1}$), и водохранилища в их составе играют весьма существенную роль, по разным оценкам их вклад может достигать 16% от общей эмиссии метана с водных экосистем [Sanuoi et al., 2016]. Метан, не смотря на свою низкую концентрацию в атмосфере, имеет высокое значение потенциала глобального потепления (ПГП) по отношению к диоксиду углерода [Forster et al., 2007], являясь третьим по значимости парниковым газом в атмосфере Земли.

Для лучшего понимания процессов, связанных с метаном в водохранилищах, и точных оценок его эмиссии с искусственных водоемов необходимы подробные измерения удельных потоков метана с их поверхности. С помощью одних только натурных данных невозможно охватить всю пространственно-временную

неоднородность удельных потоков метана из водохранилищ, которая очень велика, что подтверждает множество исследований [Гречушникова и др., 2019; Tremblay et al., 2005; Deemer et al., 2016; Johnson et al., 2021 и т.д.]. Необходимо также внедрение в методику оценок годовой эмиссии метана численных методов и математических моделей. С помощью математических расчетов, связанных с циклом метана в водохранилищах, основанных на данных натурных измерений возможно получить наиболее точную и репрезентативную оценку эмиссии метана из искусственных водоемов. Именно вопросу оценки эмиссии метана из разнотипных водохранилищ с помощью натурных данных и математического моделирования и посвящена данная работа.

Степень разработанности темы исследования

Изучение эмиссии метана из искусственных водоемов – важное направление исследований в тематике оценок потоков углерода в различных экосистемах. Актуальные значения выбросов метана из водохранилищ необходимы для более точного понимания антропогенного вклада в рост концентрации парниковых газов в атмосфере. Эта тема привлекает исследователей уже долгое время, и оценкам глобальных выбросов метана из водохранилищ мира посвящено множество работ [Tremblay et al., 2005; Li and Zhang, 2014; Deemer et al. 2016; Johnson et al. 2021]. Результаты этих оценок сильно различаются между собой, что связано с недостатком натурных данных на водоемах, отсутствием более глубокого изучения пространственно-временной изменчивости потоков метана в атмосферу, а также превалированием эмпирических подходов.

На данный момент существует большое количество работ, посвященных изучению факторов, влияющих на удельные потоки метана из водохранилищ. В этих работах исследуются процессы генерации метана в водоеме [Gruca-Rokosz and Tomaszek, 2015], окисление метана в водной толще [Guerin and Abril, 2007; Reeburgh et al., 1993; Stiegl and Michmerhuizen, 1998], образование пузырьков метана и пузырьковые выбросы из водоемов [Ostrovsky et al., 2008; Miller et al., 2017]. Для водохранилищ важной компонентой эмиссии метана в атмосферу является дегазация метана при сбросах воды в нижний бьеф. Этот вопрос был хорошо изучен для искусственных водоемов тропической зоны [Kemenes et al., 2016; Fearnside, 2004].

Проводились исследования и по теме изменчивости содержания метана в водоеме в подледный период, когда эмиссия метана не происходит из-за ледяного покрова [Spangenberg et al., 2020; Greene et al., 2014].

Исследования эмиссии метана из водохранилищ ведутся и в России. На данный момент на ряде крупных искусственных водоемов проведены серии измерений удельных потоков и концентраций метана в воде в Европейской части РФ [Дзюбан, 2010а; Дзюбан, 2010б; Гречушникова и др., 2023]. Также исследования проводились и на более отдаленных от Европейской территории России водохранилищах, например, в Сибири, на Дальнем Востоке, в южной части страны [Fedorov et al., 2015; Репина и др., 2022; Федоров и др., 2024].

Целью работы было исследование пространственно-временной изменчивости удельных потоков метана из разнотипных водохранилищ с помощью натурных данных и математического моделирования.

Задачи работы:

- Проанализировать натурные данные по измерениям удельных потоков метана из разнотипных водохранилищ РФ
- Выявить особенности пространственно-временной изменчивости удельных потоков метана и факторы, ее определяющие
- На основании натурных данных применить методы математического моделирования для оценки годовой эмиссии метана из изучаемых водных объектов
- На примерах исследуемых водохранилищ продемонстрировать подходы к оценке годовой эмиссии метана с их поверхности

Объект и предмет исследования

Объектами исследования в данной работе выступают 5 разнотипных водохранилищ России. Это Можайское, Озернинское, Иваньковское, Рыбинское и Бурейское водохранилища, для каждого из которых были получены данные о пространственно-временной изменчивости потоков метана за несколько лет наблюдений. Выбор объектов обусловлен различными свойствами водоемов и рядом их уникальных особенностей (гидрологическим режимом, климатическими

условиями и др.), чтобы на их примере показать неоднородность удельных потоков метана, обусловленную различными факторами – синоптической ситуацией, структурой донных отложений, температурным и кислородным режимом и др.

Предметом исследования выступают процессы, связанные с циклом метана в экосистеме водохранилища – генерация метана в донных отложениях, его потоки в атмосферу, к которым относятся диффузионный и пузырьковый перенос метана, а также дегазация в нижнем бьефе.

Методы исследования

В ходе исследования были проведены многочисленные натурные наблюдения за изменчивостью потоков метана в атмосферу. Потоки измерялись с помощью метода «плавающих камер», широко признанного в научной литературе. Применялись расчетные методы для оценки компонентов эмиссии метана, такие как метод Thin Boundary Layer (TBL) для оценки диффузионного потока метана в атмосферу. Для полученных значений величин потоков с помощью натурных экспериментов была оценена точность измерения удельных потоков метана (УПМ) методом камер, а также рассчитано оптимальное время постановки камеры при измерении потоков метана.

Все измерения УПМ сопровождалось зондированием водной толщи для получения распределения температуры и растворенного кислорода по глубине и определялись другие сопутствующие параметры. К ним относятся оценки продукционно-деструкционных процессов в водохранилище, анализ донных отложений для определения содержания в нем органического вещества, измерения обменных процессов на границе «донные отложения – вода» с помощью метода трубок «Кузнецова-Романенко». Также для расчета потока метана в атмосферу определялись метеорологические параметры на станциях измерений с помощью портативной метеостанции.

Помимо натурных измерений, в работе применялись методы математического моделирования. Основным инструментом такого исследования – одномерная термогидродинамическая модель LAKE 3.2, разработанная В.М. Степаненко в НИВЦ МГУ. Модель предназначена для расчета термогидродинамики водоема, а также процессов биохимического цикла, в том числе цикла метана. В качестве

атмосферного форсинга модели использовался реанализ ERA5-Land, имеющий достаточное пространственно-временное разрешение в 0.1° координат и 1 час. Для адекватного применения модели к водохранилищам была использована версия с возможностью задания нескольких колонок донных отложений, чтобы более корректно воспроизводить сложную морфометрию искусственных водоемов. В работе модель использовалась для оценки чувствительности эмиссии метана к различным параметрам. При оценке эмиссии метана модель была откалибрована по результатам натурных измерений.

Научная новизна

- Исследование пространственно-временной изменчивости удельных потоков метана и сопутствующих параметров водной экосистемы в течение многолетнего периода и обобщение результатов, полученных на Можайском, Озернинском, Иваньковском, Рыбинском, Бурейском водохранилищах. Создание базы данных на основании проведенных измерений.
- Детальное сравнение структуры удельных потоков метана из разнотипных водохранилищ России, выявление схожих черт и принципиальных отличий, анализ универсальных для всех водохранилищ факторов, определяющих эмиссию метана.
- Применение и улучшение динамической одномерной модели LAKE 3.2 для оценки годовой эмиссии метана из водохранилищ с детальной калибровкой температурного и биохимического циклов водоема на основании полученных натурных данных.
- Оценка эмиссии метана из Можайского, Озернинского, Иваньковского, Рыбинского и Бурейского водохранилищ с помощью комплексного использования натурных данных и математического моделирования была получена для исследуемых водоемов впервые.

Научная и практическая значимость результатов

Подробное изучение пространственно-временной изменчивости удельных потоков метана в водохранилищах позволило выявить главенствующие факторы водной экосистемы, влияющие на величину годовой эмиссии метана в атмосферу. С помощью выявленных закономерностей возможна оптимизация кампаний натурных измерений на неизученных искусственных водоемах. Предложенный комплексный

подход, который включает в себя использование натурных данных и математического моделирования, даст возможность получать наиболее достоверные оценки эмиссии метана из водохранилищ, а также в дальнейшем позволит проводить прогнозные оценки. Например, изучение отклика эмиссии метана из искусственных водоемов на тот или иной сценарий изменения климата с помощью методов математического моделирования.

Защищаемые положения диссертации

1. Наиболее значимые выбросы метана из искусственных водоемов связаны с изменениями стратификации водной толщи. При наибольших выбросах доминирует пузырьковая составляющая потока метана в атмосферу.
2. Характерные величины удельного потока метана определяются водообменом и трофическим статусом водохранилища. Глубина является лимитирующим фактором, ограничивающим поток метана в атмосферу.
3. Наиболее чувствительные параметры для оценки эмиссии метана из водохранилищ при использовании термогидродинамического моделирования – интенсивность генерации метана в донных отложениях и зависимость скорости генерации от температуры воды. Удельный поток метана в модели наиболее чувствителен к изменению атмосферного давления и уровня воды в водохранилище.
4. Методика оценки годовой эмиссии метана с поверхности водохранилищ по данным полевых наблюдений и математического моделирования. Апробация методики на разнотипных водохранилищах РФ.

Личный вклад автора

Автор оценивает свой личный вклад следующим образом:

1. Участие в полевых работах на Можайском, Озернинском, Иваньковском и Рыбинском водохранилищах.
2. Анализ полученных результатов по натурным измерениям удельных потоков метана на исследуемых водоемах, выявление основных закономерностей пространственно-временной изменчивости эмиссии метана из водохранилищ.
3. Выявление ключевых факторов, определяющих величину эмиссии метана в атмосферу с разнотипных водохранилищ, статистический анализ полученных результатов полевых кампаний.

4. Оценка эмиссии метана по данным натурных наблюдений для исследуемых водохранилищ. Использование как непосредственных результатов, полученных в ходе полевых кампаний на водохранилищах, так и метода аналогии для Озернинского водохранилища, где натурных данных для непосредственной оценки временной изменчивости недостаточно. Оценка эмиссии метана с помощью модели LAKE 3.2 для исследуемых водохранилищ.
5. Разработка блока калибровки модели LAKE 3.2, который был встроен в модель и протестирован на исследуемых водных объектах. Дополнение модели новой схемой инициализации содержания метана в начальный момент времени, добавление в модель новой параметризации для расчета турбулентного обмена газов на границе «вода-атмосфера».
6. Проведение численных экспериментов для выявления наиболее чувствительных параметров при оценке эмиссии метана с помощью математического моделирования.

Публикации

Автором опубликовано 12 статей по теме диссертации, в том числе 8 из них в журналах, рекомендованных для защиты в диссертационном совете МГУ.016.2 по специальности 1.6.16. Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия.

Апробация результатов исследования

Результаты работы были доложены на семинаре кафедры гидрологии суши 26.12.2023 и на кафедре метеорологии и климатологии 19.03.2024 Географического факультета МГУ. Результаты исследования многократно обсуждались на заседаниях Лаборатории Суперкомпьютерного моделирования природных и климатических процессов в НИВЦ МГУ в 2022 – 2024 гг. Кроме того, на основании полученных результатов были представлены устные и стендовые доклады на научных конференциях: ENVIROMIS 2024, г. Томск; V Виноградовские Чтения «Гидрология в эпоху перемен» 2023, г. Санкт-Петербург; CITES 2023, г. Москва; GREG 2022, г. Казань; ENVIROMIS 2022, г. Томск; VIII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» 2021, г. Пермь; IV Виноградовские Чтения «Гидрология от познания к мировоззрению» 2020, г. Санкт-Петербург; ENVIROMIS 2020, г. Томск.

Структура и объем диссертации

Диссертация состоит из введения, 4 глав, заключения, списка литературы, состоящего из 142 источников (из них 37 на русском языке и 105 на английском языке). Объем диссертации – 197 страниц, включает в себя 63 рисунков, 19 таблиц и 1 приложение.

Благодарности

Автор выражает благодарность В.М. Степаненко за помощь в освоении модели LAKE 3.2 и ценные рекомендации и наставления при написании данной работы. Автор выражает благодарность сотрудникам Красновидовской УНБ Пуклакову В.В., Ериной О.Н., Соколову Д.И. за помощь в проведении полевых работ на Можайском водохранилище, сотрудникам НИС ИВП РАН «Конаково» Федоровой Л.П., Григорьевой И.Л., Ломовой Д.В., Кременецкой Е.Р. за совместное сотрудничество при проведении работ на Иваньковском водохранилище. Хотелось бы также выразить благодарность Фроловой Н.Л., Платонову С.В., Ефимову В.А., Сазонову А.В., Попрядухину А.А. за совместное участие в полевых работах на Рыбинском водохранилище. Отдельную благодарность автор выражает Горину С.Л., Агафоновой С.А., Терскому П.Н., Степаненко В.М. за любезное предоставление полевых результатов по Бурейскому водохранилищу для анализа в данной диссертации. Автор выражает благодарность Репиной И.А. за ценные советы и комментарии по поводу полученных в диссертации результатов, а также Казанцеву В.С. за консультацию в методологических вопросах работы и помощи с лабораторным оборудованием.

Глава 1. Метан, как элемент водной экосистемы. Основные составляющие баланса метана в водохранилищах

1.1. Образование метана в экосистеме водоемов

Метан – самый распространенный органический газ на Земле. Молекула метана представляет собой тетраэдр из атома углерода в центре и четырех атомов водорода, расположенных по его вершинам. По классификации органических соединений метан входит в группу алканов [Травень, 2015]. Метан не обладает выраженным запахом и цветом. Как и большинство углеводородов, хорошо горит, вызывая слабо-синеватое пламя, а также при определенных концентрациях становится взрывоопасен (при концентрации метана в воздухе более 5%). Метан – очень летучее соединение, его плотность по воздуху составляет 0.55 кг/м^3 . Молекула метана – простейшая из молекул органических соединений [Травень, 2015], поэтому это самое восстановленное и достаточно устойчивое вещество среди других углеводородных соединений. Благодаря этому свойству, метан инертен по отношению к большинству веществ.

Основная масса метана на нашей планете сосредоточена в осадочных и изверженных горных породах, где этот газ может образовывать залежи объемом до нескольких триллионов кубометров. Также метан присутствует во многих частях литосферы и гидросферы – в донных отложениях водоемов, болотах и их почвах, почвах влажных экваториальных и тропических лесов, ложах морей и океанов. Он может содержаться как в газообразном, так и в растворенном состоянии, например, в составе нефти и природных водах. Метан также является неотъемлемой частью атмосферного воздуха, где его доля мала и составляет около 200 ppm от объема сухого воздуха, при этом эта величина постепенно растет со временем [Forster et al., 2007]. Очень большие объемы метана сосредоточены в связанном газогидратном состоянии под слоем многолетних мерзлых пород и почв, а также в субаквальных отложениях [Truls, 2013].

По генезису образования метан подразделяется на абиогенный и биогенный [Федоров и др., 2005]. Абиогенные источники метана могут быть следующие (расположены в порядке убывания их значимости):

1. Термогенный (термокаталитический) – образуется в недрах Земли под действием особых условий при высоких значениях давления и температуры. По гипотезе Д.И. Менделеева метан возникает при следующей цепочке реакций:

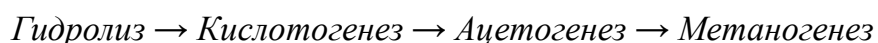


2. Мантийный или метаморфический – при высокотемпературной метаморфизации органических веществ, содержащихся в осадочных породах.

3. Органо-механический – это метан, который высвобождается из мантии в результате тектонических процессов – подвижек земной коры, землетрясений и т.д.

4. К наиболее незначительным источникам абиогенного метана можно отнести органо-радиохимический, космогенный и другие способы его образования.

В данной работе основное внимание уделено экосистемам пресноводных водоемов, для которых наиболее важен метан биогенного происхождения, образующийся в результате жизнедеятельности бактериологических и архейных сообществ микроорганизмов. В водоемах суши основной источник метана – это донные отложения, так как в них находится большое количество субстрата для разложения, а также часто возникают бескислородные условия. В общих чертах процесс образования метана можно описать, как поэтапное разложение органического вещества при отсутствии кислорода, то есть в анаэробных условиях. Это сложная цепь последовательных биохимических реакций, в которой органические соединения распадаются при взаимодействии с различными группами микроорганизмов. Комплекс этих реакций включает в себя не только деструкторов органического вещества, но и многие другие сообщества микроорганизмов, которые обеспечивают условия роста бактерий, нейтрализуют токсичные продукты проходящих реакций разложения и поддерживают условия анаэробнобиоза. Поэтому очень важная особенность процессов разложения органического вещества и образования метана в бескислородных условиях – это взаимосвязи внутри этой сложной биологической структуры. Процесс биотического метаногенеза изучен достаточно подробно [Федоров и др., 2005]. Основные стадии разложения органических веществ без кислорода это:



Наиболее широко распространены гидрогенотрофный и ацетокластический варианты метаногенеза, также возможны формиатный, метилогенный пути и некоторые другие варианты.

Рассмотрим подробнее работы, в которых на конкретных примерах разобраны особенности возникновения метана в донных отложениях различных водоемов. В теоретической работе Бажина Н.М. [Bazhin, 2003] представлено описание распределения концентрации метана в донных отложениях, а также определяющие его факторы. Одним из значимых факторов концентрации метана в грунтах является глубина отложений. Это обусловлено интенсивностью генерации метана, которая постепенно убывает с глубиной в зависимости от параметров затухания. Убывание интенсивности генерации метана с глубиной достаточно понятно, так как в реальных условиях генерация метана напрямую будет зависеть от поступления к донным отложениям органического вещества (ОВ). Поступая на поверхность, ОВ будет постепенно разлагаться, таким образом при увеличении глубины донных отложений, лабильного (т.е. легкоразлагаемого) органического вещества будет становиться все меньше. Как правило, такое убывание генерации имеет экспоненциальный характер.

Донные отложения в данном исследовании разделяются на две зоны: полного насыщения метаном, где в результате перенасыщения порового раствора грунтов образуются пузырьки газа, и экспоненциального уменьшения концентрации от границы зоны насыщения до поверхности донных отложений. На распределение метана по глубине также будут влиять такие факторы, как константа Генри и давление. Так как метан является не единственным газом в поровом растворе донных осадков, константа Генри будет определять соотношение концентраций газов в растворенном виде и в пузырьках, а также соотношение между концентрациями разных газов. В исследовании [Bazhin, 2003] показано, что при разной степени интенсивности генерации метана, соотношение азота и метана в воде будет различаться, однако концентрации этих газов будут иметь обратную связь. Давление, которое также влияет на константу растворимости, определяет предельное количество растворенного метана в поровом растворе, соответственно оно будет влиять на процесс образования пузырьков. Заключительным важным параметром, описанным в статье, является диффузионный перенос метана в поровом растворе. В отличие от пузырьков, поток которых направлен только вверх из-за плавучести,

диффузионный обмен между соседними горизонтами донных отложений может происходить в обе стороны. Таким образом, концентрация метана в донных отложениях определяется следующими факторами: константой растворимости газов в жидкой среде, диффузионным переносом, генерацией метана и давлением.

Метан в донных отложениях может быть представлен в растворенном и в пузырьковом виде. Как уже было сказано, пузырьки из-за своей плавучести выходят из донных отложений, о них будет сказано позже. В статьях группы ученых из Польши [Gruca-Rokosz and Tomaszek, 2015] представлены результаты изучения генерации метана в донных отложениях и его эмиссии на границе «донные отложения – вода». Один из важных выводов, сделанных авторами по результатам исследования, это соотношение разных типов генерации метана и изменение этого соотношения с глубиной донных осадков. Выше в данной главе были описаны типы образования метана из органического вещества. Как уже было сказано, основные типы этих реакций – это ацетокластический и гидрогенотрофный метаногенез.

Первый тип образования метана более характерен для наиболее свежего и лабильного органического вещества, оседающего на дно водоема. Это свежие органические остатки фитопланктона, пеллеты, детрит, легко разлагаемое аллохтонное органическое вещество, принесенное с водосбора. Наиболее свежие и легкоразлагаемые донные осадки составляют верхнюю часть донных отложений. По результатам исследования, представленного в рассматриваемой статье, доля вклада ацетокластического образования метана в общей доле метаногенерации может составлять до 70%.

Ниже в донных отложениях постепенно начинает доминировать гидрогенотрофный путь метаногенеза. Его доля становится существенной на глубинах около 10 см по данным исследователей [Gruca-Rokosz and Tomaszek, 2015]. При углублении в более низкие горизонты донных отложений его доля и вовсе может составлять 90% от вклада в общую генерацию метана сообществами микроорганизмов. Однако, необходимо отметить, что соотношение разных путей генерации метана может значительно изменяться во времени. Связано это с тем, что на приоритет того или иного способа образования метана в донных отложениях влияет лабильность органического вещества, которое опускается на дно в процессе

седиментации. Описанные выше величины при соотношении путей генерации метана свойственны для весеннего периода, в то время как летом даже на глубине около 15 см в донных отложениях соотношение ацетокластического и гидрогенотрофного может составлять 50 на 50%. Летом в лимнических экосистемах наблюдается более значимая седиментация, а также более высокая температура донных осадков, которая способствует более интенсивному метаногенезу и развитию обоих описанных вариантов генерации метана.

Система биохимических реакций, связанная с анаэробным разложением органического вещества, включает в себя большое количество звеньев, а также в ее структуре может наблюдаться «конкуренция» за органический субстрат среди различных микробиологических сообществ. Как показывает ряд исследований [Borrel et al., 2011], при гидрогенотрофном и ацетокластическом образовании метана скорость метаногенерации может ингибироваться за счет присутствия микроорганизмов сульфатредукторов. В процессе анаэробного разложения органического вещества эти сообщества могут конкурировать за поступающий органический субстрат. Однако, существует третий менее значительный тип метаногенерации, который в силу своих биохимических особенностей менее зависим от сульфатредуцирующих микроорганизмов – это метилотофный метаногенез. Из-за его меньшей подверженности конкуренции, данный способ образования метана может наблюдаться даже в местах, где сульфатредуцирующие микробиологические сообщества активно развиваются.

Помимо конкуренции за субстрат, некоторые сульфатредуцирующие сообщества могут способствовать процессу анаэробного окисления метана [Саввичев и др., 2019; Knittel and Boetius, 2009]. Наиболее сложные взаимодействия данных сообществ могут происходить на границах аэрированных и аноксидных зон в водоемах суши. Например, авторами статьи [Саввичев и др., 2019] приводятся результаты микробиологических исследований на меромиктических озерах. В выводах данной работы приводятся сведения о том, что анаэробное окисление метана под воздействием разнообразных сообществ бактерий и других микроорганизмов может происходить как в пресноводных, так и в солоноватых водоемах суши.

На интенсивность продукции метана в донных отложениях водохранилищ влияют также особенности подстилающей поверхности, которая была на территории будущего водохранилища до затопления. Большое количество водохранилищ создаются на территории речной долины, и при затоплении под водой оказываются пойменные и террасовые участки. Как правило, почва в речной долине богата органическими веществами. После наполнения водохранилища, эти органические вещества оказываются частью донных отложений водоема и становятся возможным субстратом для образования метана [Maesck et al., 2013]. Исследования показали, что эмиссия после наполнения водоема увеличивается в несколько раз, по сравнению с эмиссией, наблюдаемой в реке и ее долине до затопления. Данный эффект увеличения эмиссии из-за захороненной органики речной долины со временем ослабевает, так как слой коренных почв перекрывается донными осадками, постепенно накапливающимися в самом водохранилище. Это могут быть как аллохтонные, так и автохтонные вещества и превалирующий объем генерации метана становится приурочен именно к новым донным отложениям. На Рисунке 1.1. приведен пример уменьшения эмиссии метана со временем из водохранилища во Французской Гвиане – наибольшие значения выбросов приходятся на первые 4 – 6 лет с момента создания водохранилища.

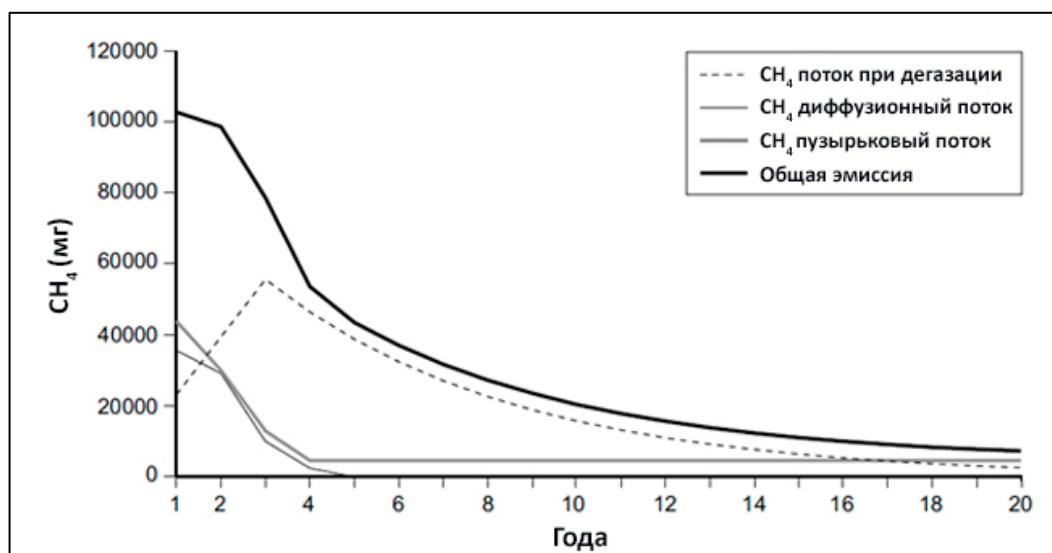


Рисунок 1.1. Изменение величины эмиссии метана с водохранилища Petit-Saut во Французской Гвиане за 20 лет [Tremblay et al., 2005]

Стоит отдельно отметить ряд исследований в области изучения аэробной генерации метана в воде. Долгое время считалось, что генерация метана может

происходить только в анаэробных условиях, посредством архей – метаногенов. Однако, в исследовании генерации метана в соленых водах было выявлено, что метан может продуцироваться в фотическом слое в результате разложения метилфосфотатов [Karl et al., 2008]. Скорость такой генерации намного ниже, чем разложение органического вещества при отсутствии кислорода, тем не менее в природных водах метан, который продуцируется в поверхностных горизонтах может оказывать влияние на диффузионную составляющую потока.

Генерация метана в условиях наличия кислорода также наблюдалась и в пресноводных водоемах [Alowaifeer et al., 2023]. Исследования на реке Йеллоустоун показали, что фототрофные микроорганизмы могут генерировать метан в присутствии кислорода, основным субстратом в этом процессе выступает метиламин. Также была выявлена обратная зависимость суточной динамики потока метана из исследуемого объекта от аэробной генерации метана в воде.

Таким образом, процесс образования метана в донных отложениях водоемов весьма сложен и имеет схему комплексного взаимодействия многочисленных сообществ бактерий и архей. Важнейшими условиями для генерации метана в донных отложениях водоема являются наличие и состав седиментирующего органического вещества (особенно важна его лабильность). Важным фактором выступает кислородный режим водной толщи в придонных горизонтах и в самих донных отложениях, так как образование метана происходит в анаэробных условиях. Пути образования метана могут различаться в зависимости от состава органического вещества, а также имеет место «конкуренция» микробиологических сообществ архей метаногенов с другими бактериями, например с сульфатредукторами. Возможна также и генерация метана в воде, в том числе в аэробных условиях, однако, ее скорость намного ниже анаэробной продукции метана.

1.2. Цикл метана в экосистеме водоемов суши, основные пути поступления метана в атмосферу

Как было сказано в прошлом разделе, основной источник метана в экосистеме водоема – это анаэробное разложение органического вещества в донных отложениях. После этого, метан начинает поступать в атмосферу в виде нескольких

составляющих потока. Схема основных потоков метана в водохранилище представлена на Рисунке 1.2.

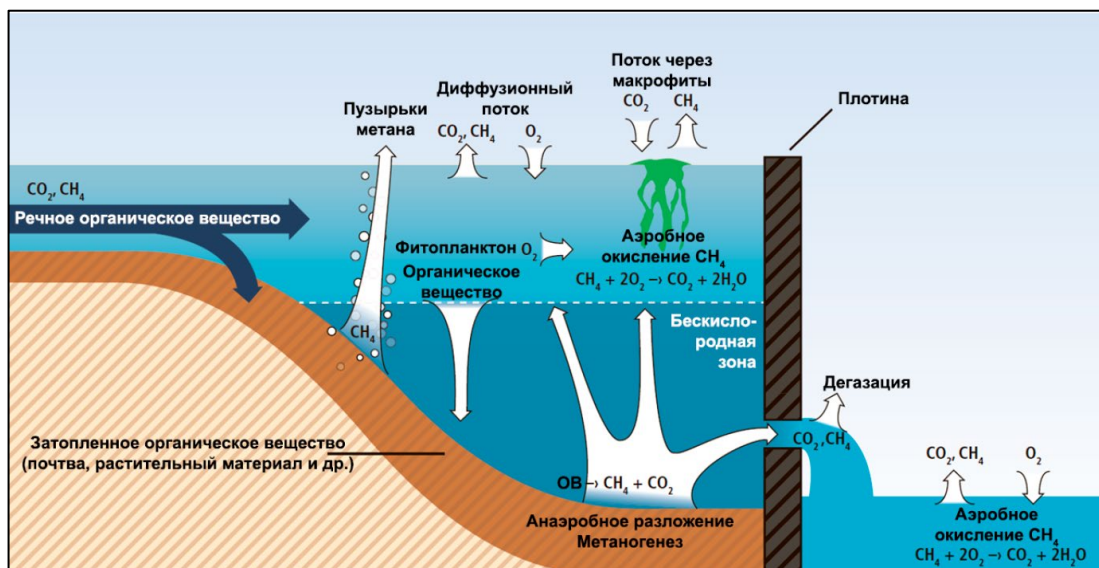


Рисунок 1.2. Схема распределения потоков метана в водохранилище [Fedorov et al., 2015]

За исключением дегазации метана, которая может происходить только в искусственных водоемах, остальные его пути выброса в атмосферу одинаковы для озер и водохранилищ. О дегазации будет сказано позже, для начала необходимо рассмотреть два основных пути поступления метана в атмосферу: диффузионный и пузырьковый потоки.

Диффузионный поток метана

Диффузионный поток метана – основной путь переноса растворенного в воде метана. Интенсивность данного потока зависит в первую очередь от разницы концентраций метана в соседних горизонтах воды и интенсивности диффузии между этими слоями. Так растворенный в поровом растворе донных отложений метан поступает в вышележащие водные горизонты и постепенно достигает поверхности, откуда выбрасывается в атмосферу. Интенсивность обмена на границе «вода – атмосфера» определяется разницей концентрации метана в воде и в воздухе и эмпирического коэффициента диффузии, который определяется по константе k_{600} [Cole and Caraco, 1998; Goldenfum et al., 2010].

Из-за молекулярной природы диффузионного потока он имеет очень небольшую скорость и, как правило, на глубоких водоемах его значения невелики.

Это обусловлено тем, что при достижении горизонтов воды, насыщенных кислородом, метан подвержен окислению в значительной степени. За этот процесс отвечают отдельные группы микроорганизмов – метанотрофы. Даже при относительно небольших концентрациях кислорода в воде происходит активное окисление метана. Подробно эти процессы изучены коллективом авторов на водохранилищах Французской Гвианы [Guerin and Abril, 2007]. Наиболее активно окисление метана метанотрофными микроорганизмами происходит в металимнионе, так как именно там метан из горизонтов с недостатком кислорода попадает в аэрированные горизонты, а также он активно окисляется в нижнем бьефе гидроузлов, так как при придонных сбросах туда попадает вода из гипolimниона, насыщенная метаном.

Согласно результатам экспериментов, приведенных в статье [Guerin and Abril, 2007], в толще воды может окисляться до 90% растворенного метана. По наблюдениям, изложенным в другой статье, доля метана, поступившего из донных отложений, но не достигшего атмосферы из-за окисления может достигать до 80% [Reeburgh et al., 1993]. При наличии стратификации в водоеме, метан активно окисляется в эпилимнионе, скорость окисления здесь по данным исследователей может превышать интенсивность окисления в гипolimнионе на порядки. Также в исследовании сказано, что интенсивность деятельности метанотрофов может ингибироваться при воздействии солнечных лучей. Это подтверждалось и в условиях измерений на реальном водоеме, и в лабораторных условиях [Murase and Sugimoto, 2005]. Данное явление может наблюдаться на очень разных глубинах, что зависит от прозрачности воды, а также от состояния облачности, которое определяет количество приходящей солнечной радиации на поверхность воды. В исследовании авторов такое влияние солнечного света на деятельность метанотрофных микроорганизмов выявлено только в приповерхностных горизонтах (до 1.5 м).

Если говорить про скорости окисления диффузионного потока метана в воде и в донных отложениях, то определяющие факторы интенсивности его окисления – это концентрация самого метана в воде или поровом растворе донных отложений, а также концентрация кислорода в них. Данная зависимость имеет характер кинетики первого порядка, однако, непосредственно уравнения, которые определяют скорость окисления, будут описаны в других главах. Здесь же можно упомянуть работу по

определению эмпирических зависимостей скорости окисления метана от его содержания [Garkusha et al., 2016].

Исследования показали, что скорость окисления метана напрямую зависит от его содержания в воде или в донных отложениях. Важно отметить, что в целом характер этой зависимости идентичен для водной толщи и донных отложений (Рис. 1.3).

Наблюдаемые зависимости имеют логарифмический характер и объясняются тем, что деятельность метанотрофов определяется количеством необходимого субстрата для биохимической реакции, в данном конкретном случае – растворенный в воде метан. Поэтому при большем количестве метана – выше интенсивность размножения бактерий, а значит скорость его окисления будет расти в геометрической прогрессии.

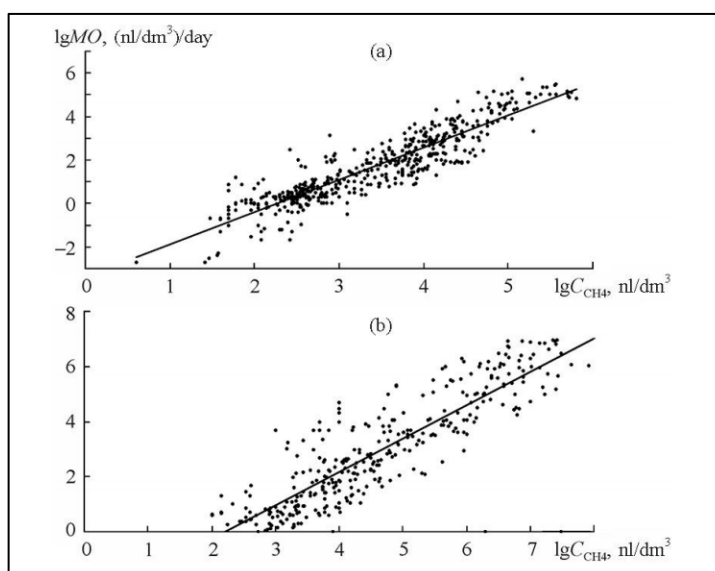


Рисунок 1.3. Связь между концентрацией метана в водной толще (a) и в донных отложениях (b) и скоростью его окисления [Garkusha et al., 2016] (МО – methane oxidation)

Еще в одной работе, в которой рассмотрен процесс окисления метана, также отмечается связь скорости окисления и содержания метана в воде. Авторы провели ряд экспериментов на озерах разной морфометрии и обнаружили значимую линейную регрессию между скоростью окисления и содержанием метана в воде. Согласно их исследованию, около 40% метана окисляется в воде в результате активности метанотрофов [Stiegl and Michmerhuizen, 1998].

Помимо аэробного окисления метана, которое преобладает в пресноводных озерах и водохранилищах, небольшая доля растворенного метана в воде может расходоваться на анаэробные процессы. До недавнего времени считалось, что анаэробное разложение метана невозможно, но ряд исследований после 1990 года показывают, что метан вовлечен в ряд анаэробных микробиологических процессов. [Hinrichs et al., 1999; Raghoebarsing et al., 2006]. Метан может расходоваться на такие процессы в анаэробной среде, как сульфатредукция, денитрификация, восстановление ионов железа и марганца из их гидроксидов и оксидов [Borrel et al., 2011].

Пузырьковый поток метана

Вторая составляющая потока метана из водной экосистемы – это пузырьковый поток. Пузырьки метана возникают в поровом растворе донных отложений при условии его перенасыщения. При этом, возникновение пузырьков метана в донных отложениях происходит очень часто, так как метан слабо растворим в воде по сравнению со многими другими газами, концентрация насыщения метана в воде при нормальных условиях в 30 раз меньше, чем у диоксида углерода [Равдель и Пономарева, 1999].

Из-за того, что основная генерация метана происходит в донных отложениях, пузырьки метана также возникают в поровом растворе донных осадков. После образования, пузырьковый метан достаточно быстро начинает подниматься к поверхности воды из-за значительной плавучести. Кроме того, метан в пузырьковой форме не подвержен окислению метанотрофами. Тем не менее, пузырьковый поток имеет свойство растворяться в водной толще, так как содержание метана в самом пузырьке намного больше, чем в окружающей среде, особенно ближе к поверхности воды. Исследования растворения пузырьков метана в воде проводились на озере Киннерет в Израиле, по результатам было получено, что для данного водного объекта растворяется около 5 – 10% пузырькового метана [Ostrovsky et al., 2008]. Количество и параметры растворенных в воде пузырьков зависят от многих факторов. Например, наиболее интенсивно растворяются пузырьки большего радиуса, сильно влияет глубина водоема в конкретной точке и атмосферное давление, так как эти два

фактора, которые определяют гидростатическое давление в донных отложениях, влияют на растворимость газов в воде.

Влияние гидростатического давления на пузырьковый поток метана особенно явно выделяется в водохранилищах с большими амплитудами колебания уровня воды в течение года. Из-за изменений уровня воды в водохранилище могут наблюдаться пики пузырьковых выбросов метана. Так как в воде и поровом растворе донных отложений может содержаться большое количество растворенного метана, падение давления, которое сказывается на растворимости газов в жидкости, вынудит метан перейти в пузырьковую составляющую. Этот процесс подробно описан в [Harrison et al., 2016]. На Рисунке 1.4 приведена схема этого процесса.

При уменьшении глубины пузырьковый поток с большей вероятностью будет достигать поверхности и не растворяться, поэтому при небольших глубинах не так важны концентрации растворенного кислорода, так как около 95% вклада в общую эмиссию будет вносить именно пузырьковый поток.

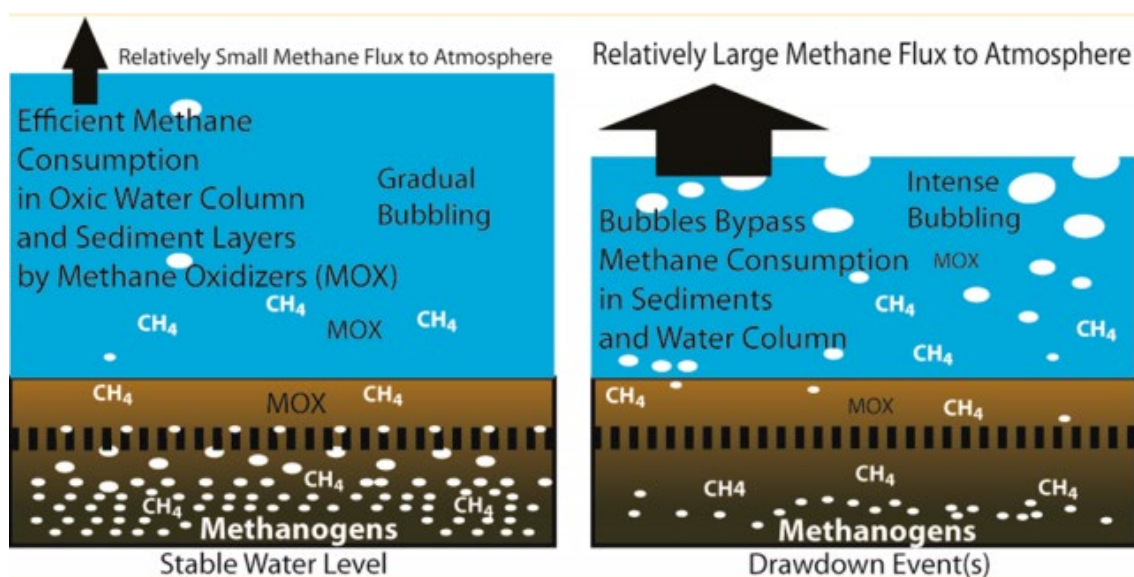


Рисунок 1.4. Схема увеличения пузырькового потока метана при понижении уровня водохранилища [Harrison et al., 2016]

Кроме того, что на интенсификацию пузырькового потока может влиять снижение уровня воды, большие выбросы пузырьков метана могут быть связаны и с падением атмосферного давления. В работе по изучению участков шельфа Восточно-Сибирского моря было выявлено, что при прохождении шторма и сопутствующего падения давления не только увеличивается пузырьковый поток, но и значительно

уменьшается содержание метана в столбе воды, это говорит о том, что этот метан из растворенной формы перешел в пузырьковую составляющую потока [Shakhova et al., 2013].

При уменьшении глубины пузырьковый поток с большей вероятностью будет достигать поверхности и не растворяться, поэтому при небольших глубинах не так важны концентрации растворенного кислорода, так как около 95% вклада в общую эмиссию будет вносить именно пузырьковый поток. Ряд исследований, посвященных факторам, определяющим пузырьковые потоки метана в водохранилищах, подтверждают, что пузырьковый поток в значительной степени определяется глубиной станции и динамикой уровня воды в водоеме [Miller et al., 2017].

Важной особенностью пузырькового потока метана из водохранилища является его высокая пространственно-временная неоднородность. Работы по определению пространственно-временной вариабельности этой составляющей эмиссии метана в атмосферу были проведены на ряде водных объектов, как умеренного [Robinson et al., 2021], так и тропического климатического пояса [DelSontro et al., 2011].

В работе по изучению неоднородности пузырькового потока в небольших водных объектах восточной части Северной Америки были проведены исследования с помощью стационарных пузырьковых ловушек [Robinson, et al., 2021]. В результате работы было получено, что временной разброс значений пузырькового потока метана очень высок. Более того, удалось получить только слабую зависимость потока метана от температуры воды. Связи с содержанием органического вещества в грунтах или с глубиной не наблюдается, хотя диапазон глубин на исследуемых водных объектах очень мал – наибольшая глубина в исследованных объектах не превышает 1 м. Авторы статьи также упоминают, что кроме временной изменчивости важна также и пространственная неоднородность. Выбор точек измерения может в значительной степени влиять на результат оценок пузырьковой эмиссии метана из водных объектов, необходимо при выборе станций измерений учитывать большое количество сопутствующих факторов окружающей среды, таких как, например, распределение содержания ОВ в ДО.

В работе коллектива авторов, которая была проведена на тропическом водохранилище Кариба (Замбия/Зимбабве), было выявлено, что наиболее значимый пузырьковый поток метана в атмосферу наблюдается в заливах водоема, в которые выпадают крупные водотоки [DelSontro et al., 2011]. Такое увеличение пузырьковых выбросов связано с тем, что со впадающими реками приносится большое количество аллохтонного органического вещества. При этом, особенно при больших выбросах метана авторы отмечают очень высокую нестационарность потока метана – для некоторых измерений относительная погрешность превышает 100%, так как пузырьковый поток во многом имеет стохастическую природу. Поэтому для грамотной оценки пузырькового потока необходимо проводить подробные измерения с множеством повторностей, чтобы учесть очень значительную пространственно-временную неоднородность.

Дегазация метана из водохранилищ

В случае эмиссии метана из водохранилища, важной составляющей потоков метана в атмосферу является дегазация метана при сбросах воды в нижний бьеф через плотину. Возникает этот поток из-за того, что через гидроагрегаты плотины или холостые водосбросы вода проходит с очень высокой турбулентностью, при которой растворенные газы активно выходят в атмосферу. Интенсивность этого процесса зависит прежде всего от расположения водозаборов у плотины. Наибольшие значения дегазации будут наблюдаться при глубоких водозаборах, когда вода может быть в значительной степени насыщена метаном. Согласно исследованиям, проведенным группой ученых на Амазонских водохранилищах (4 водохранилища в Бразилии и 1 во Французской Гвиане), около 70% метана выходит в атмосферу при дегазации в турбинах [Kemenes et al., 2016]. Самые большие значения эмиссии метана при дегазации наблюдаются в периоды устойчивой температурной стратификации. Причем интенсивность дегазации метана хорошо коррелирует с расходом воды через гидроагрегаты. Также в этой статье отмечается, что активная эмиссия продолжается на протяжении 30 км ниже гидроузла. Для данного исследования расчеты проводились балансовыми методами, так как померить дегазацию экспериментально очень сложно. Такой большой вклад дегазации в эмиссию метана характерен далеко не для всех водохранилищ, однако, его необходимо учитывать при оценке потоков метана из водохранилищ.

Механизм выброса метана через гидроагрегаты ГЭС заключается еще и в резком изменении гидростатического давления в воде. Как известно, по закону растворимости газов в жидкой среде – при увеличении давления растворимость увеличивается. Поэтому при прохождении воды через турбину помимо очень сильной турбулентности потока, значительно падает и давление – на выходе оно становится близким к атмосферному, по отношению к возможным нескольким атмосферам в верхнем бьефе в зависимости от глубины водозабора [Fearnside, 2004].

Метан в водохранилищах в зимний период

Зимой распределение потоков метана несколько изменяется из-за ледяного покрова на водоемах. Диффузионный и пузырьковый потоки в зимний период имеют препятствие в виде льда и не могут напрямую поступать в атмосферу. Так как генерация метана в воде и в донных отложениях продолжается и в холодный зимний период, хотя и с очень низкой скоростью, метан, поступающий к поверхности, может скапливаться подо льдом в это время года (Рис. 1.5).

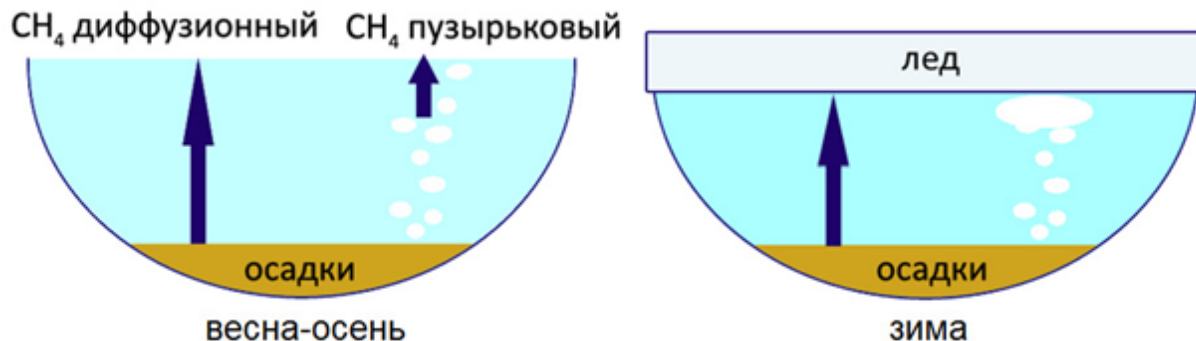


Рисунок 1.5. Влияние ледяного покрова на водоеме на потоки метана в атмосферу

Диффузионный поток при устойчивом ледоставе приводит к постепенному увеличению концентрации метана подо льдом в том случае, если скорость его поступления из нижележащих слоев воды больше, чем скорость окисления метана. Основной же вклад в накопление подледного метана вносит пузырьковый поток – пузыри могут достигать нижней кромки льда не растворяясь, после чего либо растворится в водной толще, либо вмерзнуть в лед [Spangenberg et al., 2020]. Исследования показали, что метан может окисляться и в ледяном покрове, хотя скорость этого процесса ниже, чем в воде.

Накопление метана в ледяном покрове может быть весьма существенно – в ходе исследований Арктических термокарстовых озер концентрация метана в объеме ледяного керна достигала 10 мкмоль/л [Spangenberg et al., 2020]. Кроме того, скорость окисления метана во льду может изменяться в очень значительной степени. Оно может происходить даже при значительно низких температурах, что подтверждается лабораторными экспериментами [Canelhas, 2016].

Накопление метана во льду и под ним может приводить к значительной эмиссии его в атмосферу в период весеннего вскрытия водоемов. Вскрытие ледяного покрова как правило сопровождается еще и активным конвективным перемешиванием всей водной толщи из-за ее низкой устойчивости. Поэтому метан, накопленный в водной толще и особенно подо льдом быстро попадает в атмосферу в течение короткого промежутка времени. Также в атмосферу попадают и пузыри метана, вмержшие в лед и не подверженные растворению и окислению. Этот резкий выброс метана при вскрытии льда называется «весенний выброс». По оценкам его величина может быть очень различной, что зависит от многих факторов – накопление метана подо льдом, вмержание в лед пузырьков, интенсивность окисления. Исследования показали, что в ходе накопления метана зимой в ледяном покрове половина из этого метана может быть окислена [Greene et al., 2014].

Эмиссия метана и трофический статус водохранилищ

Важным фактором, который может влиять на величину эмиссии метана из водоемов, является степень эвтрофикации озера или водохранилища. От трофности будет зависеть биохимический цикл водоема, баланс органического вещества в воде и в донных отложениях, и другие важные параметры водной экосистемы. Для водоемов с высоким трофическим статусом (которые находятся на стадии мезотрофных, эвтрофных) характерны явления интенсивного цветения фитопланктона. Как показывают исследования в эти периоды может резко возрастать интенсивность генерации метана в донных отложениях и его эмиссия в атмосферу [Bartosiewicz et al., 2021].

При цветении водоема значительно изменяется его биохимический режим – кратковременно повышается продуктивность фитопланктона, в результате чего образуется огромное количество органического вещества. Численность

фитопланктона увеличивается в разы, и потребление кислорода на его дыхание и процессы разложения может быть очень велико.

В работе, посвященной моделированию увеличения интенсивности биогенной нагрузки на водоем, проводились эксперименты по определению отклика эмиссии метана на повышение трофности водоема и роста содержания хлорофилла-«а» [Beaulieu et al., 2019]. Авторы, используя эмпирические зависимости между показателями содержания фосфора, азота, хлорофилла, а также данные ДЗЗ по содержанию хлорофилла в природных водах, установили, что при увеличении биогенной нагрузки на водоем в 3 раза эмиссия метана может увеличиваться на 90% от базовой интенсивности. Кроме того, по оценкам авторов, при таком увеличении темпов эвтрофикации эмиссия метана из естественных озер может стать больше, чем эмиссия из болотных экосистем. При этом зависимости увеличения эмиссии метана от повышения трофности нелинейны и могут иметь сложный характер, так как в этих биохимических процессах задействовано большое количество факторов.

Для многих водоемов стоит учитывать кроме прямой эмиссии с поверхности воды эмиссию метана через высшую водную растительность. Макрофиты могут способствовать увеличению эмиссии метана, так как от их корней в донных отложениях до части над водой метан может транспортироваться через аэренхиму – ткань растений, которая служит для внутреннего газообмена растений. Ряд исследований показывает, что для мелководных участков акватории водоемов такой транспорт метана может иметь доминирующее значение [Joabsson et al., 1999; Milberg et al., 2017]. Площади, занятые макрофитной растительностью могут быть весьма существенны на водохранилищах и озерах. Так как в зоне их распространения также достаточно высоко содержание органического вещества в донных отложениях (из-за отмирания макрофитов), генерация метана в грунтах может идти достаточно быстрыми темпами. Благодаря транспорту через макрофиты этот метан может избегать окисления и добавлять существенную долю в общую эмиссию метана с водного объекта. Тем не менее, в ряде случаев макрофитная растительность может напротив препятствовать эмиссии метана из водоема [Fonseca et al., 2017]. По результатам лабораторных и полевых экспериментов было получено, что при большом покрытии водной поверхности макрофитами, концентрации и потоки метана могут существенно снижаться, за счет особенностей газообмена.

Эмиссия метана с зон осушки водохранилищ

Для водохранилищ существует еще одна очень важная особенность, которую необходимо учитывать при оценке эмиссии метана – это потоки метана с зоны осушки. Из-за значительных колебаний уровня при регулировании водохранилищ, происходит периодическое осушение части прибрежной зоны. Большинство водохранилищ имеют сезонное, либо годовое регулирование, поэтому такие зоны возникают каждый год. В зоне осушки могут продолжаться процессы метаногенеза в донных отложениях, которые не находятся под водой, и по данным различных оценок, поток метана с осушенной территории может значительно изменяться в сравнении с периодом высокого уровня.

Исследования посвященные изучению эмиссии метана с зоны осушки проводились на крупнейшем водохранилище Китая «Три Ущелья» [Yang et al., 2012]. Измерения проводились в разные периоды с земель разного типа – залежных с/х угодий, бывших рисовых полей, лесных вырубок, пастбищ. Наибольшие значения потоков характерны для территории водохранилища, которая раньше относилась к рисовым полям, что закономерно, так как почвы под рисовыми полями сами по себе являются очень значимым источником метана в атмосферу [Li et al., 2002]. Эмиссии с территории рисовых полей были значительны как в период осушения, так и при высоком уровне воды. Для остальных типов землепользования наблюдалось слабое поглощение метана в период осушения и большой разброс значений выбросов в атмосферу при затоплении. По мере удаления от плотины интенсивность выбросов с площади осушаемых земель возрастала. Основными факторами, которые определяют эмиссию с зоны осушки, по мнению авторов исследования, являются продолжительность затопления и уровень воды при этом. Было выявлено, что для большинства типов земель, осушаемых при понижении уровня водоема, нет существенной разницы между потоками метана в период затопления и в период сработки. Однако, территории бывших рисовых полей в период осушения дают значительный выброс метана в атмосферу.

В другой работе рассматривалось влияние изменения площадей осушки на глобальный баланс углерода в водохранилищах [Keller et al., 2021]. Авторы сопоставили оценки эмиссии с затопленной территории и с осушаемых земель и

пришли к выводу, что с учетом осушаемых зон в балансе парниковых газов, водохранилища являются эмитентами, а не поглотителями углерода. При делении водохранилищ на затопленную и осушенную территории было выявлено, что с таким учетом, общая эмиссия метана из водохранилищ на 53% выше, чем при учете только затопленной части акватории. Подробнее про оценки эмиссии метана с водохранилищ мира будет сказано в разделе 1.4.

Таким образом, цикл метана в водной экосистеме имеет сложную и многофакторную структуру, на которую оказывают влияние многие гидрологические и биохимические процессы. Основные вертикальные потоки метана – диффузионный и пузырьковый, также для ряда водохранилищ необходимо учитывать поток метана через макрофиты. Выбросы метана из водохранилищ имеют свои особенности: такие как дегазация метана при сбросах воды через турбины и в нижнем бьефе, а также эмиссия с зон осушки при регулировании уровня. Соотношение перечисленных потоков метана может значительно различаться в зависимости от типа водохранилища, климатических условий, биологического цикла водоема и прочих факторов.

1.3. Исследования пространственно-временной изменчивости потоков метана в озерах и водохранилищах

В литературе встречается много исследований на пресноводных водоемах, которые посвящены изучению профиля растворенного метана по глубине. В качестве примера такого исследования можно привести статью по измерениям на тропических водохранилищах [Narvenkar et al., 2013]. Здесь авторы приводят распределение температуры, растворенного кислорода и метана по глубине на 6 изучаемых искусственных водоемах (Рис. 1.6).

Как можно видеть из графиков, наиболее мелководные водохранилища имеют небольшие концентрации метана в воде (Rihand не более $0.1 \mu\text{M}$ и Supa $0.12 \mu\text{M}$). Связано это с тем, что при небольших глубинах, водохранилища часто подвергаются полному перемешиванию из-за господства муссонных ветров и, как следствие, насыщению придонных горизонтов кислородом.

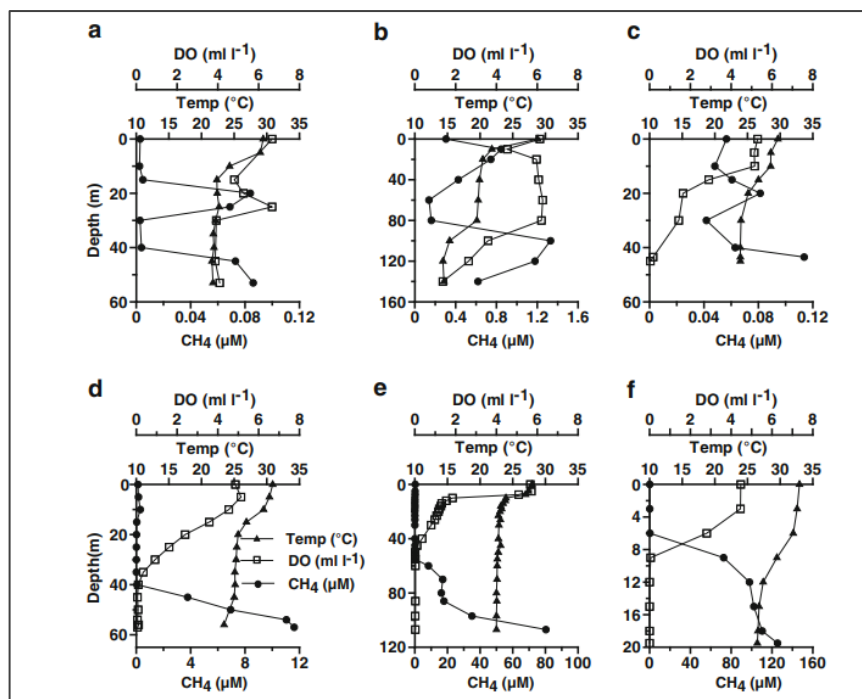


Рисунок 1.6. Распределение температуры, содержания растворенного кислорода и метана в водохранилищах Rihand (a), Bhakara Nangal (b), Supa (c), Koyna (d), Idukki (e), Selaulim (f) [Narvenkar et al., 2013] (съемки проводились в мае 2008-2010 гг.)

Водоохранилище Bhakara Nangal имеет малые значения концентрации метана из-за своего высокогорного положения. Оно олиготрофное, и поэтому в нем продуцируется небольшое количество органического вещества. Наибольшие концентрации метана наблюдаются в водохранилищах Idukki (80 μM у дна) и Selaulim (128 μM у дна), которые наиболее глубоководны. Хорошо заметно, что в эпилимнионе, насыщенном кислородом, концентрации метана близки к нулю, и их рост начинается с горизонтов, где истощаются запасы O_2 . Таким образом, на распределение концентрации метана по глубине оказывают влияние многие внешние факторы среды – содержание кислорода, трофность и географическое положение.

Существуют работы, которые уделяют внимание влиянию динамических характеристик на содержание метана в водной толще. Например, в статье [Bastviken et al., 2008] на примере трех американских озер рассматривается распределение метана по глубине в зависимости от распределения растворенного кислорода. Озера Hummingbird, Peter и Poul расположены на севере США и относятся к димиктическим водоемам. Во время летнего периода для них характерна прямая стратификация (Рис. 1.7).

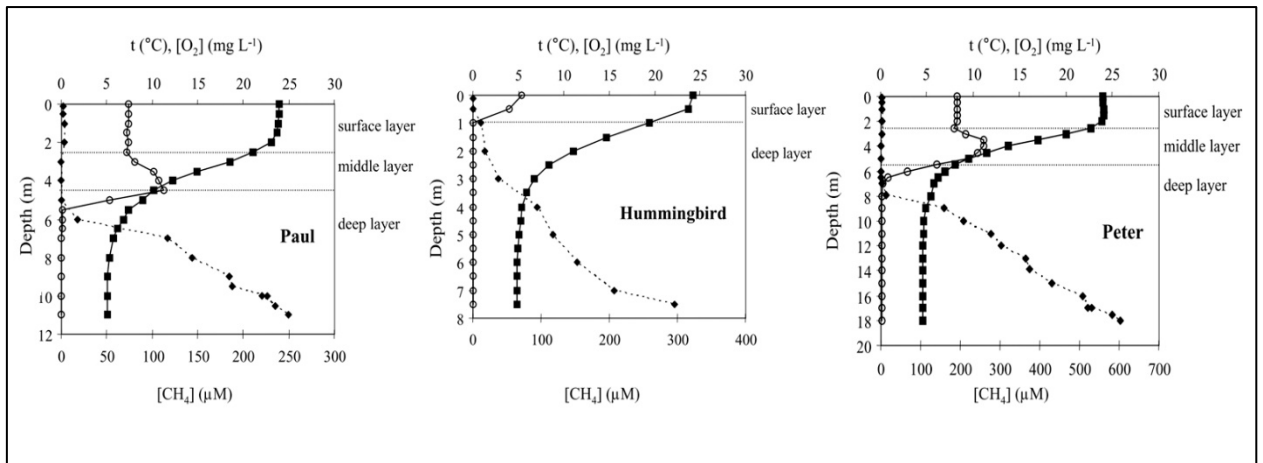


Рисунок 1.7. Распределение по глубине температуры (квадрат), кислорода (круг) и метана (ромб) в трех исследуемых озерах в июле [Bastviken et al., 2008]

Для озер по распределению температуры воды выделяются эпи-, мета-, и гипolimнион. Поверхностный слой насыщен кислородом, и, как правило, он равномерно распределен. В среднем слое в озерах Peter и Paul наблюдается инверсия концентрации кислорода, так как сине-зеленые водоросли, при фотосинтезе которых выделяется кислород, находятся в большем количестве не у самой поверхности, а на небольшом заглублении, чтобы избежать интенсивного воздействия солнечных лучей. В придонном слое концентрации кислорода близки к нулю, так как на эти глубины уже не поступает солнечный свет и фотосинтез не происходит. Как видно из Рисунка 1.7, распределение концентраций метана, обратно пропорционально содержанию кислорода. Во-первых, из-за того, что метан, в основном, поступает из донных отложений, а, во-вторых, при увеличении концентраций кислорода, метан окисляется метанотрофными микроорганизмами. Можно видеть, что резкое уменьшение концентрации метана по глубине совпадает с увеличением концентрации растворенного кислорода для всех трех озер, и в поверхностном слое содержание метана близко к нулю. Наибольшие концентрации метана наблюдаются в озере Peter у дна – около 600 μM .

Зачастую в научной литературе встречаются работы, посвященные изучению эмиссии метана с нескольких озер определенной географической области, такие работы проводятся как в тропических широтах [Bastviken et al., 2010], так и в бореальной арктической зоне [Казанцев и др., 2023]. Подобные работы встречаются и для водохранилищ, однако, их количество уступает работам по естественным

озерам. В качестве примера можно привести исследование на трех водохранилищах в Польше [Gruca-Rokosz et al., 2010]. В работе изучены потоки диоксида углерода и метана из водохранилищ в Жешуве, Вильче Воле и Солине. По результатам измерений, которые проводились стандартным методом камер, авторами были определены диапазоны значений потоков метана для исследованных объектов. Выявлено, что на самом глубоком из исследованных водохранилищ потоки метана близки к нулю, для мелких водохранилищ с высоким коэффициентом водообмена получено, что потоки могут различаться в разы, в зависимости от расположения станции наблюдений.

Подобных работ в мире на данный момент уже достаточно много, и, в целом, можно утверждать, что тема изучения эмиссии метана с водохранилищ в данный момент достаточно актуальна и востребована в мировом сообществе. Подобные исследования проводились в большом количестве в тропических регионах. Один из наиболее исследованных регионов в этом отношении – это территория Бразилии [Kemenes et al., 2016; Dos Santos et al., 2006; Fearnside, 1995; Fearnside, 1997; Fearnside, 2002].

Среди подобных работ можно отметить также исследования во Французской Гвиане на водохранилище Petit Saut [Galy-Lacasaux et al., 1997; Tremblay et al., 2005], изучение водохранилищ в США (как пример, исследование водохранилища Дуглас в штате Теннесси) [Mosher et al., 2015], также подобные измерения проводились на озерах и водохранилищах в Канаде [Kelly et al., 1997], Китае [Xing et al., 2005], Великобритании [Casper et al., 2000], Италии [Bolpagni et al., 2007], Швейцарии [Diem, 2008; DelSontro et al., 2010] и других странах.

На данный момент территория России в отношении изучения пространственно-временных изменений потоков метана с различных водохранилищ имеет достаточно большие пробелы. Актуальности вопросу изучения этих процессов на территории РФ придает то, что в России находится более 2200 водохранилищ и прудов с объемом более 1 млн м³. Общая площадь крупных искусственных водных объектов составляет свыше 65 тыс. км², а общий объем более 793 км³. Также на территории страны много особенно крупных водохранилищ (объемом более 1 км³). Самое большое по площади – Куйбышевское водохранилище

(6448 км²), самое большое по объему воды – Братское водохранилище (169 км³) [Эдельштейн, 1998].

На водоемах России также проводились некоторые измерения по оценкам содержания и эмиссии метана. В отношении распределения концентрации метана на поверхности хорошо изучено озеро Байкал в ходе комплексной летней кругобайкальской экспедиции [Пестунов и др., 2015]. В ходе исследования был проведен комплексный рейс на научно-исследовательском судне. На корабле было установлено самопишущее оборудование, с помощью которого регистрировалась концентрация метана в воде и в воздухе. Таким образом, авторами была получена достаточно подробная сетка распределения диффузионных потоков метана по всей акватории озера Байкал. Было получено что весной и в начале лета наблюдается слабый положительный поток с акватории озера на границе «вода – атмосфера».

Проводились многочисленные измерения локального характера на водоемах в бассейне Волги, например, на небольших водоемах урбанизированных территорий [Дзюбан, 2010а]. Кроме того, для Волжских водохранилищ проводились и более комплексные исследования, например, на основе исследования донных отложений водохранилищ центральной территории России были получены оценки составляющих цикла метана в донных отложениях и его связь с интенсивностью деструкции органического вещества, накапливающегося в грунтах на дне водоемов [Дзюбан, 2010б]. В этой монографии подробно описаны процессы осадконакопления в ходе седиментации, процессы трансформации органического вещества, и участие в этих процессах микробиологических сообществ, жизнедеятельность которых приводит к образованию метана.

Кроме водохранилищ Волжского каскада определялись величины удельных потоков метана с Саяно-Шушенского водохранилища [Fedorov et al., 2015]. Данное исследование не только включает в себя измерения на Саяно-Шушенском водохранилище, но и предложение различных методик дальнейших исследований эмиссии метана с водохранилищ на территории РФ. По результатам измерений на Саяно-Шушенском водохранилище выявлено, что потоки с его поверхности в период измерений были очень низки.

Исследования также проводились сотрудниками Южного Федерального Университета на юге России, особенно подробно проведено обследование Цимлянского водохранилища. На его примере показано, что искусственные водоемы могут быть существенными источниками метана в атмосферу, кроме того, коллективом авторов планируется расширять перечень исследований на данном водоеме и на других водных объектах [Федоров и др., 2024].

Таким образом, в настоящее время в мировом научном сообществе проблема оценки эмиссии метана с водохранилищ мира изучается достаточно активно. Проводятся исследования пространственно-временной изменчивости потоков метана с водохранилищ в разных странах и регионах, в разных природных зонах. Исследования в России по этой проблеме также ведутся, однако, только некоторые искусственные водоемы достаточно изучены, как источники метана, и, в целом, данная тематика освещена недостаточно. Кроме работ, посвященных эмиссии метана с конкретных водоемов, существуют обобщающие работы, направленные на получение оценки общей эмиссии метана с водохранилищ мира. Об этих работах более подробно написано в следующем разделе данной главы.

1.4. Глобальные оценки эмиссии метана из водохранилищ мира

Наиболее ранняя оценка эмиссии метана с водохранилищ мира была проведена в начале XXI века группой исследователей из Канады [Louis et al., 2000]. В данном исследовании было отмечено, что водохранилища при затоплении больших территорий речных долин захоранивают значительную часть ландшафта под водой, нарушая естественные биологические процессы, такие как фотосинтез растений, обмен веществ в системе «растительность – почва – атмосфера». Количество органического материала, который окажется под толщей воды созданного водохранилища, может быть очень разное, и как правило, оно достаточно велико. Данный органический субстрат в результате биохимических процессов в водоеме может частично трансформироваться в парниковые газы – диоксид углерода и метан, и такой переход может происходить в течение длительного времени. В данной работе впервые отмечается необходимость инвентаризации эмиссии парниковых газов с искусственных водоемов, а также включение их в обязательный

перечень природных объектов, которые должны учитываться для метанового баланса территории. Важным аспектом этой работы является то, что авторы предлагают учитывать эмиссию из искусственных водоемов именно как антропогенный источник парниковых газов в атмосфере. Ведь в результате таких преобразований ландшафта может значительно измениться баланс парниковых газов. Таким образом, здесь присутствует и прямое, и косвенное антропогенное воздействие.

Оценка, сделанная авторами, основана на нескольких исследованных водохранилищах, на которых проводились измерения эмиссии метана. Рассматривались водоемы, которые находятся в схожих климатических условиях в умеренном поясе. Авторы подробно изучили результаты исследований на водохранилищах и выявили несколько ключевых факторов, определяющих интенсивность эмиссии парниковых газов. К таким факторам они отнесли содержание органического углерода, возраст водоема, свойства водосбора, внешняя биогенная нагрузка, температурный режим, трофность водоема и т.д.

Общую глобальную оценку эмиссии метана с водохранилищ мира авторы получили достаточно «грубым» способом. Была определена площадь тропических водоемов и водохранилищ умеренного пояса. Площадь водных объектов была умножена на среднее значение эмиссии из тех измерений, которые были агрегированы в самой статье. В результате осреднения авторами было получено, что тропические водоемы, занимая всего 40% площади от всех водохранилищ, выделяют от 70 до 90% метана в год. Общая эмиссия метана в атмосферу оценивается в 69 Тг CH_4 в год.

Данная оценка, будучи первой глобальной оценкой эмиссии метана из водохранилищ мира, имеет большое количество допущений. Так, например, измерения потоков метана на разных водоемах, включенных в оценку, были проведены в разное время и в разном количестве. Кроме того, использовались разные методики при оценке эмиссии с каждого конкретного водоема – это плавучие камеры и расчетный метод оценки по разнице концентраций метана в воде и в воздухе – TBL [Liss and Slater, 1974]. Также при оценке ледостав для всех исследованных водоемов, на которых он наблюдался, принимался одинаковым по продолжительности. Данная

оценка дала первичное представление о водохранилищах, как о возможном источнике антропогенного метана в атмосферу. Тем не менее она является крайне неопределенной.

Похожая работа несколько позже проводилась и для естественных пресноводных водоемов [Bastviken et al., 2004]. Принцип оценивания был схож с работой, описанной выше, однако, в данной работе авторами была использована более обширная база данных – более 20 водоемов. В данном случае они делились не только по принципу климатических поясов, а еще по принадлежности к материкам. Оценка, полученная авторами, состояла из эмиссии с поверхности водоемов и эмиссии через крупную водную растительность. Итого, по оценкам авторов, водоемы выбрасывают в атмосферу 8 – 48 Тг метана ежегодно. Таким образом, несмотря на многочисленные допущения, которые также имеют место в данном исследовании, оценки, полученные в одно время с озерами и водохранилищами, показывают, что водохранилища могут являться более значимым источником метана в атмосфере, чем природные водоемы.

Сообщения о том, что водохранилища являются значимым источником метана, появлялись и в высокоцитируемых научных журналах, сигнализируя о том, что искусственные водоемы не являются полностью углеродно-нейтральными источниками энергии и имеют углеродный след. В Nature News в 2006 году вышло короткое сообщение, направленное на то, чтобы привлечь внимание к данной проблеме [Giles, 2006]. Автор приводит некоторые оценки, основанные на натурных данных, в которых искусственные водоемы ответственны за выбросы 95 – 122 Тг метана в год, что почти в два раза выше значений, приведенных в предыдущей статье [Louis et al., 2000]. Такой разброс между оценками неизбежен, так как в каждой из них используется разное количество данных измерений и разные методы экстраполяции.

Несколько позже появлялись работы, в которых использовалась не прямая экстраполяция полученных результатов на определенную территорию, а применялись эмпирические зависимости, полученные по результатам натурных измерений. В одной из таких работ [Lima et al., 2008] были совмещены эмпирические зависимости, полученные для многочисленных озер, рассмотренные в [Bastviken et

al., 2004], с базой данных о больших плотинах (International Commission on Large Dams). Авторы работы использовали сведения о площади водохранилищ, содержании растворенного углерода и общего фосфора, а также общую информацию о биохимическом режиме водоемов (например, такую как величина бескислородной зоны). На основе эмпирических зависимостей, полученных в [Bastviken et al., 2004] и сведениях о водохранилищах была оценена эмиссия метана из более 17000 водохранилищ умеренной зоны и более 5000 водохранилищ тропической зоны [Lima et al., 2008].

Кроме оценки эмиссии с поверхности этих водохранилищ, в этой работе учитывались также и выбросы метана при дегазации в нижнем бьефе. Данная оценка также осуществлялась с помощью эмпирической связи между эмиссией в нижнем бьефе и интенсивностью сбросов через плотину, а также глубиной нижнего бьефа гидроузлов. Таким образом, на основе большой выборки эмпирических оценок авторы оценили среднее и медианное значение годовых выбросов метана, а также разброс значений. Было получено, что водохранилища выбрасывают в атмосферу в 104 ± 7.2 Тг метана ежегодно.

Точность таких оценок также вызывает ряд вопросов, так как вероятность ошибки при экстраполяции эмпирической регрессионной модели на неизученные водоемы будет очень высокой. Кроме того, в работе использованы регрессии, полученные для озер, а как уже было показано выше в данном разделе, эмиссии из озер и водохранилищ по предыдущим литературным данным могут в значительной степени различаться.

В 2012 году был издан труд по оценке влияния водохранилищ мира на экосистемы и окружающие ландшафты. Также в работе рассматривались и глобальные процессы, связанные с созданием водохранилищ, в том числе и влияние водохранилищ на изменение баланса парниковых газов [Tortajada et al., 2012]. В исследовании также, как и в описанных ранее публикациях, в качестве основного материала использовались данные натурных наблюдений на водохранилищах. К 2012 году авторам удалось собрать более обширную базу данных по измерениям эмиссии метана, в которую входило 76 водохранилищ из различных природных зон и регионов. Для оценки общей эмиссии метана из водохранилищ мира данные

измерений, собранные с этих водохранилищ, были разделены по климатическим поясам и по регионам. После этого была оценена площадь водохранилищ для каждого площадного участка (административный регион + климатическая зона) и умножена на коэффициент выбросов метана (коэффициент выброса метана эквивалентен среднегодовому удельному потоку метана в атмосферу), полученный по осреднению данных наблюдений с водохранилищ, попавших в ту или иную площадную единицу.

Для уточнения полученных результатов в работе была использована большая база данных по озерам, водохранилищам, болотам и другим пресноводным водоемам суши, где собрана основная информация об этих водных объектах – GLWD (Global Lakes and Wetlands Database). На основе данных натурных измерений, распределенных по площадным единицам, была дана оценка общей эмиссии метана с водохранилищ мира, которая составила 4.8 Тг метана в год. На Рисунке 1.8 показано распределение удельных потоков метана с различных водоемов по агрегированным данным натурных наблюдений.

Как можно видеть, для арктической, умеренной и тропической зоны характерен большой разброс полученных значений. Наибольшие значения средней эмиссии, как и наибольший разброс, характерен для тропической зоны. Такие большие неопределенности при осреднении вносят существенную погрешность в итоговую оценку региональных коэффициентов выбросов.

Оценка, полученная в данной работе, имеет как преимущества, так и недостатки. В данном исследовании благодаря делению на климатические пояса и административные регионы удалось получить достаточно детальную сетку для экстраполяции результатов. При этом, в работе учитывалась только эмиссия с поверхности водохранилищ – диффузионная и пузырьковая составляющие. Дегазация метана через гидроагрегаты или эмиссия в нижнем бьефе в данной оценке опускалась, что может достаточно сильно занижить общую оценку выбросов метана из водохранилищ, особенно для тропической зоны.

Помимо этого, как можно убедиться по Рисунку 1.8, внутри площадной единицы неопределенность коэффициентов выбросов весьма велика. Это связано с несколькими причинами: во-первых, неоднородностью данных наблюдений. Для

каждого водохранилища может быть разное число измерений как по акватории водоема, так и во временном разрезе. То есть, в одной ячейке может оказаться подробно изученный водоем и водохранилище с единственным измерением удельного потока метана за год в одной точке на акватории. Это обстоятельство не учитывалось при оценке.

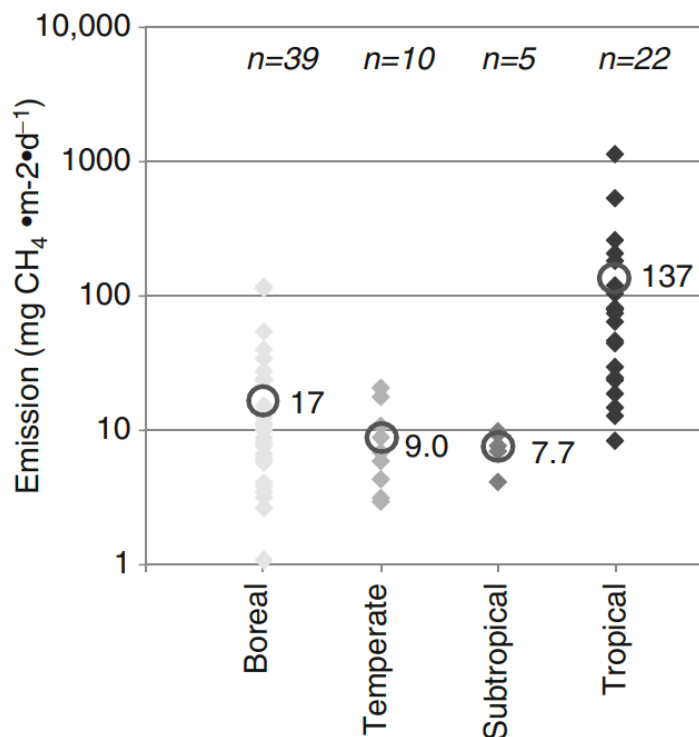


Рисунок 1.8. Распределение удельных потоков метана с водохранилищ в зависимости от принадлежности к климатическому поясу [Tortajada et al., 2012]

Во-вторых, для разных водоемов использовались разные методологические подходы – в ряде случаев только плавучие камеры, в другом случае плавучие камеры, совмещенные с методом TBL и т.д. В-третьих, при экстраполяции полученных коэффициентов выбросов не учитывались локальные факторы, которые могут в значительной степени отличать водохранилища друг от друга по величине эмиссии метана, хотя такие водоемы могут находиться в одном климатическом поясе.

Следующая значимая публикация, посвященная оценке общей эмиссии метана в атмосферу из водохранилищ, была выпущена исследователями из Уханьской лаборатории водной ботаники и экологии водосборов [Li and Zhang, 2014]. В данной работе авторы предприняли попытку обобщить полученные литературные данные по эмиссии метана из водохранилищ таким образом, чтобы не

только разделить водоемы по климатическим зонам, но и учесть особенности эмиссии из водоемов разными путями. В работе рассматривались:

- Эмиссия с поверхности водохранилища
- Эмиссия с периодически осушаемой территории водоема
- Дегазация при сбросах воды через гидроагрегаты
- Эмиссия в нижнем бьефе после ГЭС

Для оценки выбросов метана разными составляющими его общего потока в атмосферу были использованы как данные непосредственных измерений удельных потоков метана на водохранилище, так и эмпирические зависимости между различными составляющими (например, связь между эмиссией метана с поверхности и эмиссией в нижнем бьефе). В результате были получены следующие результаты (Таблица 1.1)

Таблица 1.1. Эмиссия метана различными составляющими его потока в атмосферу из водохранилищ разных климатических зон [Li and Zhang, 2014]

Климатическая зона	Тип эмиссии	Годовая эмиссия, Тг CH ₄ год ⁻¹
Арктическая	Эмиссия с поверхности	0.3
	Периодически затапливаемые участки	0.825
	Дегазация через плотину	1.95
	Эмиссия в нижнем бьефе	0.525
Умеренная	Эмиссия с поверхности	0.1
	Периодически затапливаемые участки	0.275
	Дегазация через плотину	0.65
	Эмиссия в нижнем бьефе	0.175

Климатическая зона	Тип эмиссии	Годовая эмиссия, Тг CH ₄ год ⁻¹
Тропическая	Эмиссия с поверхности	4.0
	Периодически затапливаемые участки	0.5
	Дегазация через плотину	3.2
	Эмиссия в нижнем бьефе	0.8

Наибольшие значения эмиссии метана характерны для тропических водохранилищ, а самый большой вклад приходится на эмиссию с поверхности водоема и дегазацию при сбросах воды в нижний бьеф. Помимо этих путей выбросов метана авторы также включили в итоговую оценку пузырьковый поток метана с водохранилищ, однако, для него не проводилось разделения по климатическим зонам.

Таким образом, авторами была получена оценка общей эмиссии метана в атмосферу с водохранилищ мира, которая составила 18.7 Тг метана каждый год. По сравнению с предыдущей оценкой, полученная величина в несколько раз больше, так как в данной работе авторами было учтено распределение путей эмиссии метана из водохранилища. Тем не менее, данная оценка имеет эмпирический характер, слишком большое количество закономерностей было получено авторами по эмпирическим соображениям на основе соотношений результатов измерений. Экстраполяция таких данных на неизвестные водоемы приводит к большим ошибкам. Такая мера, тем не менее, оправдана тем, что для ряда исследуемых параметров отсутствуют релевантные данные натурных измерений.

Новая подробная инвентаризация измерений потоков метана с водохранилищ была проведена большой группой ученых в 2016 году [Deemer et al., 2016]. В данной работе рассматривается эмиссия метана, диоксида углерода и оксида азота – трех основных консервативных парниковых газов в атмосфере. Всего в работе проанализировано 267 различных водохранилищ (Рис. 1.9).

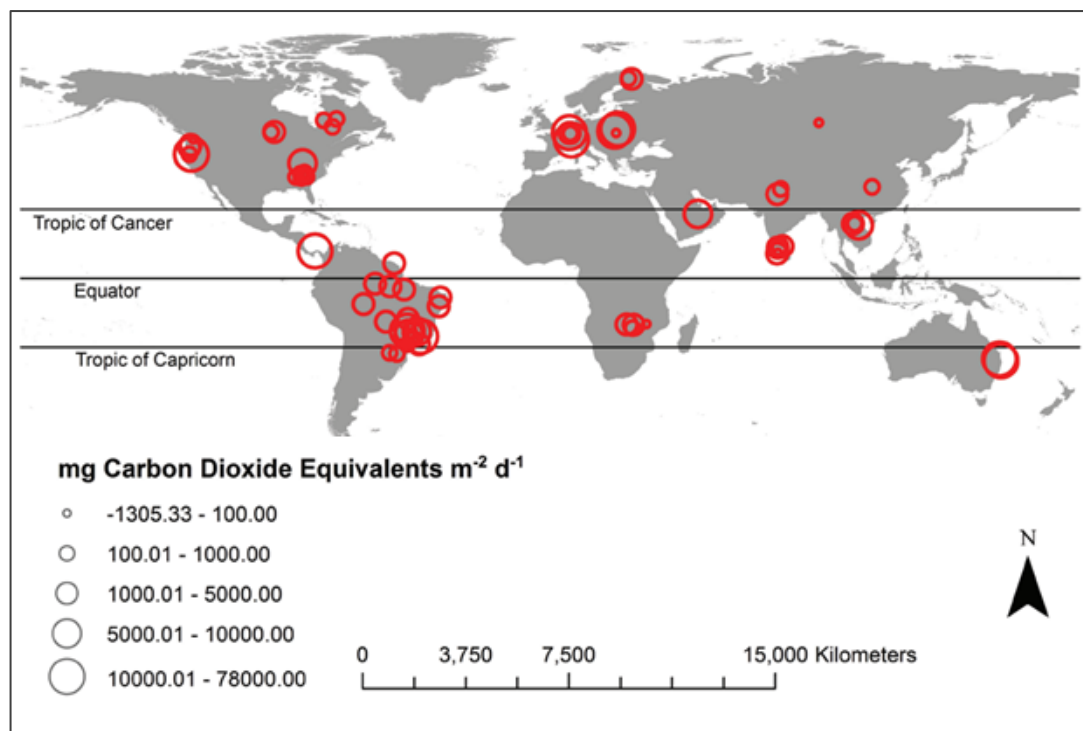


Рисунок 1.9. Водохранилища, на которых проводились измерения эмиссии метана, учтенные в исследовании [Deemer et al., 2016]

По результатам сбора информации о наблюдениях за потоками метана со всех водохранилищ мира, авторами в сопровождающих материалах к публикации была размещена подробная база данных для всех использованных водохранилищ. Стоит также отметить, что в данной работе для водоемов на территории России были использованы только данные измерений, полученные для Саяно-Шушенского водохранилища [Fedorov et al., 2015].

В отличие от предыдущих работ, где эмиссии оценивались с помощью площадной экстраполяции значений, в данном исследовании авторами были применены более углубленные статистические методы. С помощью полученных зависимостей удельного потока метана от различных характеристик, по методу «бутстрэп» с использованием модели Монте – Карло была получена выборка значений удельного потока метана с исследуемых в работе водохранилищ. Наиболее значимые корреляции были получены между удельными потоками метана и хлорофиллом-«а», а также с трофностью водного объекта. Удельные потоки, полученные с помощью параметров данной выборки, умножались на площадь водохранилищ, которую авторы определили по базе данных GRAND (Global Reservoir and Dam Database). В результате данного подхода авторам удалось оценить

эмиссию метана с водохранилищ в 17.9 Тг CH_4 в год, а также оценить границы 95% доверительного интервала: 11.9 – 29.6 Тг CH_4 в год.

Авторы также утверждают, что для более точных оценок необходим учет временной неоднородности потоков метана из водохранилища, так как значительные выбросы метана могут происходить в короткий срок, при этом вносить до 90% от глобальной величины годовой эмиссии метана в атмосферу.

В данной статье также было уделено внимание различным способам измерения потоков метана в атмосферу из водохранилищ. В общей выборке исследованных массивов измерений наибольшее количество данных было получено либо с помощью расчетного метода TBL (измерения только диффузионного потока), либо методом плавучих камер (измерение диффузионного + пузырькового потока), единичные измерения проводились с помощью метода Eddy-Covariance и акустических приборов.

Наиболее актуальная на данный момент оценка эмиссии метана в атмосферу с поверхности искусственных водоемов была проведена с помощью подробного картирования водохранилищ и методов экстраполяции коэффициентов выбросов на неизученные водоемы [Johnson et al. 2021]. В данной работе удельные потоки метана с различных водохранилищ определялись гораздо более подробно как в пространственном, так и во временном разрешении. Базис для этих коэффициентов составили наблюдения на различных водохранилищах, в различных регионах и природных зонах. Далее, в работе были учтены зависимости диффузионного и пузырькового потоков, полученные эмпирическим путем. Для водоемов разных широт были определены среднемесячные температуры, характерные для разных природных зон. На достаточно подробной пространственной сетке были определены среднемесячные значения потока метана для водохранилищ. Внутри этой оценки, водоемы также классифицировались по разным климатическим поясам – арктическому, умеренному и тропическому.

Общая эмиссия метана с водохранилищ мира определялась как произведение площади водохранилищ в ячейке сетки на удельный поток, полученный для этой ячейки (на основе климатического пояса и среднемесячных температур). Также учитывалось, что в арктических и умеренных широтах водоемы покрываются льдом

в зимний период и эмиссия метана в это время года равна нулю. Временные границы ледостава в данном исследовании определялись по спутниковым данным о состоянии поверхности Земли и соответственно наличию либо отсутствию ледяного покрова. По результатам исследования на пространственной сетке 0.25×0.25 градусов были получены значения эмиссии метана из водохранилищ мира (Рис. 1.10).

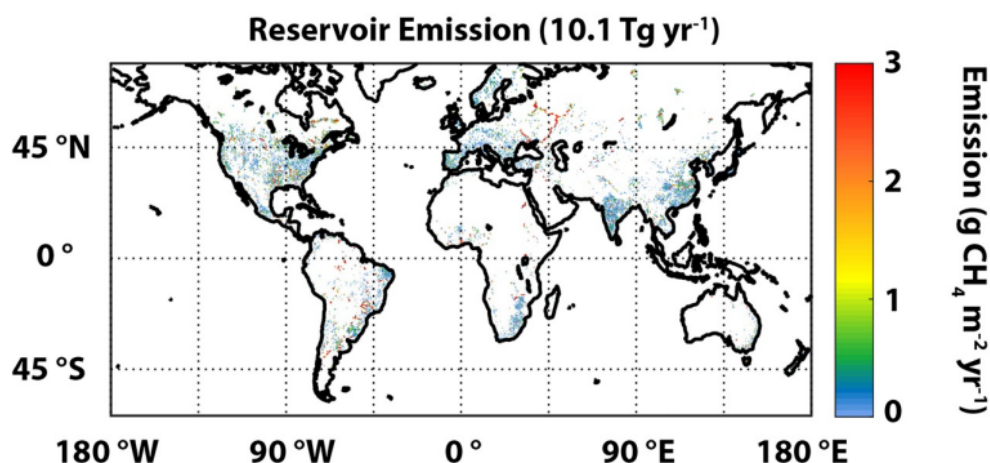


Рисунок 1.10. Годовая эмиссия метана из водохранилищ мира [Johnson et al. 2021]

Общая годовая эмиссия, оцененная по такому подходу, составила 10.1 Тг метана в год. Такая оценка является несколько более достоверной, чем предыдущие, рассмотренные в данном разделе, так как она детально учитывает пространственно-временную неоднородность эмиссии метана, а также основана на большом количестве натурных измерений.

Тем не менее, даже такой подробный подход к оценке эмиссии метана несет в себе большое количество неопределенностей, поскольку основан на достаточно простых закономерностях и не учитывает множество локальных факторов. В частных случаях конкретных водохранилищ такая оценка может иметь расхождение с данными непосредственных наблюдений в разы, что подтверждается при сравнении этой оценки и измерений для Можайского водохранилища, полученных в рамках данной диссертации (об измерении потоков метана с Можайского водохранилища будет сказано в Главе 3). На Рисунке 1.11 приведено сравнение удельного потока метана по результатам натурных измерений на Можайском водохранилище и оценки для соответствующей пространственной ячейки из [Johnson et al. 2021].

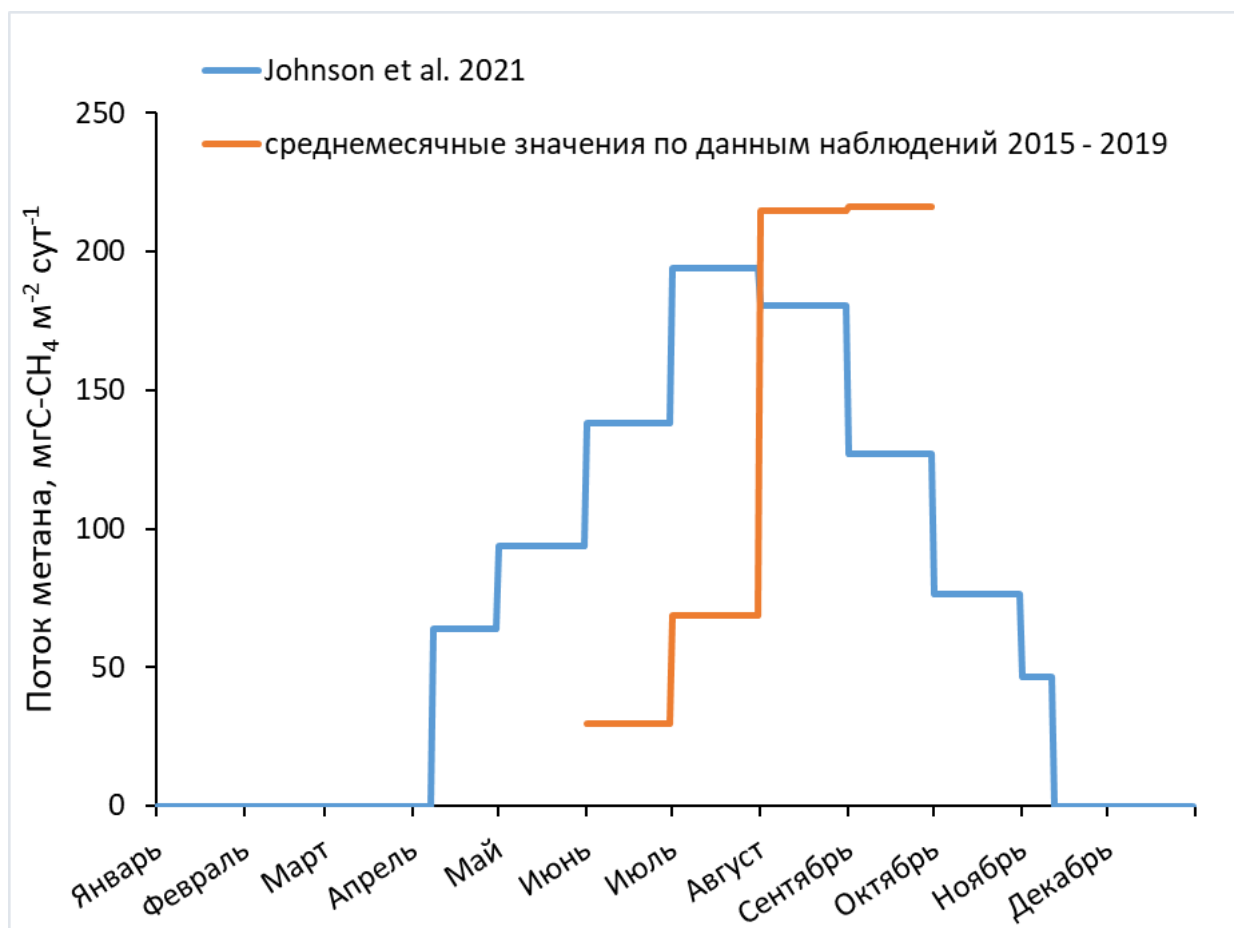


Рисунок 1.11. Сравнение среднемесячного удельного потока метана из Можайского водохранилища по результатам натурных наблюдений и оценки, проведенной в [Johnson et al. 2021]

Для территории России также проводилась оценка эмиссии метана с водохранилищ в 2019 году [Гречушникова и Школьный, 2019]. На основе различных баз данных об эмиссии метана с водохранилищ мира авторами была получена эмпирическая зависимость потока метана от таких предикторов, как средняя глубина, коэффициент водообмена, содержание хлорофилла и принадлежность к климатической зоне. Было получено, что для слабопроточных водохранилищ (с коэффициентом водообмена менее 2 год^{-1}) связи эмиссии и средней глубины не обнаружено, но для остальных водохранилищ прослеживается значимая связь для всех климатических зон. На основе справочной информации о водохранилищах России (взяты данные о площади, проточности, глубине водоемов) была рассчитана оценка эмиссии метана с водохранилищ для всех субъектов административно-территориального деления Российской Федерации, на основе такой оценки была построена соответствующая карта (Рис. 1.12).

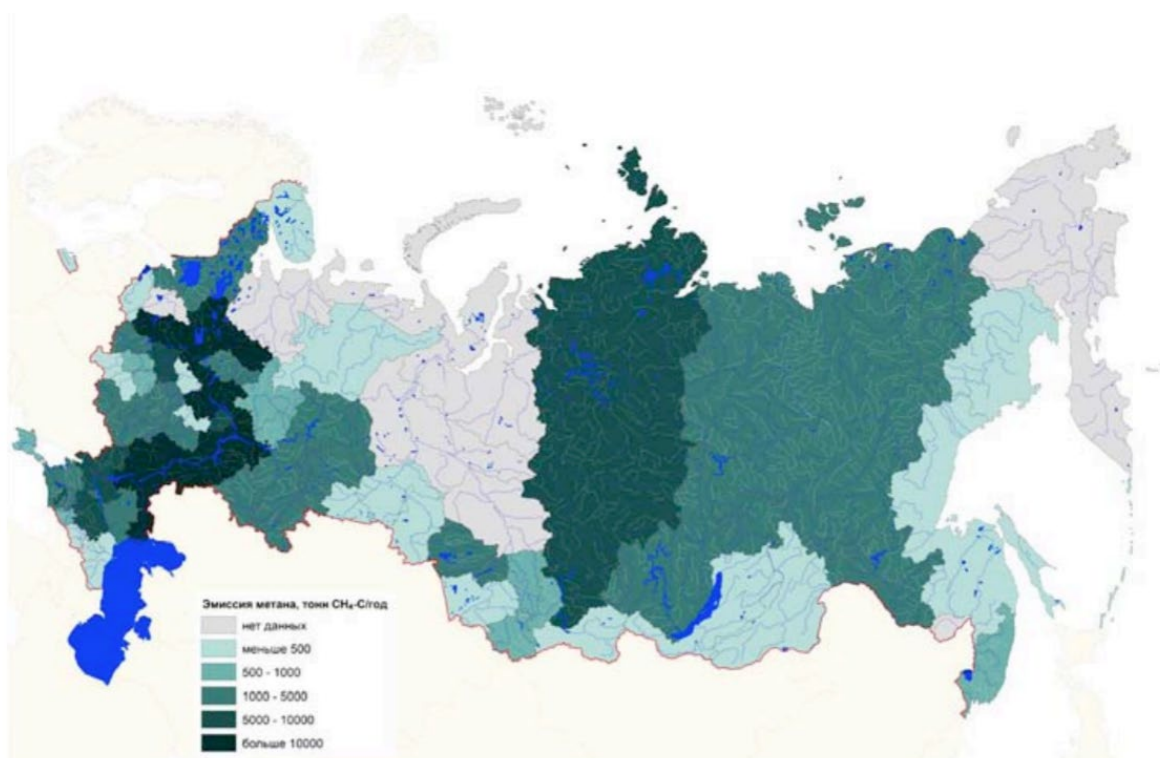


Рисунок 1.12. Эмиссия метана с территории субъектов Российской Федерации [Гречушникова и Школьный, 2019]

По результатам оценки авторов, суммарная эмиссия метана с поверхности искусственных водоемов России составляет 0.53 – 0.72 Тг CH_4 /год.

Кроме эмпирических методов оценок эмиссии метана с водохранилищ мира с привлечением натурных данных, существуют работы, посвященные применению математических моделей различной конфигурации к такой задаче. Примером самого простого численного подхода к оценке эмиссии метана из водохранилищ мира может служить простая 0-мерная математическая модель, предназначенная для оценки баланса метана для искусственного водоема [G-Res tool]. В этой простой модели предложена следующая схема расчета годовой эмиссии метана из водохранилища:

$$Emission = Res - (River + Landscape) - Anthrop + \frac{Dam\ construct}{Reservoir\ lifetime}, \quad (1.3)$$

где Res – Эмиссия с территории водоема после затопления, $River$ и $Landscape$ – эмиссия с реки и затопленных территорий до наполнения водохранилища, $Anthrop$ – косвенное антропогенное влияние на водохранилище, $\frac{Dam\ construct}{Reservoir\ lifetime}$ – выбросы метана при строительстве плотины, отнесенные к периоду существования водохранилища.

Эмиссия с территории водоема после затопления считается по некоторым предикторам, в которые входят:

- Возраст водохранилища
- Трофность водохранилища
- Среднемесячные и среднегодовые температуры воздуха
- Площадь литорали относительно всей площади
- Содержание биогенных веществ
- Климатический пояс

На основе этих предикторов по эмпирически полученным уравнениям множественной регрессии рассчитывается «типичный» для такого водохранилища годовой удельный поток метана, и соответственно годовой выброс метана в атмосферу.

Эмиссия до затопления в модели G-Res рассчитывается суммой произведений типичных коэффициентов выбросов для того или иного типа ландшафта, умноженного на площадь этого типа ландшафта, затопленную водохранилищем, что является стандартным подходом, согласно рекомендациям IPCC для неизученных территорий с применением имеющихся аналогов по коэффициентам выбросов (то есть оценки 2 Уровня).

Косвенное антропогенное влияние зависит от текущего использования территории водосбора (например, в модели можно задать интенсивность применения удобрений вблизи водохранилища, благодаря чему можно оценить увеличение фосфорной нагрузки и повышение трофности водоема).

Эмиссия при возведении плотины рассчитывается как объем того или иного материала при строительстве дамбы, умноженный на сопутствующие выбросы парниковых газов (в том числе метана) при их производстве. Такие данные также инвентаризованы в оценках IPCC [IPCC Report 2021]. При оценке общей эмиссии эта величина делится на время существования водоема.

С помощью модели G-Res Tools можно провести самую первичную оценку эмиссии метана с того или иного водохранилища, имея информацию о необходимых предикторах. Стоит отметить, что точность такой оценки все еще будет весьма

низкой, так как отсутствует какое-либо применение данных натурных наблюдений. Такая оценка может применяться для первичного анализа водоема, но все еще будет оставаться уровнем 2 по классификации оценок IPCC, так как в ней не задействованы никакие конкретные прямые натурные данные. Оценки эмиссии метана с привлечением моделей более высокого уровня также активно проводились в подобных работах. О развитии направления использования численных моделей для оценки эмиссии метана с водохранилищ будет подробнее рассказано в главе 2.3 данной работы.

Выводы к Главе 1

Таким образом, метан является неотъемлемым элементом экосистемы водохранилища. Круговорот метана и его потоки в воде и в донных отложениях очень разнообразны и зависят от множества факторов. Основной источник метана в водоеме – это анаэробное разложение органического вещества в донных отложениях. Метан может подниматься к поверхности в виде двух основных составляющих потока в атмосферу – диффузионного и пузырькового. Кроме того, может происходить эмиссия метана через макрофиты, при которой не происходит окисления метана, что является ключевой расходной составляющей баланса растворенного метана. Для водохранилищ необходимо также учитывать выбросы метана при дегазации через плотину и дополнительную высокую эмиссию из нижнего бьефа гидроузлов. Из всех составляющих потока метана в атмосферу с территории водохранилищ эмиссия через макрофиты и с зоны осушки изучена очень слабо.

Работы, посвященные измерениям удельных потоков и содержания метана в водохранилищах, на данный момент уже охватили множество разнотипных водоемов по всему миру в разных регионах и климатических зонах. Подробные исследования эмиссии метана из искусственных водоемов также активно проводятся и на территории РФ, однако, данных все еще недостаточно для точных оценок глобальной эмиссии метана как с водохранилищ России, так и по всему миру.

Уже существует несколько сформированных подходов к оценке общей эмиссии метана с водохранилищ и учета этого источника в глобальном балансе метана в атмосфере. Однако, эти методы основаны на ограниченном количестве

данных натурных наблюдений, используют различные эмпирические зависимости и методы экстраполяции результатов на неизученные территории. Из-за этого величина оценок отличается в разы и имеет высокую долю неопределенности. Последняя наиболее актуальная оценка показывает, что все водохранилища мира выбрасывают в атмосферу 10.1 Тг метана ежегодно, тем не менее, сравнение этой оценки с независимыми наблюдениями показывает, что она может существенно отличаться от натурных данных. Для оценок эмиссии метана с конкретных водоемов была разработана простая 0-мерная модель G-Res Tools, однако и она не может дать детальной оценки пространственно-временной изменчивости потоков метана из искусственного водоема.

Для точной оценки эмиссии метана с водохранилища необходим синтез натурных наблюдений и модельных расчетов, причем расчетов по детерминированным моделям, которые позволят воспроизводить временную изменчивость эмиссии метана в зависимости от синоптического воздействия, учитывая многочисленные параметры водохранилища, такие как морфометрия водоема, его проточность, многочисленные биохимические параметры. Именно разработке такого подхода оценки эмиссии метана из разнотипных водохранилищ посвящена данная диссертационная работа.

Глава 2. Объекты и методы исследования

2.1. Описание объектов исследования

В данной диссертационной работе представлены результаты исследования на нескольких разнотипных водохранилищах РФ. Водоемы значительно различаются по своим морфометрическим, гидрологическим параметрам, а также по географическому положению. Исследование эмиссии метана из Рыбинского и Бурейского водохранилищ было проведено в рамках большого проекта, инициатором которого стало ПАО «РусГидро». В данном проекте участвовало более 20 исполнителей, которыми было исследовано 9 разнотипных водохранилищ [Репина и др., 2022].

Можайское водохранилище

Наиболее изученным водным объектом в контексте исследования УПМ является Можайское водохранилище, относящееся к морфологически простым долинным водохранилищам. Оно было создано в 1960 году в результате введения в эксплуатацию гидроузла в верхней части бассейна реки Москвы на прямолинейном участке русла, располагающемся в 62 км от истока. Данное водохранилище относится к Москворецкому каскаду водохранилищ. Основная функция Можайского водохранилища – питьевое водоснабжение Москвы. Морфометрические и гидрологические характеристики водохранилища приведены из следующих литературных источников [Эдельштейн, 2014; Быков, 1979]. Протяженность водоема по прямой составляет 28 км. Наибольшей ширины водохранилище достигает в приплотинном плесе – 2.6 км, в среднем ширина водохранилища равна 1.1 км (Рис. 2.1). Наибольшая глубина в 22.6 м при НПУ отмечается в приплотинном плесе над затопленным руслом, средняя глубина – 7 м, площадь водного зеркала и объем (при НПУ) составляют 30.7 км² и 0.24 км³ соответственно. Относительная глубоководность водоема (отношение средней глубины к средней ширине) равна 7 ‰.

Годовой цикл Можайского водохранилища, как и у большинства водохранилищ центральной полосы, состоит из трех основных фаз: весеннего наполнения, летней сработки, и осенне-зимней сработки. Коэффициент водообмена составляет 1.78, что по классификации Б.Б. Богословского [Богословский и Филь,

1984] определяет Можайское водохранилище как слабопроточный водоем. Ледостав наблюдается с ноября по конец марта/начало апреля. Водоем имеет эвтрофный статус [Даценко, 2007].

Для изучения пространственно-временной изменчивости гидрологических характеристик Можайского водохранилища были выбраны пять основных опорных станций измерения I – V (Рис.2.1). Основанием для выбора именно этих станций служит их расположение над затопленным речным руслом, где в поперечном сечении водоёма наблюдаются наибольшие глубины. В створах этих опорных станций проводились измерения и над другими элементами затопленной речной долины (поймой и террасой).

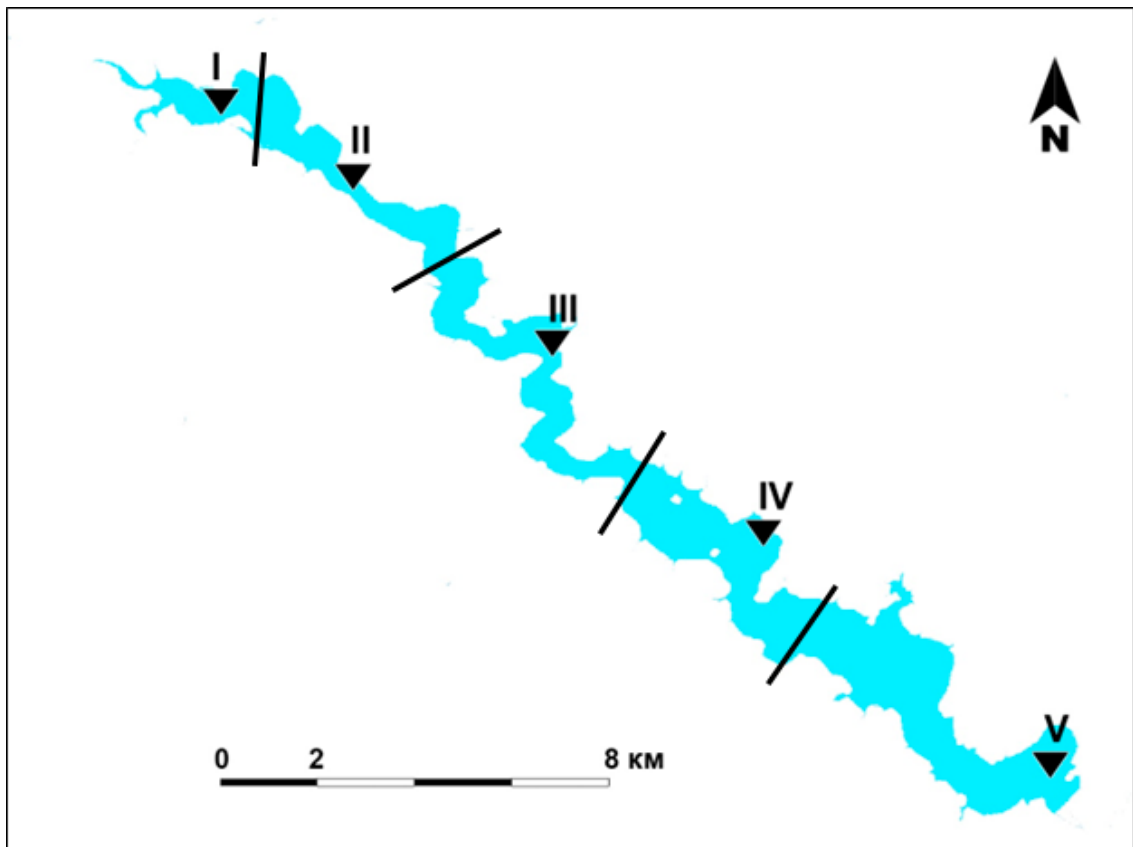


Рисунок 2.1. Схема Можайского водохранилища с отмеченными опорными станциями измерений и разбиением на однородные морфологические отсеки

Для Можайского водохранилища характерно чередование суженных и расширенных участков, которые соответствуют чередованию плесов и перекатов затопленной речной долины. В батиметрическом плане водоема отчетливо выражены следующие участки: затопленное речное русло, пойма и надпойменная терраса.

Глубина водоема по продольному профилю увеличивается от верховьев к плотине, такое распределение характерно для водохранилищ долинного типа. В верхней части – зоне выклинивания подпора, где наблюдается влияние рек Москвы и Лусьянки – глубины над затопленным руслом при НПУ составляют 5-6 м (станция I). Ниже по течению у станции II режим течений постепенно трансформируется в озерный. На этом участке глубина водоема при НПУ – около 8 м. Центральная часть водохранилища в районе станции III имеет морфологически сложную и извилистую форму, долина реки Москвы здесь сужается, глубины при НПУ – около 10 м. Следующая станция ниже по течению – IV, расположена ближе всего к Красновидовской УНБ (станция географического факультета МГУ на Можайском водохранилище). На данной станции проводятся наиболее частые измерения в рамках внутрисуточных серий. Глубина при НПУ в этой части водохранилища – 14 м. Самая близкая к плотине станция V располагается на расстоянии 1.1 км от гидроузла и является самой глубоководной станцией на водоеме (глубины здесь достигают 22.5 м при НПУ). Структура течений на этом участке может быть осложнена работой гидроагрегатов и сливного затвора при сбросе воды в нижний бьеф. Зачастую в ходе гидролого-гидрохимических квазисинхронных съемок проводятся измерения не только на основных станциях над затопленным руслом, но и над затопленными поймами и террасами в створах основных 5 станций.

Описанное выше расположение станций измерений, которое характеризуется их равноудаленностью друг от друга и равномерным расположением по длине всего водоема, позволяет исследовать распределение изучаемых характеристик по продольному профилю от верховьев, подверженных влиянию рек Москвы и Лусьянки, к зоне трансформации в среднем течении водоема и до нижней части с более спокойным озерным режимом.

На Можайском водохранилище проводились многочисленные измерения, связанные с изучением закономерностей пространственно-временной изменчивости потока метана в атмосферу и его содержания в водной толще с 2015 года. В этих работах автор диссертации также принимал участие [Lomov et al., 2020a; Lomov et al., 2020b; Lomov et al., 2021; Гречушникова и др., 2019].

Озернинское водохранилище

Другим объектом исследований является Озернинское водохранилище, также входящее в Москворецкую водную систему. Относительно Можайского водохранилища, Озернинское находится в 40 км к северу. В данной работе Озернинское водохранилище было использовано для демонстрации применимости метода аналогии при оценке эмиссии метана (см. Главу 3.3).

Озернинское водохранилище создано в 1967 году на реке Озерна в Московской области. К его основным функциям можно отнести водоснабжение, а также гидроэлектроэнергетическую и рекреационную. Также, как и Можайское, данный водоем входит в систему водоснабжения города Москвы, судоходного назначения не несёт. Является слабопроточным, с многолетним режимом регулирования стока. Площадь водного зеркала составляет 23 км², полный и полезный объем – 0.14 км³ и 0.13 км³ соответственно. Длина водоема равна 19 км, наибольшая ширина наблюдается в центральном плесе – около 2 км (Рис.2.2). Наибольшая глубина 20.5 м отмечается в приплотинном участке [Данилов-Данильян и др. 2014]. Все характеристики приведены для НПУ. Ледостав на водоеме устанавливается в ноябре и продолжается до конца марта/начала апреля. По трофическому статусу водохранилище относится к эвтрофному типу [Даценко, 2007].

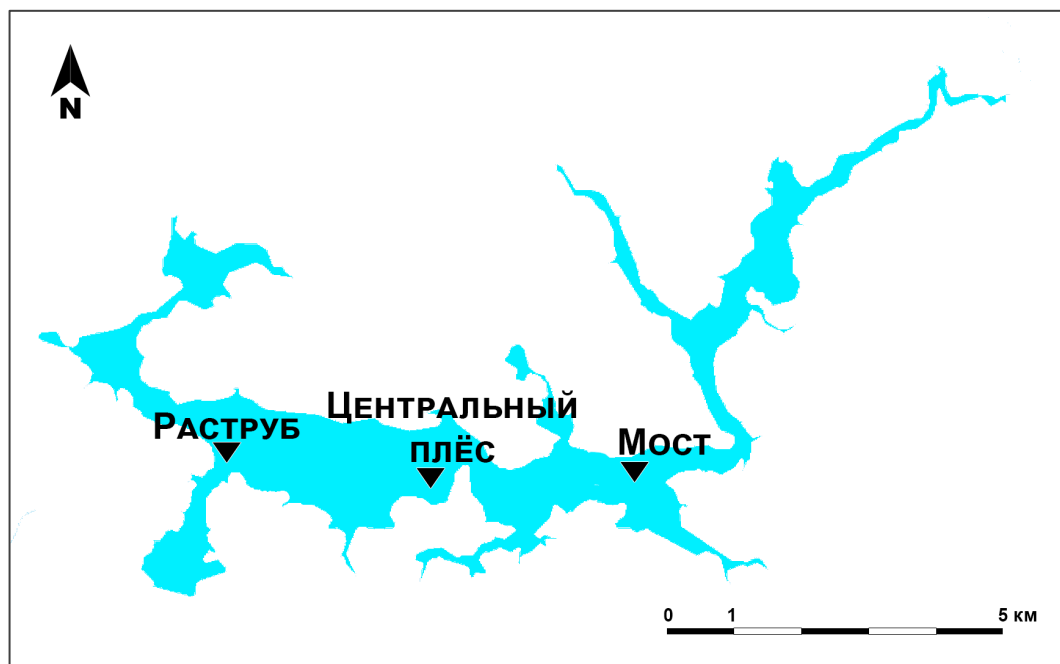


Рисунок 2.2. Схема Озернинского водохранилища с отмеченными станциями измерений.

По своей структуре водоем похож на Можайское водохранилище. Схожее распределение глубин от верхней части к плотине, схожее географическое положение и гидрологические условия. Так как Озернинское водохранилище меньше Можайского, опорных станций измерений на нем было задано всего три. Станции, показанные на Рисунке 2.2, располагаются в средней части акватории на глубинах, схожих с глубинами станций на Можайском водохранилище. Станция Мост расположена в верховьях основной акватории ниже суженного участка, где отмечается влияние реки Озерна, Центральный плёс является аналогом станции IV на Можайском водохранилище, станция Раструб расположена на входе в приплотинный плёс. Все описанные станции наблюдений расположены над затопленным речным руслом реки Озерна.

На водохранилище проводились гидролого-гидрохимические съемки, летом 2019 года в список измеряемых характеристик были включены содержание метана в воде и его удельный поток в атмосферу. Съемки дали возможность сопоставить распределение потоков метана в двух схожих по своему строению водоемах, так как измерения проводились в один день на Озернинском и Можайском водохранилищах.

Иваньковское водохранилище

Следующий объект данного исследования – Иваньковское водохранилище. В отличие от предыдущих водохранилищ оно относится к Волжско-Камскому каскаду. Было создано в 1937 году, плотина водохранилища построена недалеко от города Дубна на реке Волге. Иваньковское водохранилище – самое мелководное из крупных водохранилищ России, акватория глубиной менее 2 м составляет около половины от всей площади водоема. Коэффициент водообмена Иваньковского водохранилища в среднем равен 11, что относит его к водохранилищам с быстрым водообменом по классификации Б.Б. Богословского. Такой высокий коэффициент водообмена связан с тем, что в приплотинной части Иваньковского водохранилища расположен вход в канал им. Москвы, который обеспечивает транспортное соединение верховий Волжско-Камского каскада и бассейна реки Москвы, а также служит для водоснабжения столицы [Данилов-Данильян и др. 2014].

Протяженность водоема – около 75 км от верховьев в районе города Тверь до плотины в Дубне. Максимальная ширина в нижней части акватории составляет около

2 – 3 км, наибольшая глубина при НПУ составляет 17 м. Водоем имеет относительно большой полезный объем в 1.12 км^3 . Еще одно назначение Иваньковского водохранилища – электроэнергетика, несмотря на то что сама Иваньковская ГЭС на плотине имеет невысокую мощность, воды водохранилища активно используются в работе Конаковской ГРЭС (для охлаждения), что оказывает влияние на тепловой режим водохранилища в нижней части около Мошковичского залива. Также Иваньковское водохранилище используется для судоходства. Сезонные колебания расходов воды в створе Иваньковской ГЭС находятся в пределах $100 \text{ м}^3/\text{с}$ (межень) – $1000 \text{ м}^3/\text{с}$ (половодье) по среднегодовым данным. Для водоема характерно зарастание берегов и образование сплавин, особенно на участке Шошинского плеса [Данилов-Данильян и др. 2014]. Период ледостава на водохранилище обычно длится около 5 месяцев с ноября по апрель. Водохранилище относится к эвтрофному типу [Mineeva, 2019].

Схема расположения станций наблюдений на Иваньковском водохранилище представлена на Рисунке 2.3.

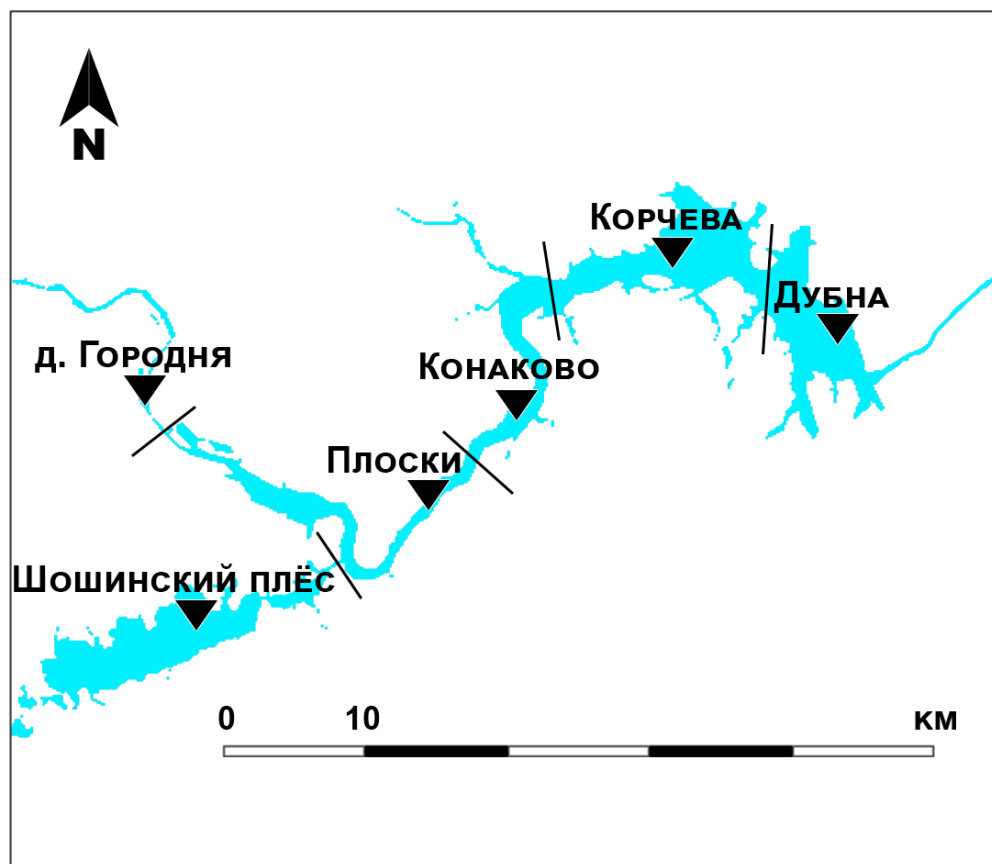


Рисунок 2.3. Схема Иваньковского водохранилища с отмеченными опорными станциями измерений и разбиением на однородные морфологические отсеки

Станция Городня расположена в верховьях водоема, где еще сильно ощущается влияние реки Волги. Далее по затопленному руслу Волги располагаются станции Плоски, Конаково, Корчева, Дубна. Близкое расположение станций Плоски и Конаково обусловлено необходимостью отсечь границу антропогенного влияния на эту часть акватории, которое в районе города Конаково может быть значительно. Станция Корчева также может находиться под антропогенным воздействием, а именно подвергаться тепловому загрязнению, поскольку всего в нескольких км выше по течению расположен Мошковичский залив, в который сбрасываются воды из систем охлаждения Конаковской ГРЭС с повышенной фоновой температурой. Станция Шошинский плес также важна при изучении пространственного распределения параметров Иваньковского водохранилища. В силу того, что акватория Шошинского плеса морфологически отделена от основной акватории водохранилища, в нем происходят процессы (как гидрологические, так и биохимические), которые значительно отличаются от других участков водоема. Этот район мелководный, для него характерно обильное развитие макрофитной растительности.

Рыбинское водохранилище

Рыбинское водохранилище – самое большое по площади из рассмотренных в данной работе. Помимо этого, это единственный водоем, который является по своим морфологическим характеристикам котловинно-долинным водохранилищем, так как при его затоплении будущее ложе водоема состояло из речных долин трех крупных рек (Волги, Мологи и Шексны) и некоторых их притоков (например, Ухра, Согожа и др.). Из-за этого рельеф дна Рыбинского водохранилища морфологически сложен.

Рыбинское водохранилище является частью Волжско-Камского каскада водохранилищ, образовано плотиной Рыбинской ГЭС в городе Рыбинск. Расположено на территории Ярославской, Тверской и Вологодской областей [Большая Российская Энциклопедия]. Заполнение водохранилища велось в период с 1941 по 1947 год, продолжительное заполнение определялось как маловодным периодом в бассейне Волги, так и условиями военного времени.

Водохранилище выступает в роли основного регулятора стока Верхневолжского бассейна, осуществляя неполное многолетнее регулирование

[Данилов-Данильян и др. 2014]. НПУ и УМО водохранилища составляют 102 мБС и 97.1 мБС соответственно. Полный объём при НПУ – 25420 млн м³, полезный объём – 16670 млн м³. Площадь зеркала водохранилища при НПУ и УМО – 4550 км² и 2385 км² соответственно. Длина 250 км (от Угличского до Шекснинского гидроузла); максимальная ширина 56 км; средняя глубина 5.6 м, максимальная 30.4 м; протяжённость береговой линии 2.47 тыс. км [Данилов-Данильян и др. 2014]. Коэффициент водообмена в разные по водности годы колеблется в пределах 1.2 – 2.6 год⁻¹, что относит водоем к водохранилищам с замедленным или слабым водообменом. Амплитуда годовых колебаний уровня воды в водоеме может достигать 4.9 м [Вода России].

По данным работы А.С. Литвинова и А.В. Законновой [Литвинов и Законнова, 2016] в бассейне водохранилища могут наблюдаться различные периоды водности. За период измерений наблюдались три многоводных (1947–1962, 1978–1995, 2004–2014 гг.) и два маловодных (1963–1977 и 1996–2003 гг.) периода, которые приводили к значительным изменениям площади затопления и объёма водохранилища. Период полного водообмена водоема - от 4.6 до 10 мес. Интенсивность водообмена в водохранилище достигает максимальных значений в апреле, что обусловлено уменьшением объема воды в результате зимней сработки и резким увеличением притока в период половодья. Наполнение водохранилища до НПУ происходит не ежегодно; за 62 года эксплуатации водохранилища он достигался не более 20 раз и был меньше проектной отметки на 0.2 – 2.1 м, что, учитывая низменный (равнинный) рельеф береговой зоны водохранилища, существенно уменьшает площадь затопления.

Продолжительность сработки водохранилища в среднем составляет 300 суток. Наиболее интенсивная сработка происходит в годы повышенной водности, что обусловлено подготовкой водохранилища к приему больших объемов воды. Перед установлением ледостава по возможности не допускается повышение уровня воды в целях предотвращения захода рыбы на зимовку в осушенные летом мелководья. Ледостав на водохранилище наблюдается как правило с середины ноября по середину апреля. Рыбинское водохранилище имеет высокий трофический статус [Korneva et al., 2019]

На Рисунке 2.4 представлена схема распределения станций наблюдений на Рыбинском водохранилище. В отличие от предыдущих водохранилищ, на данной схеме показаны примерные положения станций, так как из-за размеров водохранилища и особенностей его ветро-волнового режима, в разные полевые кампании расположение точек измерений могло несколько изменяться.



Рисунок 2.4. Расположение станций измерений на Рыбинском водохранилище и деление его на морфологически однородные участки

Как уже было сказано, акватория Рыбинского водохранилища состоит из затопленных речных долин нескольких рек – Волги, Мологи, Шексны. Долины этих рек наиболее крупные, однако на части акватории водоема находятся и затопленные долины рек меньшего размера – Ухра, Согожа, Суда и т.д. Сетка станций на Рыбинском водохранилище была составлена так, чтобы охватить основные затопленные долины рек, а также разные диапазоны глубин в их пределах. Кроме

того, отдельно проводились измерения на морфологически отчлененных участках водоема, таких как, например, плес возле города Вельегонск.

Центральная часть водоема представляет собой достаточно мелководный участок, где сочленяются затопленные пойменные участки рек Молога и Шексна. Отдельное внимание было уделено глубоководному участку Рыбинского водохранилища. Станция «Волга-Мать» (названная по одноименному памятнику, расположенному вблизи станции) являлась опорной точкой наблюдений, как самая глубокая (18 м). Отдельно рассматривался и приплотинный плес (станция ГЭС), также достаточно глубоководный.

На водохранилище уже проводились измерения, связанные с изучением метана в водной толще в ходе комплексных экспедиций, проводимых Институтом биологии внутренних вод РАН [Дзюбан, 2010а; Дзюбан, 2010б].

Бурейское водохранилище

Заключительный объект исследования в данной работе – Бурейское водохранилище, расположено на Дальнем Востоке РФ. Гидроузел построен в среднем течении реки Буреи – левого притока Амура. Расположен водоем в пределах Амурской области и Хабаровского края. Плотина была возведена в 180 км от впадения реки Буреи в Амур рядом с поселком Талакан. Одно из основных назначений Бурейского водохранилища – решение важной социально экономической задачи, а именно борьба с наводнениями на реке Амур [Правила использования...].

Водохранилище создавалось на протяжении очень длительного времени, створ для плотины был определен в 1973 г., но из-за перебоев в финансировании строительства, перекрытие состоялось только в 2000 году. Первый агрегат был запущен в 2003 году, а наполнение до проектного нормального уровня состоялось в 2009 [Технический паспорт...].

Бурейское водохранилище достаточно сильно отличается от других объектов данной работы. Это самое глубокое водохранилище из описанных (максимальная глубина 130 м при НПУ). Длина водоема от верховьев к плотине составляет около 240 км, средняя ширина небольшая – всего 1 км, максимальная 5 км. Водоем является долинным водохранилищем каньонного типа. У реки Буреи до затопления долина

была представлена большим углубленным каньоном, в результате затопления водохранилища, оно унаследовало такую морфометрию. Объем водохранилища при НПУ составляет 20.9 км^3 , площадь водного зеркала 740 км^2 . Коэффициент водообмена Бурейского водохранилища составляет около 1.4, водохранилище осуществляет сезонное регулирование и относится к водоемам с замедленным водообменом.

Бурейская ГЭС входит в десятку крупнейших гидроэлектростанций России. Установленная мощность ГЭС – 2010 МВт [Технический паспорт...]. Режим сбросов воды через плотину обычно мало изменяется в разные года. Средние значения расходов колеблются в пределах $500 - 1000 \text{ м}^3/\text{с}$. Важное влияние на гидрологический режим водохранилища оказал массивный оползень, произошедший в декабре 2018 года. Помимо краткосрочного прекращения обмена водой верховий и низовий Бурейского водохранилища и поднятия уровня, это явление привело к некоторым изменениям морфометрии водоема в его центральной части [Махинов и др., 2019].

Ледовый режим водохранилища достаточно характерен для водоемов территории Дальнего востока – ледостав устанавливается в декабре, вскрывается водохранилище в конце апреля/начале мая. Водоем является олиготрофным [Сиротский, 2007].

Схема станций наблюдений на Бурейском водохранилище представлена на Рисунке 2.5. Всего Бурейское водохранилище делится на 5 больших морфологических зон. Малое море – расширение в самых верховьях водохранилища, место, где впадает река Бурей. Глубины в этом районе невелики, ширина достаточно большая для каньонной части. Верхний Каньон и Нижний Каньон разделены между собой примыканием Тыминского залива. Эти три района имеют классическую узкую каньонную форму с изрезанной береговой линией. Течение здесь ощутимо только в верхней части Тыминского залива. Глубины постепенно увеличиваются от верховьев к нижней части акватории. Большое море представляет из себя расширение в районе плотины. Здесь наблюдаются максимальная глубина (около 130 м при НПУ) на водохранилище и в целом эта часть наиболее глубоководна. Подробная сетка станций на Бурейском водохранилище позволяет достоверно

оценивать пространственную изменчивость характеристик водоема, учитывая его непростое морфологическое строение.

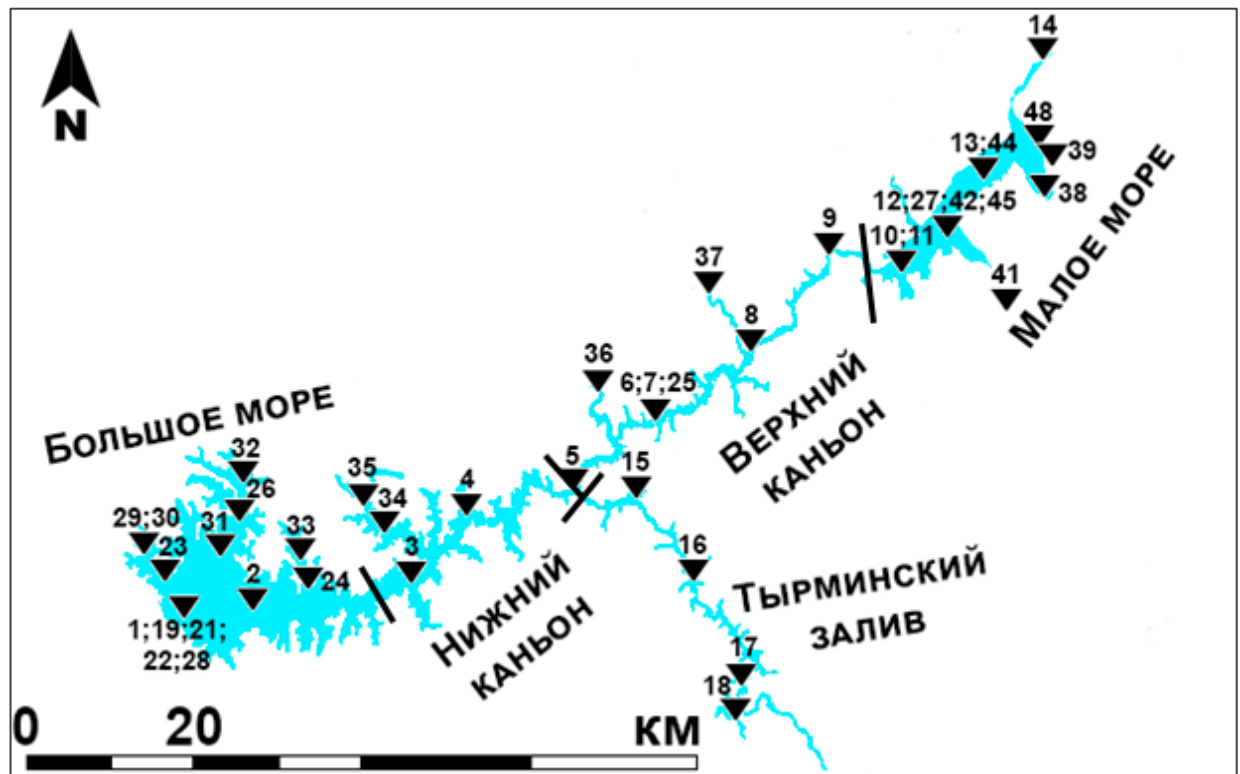


Рисунок 2.5. Расположение станций наблюдений на Бурейском водохранилище с разделением на однородные морфологические участки

Таким образом, водохранилища, которые рассматриваются в данной работе, значительно различаются между собой. При этом различия заключаются не только в морфометрических характеристиках или размере, но и в количестве полученного на том или ином объекте объема материала полевых наблюдений.

- Можайское – небольшое типичное, морфологически простое долинное водохранилище с большим количеством измерений
- Озернинское – схоже с Можайским по многим параметрам, однако, на нем получены единичные данные о содержании и потоках метана
- Ивановское – водохранилище с быстрым водообменом и большой антропогенной нагрузкой, хорошо изучено в течение многолетних съемок
- Рыбинское – самое большое по площади, имеющее сложную котловинно-долинную морфологическую структуру. Проведены несколько полевых съемок по измерениям УПМ в течение последних лет

- Бурейское – наиболее удаленное водохранилище, расположенное на Дальнем Востоке. Самое глубокое из рассматриваемых. На водоеме проводилась серия полевых съемок с 2021 по 2023 гг.

Совместное изучение описанных разнотипных водохранилищ с разным количеством данных наблюдений позволит выработать подходы для оценки годовой эмиссии метана с их поверхности, которые будут учитывать объем накопленных полевых данных. А также сопоставление этих водохранилищ позволит получить закономерности пространственно-временной изменчивости потоков метана и его составляющих для значительно различающихся искусственных водоемов.

2.2. Методы натурных наблюдений

В рамках данной работы были проведены многочисленные полевые исследования на Можайском, Озернинском, Ивановском и Рыбинском водохранилищах с участием автора. Данные по Бурейскому водохранилищу предоставлены Гориным С.Л. Основные натурные наблюдения были посвящены исследованию концентрации метана в воде, его потокам на границе «вода – атмосфера» и «донные отложения – вода», а также сопутствующим параметрам экосистемы водохранилища.

В мировой научной практике существует большое количество методик, позволяющих оценить эмиссию метана с поверхности водоема. Эти методы могут быть как измерительными, так и расчетными. К методам прямых измерений можно отнести метод «плавучих камер», измерения Eddy Covariance, метод пузырьковых ловушек, акустический способ определения пузырьков и прочие. Подробное рассмотрение различных методов измерений эмиссии метана было проведено в [Erkkila et al., 2018]. При параллельных измерениях на озере Куйвоярви в Финляндии, проводимых в сентябре 2014 года с помощью 4 методов – газообмен по коэффициенту Cole-Caraco (k_{CC}), метод TBL, метод плавучих камер и измерения с помощью Eddy-Covariance – было выявлено, что методы параметризации потока по разнице концентраций метана в воде и в воздухе (k_{CC} и TBL) могут значительно занижать потоки метана в атмосферу. По методу Eddy-Covariance не удалось

зафиксировать пространственную неоднородность потока метана на водоеме, однако, получилось проанализировать подробный суточный ход удельных потоков метана. Метод плавучих камер показал высокую неоднородность результатов, при этом достаточно подробно показал изменчивость потоков метана в атмосферу по акватории водоема. Авторы утверждают, что использование только параметризаций газообмена на границе «вода – атмосфера» в зависимости от скорости ветра может привести к значительному занижению полученных результатов.

Стоит также отметить, что в литературе встречается несколько упоминаний измерений оценки эмиссии метана с определенной территории с помощью дистанционного зондирования Земли, например, спутниками SCIAMACHY, GOSAT, TROPOMI и т.д. [Jacob et al., 2016; Kim et al., 2011]. При этом задача расчета эмиссии решается с помощью обратного моделирования, когда граничные условия потока метана с земли в модели переноса используются как искомые переменные. Однако, такие методы показывают достаточно высокую погрешность оценки из-за слишком низкого пространственного разрешения снимков, а также неоднородности распределения метана по столбу атмосферного воздуха. Для оценок эмиссии метана из водохранилищ на данном этапе метод имеет слишком много ограничений для применения.

В данной работе основными методами определения выступали: метод «плавучих камер» и TBL. Данные методы служат для оценки величины удельного потока метана в атмосферу, то есть выхода метана с поверхности водоема с единицы площади за единицу времени. Иногда в работе может быть использован термин не только «удельный поток метана», но и «поток метана». Данное выражение стоит понимать идентично удельному потоку. В отличие от термина «эмиссия» или «выброс» метана. Данная величина оценивается как количество метана, выделенное со всего водного объекта за промежуток времени, чаще всего за год.

Наиболее распространенный расчетный метод для определения диффузионного потока метана в атмосферу – метод Thin Boundary Layer (TBL), суть которого заключается в том, что поток метана определяется по разнице концентрации метана в воде и в воздухе с учетом коэффициента обмена (коэффициент обмена зависит в первую очередь от скорости приземного ветра).

Основные уравнения для расчета диффузионного потока метана по методу TBL приведены ниже.

$$F(CH_4) = k(C_{\text{вода}} - C_{\text{возд}}) \text{ [Goldenfum et al., 2010]} \quad (2.1)$$

$$k = k_{600} * \left(\frac{Sc}{600}\right)^{-x} \quad (2.2)$$

$$Sc(CH_4) = 1897.8 - 114.28T + 3.2902T^2 - 0.03906T^3 \text{ [Wanninkhof, 1992]} \quad (2.3)$$

$$k_{600} = 2.07 + (0.215 * U_{10}^{1.7}) \text{ [Cole and Caraco, 1998]} \quad (2.4)$$

$$k_{600} = 0.45 * U_{10}^{1.64} \text{ [Macintyre et al., 1995]} \quad (2.5)$$

$$k_{600} = 1.68 + (0.228 * U_{10}^{2.2}) \text{ [Crusius and Wanninkhof, 2003]} \quad (2.6)$$

$$U_{10} = 1.22 * U_1 \quad (2.7)$$

В данных формулах $C_{\text{вода}}$ и $C_{\text{возд}}$ – концентрации метана в поверхностном слое воды и в воздухе соответственно, Sc – число Шмидта, t – температура в °C, k_{600} – параметр, зависящий от скорости ветра и рассчитываемый несколькими способами, x – параметр, также зависящий от скорости ветра и U_1 , U_{10} – скорости ветра на одном и десяти метрах соответственно. В данной работе использовалась параметризация k_{600} , предложенная в [Cole and Caraco, 1998]. Однако, стоит понимать, что указанные выше параметризации имеют эмпирический характер, а также разрабатывались для открытых участков водной поверхности, например, для океана. Применение этого метода для внутренних водоемов имеет ряд ограничений и неизбежных ошибок, также существуют современные модификации метода TBL, которые имеют более точные результаты [Erkkila et al., 2018], но эти методы сложны для расчета и требуют очень детальных измерений, проводить которые в рамках описываемых в работе исследований было не всегда возможно. Тем не менее для сравнительной характеристики удельных диффузионных потоков метана между собой внутри одного водохранилища или между несколькими водоемами применение метода TBL по [Cole and Caraco, 1998] можно считать оправданным.

«Плавучие камеры» активно применяются в мировой практике исследования потоков метана из различных источников. Примеры применения метода «плавучих камер» для измерения потоков метана из водохранилищ представлены во многих научных публикациях по всему миру [Goldenfum et al., 2010; Deemer et al., 2016;

Bastviken et al., 2008; Trambly et al., 2005]. Суть данного метода достаточно проста – величина потока метана с поверхности водоема в точке измерений определяется по разнице концентраций метана в герметичной камере, установленной на воду в течение определенного времени. Таким образом, удельный поток метана будет равен:

$$Flux_{CH_4} = \frac{Conc_{finish} - Conc_{start}}{\text{Площадь камеры} \cdot \text{Время постановки}} [mgCH_4 m^{-2} \text{ сут}^{-1}] \quad (2.8)$$

Как правило, при одном измерении проводилось несколько повторностей камерных измерений – до 6 на одной вертикали. Сделано это было для повышения точности, поток метана может быть нестационарен в течение даже короткого времени. Особенно это касается пузырьковой составляющей потока, которая имеет на малой временной дистанции близкую к случайной интенсивность, так как накопление метана в камере будет зависеть от выхода конкретных пузырьков разного размера и концентрации. Стоит отметить, что метод камер имеет некоторые ограничения в зависимости от погодных условий на водоеме. При большой высоте волны и сильном ветре камеру может отрывать от поверхности воды, что приведет к разгерметизации и разбавлению воздуха в камере. Поэтому при таких условиях измерения «плавающими камерами» затруднено. Также необходимо учитывать, что данный метод несколько нарушает условия среды, так как внутри камеры обмен на границе сред происходит при других условиях, чем на акватории водоема. Особенно это сказывается на диффузионной составляющей потока.

Помимо измерения суммарного (диффузионного и пузырькового) потока с помощью поверхностной камеры в ходе работы была протестирована диффузионная камера для определения исключительно диффузионной составляющей удельного потока метана в атмосферу. Ее отличие от общей камеры – наличие помещенного на глубину около 70 см защитного экрана, непроницаемого для пузырьков. Площадь экрана делается несколько больше, чем площадь покрытия камеры. Однако, из-за трудоемкости этого метода, а именно затруднении в транспортировке большого защитного экрана этот метод приведен в данной главе скорее для ознакомления с различными способами измерений удельных потоков метана и практически не применялся в работе. Предпочтение отдавалось методу TBL, описанному выше.

Еще одна модификация камерных измерений – использование донной камеры для определения удельного потока метана из донных отложений. Суть метода

аналогична измерениям потока с поверхности воды, только герметичная камера опускалась на дно водоема и измерялась начальная и конечная концентрация метана в придонной воде внутри камеры. В процессе измерения камера устанавливается на дно, с помощью силиконового шланга, выходящего на поверхность, отбиралась вода из камеры выкачиванием шприцами. Таким образом, можно оценить накопление метана в объеме придонной воды, сопряженном с донными осадками. Метод донных камер пришел на замену более классическому методу оценки интенсивности обменных процессов на границе «донные отложения – вода», методу трубок «Кузнецова-Романенко» [Романенко и Романенко, 1969]. Данный метод изначально был предложен для оценки скорости деструкции органического вещества в донных отложениях и придонной воде, однако, применялся и для определения скорости выхода метана из грунтов. Главным недостатком метода для оценки выхода метана из грунтов можно считать то, что метан генерируется в гораздо более глубоких слоях донных отложений, чем можно оценить с помощью метода трубок. Поэтому, несмотря на ряд достоинств метода трубок Кузнецова-Романенко и их использование в различных сферах лимнологии, в данной работе предпочтение было отдано именно методу донных камер. На Рисунке 2.6 приведена схема измерения потоков метана всеми тремя перечисленными выше камерными методами.

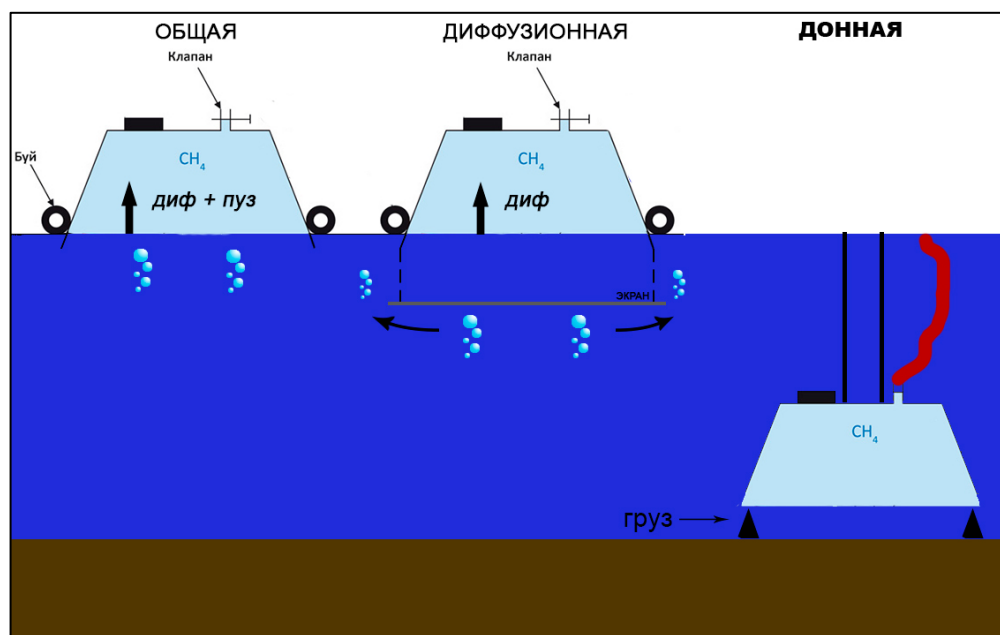


Рисунок 2.6. Схематичное изображение трех видов камер – для определения общего и диффузионного удельного потока метана в атмосферу и общего потока метана из донных отложений

Стандартное время постановки метановых камер могло варьироваться в ходе измерений от 15 до 60 минут, в зависимости от ожидаемой величины потока метана в данной точке. Однако, оптимальное время постановки камеры составляет около 20 минут. Этого времени достаточно, чтобы изменчивость концентрации даже при малом потоке была больше, чем нижний предел чувствительности метода определения. При этом накопление метана в камере еще не успевает замедляться из-за аккумуляции метана в воздухе под камерой. Это время было определено в ходе численного эксперимента при разных значениях коэффициента обмена между водой и воздухом. Эксперимент был поставлен следующим образом: расчет потока метана проводился по формуле 2.1, объем и площадь условной камеры были заданы в соответствии с используемым в полевых работах оборудованием, в воде была задана постоянная концентрация метана, также постоянным был задан коэффициент обмена. Изменение концентрации в камере рассчитывалось с шагом 1 минута.

На Рисунке 2.7 показан график изменения концентрации метана в камере при среднем коэффициенте обмена по результатам измерений ($0.0017 \text{ м мин}^{-1}$) и большими значениями, вплоть до $0.0125 \text{ м мин}^{-1}$.

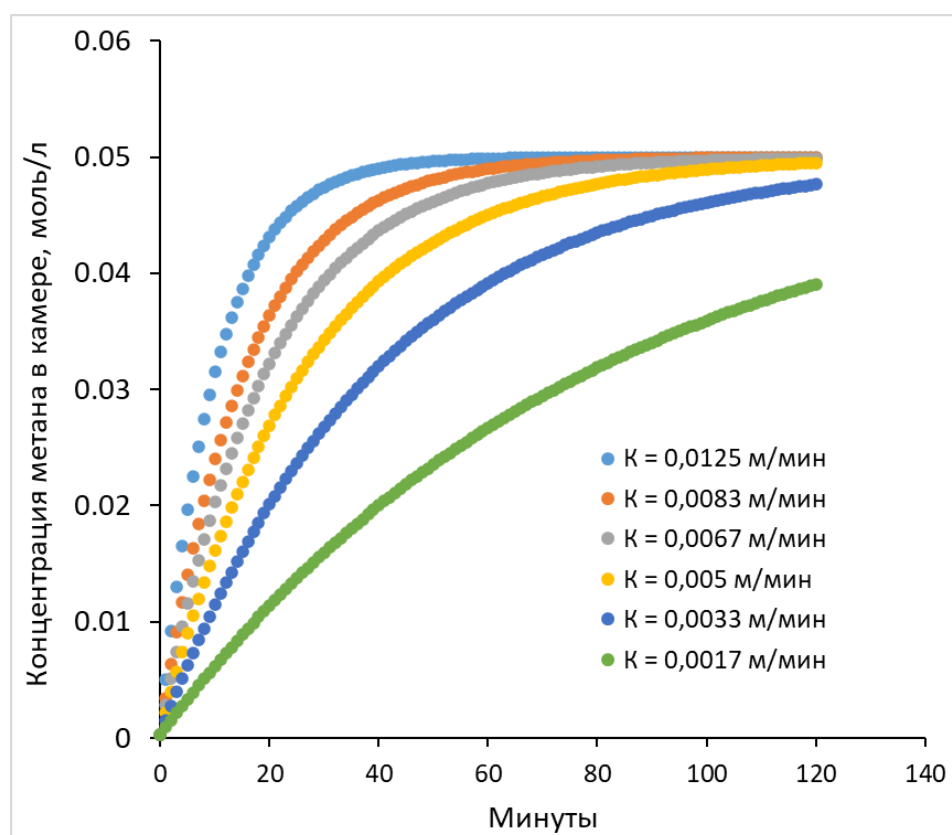


Рисунок 2.7. Изменение концентрации метана в камере при разных значениях коэффициента обмена (численный эксперимент)

На интервале 20 минут изменение концентраций удовлетворительно описывается линейным увеличением даже при самых больших значениях коэффициента обмена. При более длительной постановке камеры возможно занижение реальных значений потока метана из-за замедления поступления метана в камеру, так как происходит его насыщение в воздушной среде.

Измерения концентрации метана проводились по широко признанному в научном сообществе методу парофазной дегазации Headspace [Goldenfum et al., 2010]. Суть данного метода заключается в извлечении растворенной газовой фазы из водной среды в воздушную, после чего определяется концентрация метана уже в воздухе. В ходе измерения проба воды в объеме 40 мл отбиралась в шприц (объем шприца 60 мл), затем в шприц набирался атмосферный воздух (20 мл). При интенсивном встряхивании шприца растворенный в воде метан приходит в равновесие с воздушной средой. Воздух из шприца после дегазации образца фиксировался в стеклянные флаконы, изначально наполненные раствором поваренной соли. После отбора во флаконе остается небольшое количество раствора, благодаря чему создается гидрозамок, препятствующий выходу метана из флакона в процессе транспортировки. Так как в ходе отбора используется атмосферный воздух, в котором также содержится метан, на каждой станции измерения отбирается проба самого атмосферного воздуха, чтобы учесть в определении содержания растворенного в воде метана атмосферную составляющую.

Для определения концентрации метана в полученной пробе использовался газовый хроматограф Хроматэк-Кристалл 5000.2 производства ЗАО Хроматэк (г. Йошкар-Ола) с пламенно-ионизационным детектором. Определение содержания метана в каждой пробе проводилось в трехкратной повторности. Технические параметры хроматографа и условия проведения анализов следующие: длина хроматографической колонки – 3 м, диаметр – 2 мм, температура пламенно-ионизационного детектора – 150 °С. Объем пробоотборника – 0.250 мл, объем вводимой пробы газа – 3-4 мл. В качестве газа-носителя использовался азот (99.9% чистоты) с расходом 30 мл/мин. Расход водорода – 20 мл/мин, воздуха – 200 мл/мин. Для калибровки хроматографа использовались газовые смеси со следующими концентрациями метана: 0.49 ppm, 5.3 ppm, 10.3 ppm, 100 ppm, 1000 ppm и 10150 ppm.

Отдельным видом исследования в ходе работы была оценка точности методов определения концентрации метана в воде, потока метана в атмосферу и выхода метана из донных отложений (с помощью донной камеры). Для этого были проведены ряды равноточных измерений этих характеристик на Можайском водохранилище летом 2020 года в квазистационарных условиях. Такие ряды измерений включали в себя несколько повторностей определения этих характеристик при различных средних значениях. После этого в полученных рядах выделялись значения с грубыми ошибками, как например, отбор пробы для определения концентрации метана с неправильной глубины (при котором фиксировалось сильно отличающееся значение концентрации), или сдвиг донной камеры (при котором резко изменялось значение потока из донных отложений) и т.д.

После этого определялось среднее арифметическое значение в каждом из рядов, а также оценивалось среднеквадратическое отклонение выборки с помощью величины s – применяемой для оценки σ [Румшинский, 1971; Зайдель, 1968]:

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (2.9)$$

Далее рассчитывалась абсолютная ошибка среднего арифметического с использованием квантиля распределения Стьюдента $t(P, k)$, где P – надежность оценки среднего арифметического, принятая 95%, а $k = n - 1$ число степеней свободы.

Тогда доверительная оценка среднего арифметического принимает вид [Румшинский, 1971; Зайдель, 1968]:

$$|a - \bar{x}| < t(P; k) \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (2.10)$$

где в правой части неравенства находится абсолютная ошибка измерений ε : $\bar{x} - \varepsilon < \alpha < \bar{x} + \varepsilon$, α – полученное значение измеряемой величины.

Для того, чтобы сравнить ошибки измерений между полученными рядами равноточных измерений, была рассчитана относительная ошибка – отношение абсолютной ошибки к среднему арифметическому. Результаты показали, что не наблюдается связи между количеством значений в ряду n или величиной среднего арифметического с относительной ошибкой, вследствие чего в качестве меры

погрешности измерения для всех методов были приняты наибольшие значения относительной ошибки для каждой из характеристик (Таблица 2.1).

Таблица 2.1. Значения относительной ошибки определения среднего значения концентрации метана в воде, потока в атмосферу и потока из донных отложений при уровне надежности 95%

Характеристика	Относительная погрешность, %
Концентрация метана в воде, мкл л ⁻¹	16
Поток метана в атмосферу, мгС-СН ₄ м ⁻² сут ⁻¹	27
Поток метана из донных отложений, мгС-СН ₄ м ⁻² сут ⁻¹	56

Наряду с измерениями удельных потоков и концентраций метана в воде проводился ряд необходимых сопутствующих гидролого-гидрохимических измерений. Зондирование водной толщи с шагом 1 м проводилось для определения температурной стратификации, изменения электропроводности и содержания растворенного кислорода по глубине. В основном зондирование производилось с помощью прибора YSI ProODO. На всех станциях измерений проводились определения метеорологических параметров с помощью ручной метеостанции. Измерялись температура воздуха, атмосферное давление, относительная влажность и скорость приводного ветра. Помимо этого, проводился отбор проб воды для различных гидрохимических анализов, например, определения содержания растворенного углерода в воде, водородного показателя pH и других характеристик. Отбор проб воды производился с помощью батометра Рутнера и его модификаций. Также на станциях отбирались пробы донных отложений для определения содержания в них ОВ и относительного содержания наиболее лабильной органики по методу потерь при прокаливании [Touch et al., 2017]. На некоторых водохранилищах с помощью метода трубок «Кузнецова-Романенко» проводилось определение скорости деструкции органического вещества.

В Таблице 2.2 приведены сведения о количестве станций измерений и времени проведения полевых работ на исследованных водохранилищах за период открытой воды (Табл. 2.2).

Таблица 2.2. Время проведения полевых съемок и количество измерений УПМ на исследованных водохранилищах

Водохранилище	Периоды проведения измерений	Количество станций измерений	Количество измерений УПМ
Можайское	Июнь – август 2016; Июнь – сентябрь 2017; Июнь – сентябрь 2018; Июнь – сентябрь 2019; Май – сентябрь 2020; Июнь – сентябрь 2021; Июнь – август 2022	10	99
Озернинское	Август 2019	3	6
Иваньковское	Август 2020; Август 2021; Август 2022; Май 2023; Август 2023	10	31
Рыбинское	Сентябрь 2021; Август 2022; Август 2023; Сентябрь – октябрь 2023	18	33
Бурейское	Сентябрь 2021; Июль 2022; Май 2023; Август 2023	33	86

Таким образом, в ходе полевых измерений, проделанных в рамках описанной работы, были получены обширные данные по пространственно-временной изменчивости удельных потоков метана, содержания метана в воде и других показателей на разнотипных водохранилищах России. Методы, использованные в данной работе, широко признаны в научном сообществе всего мира, а результаты измерений обрабатывались с учетом сильных и слабых сторон каждого из них. Кроме того, был проделан ряд методических работ, таких как определение оптимального времени постановки плавучих камер и оценки погрешности проводимых измерений, что позволяет делать выводы из накопленных материалов с более высокой точностью и достоверностью.

2.3. Описание модели LAKE

Большой частью работы стало применение методов математического моделирования для воспроизведения процессов, связанных с циклом метана в водохранилищах. Такой подход уже некоторое время используется в мировой научной практике, и моделей термогидродинамики водоема с включением биохимического блока достаточно много. Одним из таких примеров может служить модель bLake4Me, подробно описанная в публикациях об оценке эмиссии метана из арктических водоемов [Tan and Zhuang, 2015]. На ее примере видно, как устроена глобальная схема сопряжения блоков термогидродинамики и уравнений, связанных с биохимическими процессами (Рис. 2.8).

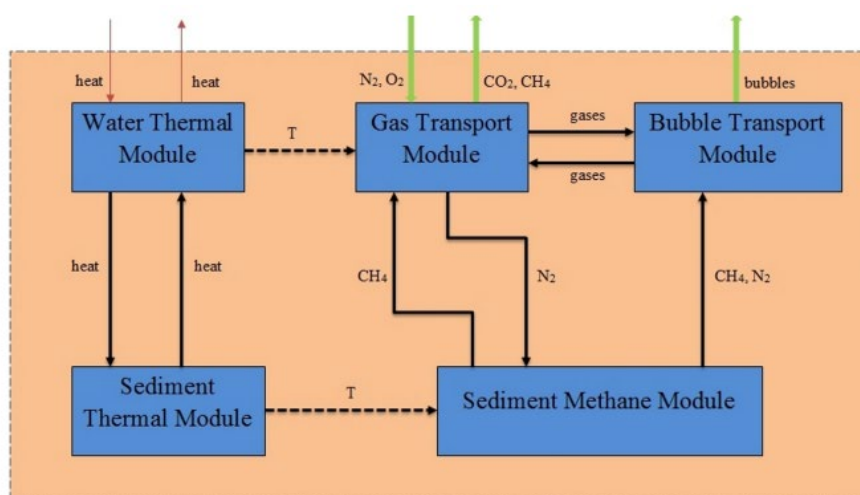


Рисунок 2.8. Общая схема взаимодействия термодинамических блоков и расчетов потоков метана в водной среде на примере модели bLake4Me [Tan and Zhuang, 2015]

В моделях такого типа рассчитываются процессы тепло-массообмена между водными горизонтами. В них параметризованы процессы конвективного, динамического перемешивания, турбулентный перенос энергии, взаимодействие с атмосферой и донными отложениями и т.д. В самих донных отложениях также проводится расчет переноса тепла по разным слоям. Из термодинамических блоков необходимая информация поступает в блоки биохимических расчетов, в том числе в уравнения, отвечающие за процессы, связанные с метаном в воде и в донных отложениях. Как правило, часть модели, отвечающая за процессы генерации, переноса и реакции метана, делится на 3 блока – процессы, происходящие с метаном в донных отложениях водоема, диффузионный перенос газов, растворенных в воде,

перенос метана в виде пузырькового потока с учетом процессов обмена между пузырьком и водной средой.

В научной практике встречается большое количество других моделей разных размерностей, где сопряжены процессы термогидродинамики и биохимии. Основой некоторых моделей служит осредненная по Рейнольдсу система уравнений Навье-Стокса в приближении гидростатики и несжимаемости [Астраханцев и др., 2003]. В частности, для крупных озер применялись адаптированные океанические модели, например, Princeton Ocean Model [Beletsky et al., 2006]. Из других примеров моделей такого типа, разработанных для рек и озер суши, можно привести в пример голландскую трехмерную модель Delft3D-WAQ [D-Water Quality], которая реализована в виде надстройки над достаточно известной моделью Delft3D. Трехмерный подход как имеет существенные плюсы (явное воспроизведение горизонтального переноса), так и недостатки, например, очень большие вычислительные ресурсы.

Двумерная постановка задачи достаточно редка в таких исследованиях, поскольку в модели озера очень важно воспроизведение его вертикальной структуры, определяющей стратификацию и многие биохимические процессы. Несколько примеров таких моделей все же существует, например, для озер с хорошим вертикальным перемешиванием, при котором можно пренебречь вертикальной координатой. В таком случае численное решение такой модели сводится к уравнениям мелкой воды [Вольцингер и Пясковский, 1977]. В таком виде невозможно воспроизвести условия стратификации водной толщи, поэтому для глубоких водоемов этот подход имеет ограничения. Широко применим так называемый квазидвумерный подход, когда водоем разбивается на несколько одномерных колонок расчета, между которыми параметризуется поток массы и энергии. Такая модель была создана для Можайского водохранилища – модель ТМО (ТеплоМассоОбмен), однако, в ней нет уравнений, связанных с циклом метана в водной экосистеме [Пуклаков, 1999].

Наиболее частая используемая размерность моделей для таких задач – это классическая одномерная постановка, которая глобально может подразделяться на два типа – модели пограничного слоя и горизонтально осредненные модели. В этом

случае водоем представляется как одномерная вертикаль с заданной кривой площадей и плоским дном. Одна из наиболее известных моделей такого типа – модель с открытым кодом GLM (Global Lake Model) [Read et al., 2014]. География и разнообразие водных объектов, на которых применялись методы математического моделирования с включением блока расчетов большого количества биохимических процессов достаточно велика. Такие расчеты проводились для крупных российских озер – Байкал [Цветова, 2017], Ладожское озеро [Филатов, и др., 2019], для озер субтропического пояса [Chen et al., 2019], арктического региона [Tan and Zhuang, 2015] озер Финляндии [Stepanenko et al., 2016] и других объектов.

Более простой вариант воспроизведения термогидродинамики озер может быть реализован в виде априорного упрощения вертикального профиля температуры и плотности (1/2-мерные модели). В таком случае модель является двухслойной – в ней есть верхний перемешанный слой и нижележащий термоклин. В термоклине профиль температуры описывается эмпирически. Данная постановка очень проста в численной реализации, но не может полноценно и достаточно точно описать водоемы со сложным рельефом и сложной вертикальной структурой. Примером такой модели служит модель Flake [Mironov et al., 2010].

В качестве основного инструмента исследования в данной работе была выбрана модель LAKE, разработанная в НИВЦ МГУ В.М. Степаненко. Модель LAKE – это одномерная (с частичным представлением горизонтальной неоднородности) термогидродинамическая модель с блоком расчета биогеохимических процессов, ответственных за формирование водной концентрации метана и углекислого газа. В цикле биохимических процессов подробно описаны процессы, связанные с циклом метана в водной экосистеме, чего не представлено в большинстве моделей внутренних водоемов подобного типа. В модели представлено несколько версий параметризации турбулентности, что позволяет оптимизировать временной шаг расчета в зависимости от поставленной задачи. Кроме того, данная модель требует очень малое количество вычислительных ресурсов и имеет быстрое машинное время счета, так как написана на языке Fortran. Автор диссертации принимал участие в улучшении внутреннего кода модели LAKE, а также им был написан блок калибровки модели. Модель уже неоднократно применялась для расчёта термодинамического режима водохранилищ, а также

содержания CO₂ [Iakunin et al., 2020] и CH₄ [Stepanenko et al., 2020]. Для оценки потока метана из водохранилищ была использована версия модели LAKE, кратко изложенная ниже.

Одномерные уравнения термогидродинамики и биогеохимии водоёма являются результатом операции осреднения по горизонтальному сечению водного объекта (Рис. 2.9), применённой к трёхмерным уравнениям для горизонтальных компонент импульса, уравнению неразрывности, уравнению притока тепла, уравнениям баланса примесей.

Результирующий вид одномерного уравнения для скалярной величины f (в т.ч. любой из горизонтальных компонент скорости u , v) в несжимаемой жидкости имеет вид:

$$\frac{\partial \bar{f}}{\partial t} = -\frac{1}{A} \oint_{\Gamma_A} f \mathbf{u} \cdot \mathbf{n} dl - \frac{1}{A} \frac{\partial A w \bar{f}}{\partial z} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial z} \left[A(k_T + k_m) \frac{\partial \bar{f}}{\partial z} \right] - \frac{1}{A} \frac{\partial A \bar{\Phi}_f}{\partial z} + \frac{1}{A} \frac{dA}{dz} (F_{f, \Gamma_{A(z)}} + \Phi_{f, \Gamma_{A(z)}}) + \bar{R} \quad (2.11)$$

где z – вертикальная координата, направленная вдоль силы тяжести, с началом на поверхности водоёма, t – время, $A(z)$ – горизонтальное сечение, $\Gamma_{A(z)}$ – замкнутая граница сечения $A(z)$, dl – элемент длины границы $\Gamma_{A(z)}$, $\mathbf{n}$ – внешняя нормаль к $\Gamma_{A(z)}$, $\mathbf{u} = (u, v)$ – горизонтальная составляющая скорости, w – вертикальная проекция скорости, F_f – суммарный диффузионный поток величины f за счёт турбулентности и молекулярного обмена, Φ_f – сумма недиффузионных и неадвективных потоков величины f (например, поток радиации в уравнении для температуры, пузырьковый поток в уравнениях для растворённых газов), $F_{f, \Gamma_{A(z)}}$, $\Phi_{f, \Gamma_{A(z)}}$ – значения соответствующих потоков на $\Gamma_{A(z)}$, т.е. на дне глубины z (в пределах $\Gamma_{A(z)}$ эти потоки принимаются постоянными), R – сумма всех членов исходного трёхмерного уравнения, кроме полной производной и дивергенции потоков (т.е. источники и стоки в уравнениях для биогеохимических веществ, градиент давления и сила Кориолиса – в уравнениях движения и т.д.). Уравнение (2.11) справедливо для случая дна с малыми уклонами (так что горизонтальными компонентами диффузионных потоков и вертикальной скоростью на дне можно пренебречь), а также для водоёма, образованного вертикальными стенками с нулевыми диффузионными потоками и горизонтальным дном. В контексте настоящего исследования проточного водоёма особый интерес представляют первое и второе слагаемые в правой части (2.11),

поскольку они отвечают за привнесение, вынос величины f притоками и истоком и за адвекцию средней вертикальной скоростью, соответственно. Уравнения в форме (2.11) записываются для следующих величин:

- горизонтальные компоненты скорости;
- температура;
- солёность (минерализация);
- концентрация растворённого кислорода, метана;
- концентрация атомов углерода в составе следующих форм: живые органические частицы (фито- и зоопланктон), отмершие органические частицы (детрит), автохтонный и аллохтонный растворённый органический углерод, растворённый неорганический углерод;
- концентрация атомов фосфора в составе растворённого неорганического фосфора (фосфатов).

Уравнения вида (2.11) дополняются краевыми условиями на верхней и нижней границах. Так, для температуры задаётся уравнение теплового баланса на верхней границе ($z = 0$) и условие непрерывности температуры и потока тепла при $z = H$ (H – максимальная глубина водоёма). Тепловой баланс на поверхности рассчитывается при заданных временных рядах потоков коротковолновой, длинноволновой радиации и основных метеорологических величин (потоки явного, скрытого тепла и импульса вычисляются при этом по теории подобия Монина-Обухова).

Уравнение для средней вертикальной скорости получается осреднением по горизонтали уравнения неразрывности:

$$\frac{\partial A\bar{w}}{\partial z} = - \oint_{\Gamma_A} \mathbf{u} \cdot \mathbf{n} dl \quad (2.12)$$

с условием непротекания $\bar{w}|_{z=H} = 0$.

С привлечением (2.12) получается уравнение для H :

$$\frac{dH}{dt} = r - E - \frac{1}{A(0)} \int_0^H \oint_{\Gamma_A} \mathbf{u} \cdot \mathbf{n} dl dz + M \quad (2.13)$$

которое выражает изменение уровня воды в результате неравенства расходов втекающих и вытекающих водотоков, атмосферных осадков r , испарения E с поверхности, а также процессов замерзания и таяния ледяного и снежного покрова (представлены слагаемым M).

Система, состоящая из одномерных уравнений типа (2.11) и уравнения неразрывности (2.12), замыкается с привлечением дополнительных гипотез и параметризаций [Stepanenko et al., 2016]. Так, для расчёта коэффициентов турбулентной вязкости и температуропроводности (диффузии) используется турбулентное замыкание $k - \varepsilon$; в выражение для коэффициента температуропроводности (диффузии) также аддитивно входит коэффициент «фоновой диффузии» [Hondzo and Stefan, 1993], представляющий перемешивание за счёт обрушения внутренних волн и других неучтённых в стандартных турбулентных замыканиях эффектов. Также важную роль играют параметризации потоков скалярных величин и импульса на поверхности дна $F_{f,\Gamma_{A(z)}}, \Phi_{f,\Gamma_{A(z)}}$ при $z < H$. Потоки тепла и метана на дне находятся путём решения дополнительных одномерных задач для температуры и метана в слоях (колонках) донных отложений, имеющих границу с водной средой на разных глубинах [Stepanenko et al., 2016], в т.ч. на максимальной глубине, так что сумма этих границ составляет всё дно водоёма (Рис. 2.9). Поток импульса через поверхность дна $(F_{u,\Gamma_{A(z)}}, F_{v,\Gamma_{A(z)}})$ вычисляется по линейному или квадратическому по средней скорости $(\bar{u}, \bar{v})$ закону с калибровочным множителем.

Одномерная модель тепловлагопереноса в донных отложениях учитывает возможность фазовых переходов воды. Уравнение для концентрации метана в отложениях включает генерацию, молекулярную диффузию, удаление метана в виде пузырьков при превышении критического содержания.

Недиффузионные и неадвективные потоки Φ_f – это кинематический поток радиации $\Phi_T = S$ в уравнении притока тепла (рассчитывается по закону Бэра-Бугера-Ламберта в инфракрасном, фотосинтетически-активном, ближнем и дальнем инфракрасных диапазонах) и пузырьковый поток в уравнениях для концентраций растворённого кислорода, углекислого газа и метана. Модель пузырька основана на

параметризациях из работы [McGinnis et al., 2006] и учитывает обмен между водной средой и пузырьком пятью газами: O_2 , CO_2 , CH_4 , N_2 , Ar.

Отдельная задача заключается в построении параметризаций для слагаемых $\bar{R}$ в одномерных моделях. Так, параметризация осреднённого горизонтального градиента давления в уравнениях движения модели LAKE позволяет воспроизвести в модели сейши с горизонтальным волновым номером 1 [Stepanenko et al., 2020]. Источники и стоки $\bar{R}$ в уравнениях для биогеохимических величин задаются с привлечением параметризаций и учитывают следующие процессы:

- фотосинтез, дыхание, выделения и отмирание фито- и зоопланктона;
- аэробное разложение растворённых органических соединений и детрита;
- фотохимическое разложение растворённых органических соединений;
- аэробное окисление метана.

Поглощение растворённого кислорода донными отложениями с выделением растворённого неорганического углерода и фосфора выражаются членами $F_{f, \Gamma A(z)}$ в уравнениях баланса этих величин согласно работе [Walker and Snodgrass, 1986].

Представленная выше одномерная модель с частичным описанием горизонтальной неоднородности позволяет рассчитывать следующие потоки растворённых газов в атмосферу:

- диффузионный поток с поверхности водоёма (коэффициент газообмена рассчитывается по модели обновления поверхности [Donelan and Wanninkhof, 2002] или по схеме, представленной в [Heiskanen et al., 2014]);
- пузырьковые потоки, рассчитываемые отдельно над слоями донных отложений, находящимися на разных глубинах (Рис. 2.9);
- адвективный поток через вытекающий водоток (турбины в случае гидроэлектростанций).

Модель включает многослойные модули расчёта переноса тепла и жидкой влаги в слоях льда и снега.

Система уравнений модели решается конечно-разностными методами.

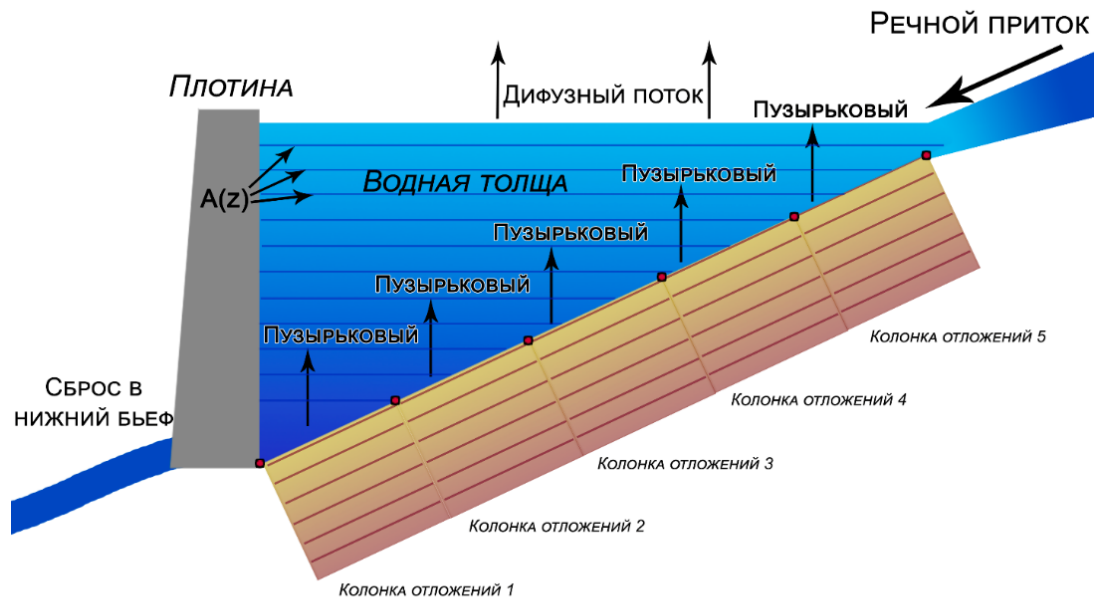


Рисунок 2.9. Схема представления водной толщи и донных отложений в модели LAKE. Синими линиями схематично показаны горизонтальные сечения водоёма на расчетных уровнях модели, коричневыми столбцами изображены колонки донных отложений, расположенные на разных глубинах водоема

Таким образом, описанная конфигурация модели LAKE относит ее к категории квазидвумерных моделей, так как на разных глубинах расположены разные колонки донных отложений, что, как уже было сказано, решает проблему пространственной неоднородности процессов в водохранилище из-за увеличения глубины от верховьев к приплотинной части.

Подробнее стоит остановиться на представлении в модели блока уравнений, связанного с метаном экосистеме водохранилища. Рассмотрим блок процессов, происходящих с метаном в донных отложениях. Концентрация метана в донных отложениях определяется интенсивностью четырех процессов: производством, окислением, пузырьковым стоком и диффузией. Все формулы, которые будут приведены далее заимствованы из докторской диссертации В.М. Степаненко «Математическое моделирование теплового режима и динамики парниковых газов в водоемах суши» [Степаненко, 2018].

$$\frac{\partial C_{CH_4}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z_s} \left(k_{CH_4} \frac{\partial C_{CH_4}}{\partial z_s} \right) + P_{soil, CH_4} - E_{soil, CH_4} - O_{soil, CH_4} \quad (2.14)$$

Здесь P_{soil} и E_{soil} – скорости производства и пузырькового стока метана соответственно, O_{soil} скорость аэробного окисления метана (анаэробное окисление метана в модели не учитывается, поскольку его скорость намного меньше аэробного и для его задания необходимо введение дополнительных расчетных характеристик), C_{CH_4} – это концентрация метана в жидкой фазе, k_{CH_4} – коэффициент вертикальной диффузии метана в донных отложениях, зависящий от температуры и «коэффициента извилистости», отвечающего за увеличение пути диффузии газа в донных осадках по сравнению с жидким раствором.

Основной субстрат для производства метана – это органическое вещество, осаждающееся на дно в виде детрита или пеллет. Важной характеристикой этого субстрата будет возраст донных отложений. Также важна температура, как определяющий фактор всех биологических процессов, и содержание растворенного кислорода, при котором ингибируется деятельность метаногенов. Таким образом может быть составлено уравнение:

$$P_{soil,CH_4,i} = P_{i,0}\rho_i^*H(T - T_{mp})q_{10}^{T/10}(1 + \alpha_{O_2,inhib}C_{O_2})^{-1} \quad (2.15)$$

Так как в модели расчет может осуществляться для двух «качественных» типов возраста органического вещества – нового (органического вещества, поступающего на дно с седиментацией) и старого (при вытаяивании мерзлоты в термокарстовых озерах) в уравнении присутствует индекс ($i = new/old$), в свою очередь в водохранилищах центральной полосы России рассматривается только «новое» органическое вещество. $P_{new,0}$ – это калибруемый параметр начальной скорости продукции метана. H – функция Хэвисайта, которая при температуре, меньшей 0°C обращается в 0, функция $q_{10}(T)$ отвечает за изменение скорости генерации метана в зависимости от температуры, $\alpha_{O_2,inhib}$ – константа ингибирования продуцирования метана (ингибирование линейно зависит от концентрации кислорода). ρ_i^* – плотность органической массы.

Диффузионный поток метана в донных отложениях учитывается в уравнении (2.14) с помощью ввода коэффициента диффузии, с пузырьковым потоком E_{soil,CH_4} дела обстоят несколько сложнее.

$$E_{soil,CH_4} = r_{ebul}H(C_{CH_4} - C_{CH_4,crit})(1 - H(I))(C_{CH_4} - C_{CH_4,crit}) \quad (2.16)$$

$$C_{CH_4, crit} = r_{crc} p \left(P H_{CH_4}(T) - \frac{H_{CH_4}(T)}{H_{N_2}(T)} C_{N_2} \right) \quad (2.17)$$

В модели LAKE считается, что все пузырьки, которые образовались в донных отложениях, сразу же достигают границы «донные отложения – вода», поэтому в уравнении (2.14) поток пузырьков из дна рассчитывается как стоковая составляющая. В уравнении (2.16) r_{ebul} временная константа, приводящая расчет в уравнении к размерности ммоль/час, H – функция Хевисайта, обозначающая, что образование пузырьков происходит только при положительной температуре и превышении критической концентрации метана. Критическая концентрация считается (уравнение 2.17) долей от концентрации насыщения r_{crc} и пористости донных отложений (p), а насыщение метана рассчитывается на основе того факта, что внешнее гидростатическое давление (P) должно уравниваться парциальным давлением каждого газа, находящегося в равновесии в растворенном состоянии в соответствии с константой Генри в зависимости от температуры.

В расчете образования пузырьков в донных отложениях принимаются во внимание только метан и азот, так как именно эти два газа преимущественно образуют пузырьки в донных отложениях [Bazhin, 2003]. В отличие от модели транспорта пузырька в водной толще, где также играют роль углекислый газ, кислород и аргон. Суммарный сток пузырьков метана считается как сумма E_{soil} на каждом расчетном горизонте в грунте.

Аэробное окисление метана рассчитывается только в водной толще и самом верхнем слое ДО, так как в нижних слоях донных осадков концентрации кислорода пренебрежимо малы из-за его активного потребления на разложение органического вещества. Описывается окисление метана простым уравнением с использованием кинетики ферментативных реакций Михаэлис – Ментен:

$$O_{CH_4} = V_{max} \exp \left[-\frac{\Delta E_{ox, CH_4}}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_0} \right) \right] \frac{C_{CH_4}}{K_{hs, CH_4} + C_{CH_4}} \frac{C_{O_2}}{K_{hs, O_2} + C_{O_2}} \quad (2.18)$$

Стоит отметить, что реакция не лимитируется концентрациями продуктов реакции, так как их содержание в водоеме по отношению к количеству их образования в реакции настолько высоко, что этим ограничением можно пренебречь. Следовательно, в уравнении (2.18) рассматриваются только непосредственно метан и кислород. В кинетике ферментативных реакций учитывается максимальная

скорость окисления метана V_{max} , энергия, необходимая для активации реакции $\Delta E_{ox,CH_4}$, и константы полунасыщения для кислорода K_{hs,O_2} и метана K_{hs,CH_4} . V_{max} , K_{hs,O_2} , K_{hs,CH_4} могут быть калибровочными параметрами. Возможно использование более простых вариантов этого уравнения, например, без учета концентрации растворенного кислорода, однако такие подходы будут давать менее точные результаты.

Аэробное окисление метана в блоке модели (Gas Transport Module) считается также, как и в блоке расчета метана в донных отложениях (Sediment Methane Module) описанным выше. Изменение содержания метана в водной толще описывается уравнением:

$$\frac{\partial C_{CH_4}}{\partial t} = Dif_A(C_{CH_4}) + \frac{F_{CH_4,b}}{A} \frac{dA}{dz} + B_{CH_4} + O_{CH_4} \quad (2.19)$$

Где $Dif_A(C_{CH_4})$ – скорость вертикальной диффузии метана (зависит преимущественно от разницы концентраций метана в соседних расчетных слоях), F_{CH_4} – поток метана из донных отложений (с учетом площади примыкания каждой конкретной колонки грунтов к слою A_z см. Рис. 2.9), B_{CH_4} – процессы, связанные с балансом «пузырька» и O_{CH_4} – окисление метана, рассчитываемое по кинетике Михаэлис-Ментон.

Наиболее сложным элементом этого уравнения является определение вертикального движения пузырька, выделенное в модели в отдельный блок Bubble Transport Module. Рассмотрим сначала модель отдельного пузырька. Вертикальное перемещение газа в составе пузырька описывается уравнением:

$$\frac{dM_i}{dt} = v_b \frac{dM_i}{dz} = -4\pi r_b^2 K_i (H_i(T)P_i - C_i), i = 1, \dots, n_g \quad (2.20)$$

Где r_b – радиус пузырька, M_i – концентрация газа в пузырьке, H_i – константа Генри, P_i – парциальное давление газа в пузырьке, C_i – концентрация растворенного газа в воде, K_i – коэффициент водообмена, v_b – вертикальная скорость пузырька, n_g – количество газов в смеси (i – метан, азот, кислород, углекислый газ и аргон). Отдельное внимание следует удалить расчету радиуса пузырька, так как остальные параметры в уравнении либо константы, либо простые зависимости.

$$r_b = \left[\frac{3RT \sum_{i=1}^{n_g} M_i}{4\pi(P_a + P_{w_0}g(h_{bot} - z))} \right]^{\frac{1}{3}} \quad (2.21)$$

Данное уравнение является следствием уравнения идеального газа. Здесь R – универсальная газовая постоянная, T – температура воды, M – концентрация газа в пузырьке, $(p_a + \rho_w g(h_{bot} - Z))$ есть гидростатическое давление на расчетной глубине с учетом расстояния от дна до слоя. Начальный радиус пузырька в модели выступает в роли калибровочного параметра.

Вернемся к расчету элемента B_{CH_4} в уравнении (2.19). Как уже было сказано, начальные условия пузырьков, поднимающихся со всех колонок, имеют одинаковый начальный радиус и одинаковый газовый состав (см. уравнение (2.20)). Поэтому все пузырьки, восходящие с одной колонки на одной расчетной глубине, будут идентичны. Такое приближение необходимо, чтобы упростить расчет пузырькового потока. Вертикальный пузырьковый поток над каждой колонкой донных отложений рассчитывается по формуле:

$$F_{B,f,k} = F_{B,f,k}(h_{bot}) \cdot N_k \cdot m_{f,k} \quad (2.22)$$

Где произведение $N_k \cdot m_{f,k}$ – служит нормированием пузырькового потока на нужной глубине, относительно пузырькового потока со дна. $m_{f,k} = M_{f,k}/M_{f,k}(h_{bot})$, $N_k = 2^L$, где L есть количество расчетных делений от поверхности k -ой колонки до расчетного уровня. Необходимый для уравнения (2.19) B_{CH_4} можно получить по изменению величины вертикального пузырькового потока метана:

$$B_f = + \frac{1}{A} \frac{\partial A \overline{F_{B,f}}}{\partial z} \quad (2.23)$$

Где f – газ, для которого производится расчет. В данном случае – CH_4 . Эта величина может быть как положительной, так и отрицательной, что означает, что пузырек может как вбирать в себя растворенный метан, так и переходить в растворенную фазу из пузырьковой (преобладает второй вариант). Также необходимо отметить, что пузырьковый поток метана в атмосферу получается не с осредненного по горизонтали значения, как для расчета B_{CH_4} , а по сумме взвешенных по площади грунтовых колонок значений пузырькового потока над каждой из этих колонок.

Диффузный поток в атмосферу рассчитывается в зависимости от разницы концентраций метана в поверхностном слое воды и в воздухе с учетом коэффициента диффузии (уравнения 2.24 и 2.25).

$$F_c = k_{ge}(C|_{z=0} - C_{ae}) \quad (2.24)$$

$$k_{ge} = k_{600} \sqrt{\frac{600}{Sc(T)}} \quad (2.25)$$

Здесь $Sc(T)$ – число Шмидта, значение которого зависит от рассматриваемого газа и температуры. Опорная величина k_{600} представляет собой, в сущности, тот же коэффициент газообмена при температуре среды 20 градусов Цельсия: число Шмидта в этом случае равно 600.

В связи со сложной спецификой биохимических процессов, в модели более 20 различных определяемых и калибруемых параметров. Поэтому на первом этапе калибровки модели происходит настройка гидродинамической составляющей, после чего калибруется и биохимическая часть. Подробнее о процессе калибровки и разработанном для нее коде в дополнении к модели будет сказано в Главе 4.

Выводы к Главе 2

Таким образом, в данной работе с помощью методов натурных измерений и математического моделирования будут рассмотрены процессы, связанные с пространственно-временной изменчивостью потоков и содержания метана в нескольких разнотипных водохранилищах на территории РФ. В ходе работы были произведены измерения УП метана как на границе «вода – атмосфера», так и «донные отложения – вода» с помощью общепризнанных в мировом научном сообществе методик измерений.

Модель LAKE, использованная в данной работе, была применена к исследуемым водохранилищам в квазидвумерной постановке. В работе моделирование тесно сопряжено с данными натурных измерений, поэтому с помощью совместного использования этих методов исследования были получены детальные результаты оценок эмиссии метана из разнотипных водохранилищ, несомненно имеющие значимую научную новизну, как с точки зрения самих полученных величин эмиссии, так и с точки зрения особенностей применения этого научного подхода к поставленной проблеме. О результатах, полученных в ходе этих исследований, будет подробно сказано в 3 и 4 главах данной работы.

Глава 3. Пространственно-временная изменчивость удельных потоков метана из разнотипных водохранилищ

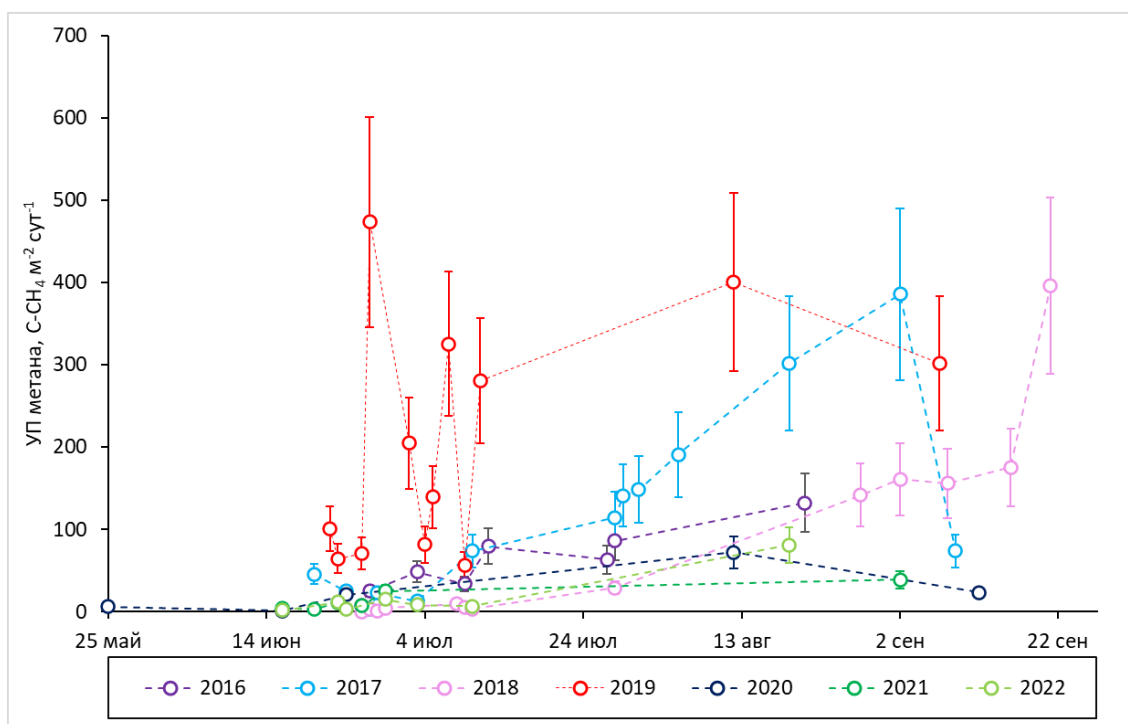
3.1. Особенности пространственно-временного распределения потоков метана из разнотипных водохранилищ

В ходе многочисленных полевых кампаний (в большей части которых автор данной работы принимал непосредственное участие), был собран большой массив данных для исследуемых водных объектов. Самые подробные результаты были получены для Можайского водохранилища. Измерения удельных потоков метана проводятся на нем с 2016 года и с каждым годом расширяется программа исследований, связанных с циклом метана в водоеме. Цикл измерений потоков и содержания метана на Можайском водохранилище был инициирован Бадюковым Д.Д. и Гречушниковой М.Г. в 2015 году, что стало отправной точкой во многих исследованиях по данной тематике на кафедре Гидрологии суши Географического факультета МГУ, в том числе и рассматриваемых в данной работе. В рамках измерений на Можайском водохранилище были проведены как съемки всего водоема, так и более подробные наблюдения за временной изменчивостью потоков метана на рейдовой вертикали [Гречушникова и др., 2017; Гречушникова и др., 2019]. На Иваньковском, Рыбинском и Бурейском водохранилищах были проведены комплексные полевые кампании в разные сезоны года для изучения пространственной неоднородности потоков по акватории водохранилища. Такие выезды проводились от одного до 4 раз в год, чтобы охватить пространственную изменчивость в разные сезоны. Измерения на Озернинском водохранилище более редки и представлены всего одной гидролого-гидрохимической съемкой, в ходе которой измерялся удельный поток метана.

Измерения на Можайском водохранилище проводились с Красновидовской УНБ. Измерения на Иваньковском водохранилище были проведены с Конаковской базы ИВП РАН. Измерения на Рыбинском и Бурейском водохранилищах были проведены в рамках проекта, финансируемого ПАО «Русгидро». В проекте изучались 9 водохранилищ на предмет эмиссии парниковых газов [Репина и др., 2022]. Данные по Рыбинскому водохранилищу были получены в том числе и автором данной работы.

Можайское водохранилище

Наиболее детальные натурные измерения были проведены на Можайском водохранилище. Подробные регулярные наблюдения за удельным потоком метана проводились на IV станции (Рис. 2.1) в Красновидовском плесе над участком затопленного русла реки Москвы в летний период. Результаты этих рейдовых наблюдений за 2016 – 2022 гг. приведены на Рисунке 3.1.



Рисунке 3.1. Временная изменчивость удельного потока метана на рейдовой вертикали Можайского водохранилища за 2016 – 2022 гг.¹

Как можно видеть, для большинства лет наблюдается схожая тенденция временного хода удельного потока метана в атмосферу. Наблюдаются низкие значения УПМ в начале летнего периода (до $50 \text{ мгC-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$), затем поток метана постепенно увеличивается (максимальные значения могут достигать $400 \text{ мгC-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$). Увеличение может происходить как постепенно (как в 2017 году), так и в виде резкого увеличения УПМ (как в 2018 году). В 2020 – 2022 гг. было проведено не так много измерений УПМ в течение лета, однако, все три данных года характеризуются достаточно низкими значениями УПМ на рейдовой станции IV, не

¹ На данном графике и всех последующих приведены интервалы относительной погрешности измерения УПМ (27%)

превышающими $100 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Общая тенденция к увеличению потока в течение летнего периода и переход к низким значениям осенью для этих лет также сохраняется. Отдельно выделяется 2019 год, для него характерны большие потоки метана в начале летнего периода, превышающие $100 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ с дальнейшим высоким УП в течение всего лета. Причины заметных отличий 2019 года будут рассмотрены ниже.

Различия во времени наступления наибольшего значения потока метана в атмосферу между 2017 и 2018 гг. объясняется временем перехода состояния стратификации водной толщи от устойчивой летней к осенней гомотермии. На Рисунке 3.2 изображен график изменения средней устойчивости (среднего градиента плотности на 1 м глубины водоема) водной толщи за 2017, 2018 и 2019 года. Данные для этого графика были получены с самописцев температуры воды, расположенных на той же рейдовой вертикали, где проводились измерения удельного потока метана в атмосферу.

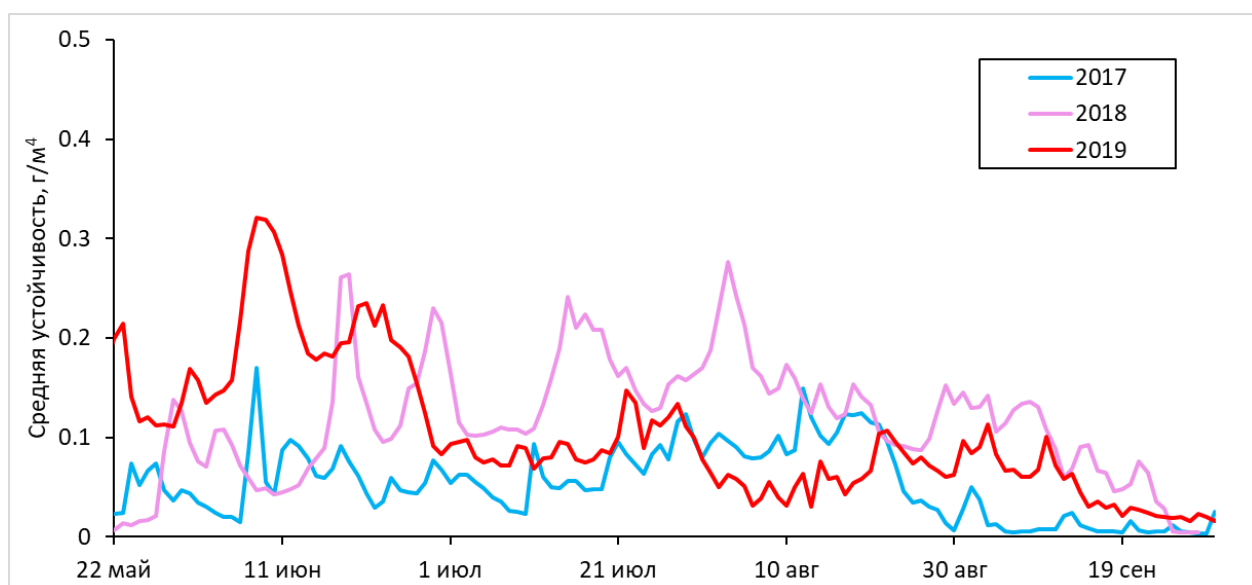


Рисунок 3.2. Изменение средней устойчивости водной толщи за 2017 и 2018 гг. на рейдовой вертикали Можайского водохранилища по данным температурных логгеров, расположенных на разных глубинах

На графике видно, что в 2017 году устойчивость водной толщи была несколько ниже в течение всего летнего периода, чем в 2018. В середине августа 2017 года наблюдается постепенное ослабление стратификации водной толщи, что отражается и на постепенном увеличении потока метана в атмосферу. Переход к осеннему

перемешанному состоянию в 2017 году совпадает с максимумом потока метана в атмосферу, после чего значение УПМ становится достаточно низким. В 2018 году наблюдается схожая ситуация с переходом водохранилища от устойчивой летней стратификации к осенней гомотермии, однако, значительно позднее, в конце сентября, что также соответствует наибольшим значениям потока метана по данным наблюдений на рейдовой вертикали.

Выброс метана в конце летнего периода происходит по ряду причин. В первую очередь это связано с накоплением метана в гипolimнионе водохранилища в течение летней стратификации. Из-за ограничения обмена между поверхностными и придонными горизонтами воды в гипolimнионе при устойчивой стратификации начинает расходоваться растворенный кислород. Так как метан в воде в значительной степени окисляется при наличии кислорода, после появления в глубинных слоях воды аноксии, он может накапливаться в гипolimнионе и достигать очень высоких концентраций. При разрушении устойчивой стратификации может происходить поднятие метана из этих горизонтов к поверхности, что приводит к значительному увеличению потока метана. Причем в зависимости от скорости перехода водной толщи от стратифицированного к перемешанному состоянию, будет различаться и временной ход потоков метана – либо увеличение потоков будет происходить постепенно (как в 2017), либо очень резко (как в 2018) (Рис. 3.1 и 3.2).

2019 год сильно отличается от других своей временной структурой удельных потоков метана в летний период. Этот год имел достаточно аномальные условия из-за сравнительно низкого уровня воды Можайского водохранилища (Рис. 3.3).

Как можно видеть, значительное понижение уровня воды началось еще осенью 2018 года, а летом 2019 года уровень воды был на 4-5 м ниже НПУ и около 3 м ниже, чем в другие рассматриваемые года. Такое понижение уровня вызвано ремонтом на плотине Рузского водохранилища. В 2019 году происходил ремонт Рузского гидроузла, входящего в Москворецкую систему водоснабжения, как и Можайское водохранилище. Из-за ремонта и связанных с ним перебоев работы Рузской ГЭС необходимо было увеличивать объем сбросов с Можайского гидроузла.

Низкий уровень воды в значительной степени влияет на поток метана, а именно на его пузырьковую составляющую. Растворимость метана в воде достаточно мала и чувствительна к изменениям гидростатического давления.

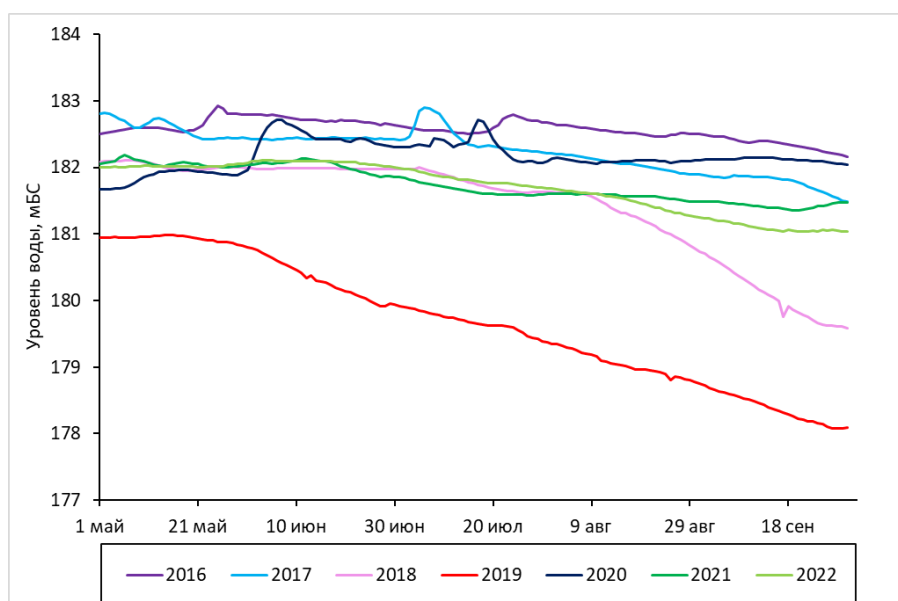


Рисунок 3.3. Уровень воды Можайского водохранилища за летние периоды рассматриваемых лет

По закону Генри, чем больше давление, тем больше растворимость газов в жидкой среде, следовательно, больше метана может находиться в поровом растворе донных отложений. При низком давлении часть метана, который генерируется в донных отложениях при анаэробном разложении органического вещества, поступает к поверхности воды в виде пузырькового потока. Таким образом, пузырьковый поток метана из водохранилища при таких условиях значительно возрастает. Это объясняет более высокие значения потока метана на рейдовой вертикали в 2019 году, по сравнению с остальными годами.

Кроме того, в 2019 году максимум потока метана наблюдается не в начале стадии осеннего перемешивания, а в конце июня. Начало лета 2019 года выдалось очень жарким и безветренным (Рис. 3.4Б), уже к концу июня в водоеме сформировалась устойчивая стратификация, что видно по данным об устойчивости водной толщи (Рис. 3.2). 27.06.2019 на водохранилище произошли резкие изменения синоптических условий. Над территорией водоема прошел холодный атмосферный фронт, который сопровождался штормовыми явлениями – повышением скорости ветра, обильными атмосферными осадками, резким понижением температуры

воздуха и атмосферного давления (Рис. 3.4Б). Удалось провести измерения потоков метана из водохранилища вечером этого же дня, и в этот момент было зафиксировано наибольшее значение удельного потока метана на станции IV Можайского водохранилища за все время измерений.

Таким образом, максимум потока метана в это время обусловлен несколькими факторами – низким уровнем воды, длительной теплой погодой в мае и июне 2019 года, при которой успела развиться устойчивая температурная стратификация, прохождением холодного атмосферного фронта с мощными штормовыми явлениями, что способствовало разрушению плотностной устойчивости и высвобождению накопившегося в гипolimнии метана. Кроме того, существенному выбросу метана способствовало и падение атмосферного давления, из-за чего интенсифицировался пузырьковый поток.

После 27 июня видно резкое понижение величины потока, вместе с понижением средней устойчивости водной толщи (Рис. 3.1 и 3.2). В остальную часть лета 2019 года высокие значения потока метана также связаны с синоптическими условиями и малой глубиной водоема.

На примере 2018 и 2019 гг. рассмотрим более подробно пространственную изменчивость удельных потоков метана из Можайского водохранилища по данным квазисинхронных гидрологических съемок на опорных станциях. Именно в эти года съемки проводились несколько раз за летний период и охватывали все районы водохранилища. На Рисунке 3.4 приведены сведения о метеорологических параметрах за летние периоды 2018 и 2019 годов. Голубыми вертикальными линиями на них обозначены даты проведения гидролого-гидрохимических синхронных съемок Можайского водохранилища (Рис. 3.4).

Съемки проводились на 5 опорных станциях Можайского водохранилища, расположенных вдоль по продольному профилю от верховьев к плотине (Рис. 2.1). По результатам данных зондирования построены схемы распределения температуры и содержания кислорода по продольному профилю водоема (Рис. 3.5 и 3.6).

2018 год отличался устойчивой температурной стратификацией на протяжении всего летнего периода. От июня к августу распределение температуры воды в Можайском водохранилище практически не изменялось – в период всех

съе́мок металимнион находился на глубине от 8 до 10 м, градиент температуры составлял около $1.5 - 2 \text{ }^{\circ}\text{C}/\text{м}$. Температура гипolimниона постепенно возрастала за лето от $9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ до $11 \text{ }^{\circ}\text{C}$. В июне прогрев эпилимниона менее значителен, также в этот период в нем выражен синоптический температурный скачок, к июлю и августу этой особенности не наблюдается и верхний слой водной толщи прогреет равномерно.

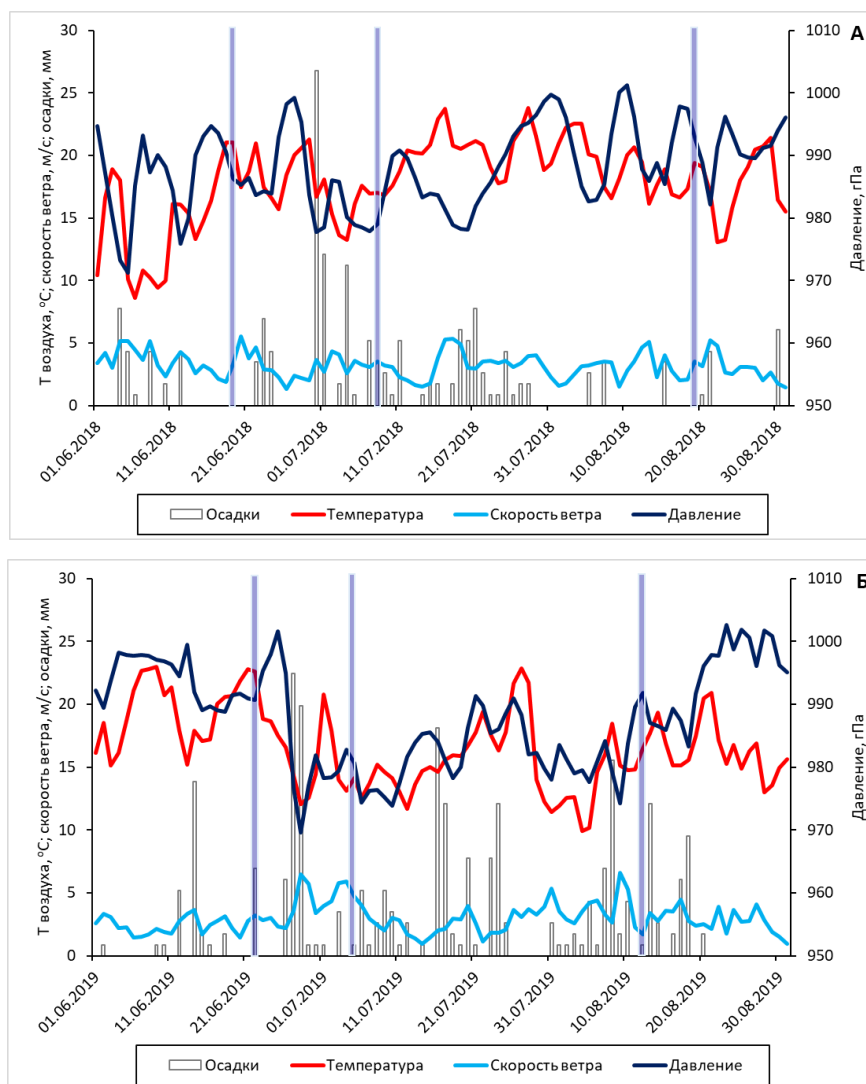


Рисунок 3.4. Метеорологическая информация для района Можайского водохранилища за летние периоды 2018 (А) и 2019 (Б) гг.

Съемка в июне 2019 года отличалась высокой температурой воды – в поверхностном горизонте она превышала $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Наблюдалась типичная устойчивая летняя температурная стратификация, градиенты в металимнионе достигали $2 \text{ }^{\circ}\text{C}/\text{м}$ и более, гипolimнион в среднем был прогрет до $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$. 27 июня 2019 года произошло очень сильное перемешивание и охлаждение водоема, что уже было описано выше и хорошо видно по ходу изменения метеорологических характеристик на Рисунке 3.4Б.

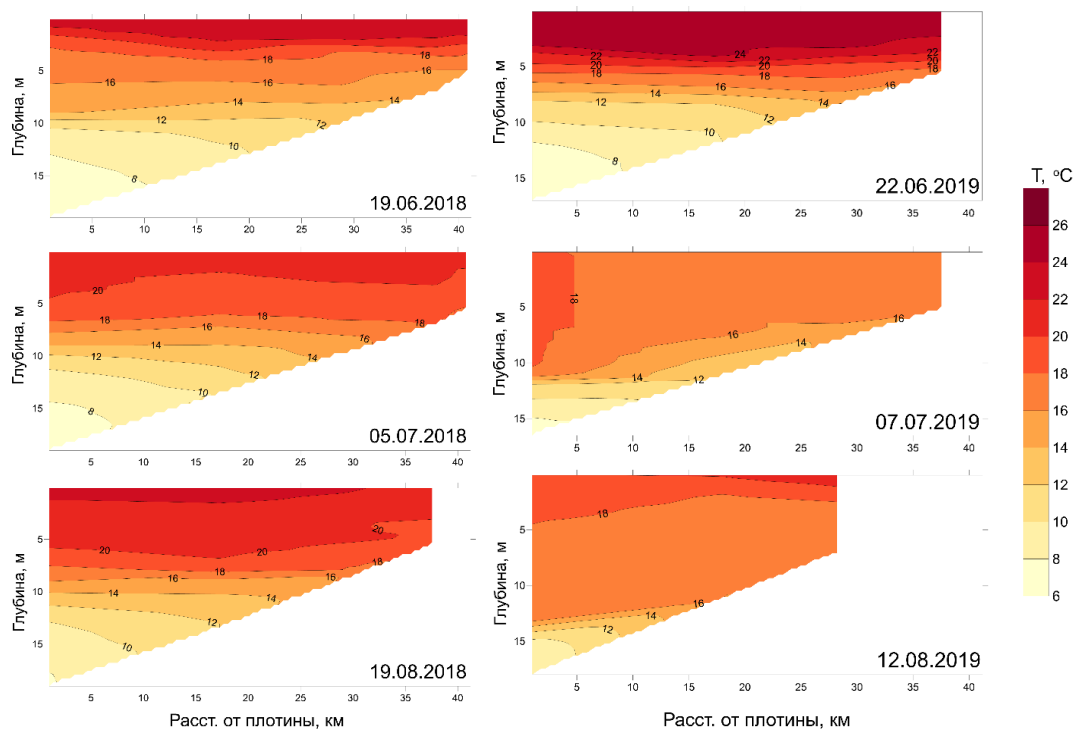


Рисунок 3.5. Распределение температуры воды по продольному профилю Можайского водохранилища за даты проведения гидрологических съемок

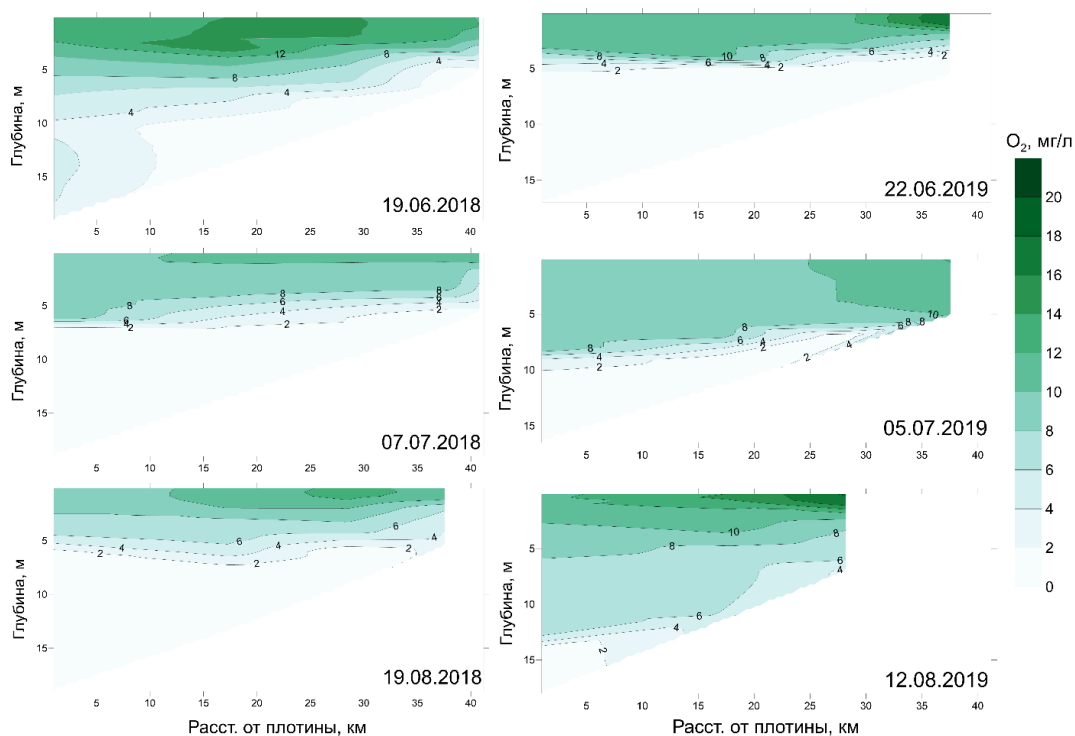


Рисунок 3.6. Распределение растворенного в воде кислорода по продольному профилю Можайского водохранилища за даты проведения гидрологических съемок

В результате этого в июле 2019 года сезонный слой температурного скачка опустился на глубину 12 м и обладал намного менее значимыми градиентами (Рис.

3.2). Кроме того, из-за подобного заглубления температурная стратификация сохранилась только в самой глубокой части водохранилища. Периоды прохладной погоды продолжались практически до конца лета 2019 года, в августе водоем также имел достаточно низкую температуру, эпилимнион, который распространялся до глубины около 10 м, был прогрет до 19 – 20 °С.

Распределение температуры воды оказывает важное влияние на режим растворенного в воде кислорода. Можно видеть, что в 2018 году содержание O_2 в воде закономерно уменьшается в течение летнего периода в придонных горизонтах. В июне содержание кислорода у дна в приплотинной зоне еще достаточно высоко (около 4 мг/л). К июлю в водоеме установилась бескислородная зона, распространившаяся практически на весь объем гипolimниона, которая сохранилась до конца лета.

В 2019 году в июне из-за предшествующего очень теплого периода бескислородная зона наблюдалась в водохранилище ниже 5 м. После перемешивания 27.06.2019 среднее содержание кислорода в водной толще значительно увеличилось из-за заглубления плотностного градиента. Однако, в середине лета этого года все еще сохранялась бескислородная зона у дна в средней и нижней частях водохранилища. К августу же перемешивание привело к тому, что менее 2 мг/л кислорода в воде наблюдалось только на самой глубокой станции V в приплотинном плесе.

Распределение температуры и растворенного кислорода в воде, определяемые синоптической ситуацией, а также морфометрический продольный профиль глубин водоема и его уровенный режим являются ключевыми факторами, влияющими на пространственное распределение удельных потоков метана из водохранилища. На Рисунке 3.7 изображены графики распределения удельных потоков метана по результатам описанных гидрологических съемок Можайского водохранилища за 2018 и 2019 гг (схема станций измерений приведена во 2 главе на Рисунке 2.1).

Пространственная структура удельных потоков метана значительно различается между рассматриваемыми годами. В 2018 году поток метана незначителен и не превышает $200 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Наибольшие потоки наблюдаются в средней части водохранилища на станции III. Максимум потоков в этом месте

объясняется тем, что здесь складываются оптимальные условия для генерации метана в донных отложениях и его транспорта к поверхности воды, где происходит его выброс в атмосферу.

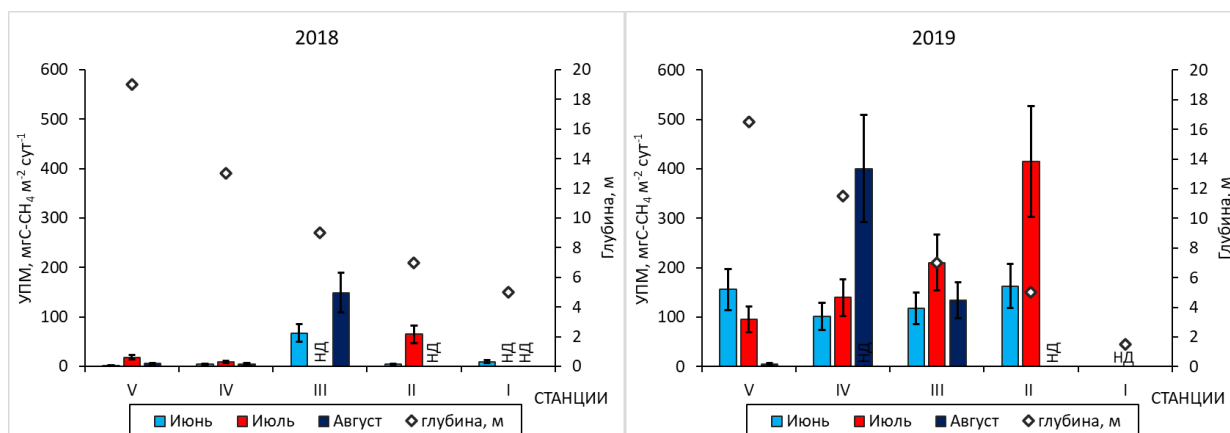


Рисунок 3.7. Распределение УПМ в атмосферу по результатам гидролого-гидрохимических съемок, проведенных в летние периоды 2018 и 2019 гг.

В данной части водохранилища глубина уже достаточная (более 6 м), чтобы образовалась продолжительная бескислородная зона в придонной воде в течение лета. Это способствует накоплению метана в гипolimнионе. При этом, глубина не слишком велика, как в нижней части водохранилища (где значительно ниже придонная температура (около 6-8 °C), что замедляет скорость генерации метана при анаэробном разложении органического вещества). Кроме того, при большой глубине метан, который высвобождается из донных отложений, должен пройти более длинный путь от дна к поверхности водоема, поэтому большая часть растворенного метана может быть окислена метанотрофными микроорганизмами в процессе подъема, а пузырьки метана с большей вероятностью будут растворяться в воде, также после этого подвергаясь окислению.

В 2019 году значительно большие (до 420 мгC-CH₄ м⁻² сут⁻¹) УПМ объясняются в первую очередь особенностями уровня режима водохранилища, а также теплыми условиями конца весны – начала лета. Так как уровень воды был значительно ниже, чем в 2018, а также содержание органического вещества в донных отложениях водоема в 2019 было несколько выше в июне, чем в 2018 году (среднее относительное содержание ОВ в донных отложениях в 2018 году в июне составляло около 10%, в 2019 – 12.5%), значительная интенсивность генерации метана

приводила к более мощному выбросу пузырьков. Высокие значения в июле и августе в 2019 году объясняются как закономерностями, описанными выше при рассмотрении временной изменчивости УП метана, так и достаточно низким атмосферным давлением в течение середины и конца летнего периода 2019 года (Рис. 3.4). Низкое атмосферное давление также способствует образованию пузырьков в донных осадках, так как снижает растворимость газов, в том числе и метана (подробнее этот вопрос рассмотрен в разделе 1.2 [Harrison et al., 2016]).

По результатам измерений диффузионной камерой, а также расчетам с помощью метода TBL были получены величины доли диффузионного потока метана из водоема по отношению к суммарному удельному потоку. Результаты распределения этой величины по станциям измерений за летние периоды 2018 и 2019 гг. представлены на Рисунке 3.8.

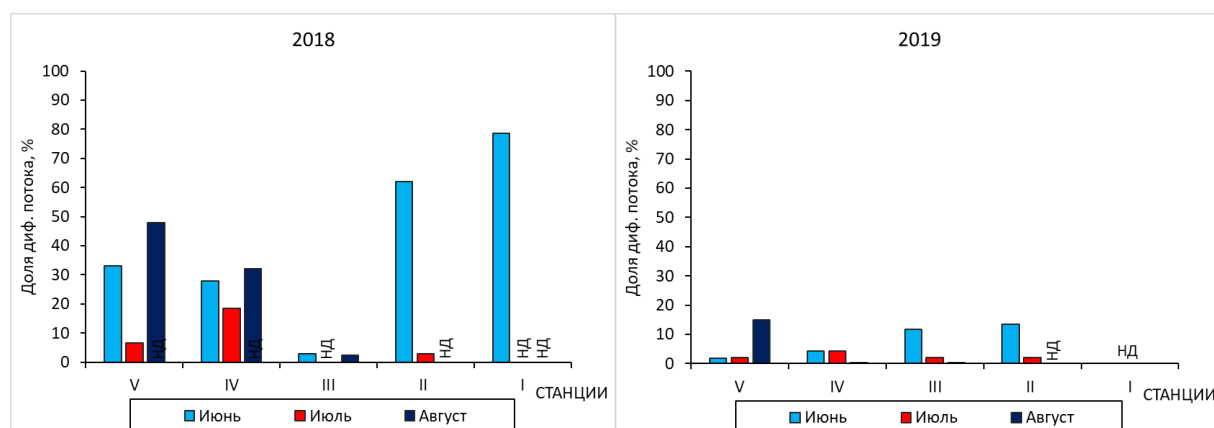


Рисунок 3.8. Доля диффузионного потока метана на станциях измерений летом 2018 и 2019 года на Можайском водохранилище

Основываясь на данных результатах очевидно, что при больших значениях удельного потока метана в атмосферу наибольший вклад вносит именно пузырьковая составляющая потока. Связано это в первую очередь с тем, что скорость диффузионного переноса намного меньше, чем скорость поднятия пузырька, а также, метан, который находится в газообразном состоянии внутри пузырьков, не доступен для окисления метанотрофными микроорганизмами. Наибольший вклад диффузионного переноса метана наблюдаются в июне 2018 года в верхней части водохранилища, на станциях I и II. При больших значениях потока метана в

атмосферу вклад диффузионного переноса может составлять менее 1% от общего выброса метана в атмосферу.

С 2020 по 2022 гг. также было проведено несколько полевых съемок в период открытой воды. Их результаты представлены на Рисунке 3.9.

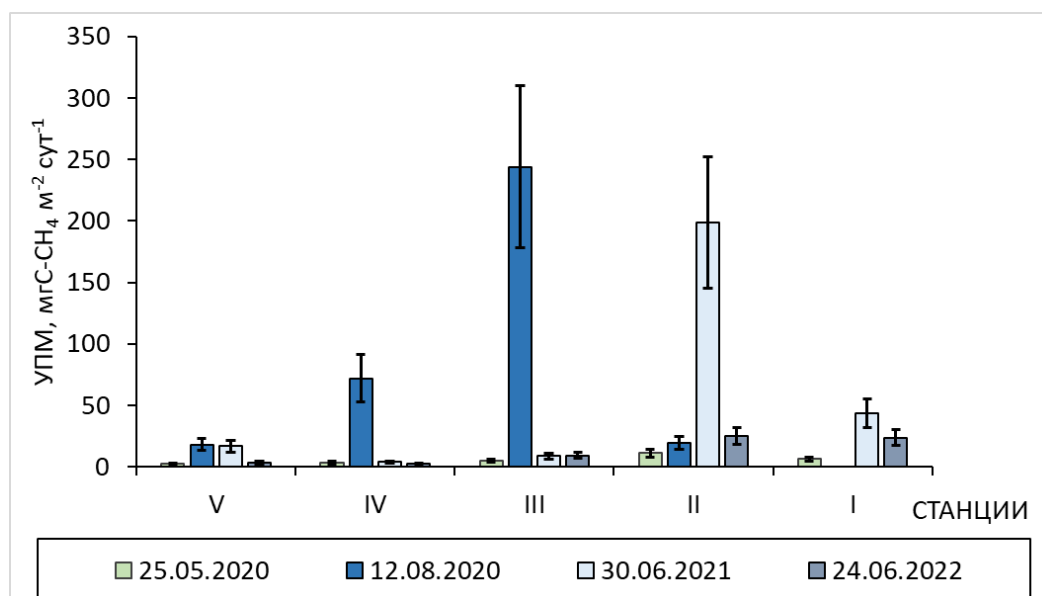


Рисунок 3.9. Распределение УПМ в атмосферу по результатам гидролого-гидрохимических съемок, проведенных в летние периоды 2020 – 2022 гг.

Съемки, которые были проведены в начале летнего периода, в эти года не выделяются высокими значениями УПМ в атмосферу, так как из-за недавно сформированной стратификации и незначительной бескислородной зоны метан еще не успел в значительной степени накопиться в донных отложениях и в придонной воде. Исключением является станция II в верхней части водоема 30.06.2021. Высокое значение потока ($196 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) может объясняться локальным пузырьковым выбросом. В данную съемку потоки метана измерялись в единственной повторности, поэтому более точно оценить эту особенность затруднительно. Съемка в августе 2020 года характеризуется пространственным распределением потоков точно таким же, как описанные выше измерения в период устойчивой стратификации в 2018 году. Максимум наблюдался в средней части водохранилища, в остальных районах потоки не превышают $100 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$.

Результаты, представленные в данном разделе по Можайскому водохранилищу, опубликованы в рецензируемых научных журналах [Lomov et al., 2020a; Lomov et al., 2020b; Lomov, 2021].

Иваньковское водохранилище

Иваньковское водохранилище отличается от Можайского в первую очередь своим гидрологическим режимом. Как было сказано во 2 главе данной работы, Иваньковское водохранилище имеет самый высокий коэффициент водообмена из рассматриваемых в работе (около 11 год^{-1}).

Рассмотрим пространственную изменчивость потоков метана на Иваньковском водохранилище на примере съемок в начале августа, которые проводились каждый год 4 или 5 числа с 2020 по 2023. На Рисунке 3.10 приведены сведения о метеорологических характеристиках за летний период 2020 – 2023 гг. на Иваньковском водохранилище.

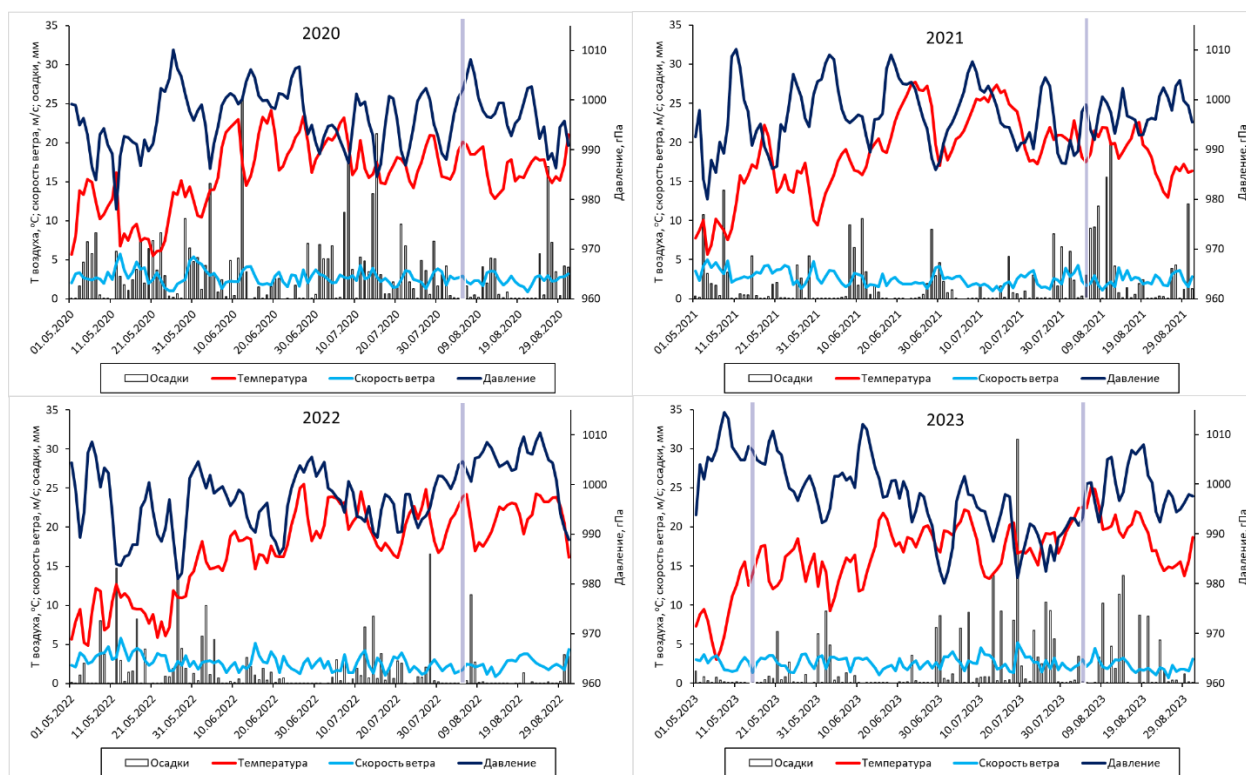


Рисунок 3.10. Метеорологическая информация для района Иваньковского водохранилища за летние периоды 2020 – 2023 гг.

По метеорологическим характеристикам выделяется 2022 год – в это время на водоеме, как за две недели перед проведениями измерений, так и в день полевых работ, держалась более теплая и маловетренная погода, что выражается в более высокой температуре воздуха, повышенном атмосферном давлении, несколько более низкой скорости ветра и меньшим количеством осадков. В 2023 году в день полевых

измерений наблюдалось низкое атмосферное давление, а также большая скорость ветра, которая в среднем за сутки составляла 3 м/с.

Иваньковское водохранилище отличается тем, что на нем достаточно стабильно удерживается уровень воды, колебания внутри одного года, как правило, составляют не более 1.5 м. Такая необходимость вызвана непрерывным контролем за работой крупной транспортной магистрали – Канала им. Москвы. Эта особенность поддержания режима уровня водоема и большой приток воды с бассейна верхней Волги приводит к тому, что у водоема может значительно отличаться коэффициент водообмена от года к году, и более того, гораздо большие колебания этой величины могут наблюдаться на меньшем временном масштабе, например, в рамках одного месяца.

По данным о суточной изменчивости общего расхода притоков был рассчитан объем притока в Иваньковское водохранилище за каждый из рассматриваемых годов, а также отдельно за июль месяц, предшествующий натурным измерениям. По результатам этого расчета была составлена Таблица 3.1.

Таблица 3.1. Коэффициент водообмена Иваньковского водохранилища за 2020 – 2023 гг. а также отдельно коэффициент месячного водообмена за июль месяц

год	Кв, год ⁻¹	Кв за июль, мес ⁻¹
2020	10.1	1.16
2021	8.3	0.21
2022	7.9	0.19
2023	10.4	0.28

В среднем, коэффициент годового водообмена Иваньковского водохранилища в эти 4 рассматриваемых года близок к среднемуголетнему значению, однако, особенно сильно выделяется 2020 год по тому, насколько интенсивно обновлялась вода в Иваньковском водохранилище за июль. По сравнению с другими годами в 2020 году в июле вода в Иваньковском водохранилище полностью обновилась за один месяц и водохранилище было хорошо «промыто». В остальные годы коэффициент водообмена в июле значительно не отличается друг от друга.

Совокупное влияние синоптической ситуации и водного режима водохранилища определяет структуру водной толщи, плотностную стратификацию, и как следствие многие процессы биохимического цикла (Рис. 3.11).

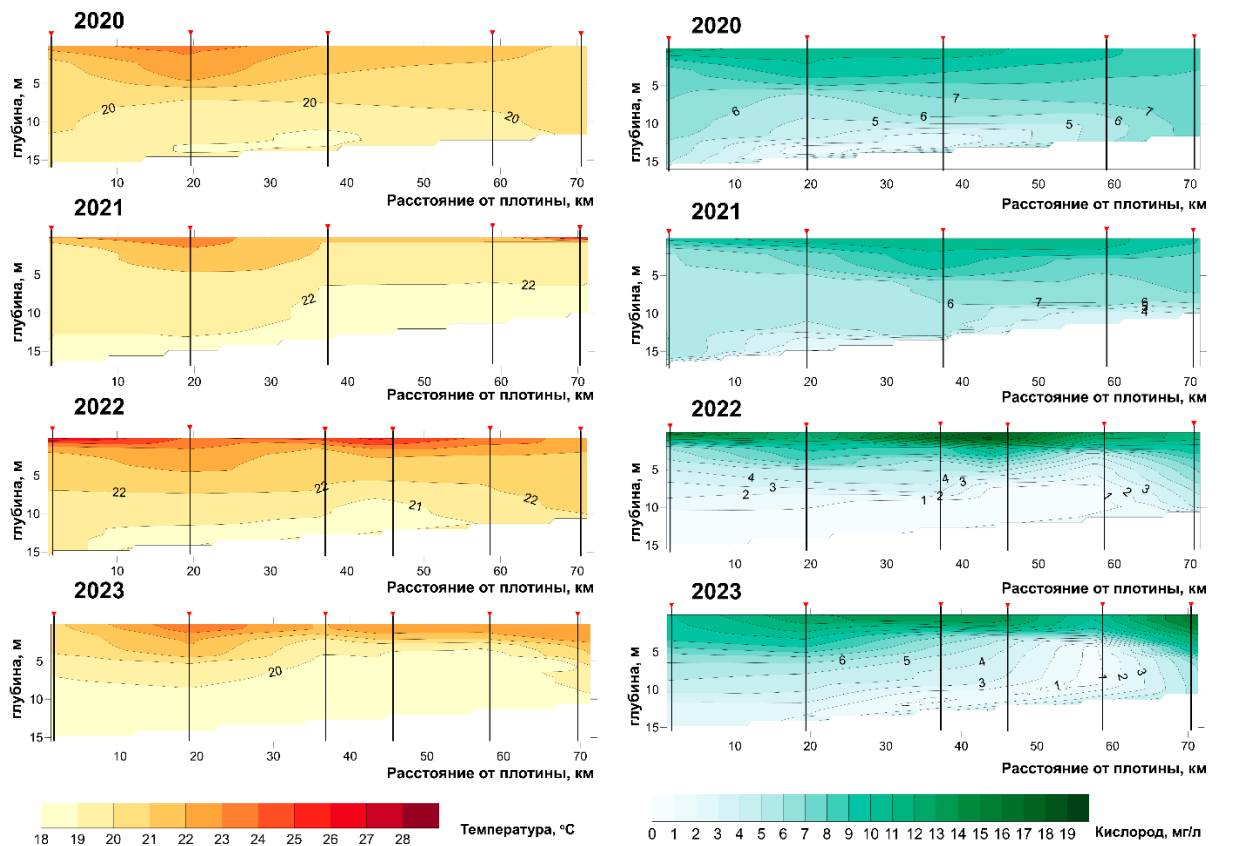


Рисунок 3.11. Распределение температуры и растворенного в воде кислорода в Иваньковском водохранилище в период проведения гидрологических съемок в августе 2020 – 2023 гг.

Для Иваньковского водохранилища из-за его морфометрической структуры характерно хорошее перемешивание даже в начале августа (Рис. 3.11). Это в той или иной степени прослеживается в период проведения всех съемок на водохранилище – как правило температура на поверхности от придонной температуры отличается не более чем на 6-7 °С. 2020 год отличается полным перемешиванием верхней части водохранилища и в целом более низкими температурами воды, чем любой другой год из рассматриваемых. Это связано с поступлением большого количества речной водой, пришедшей с Верхней Волги, о чем уже говорилось при сравнении месячных значений коэффициента водообмена водоема за июль. Содержание кислорода в

августе 2020 и 2021 показывает, что бескислородных условий в водохранилище не наблюдалось.

Иное распределение характеристик наблюдается в августе 2022 г. Съёмка, как уже было сказано ранее, проводилась в период спокойной погоды, установившейся на водоеме за некоторое время до измерений. Таким образом, из-за этого на водоеме сформировался локальный синоптический температурный скачок (на глубине 1-2 м) с градиентом температуры около $1.5\text{ }^{\circ}\text{C/м}$. Такие условия на водоеме привели к тому, что в этом году в августе единственный раз за время наблюдений в придонных горизонтах водохранилища наблюдалась аноксидная зона. Однако, ее мощность была совсем не велика, и значительно меньше, чем, например, при аналогичных условиях в Можайском водохранилище (более 10 м). В поверхностных горизонтах водной толщи в это время наблюдались крайне высокие значения содержания кислорода – до 18 мг/л, что соответствует перенасыщению водной толщи практически в два раза. Высокие концентрации кислорода в этот период объясняются активным фотосинтезом, который практически привел к состоянию цветения воды, прозрачность, определенная по диску Секки в период съёмки, в среднем, составляла менее 1 м, при среднем значении в другие года около 1.5 м.

Август 2023 года характеризовался небольшим градиентом устойчивости на глубине 2-3 м. Заглубление скачка в этот год происходило из-за большой средней скорости ветра в предшествующий период измерений (Рис. 3.10). Содержание кислорода в поверхностных горизонтах воды высоко (от 12 до 16 мг/л), в придонном слое концентрации O_2 составляют около 1 – 2 мг/л. В Шошинском плесе содержание кислорода несколько ниже, чем на других станциях, что объясняется локальными условиями этого отделенного участка акватории водохранилища – в первую очередь замедленным водообменом по сравнению с основной частью.

Стоит отметить, что в каждый из рассмотренных периодов на водохранилище хорошо заметно влияние сбросов теплых вод с Конаковской ГРЭС (примерно 20 км от плотины). Особенно это влияет на станцию Корчева, расположенную недалеко от Мошковичского залива, где и происходит этот сброс, из-за этого поверхностная температура воды в этой зоне обычно выше на 1-2 градуса, по сравнению с соседними станциями.

Удельные потоки метана, измеренные в ходе описанных августовских съемок на Иваньковском водохранилище приведены на Рисунке 3.12 (схема станций измерений приведена во 2 главе на Рисунке 2.3).

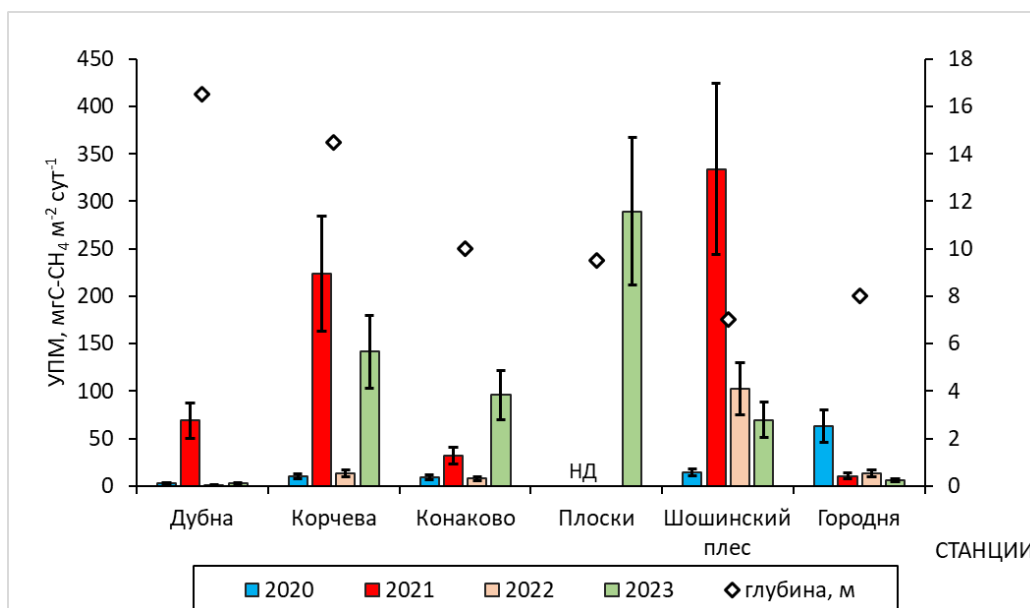


Рисунок 3.12. Удельные потоки метана на опорных станциях измерений на Иваньковском водохранилище по результатам полевых съемок в начале августа 2020 – 2023 гг.

Самые маленькие значения удельного потока метана со всех станций кроме Городни в верховьях водохранилища наблюдались в 2020 году. Обусловлено это высокой проточностью, которая, во-первых, размывает верхний слой донных отложений из-за большей скорости воды (содержание ОВ в донных отложениях в 2020 году около 12%, в остальные года 14.5 – 20%), во-вторых, хорошо аэрирует водную толщу и верхний слой донных отложений, при этом ингибируется генерация метана, что также снижает удельный поток, и в-третьих, летний период был достаточно холодным, из-за чего продукция в водоеме и, как следствие, седиментация лабильного органического вещества, которое используется археями для метаногенерации, значительно снижается (среднее значение величины продукции за эту съемку составляет $0.208 \text{ мгО л}^{-1} \text{ час}^{-1}$).

Потоки с основной акватории в период этой съемки не превышают $20 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, кроме станции Городня. Высокий поток метана в верховьях водоема в этот период времени обусловлен обильным поступлением органического вещества с

речными водами, а также непосредственно повышение содержания метана в воде из-за притока с заболоченного водосбора (на станции Городня содержание метана составляет 16.5 мкл/л, в то время как среднее содержание в водоеме в этот день – 8.7 мкл/л). Таким образом, проточность водоема может кардинально менять пространственную структуру удельных потоков метана из водохранилища.

В остальные периоды, когда месячная проточность была значительно ниже, распределение потоков метана по продольной оси водоема сильно отличается. Более высокие значения потоков метана наблюдаются в августе 2021 и 2023 годов, причем максимальные наблюдались в средней части водохранилища. Причины увеличения потоков в средней части долинного водохранилища по сравнению с верховьями и приплотинной зоной уже были разобраны на примере Можайского водохранилища. Средний поток в августе 2021 года составляет $134 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, а в августе 2023 года – $101 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$.

Самый большой удельный поток, зафиксированный на Иваньковском водохранилище в период проведенных измерений в 2021 году в Шошинском плесе составляет $334 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, что связано с особенностью развития фитопланктона в этом заливе и продукцией ОВ в результате фотосинтеза. В целом, продукция в значительной степени может определять удельные потоки метана в атмосферу. В Таблице 3.2 приведены значения чистой продукции ОВ в поверхностном горизонте воды и удельных потоков метана.

Таблица 3.2. Чистая продукция ОВ в поверхностных горизонтах воды и удельные потоки метана, измеренные на Иваньковском водохранилище

Станция	Чистая продукция, $\text{мгO}_2 \text{ л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$				Поток метана, $\text{мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$			
	2020	2021	2022	2023	2020	2021	2022	2023
Дубна	0.166	0.488	~ 0	0.219	2.88	68.9	1.2	3
Корчева	0.389	0.363	~ 0	0.018	9.6	223.8	12.9	141.6
Конаково	0.071	~ 0	НД	~ 0	9.36	31.9	7.8	96
Шошинский плес	0.259	0.533	0.073	0.355	14.4	334	102.5	69.4
Городня	0.152	0.149	0.284	НД	63.36	10.5	13.2	5.6
Среднее	0.208	0.307	0.089	0.148	19.9	134	27.5	101

По результатам, представленным в Таблице 3.2 хорошо видно, что высокие значения потока метана как в Шошинском плесе, так и в целом на водоеме могут быть связаны с большой скоростью продукции ОВ, которая в 2021 году наибольшая среди рассмотренных лет. Кроме того, в Шошинском плесе могут наблюдаться локальные мощные источники метана, связанные с затопленными болотными почвами. Они не велики по площади, но в ограниченных участках характеризуются высокими значениями УПМ, однако, данных измерений по этому вопросу мало, и он требует дальнейшего изучения.

В 2022 году также в августе потоки метана в атмосферу очень низки на всех станциях измерений Иваньковского водохранилища. Наибольший поток наблюдался в Шошинском плесе – $102 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Несмотря на единственный год, когда наблюдались аноксидные условия в придонной части водоема, определяющей особенностью, из-за которой выход метана в атмосферу был достаточно низкий, стала высокая устойчивость водной толщи (Рис. 3.11) и повышенное атмосферное давление в совокупности с предшествующей спокойной погодой (Рис. 3.10). При таких условиях практически не образуется пузырькового потока метана, который, как и для Можайского водохранилища, является основным механизмом переноса метана к поверхности воды.

На Иваньковском водохранилище кроме августа проводилась съемка в мае 2023 года (Табл. 3.3).

Таблица 3.3. УПМ из Иваньковского водохранилища в мае и августе 2023 года

Станция	Удельный поток метана, $\text{мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$	
	май	август
Дубна	0.30	3.06
Корчева	2.00	142
Конаково	2.05	96.2
Плоски	3.91	289
Шошинский плес	4.04	69.4
Городня	4.44	5.66
Средний	2.79	101

Как и ожидалось, потоки метана из водохранилища в конце весны очень незначительны, что связано с тем, что водохранилище еще недостаточно прогрето (средняя температура воды составляет 12 °С, максимальная на станции Корчева у поверхности 16 °С из-за влияния Конаковской ГРЭС), очень мала интенсивность продукции и седиментации автохтонного лабильного органического вещества, а водная толща, а также верхний слой донных отложений, хорошо аэрированы. Из-за этого, даже несмотря на наличие небольшой генерации метана, которая всегда происходит в более глубоких слоях донных отложений, очень высока степень окисления метана в воде. Пузыри метана, которые не могут быть окислены, практически не образуются, и доля диффузионного потока составляет около 90%.

В 2023 году помимо исследований на станциях, расположенных над затопленным руслом Волги, на Иваньковском водохранилище были проведены исследования удельных потоков метана на границах «донные отложения – вода» и «вода – атмосфера» на участках затопленных речных пойм в створах основных станций измерений. Такое исследование проводилось для 4 станций – Дубна, Корчева, Конаково и Плоски (Рис. 2.3). На Рисунке 3.13 представлены УПМ из донных отложений и в атмосферу над русловыми и пойменными участками затопленной речной долины Иваньковского водохранилища.

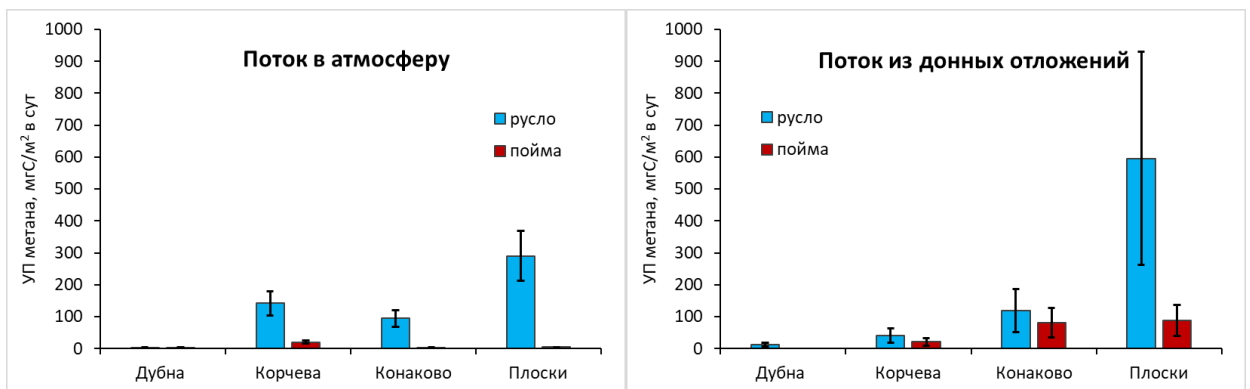


Рисунок 3.13. Потоки метана в атмосферу и из ДО в Иваньковском водохранилище на русловых и пойменных участках по результатам измерений в 2023 году

Как можно видеть, наблюдается очень существенное различие между удельными потоками на русловых и пойменных участках. Это связано в первую очередь с характером грунтов и содержанием в них органического вещества. В русловой ложбине водоема аккумулируется наиболее мелкие частицы

(преимущественно ил), для которых характерно высокое относительное содержание ОВ (для описываемых станций измерений – 11-15%), в то время как на поймах и террасах преобладают песчаные отложения или заиленный песок (содержание ОВ менее 3-4%), что сказывается на генерации метана в грунтах. Кроме того, при сравнении результатов донной камеры и поверхностной выявлено, что поток метана из донных отложений выше, чем в атмосферу, что связано с окислением метана в водной толще, так как в период съемки вода была хорошо аэрирована (Рис. 3.11). Исключением является станция Корчева, что может быть связано с соотношением пузырькового и диффузионного потока метана, так как пузырьковый поток имеет очень высокую временную неоднородность, также это может быть связано с инструментальной погрешностью метода. Пространственная изменчивость потоков из донных отложений также очень высока, поток метана увеличивается от плотины (станция Дубна) к средней части Иваньковского водохранилища (станция Плоски), однако, выводы по этой неоднородности на основании данных одной съемки сделать сложно, так как необходимо более детальное изучение.

Таким образом, на примере разбора гидрологических съемок на Иваньковском водохранилище, проведенных в одно и то же время года – начало августа, а также одной съемки в конце весны, выявлено, что структура потоков метана по продольному профилю водоема может очень существенно отличаться от года к году. На пространственную структуру УПМ может влиять как синоптическая ситуация, так и водный режим, а также процессы биохимического цикла водоема. При высоком коэффициенте водообмена водохранилища потоки незначительны, кроме верховий водоема. В случае более замедленного водообмена пространственная неоднородность эмиссии метана может определяться такими параметрами, как, например, содержанием ОВ в донных отложениях или интенсивностью чистой продукции фитопланктона и т. д.

Результаты, описанные в данном разделе по Иваньковскому водохранилищу, опубликованы в [Гречушникова и др., 2023].

Рыбинское водохранилище

На Рыбинском водохранилище были проведены полевые кампании в период открытой воды (сентябрь 2021, август 2022, июль и сентябрь 2023). Рассмотрим

структуру потоков метана в атмосферу по результатам съемок в летний и осенний периоды. Расположение станций измерений изображено на Рисунке 2.4.

Метеорологическая информация за периоды проведения полевых съемок представлена на Рисунке 3.14.

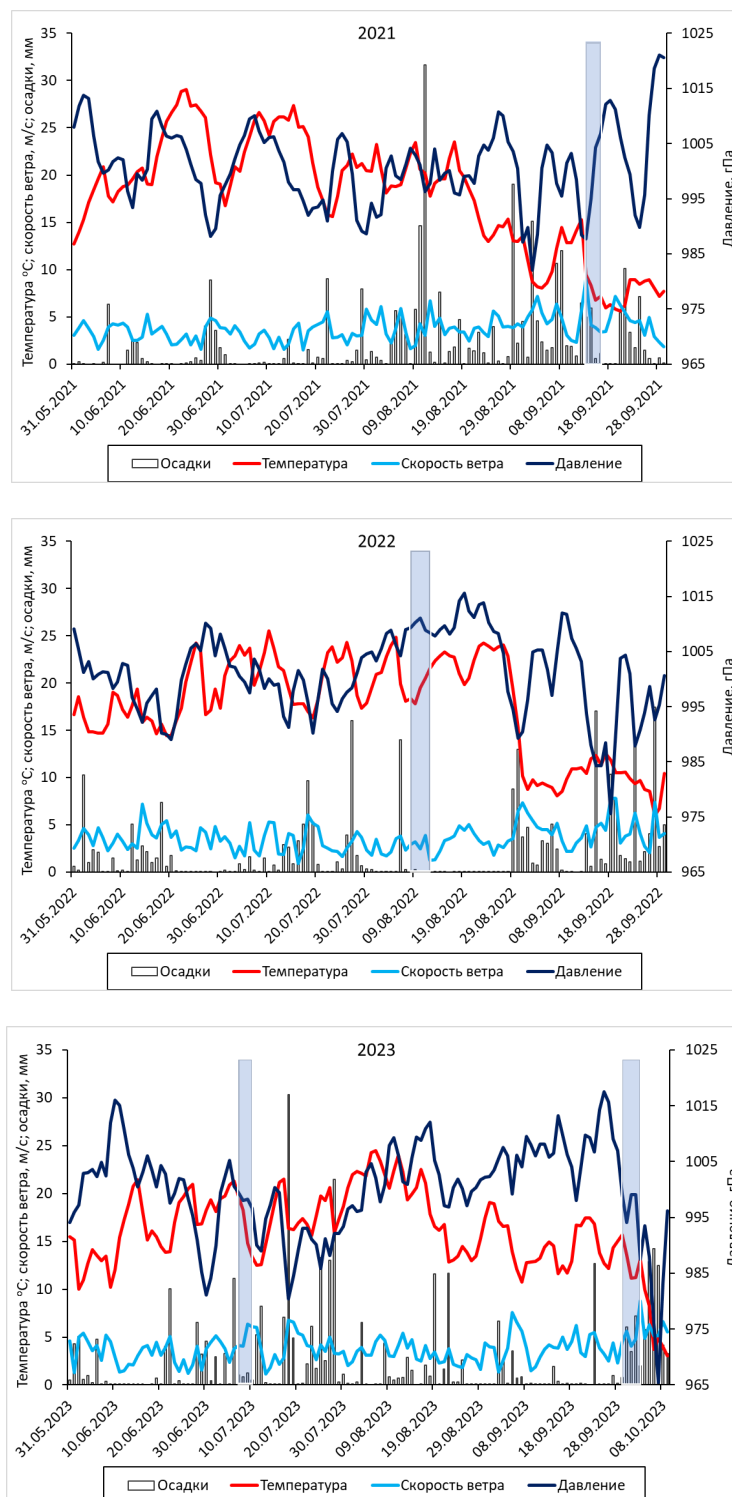


Рисунок 3.14. Метеорологическая информация для района Рыбинского водохранилища за летние периоды 2021 – 2023 гг.

По метеорологическим условиям значительно различаются периоды проведения измерений в осенний период от летних съемок. В сентябре 2021 и 2023 гг. водоем находился на начальной стадии осеннего конвективного перемешивания, хотя стоит отметить, что для Рыбинского водохранилища из-за интенсивности ветро-волнового воздействия на протяжении всего периода без ледостава характерна однородность водной толщи, что влечет за собой и хорошую насыщенность воды кислородом на протяжении всего безледного периода в том числе и в придонных горизонтах (Рис. 3.15).

Из-за большого ветрового разгона для Рыбинского водохранилища характерно преобладание сильных ветров и частого высокого волнения в периоды открытой воды, не исключением стали и периоды проведения полевых кампаний в 2021 – 2023 году. Наиболее низкая скорость ветра в период измерительной кампании была зафиксирована в августе 2022 года (около 3 м/с в среднем). Определение высоты волн в ходе измерений проводилось визуально, из-за отсутствия специализированного оборудования. При наиболее сильном волнении высота волны достигала более 1 м по данным визуальной оценки, штилевых условий на открытых участках акватории водоема не было зафиксировано ни при одном проведении измерений.

Из-за того, что Рыбинское водохранилище имеет сложную морфологическую структуру, изобразить пространственную неоднородность в виде двухмерного графика, как это было сделано для Можайского и Иваньковского водохранилищ, не представляется возможным. Поэтому распределение температуры и содержания растворенного кислорода в Рыбинском водохранилище за период проведения полевых кампаний представлено в виде совокупности измерений на всех вертикалях в ходе одной полевой съемки на одном графике (Рис. 3.15).

На Рисунке 3.15 видно, что по температуре воды Рыбинское водохранилище практически однородно по глубине, между съемками заметны различия только в средней температуре воды. Пространственная же изменчивость распределения температуры по глубине в пределах одной съемки объясняется изменчивостью погодных условий, поскольку в отличие от Иваньковского и Можайского водохранилищ, Рыбинское исследовалось за одну поездку в течение нескольких дней (от 4 до 8 за описываемые съемки). Также температура воды может несколько

отличаться на вертикалях в пределах одной съемки из-за обособленности того или иного участка акватории. Так, например, Весьегонский плес (станция Весьегонск Рис. 2.4) из-за ограниченного обмена с основной акваторией водоема прогревается обычно несколько больше.

Распределение температуры по глубине водоема оказывает влияние и на распределение кислорода по глубине. Здесь уже ситуация несколько отличается между разными съемками. Не смотря на общую тенденцию, которую можно описать, как хорошая насыщенность водной толщи кислородом (около 80-100%), можно видеть, что при проведении осенних полевых выездов, распределение кислорода на вертикали более однородно, чем в летние периоды.

Летние же съемки показывают несколько иное распределение кислорода по глубине в Рыбинском водохранилище, хотя общая тенденция к хорошей аэрированности водной толщи сохраняется (Рис. 3.15).

Стоит отметить распределение кислорода по глубине во время съемки в августе 2022 года. Во-первых, наблюдается наибольший разброс значений между вертикалями, во-вторых, на самых глубоких станциях все же наблюдаются бескислородные условия в придонных горизонтах. Исключение составляет станция около ГЭС, измерения на которой в этот сезон проводились максимально близко к работающим водовыпускам. Из-за перемешивания, вызванного сбросами воды, температура и кислород на этой станции однородны по всей вертикали (пунктирная линия, август 2022 года).

В остальном же, можно утверждать, что распределение кислорода в водохранилище в период осенних съемок 2021 и 2023 гг. практически одинаково, в период летних съемок концентрации кислорода в водоеме несколько меньше и наблюдалось уменьшение его концентрации ко дну на некоторых станциях, однако, водная толща все равно полностью аэрирована, за исключением самых глубоких станций. Бескислородные условия были зафиксированы только на станциях ГЭС и «Мать-Волга», причем на станции ГЭС, как показано на примере августа 2022 года, распределение кислорода может зависеть от сбросов воды из приплотинного плеса, что характерно для большинства водохранилищ.

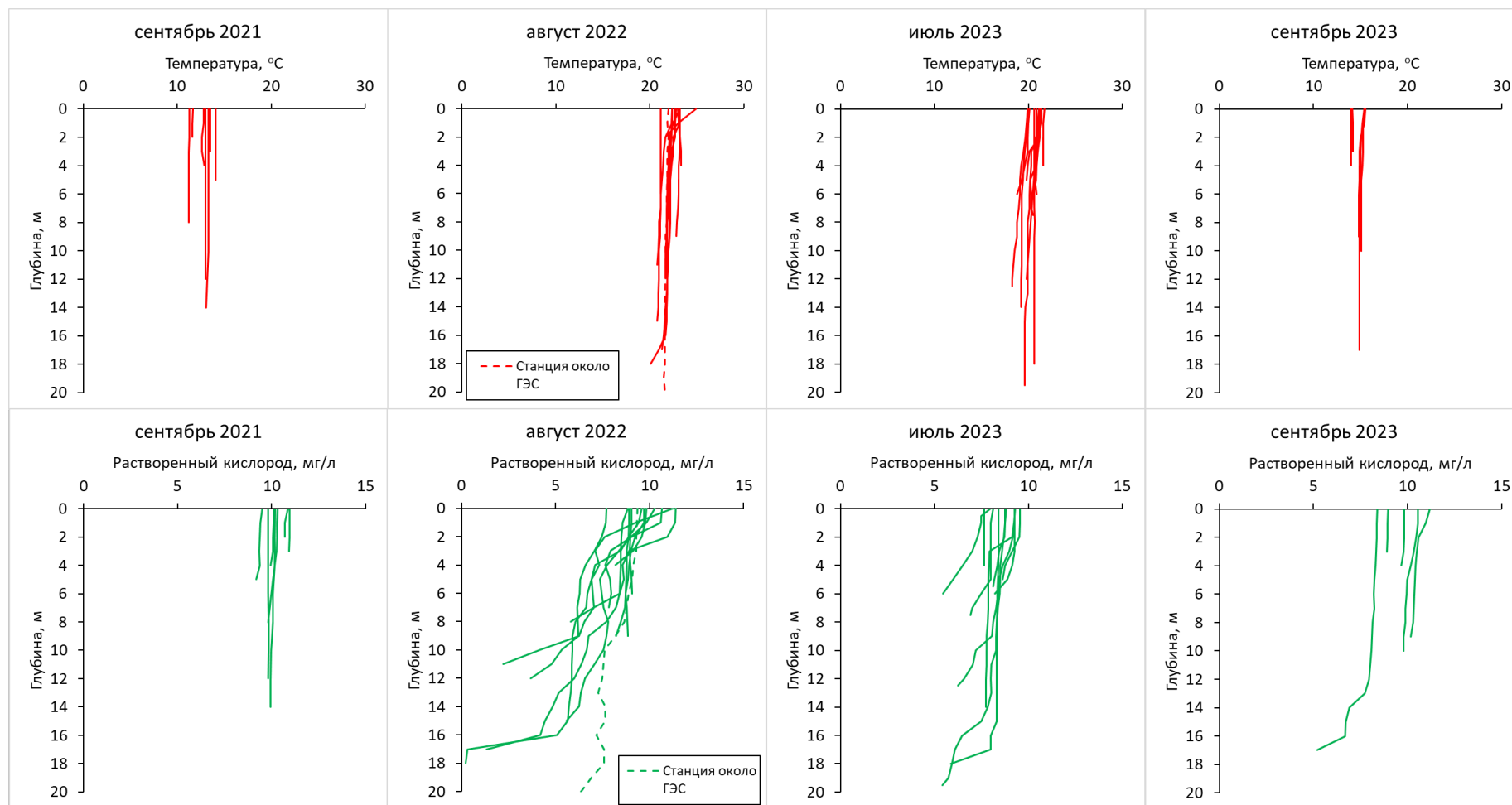


Рисунок 3.15. Распределение температуры воды и растворенного кислорода по глубине Рыбинского водохранилища на станциях измерений за периоды проведения полевых съемок в 2021 – 2023 гг.

Сложная морфологическая структура Рыбинского водохранилища и при этом индивидуальность условий в разных частях водоема (условия ветро-волнового перемешивания, глубина, качественных характер донных отложений и т.д.), делает структуру пространственно-временной изменчивости потоков метана с поверхности водоема очень пестрой при совместном рассмотрении. Однако, выявить некоторые особенности в пространственном и временном распределении в отдельности все же удалось.

Рассмотрим пространственную неоднородность потоков метана из Рыбинского водохранилища со станций наблюдений (Рис. 2.4) за все проведенные полевые кампании (Рис. 3.16).

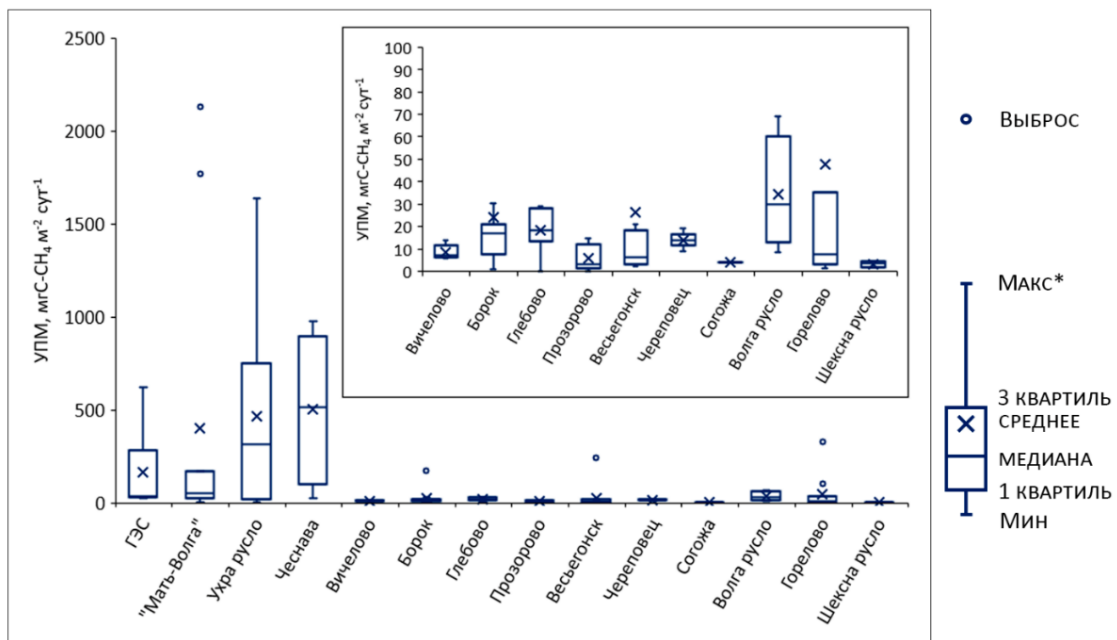


Рисунок 3.16. Удельные потоки метана из Рыбинского водохранилища с основных станций наблюдений, представленные в виде диаграммы Boxplot²

Как можно видеть из графика, глобально станции измерений делятся на две большие группы – станции с очень большим разбросом измеренных УПМ и станции, где большая часть измеренных потоков не превышает 100 мгС-CH₄ м⁻² сут⁻¹. Важно

² Максимальное значение показано на графиках без учета выбросов. Критерий выделения выбросов – превышение значения над 1.5 межквартильного размаха. На врезке показаны УП метана с увеличенным вертикальным масштабом на станциях, где не наблюдается больших выбросов метана.

отметить, что однозначных ситуаций, когда удельный поток метана на той или иной станции стабильно высок, не наблюдается – на всех станциях измерений наименьшие значения потока в отдельные повторности не превышают $20 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Это связано с уже описанным выше на примере Можайского водохранилища соотношением пузырькового и диффузионного потоков. Пузырьковый поток имеет высокую временную изменчивость даже на малых временных масштабах, и в то же время он может вносить вклад до 99% от общего потока в атмосферу.

К первой группе станций относятся станции ГЭС, «Мать-Волга», Ухра русло и Чеснава (Рис. 2.4). На станциях ГЭС и «Мать-Волга» высокие значения потока метана в атмосферу могут возникать из-за того, что только на этих станциях за все наблюдения были зафиксированы аноксидные условия, то есть, метан может накапливаться в верхней части донных отложений и в водной толще, после чего резко высвобождаться из-за падения давления, снижения уровня или конвекции. Разброс УПМ на станции «Мать-Волга» самый большой из всех рассмотренных вертикалей на Рыбинском водохранилище. Здесь зафиксирован самый существенный выброс метана в период открытой воды по измерениям «плавучими камерами» – более $2000 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Что безусловно может происходить только из-за увеличения интенсивности выхода пузырьков.

Высокие значения УПМ на станции Ухра русло обусловлены повышенным содержанием органического вещества в донных отложениях. На станции Ухра русло среднее значение относительного содержания органического вещества в грунтах составляет 21.6% (в среднем по водохранилищу – 14.5%). Поэтому на станции Ухра русло наибольшие потоки связаны именно с повышенным содержанием субстрата для генерации метана.

Высокие значения потока метана на станции Чеснава служат хорошей иллюстрацией влияния притоков на баланс метана в водохранилище. Измерения на этой станции проводились в устье одноименной реки – Чеснавы и природа высокого потока с устьевой зоны этого водотока не до конца ясна, однако, на этом примере было выявлено, что для оценки эмиссии метана с водохранилища нужно грамотно отчленять зоны воздействия притоков, так как на станции измерения Чеснава

наблюдалось течение воды, что говорит о том, что станция находится в зоне выклинивания подпора, а не принадлежит к самой акватории водохранилища.

На остальных станциях удельные потоки метана схожи между собой – везде наблюдается примерно схожий разброс значений, медианные и средние значения потока метана также близки. Некоторые заметные различия есть только между станциями, которые находятся на затопленной русловой ложбине и на затопленной пойме. На станциях Волга русло, Горелово, Весъегонск и Борок, расположенных именно на участках затопленного русла, среднее значение потока метана несколько выше, и наблюдаются высокие значения потока, статистически относящиеся к выбросам. Такая же закономерность была получена для Иваньковского водохранилища в предыдущем подразделе и причины для Рыбинского водохранилища в этой закономерности весьма схожи. В остальном, в пределах одинаковых морфологических частей, Рыбинское водохранилище на большей части своей акватории достаточно однородно по своим условиям, как уже было описано выше, поэтому различия в УПМ можно отнести к погрешности измерения, локальным особенностям окрестности станции и случайной природе пузырькового потока метана.

На Рисунке 3.17 представлен график временной изменчивости потоков метана на Рыбинском водохранилище между проведенными полевыми кампаниями в период открытой воды.

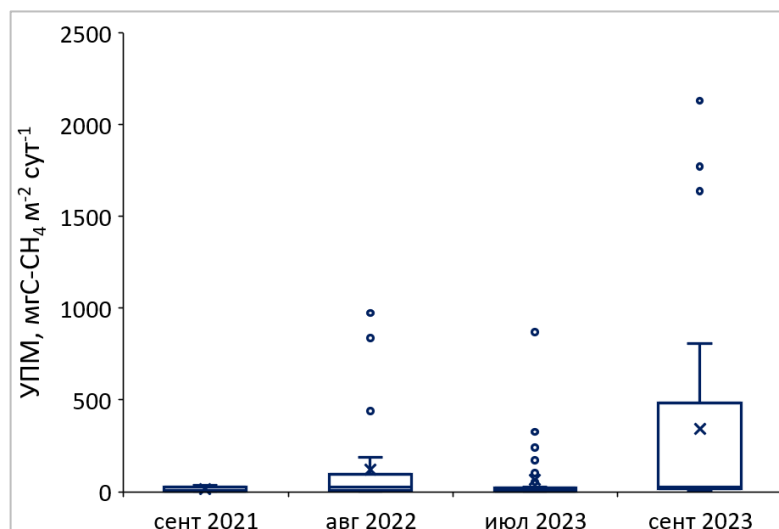


Рисунок 3.17. Временная изменчивость УПМ с Рыбинского водохранилища по результатам полевых съемок, проведенных в период открытой воды 2021 – 2023 гг.

Летние съемки практически не различаются между собой, за исключением того, что среднее значение несколько выше для августа 2022 года, что связано с более поздней съемкой. На примере Можайского водохранилища по подробным рейдовым наблюдениям было также выявлено увеличение УПМ в течение лета. Здесь причины такие же – к августу образовались бескислородные условия на самых глубоких станциях в отличие от июля (Рис. 3.15). Также уровень воды в августе 2022 (100.77 мБС) был ниже, чем в июле 2023 (100.89 мБС), что положительно может сказываться на пузырьковом потоке метана, хотя различия очень малы. Поэтому при схожей устойчивости и в целом схожих синоптических условиях (Рис. 3.14) летние съемки 2022 и 2023 гг. не значительно различаются между собой.

Обратная ситуация при сравнении осенних полевых съемок – разброс УПМ различается кардинально (Рис. 3.17). Чтобы лучше разобраться в этом вопросе, снова необходимо обратиться к анализу синоптической ситуации (Рис. 3.14).

Сам период проведения полевых кампаний отличается не так значительно между этими годами – перед съемками наблюдалось понижение температуры и давления, увеличивалась скорость ветра. Однако, в 2023 году падение давления происходило более интенсивно с 1018 гПа до 987 гПа, что в большей степени влияет на пузырьковый выброс метана. Кроме того, ключевой особенностью является предшествующая синоптическая ситуация на водохранилище с начала августа. В 2021 году явления смены спокойной антициклональной погоды на ветренную циклональную происходили за этот период несколько раз и перед съёмкой наблюдалась не самая значительная смена погодных условий за лето. Из-за чего метан, который мог скапливаться в водоеме, постепенно выходил в атмосферу в течение продолжительного периода. В то время как для 2023 года смена погоды в период осенней съемки была первой за конец лета-начало осени. Таким образом, при таких условиях выброс метана был значительно большим. Это хорошо совпадает с обнаруженной закономерностью на Можайском водохранилище, однако, на нем вклад вносит устойчивость водной толщи, а на Рыбинском – аккумуляция метана в воде и в донных отложениях перед осенним выбросом. Поэтому в сентябре 2023 года полевая съемка пришлась именно на самый пик выброса метана из водоема при переходе от летней стратификации к осенней гомотермии, в то время как съемка

сентября 2021 года показывает уже поток после основного выброса метана в начале осени несмотря на то, что календарно эти наблюдения проводились раньше.

Таким образом, по результатам измерений на Рыбинском водохранилище выявлено, что для него характерны несколько участков, где наблюдаются очень высокие значения УПМ в атмосферу. Такие участки обусловлены как кислородным режимом водоема, так и характером донных отложений или влиянием притоков. В остальной части акватории распределение УПМ подчиняется закономерному увеличению потоков на участках русловой ложбины над пойменными участками. Временная изменчивость УПМ на Рыбинском водохранилище очень велика, и определяется в первую очередь синоптической ситуацией. Отдельные черты временной изменчивости УПМ на Рыбинском водохранилище схожи с чертами, присущими Можайскому водохранилищу, несмотря на различия в морфологии, морфометрии и гидрологическом режиме этих водоемов.

Результаты, полученные по натурным измерениям на Рыбинском водохранилище, представленные в данном разделе, частично опубликованы в рецензируемом научном журнале в составе статьи об изучении УПМ на Волжских водохранилищах [Репина и др. 2023].

Бурейское водохранилище

Синоптическая ситуация, которая наблюдалась на Бурейском водохранилище во время полевой кампании, которая проводилась на нем с сентября 2021 по август 2023 года была закономерна для расположения водоема (Рис. 3.18).

В сентябре 2021 года на водохранилище наблюдалась фаза осеннего охлаждения. Температура постепенно снижалась, что привело к конвективному перемешиванию водоема и выравниванию профиля температур по глубине. Также в это время наблюдалось повышенное атмосферное давление и низкая скорость ветра, хотя стоит отметить, что различия в давлении и скорости ветра для 4 рассматриваемых полевых съемки в период открытой воды незначимы. Июль 2022 и август 2023 практически не различаются между собой по синоптическим условиям, за исключением обильных осадков в 2023 году, однако, осадки в значительной степени влияют на водный режим водоема, но не так значительно как непосредственное колебание уровня воды из-за работы гидроагрегатов ГЭС, о чем

будет сказано ниже. В мае 2023 года съемка проводилась менее чем через месяц после схода ледяного покрова, водоем в это время находился на стадии весеннего нагревания.

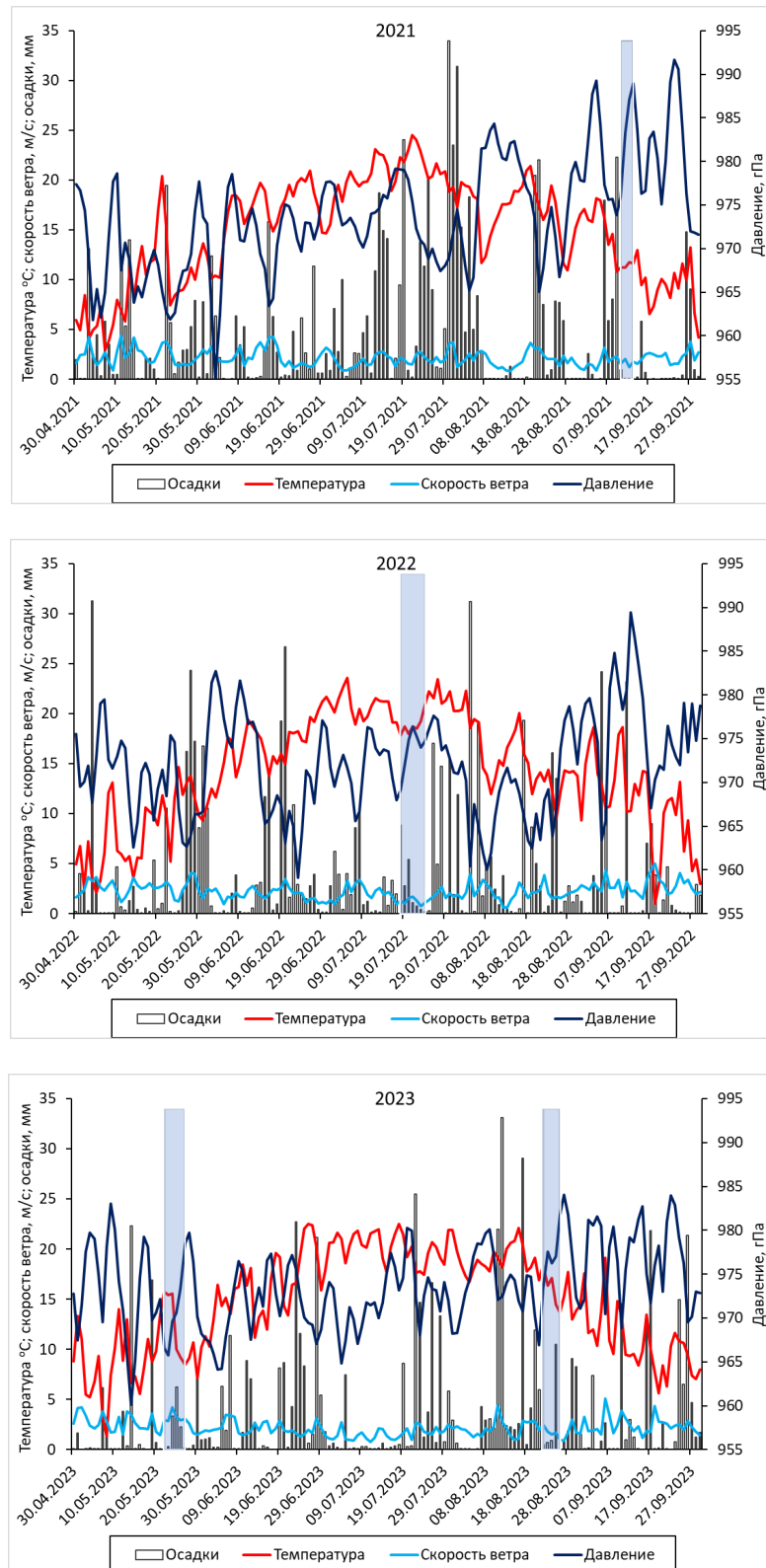


Рисунок 3.18. Метеорологическая информация для района Бурейского водохранилища за летние периоды 2021 – 2023 гг.

Уровенный режим в период проведения кампании измерений отличался для разных лет наблюдений (Рис. 3.19). Особенно выделяется 2023 год, в который уровень воды был значительно ниже, чем в 2021 и 2022.

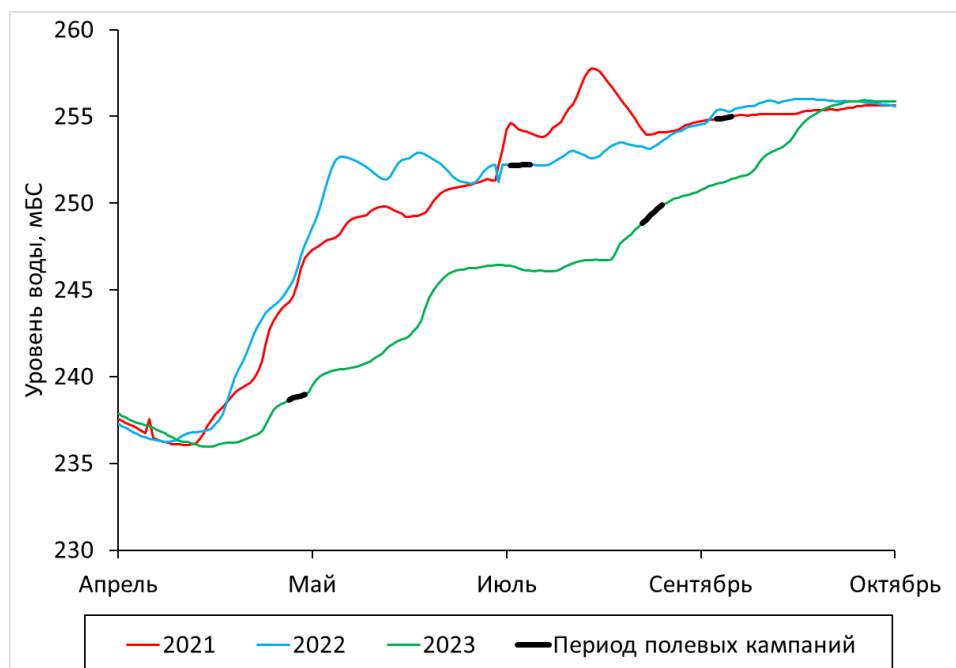


Рисунок 3.19. Уровень воды (мБС) Бурейского водохранилища за период открытой воды за 2021 – 2023 гг.

В ходе работ проводились измерения распределения температуры воды и растворенного кислорода по глубинам. Измерение температуры проводилось на каждой станции в течение всех сезонов, в то время как измерение концентрации кислорода проводилось в основном только на одной или двух вертикалях. Детальная информация по распределению кислорода по глубине для всех станций была получена только для съемки в августе 2023 года (Рис. 3.20). Информация по исследуемым характеристикам Бурейского водохранилища приведена в данной работе по 5 основным районам исследования (Рис. 2.5).

В сентябре 2021 года в водоеме наблюдалась самая слабая температурная стратификация, из-за постепенного конвективного перемешивания градиент температур выравнивается по вертикали. Однако, стоит отметить, что измерения придонной температуры в этот период проводились с помощью отбора проб батометром с прионных горизонтов, и измерениями в них, что может завышать температуру воды. Измерения концентрации кислорода проводились всего на двух

станциях водоема – одной в самой глубоководной части, в приплотинном плесе (Большое море) и второй – на мелководном участке в верховьях водохранилища (Малое море). Насыщенность воды кислородом в этот период высока.

В июле 2022 года на водоеме наблюдалась типичная для летнего периода устойчивая стратификация – хорошо прогретый эпилимнион до 10 м, слой высоких плотностных градиентов (более $1\text{ }^{\circ}\text{C м}^{-1}$) примерно с 10 до 15 м в зависимости от района водохранилища, и практически не подверженный перемешиванию гиполимнион со средними температурами около $4 - 7\text{ }^{\circ}\text{C}$. Наименее прогреты глубоководные участки водоема (Большое море и Нижний каньон), более прогрет гиполимнион в верховьях водохранилища (Малое море), при этом поверхностные температуры Тырминского залива заметно ниже в эпилимнионе, что связано с эффектом воздействия притоков (в среднем на $2-5\text{ }^{\circ}\text{C}$). Аэрированность водной толщи также высока (около 72% для всей водной толщи), как в приплотинной части, так и в Малом море.

Съемка в мае 2023 года пришлась на период формирования в водохранилище летней температурной стратификации. Температуры в водохранилище в наиболее глубоких районах (Большое море, Нижний и Верхний каньон) на глубинах от 20 м до дна близка к $4\text{ }^{\circ}\text{C}$, в Тырминском заливе и Малом море температуры несколько выше – до $8\text{ }^{\circ}\text{C}$. В поверхностных горизонтах температуры воды близки к температуре воздуха – около $13\text{ }^{\circ}\text{C}$. Измерения содержания растворенного кислорода в эту съемку проводились только на станции 1 (Рис. 2.5) в глубоководной части водохранилища. Водная толща равномерно насыщена кислородом до дна, около $7 - 10\text{ мг/л}$ (Рис. 3.20).

В августе 2023 года температурный режим водохранилища наиболее неоднороден среди всех проведенных полевых исследований. Наблюдается хорошо перемешанный эпилимнион с температурами до $23\text{ }^{\circ}\text{C}$. На глубинах $10 - 20\text{ м}$ и $30 - 40\text{ м}$ отмечаются 2 слоя температурного скачка (до $7\text{ }^{\circ}\text{C}$), что характерно для теплого лета. Районы прогреты в это время по-разному, наиболее низкие температуры наблюдались в верховьях Тырминского залива из-за влияния притоков. В придонных горизонтах ниже 43 м температуры близки к $4\text{ }^{\circ}\text{C}$. В эту съемку были проведены наиболее детальные исследования распределения растворенного кислорода в воде.

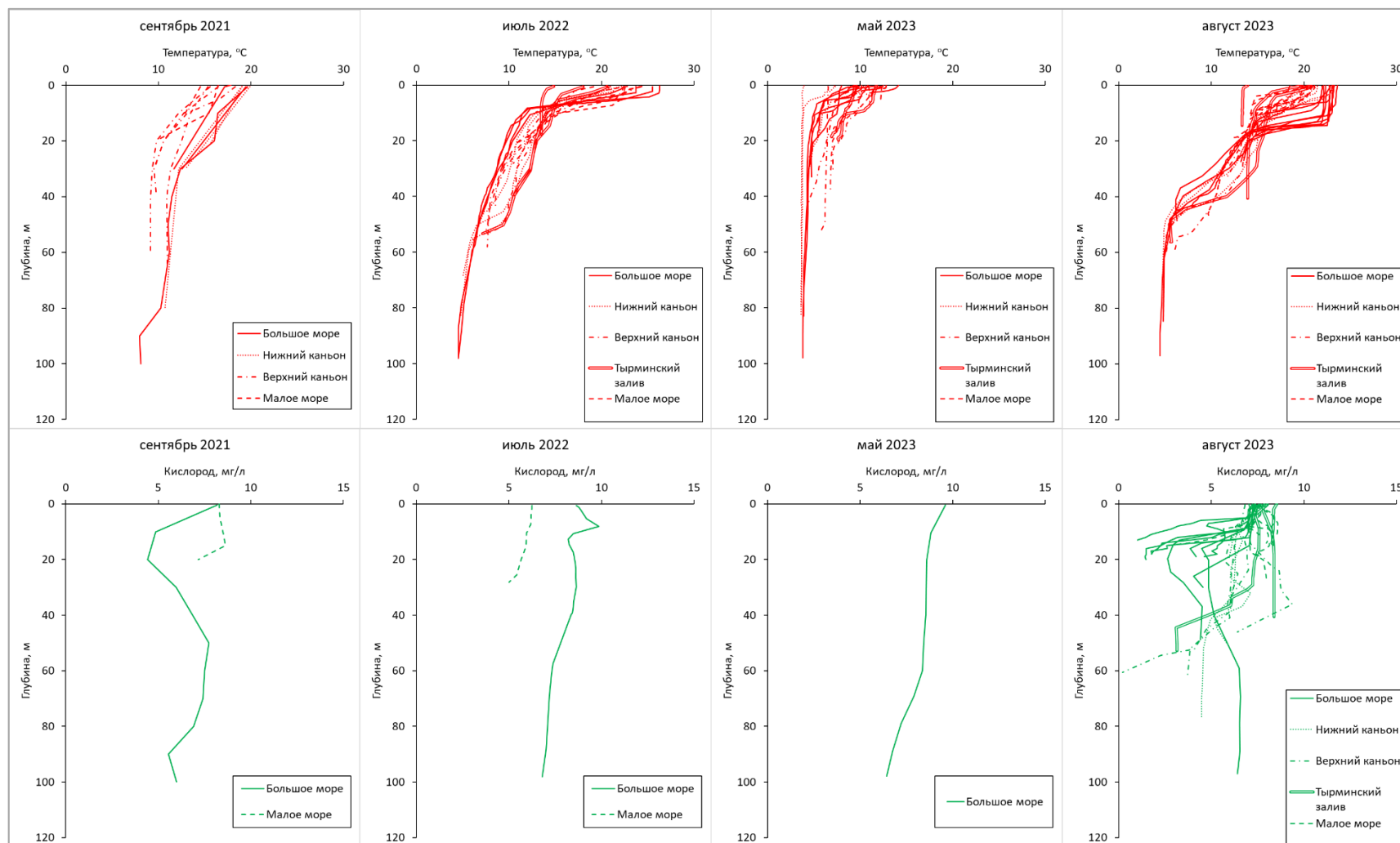


Рисунок 3.20. Распределение температуры воды и растворенного кислорода по глубине Бурейского водохранилища на станциях измерений за периоды проведения полевых съемок в 2021 – 2023 гг.

На большинстве мелководных станций видно, что содержание кислорода снижается до концентрации менее 1 мг/л к придонным горизонтам, что говорит о высокой интенсивности потребления кислорода донными отложениями водохранилища. Кроме того, на примере данной съемки хорошо видно, что для водохранилища в пределах одного района характерно наличие горизонтальной адвекции водных масс, так как на наиболее глубоких вертикалях наблюдается понижение содержания кислорода на горизонтах, соответствующих придонным слоям на более мелких станциях, что хорошо видно на Рисунке 3.20 для района Большое море. Такая же ситуация, по-видимому, наблюдалась на наиболее глубокой станции в сентябре 2021 года, где также присутствует аналогичный локальный минимум. Верхние районы водохранилища (Верхний каньон и Малое море) более насыщены кислородом, чем районы средней и приплотинной части водоёма.

Распределение удельных потоков метана, измеренных на Бурейском водохранилище, рассматривалась по районам исследования (Рис. 2.5). Пространственно-временное распределение УПМ представлено в виде диаграмм Voxplot на Рисунке 3.21.

В сентябре 2021 года потоки метана из водохранилища очень незначительны. Во всех глубоководных районах удельные потоки метана не превышают $5 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, за исключением двух выбросов в Нижнем каньоне, где измерения проводились в более мелководных заливах. В районе Малого моря разброс УПМ намного больше, что связано как с меньшей глубиной участка, при которой легче образовываться пузырькам в донных отложениях, так и с прохождением меньшего расстояния от дна к поверхности. При таких условиях количество метана, который может раствориться и окислиться в воде меньше. Наибольший поток в сентябре 2021 года в Малом море приходится на станцию 51 (залив реки Ола), где велико влияние притока. Подобное увеличение УПМ в районе влияния притоков водохранилища наблюдалось и на Рыбинском водохранилище в районе устья реки Чесnavы, что в очередной раз подтверждает, что при оценке эмиссии метана с поверхности водоема, к районам влияния рек, впадающих в водоем, нужно относиться внимательно. В целом, низкие потоки метана в это время из Бурейского водохранилища обусловлены тем, что наибольший выброс метана в 2021 году летом уже предположительно прошел и в период осеннего перемешивания потоки уже не значительны.

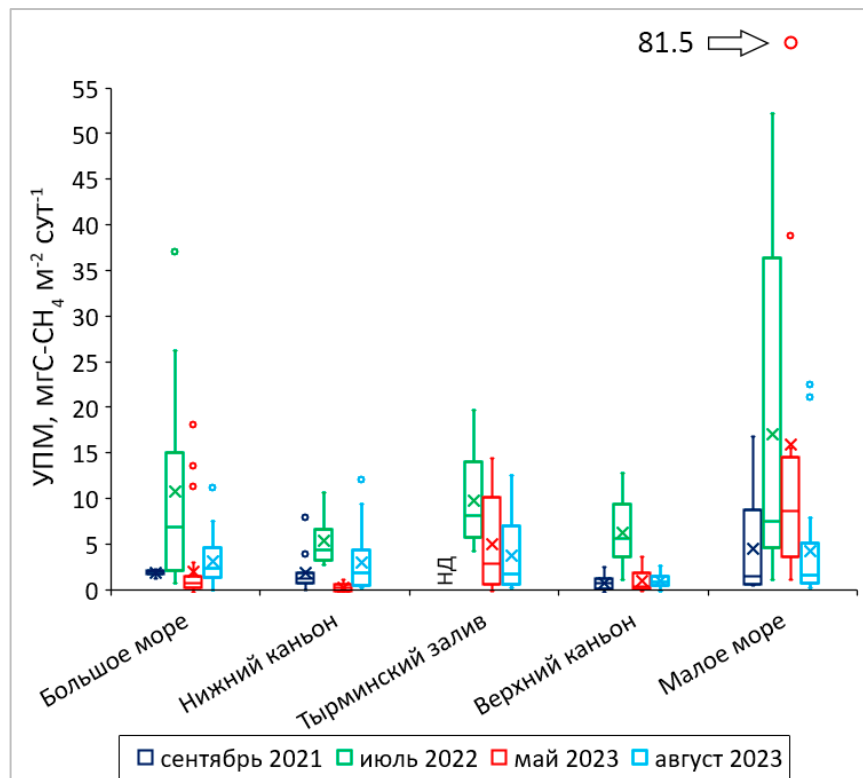


Рисунок 3.21. Пространственно-временное распределение УПМ на Бурейском водохранилище по результатам полевых съемок 2021 – 2023 гг.

В июле 2022 года потоки метана из Бурейского водохранилища самые большие для всех районов исследования среди проведенной полевой кампании. Средние и медианные потоки метана в это время в 2 и даже больше раз превышают все остальные периоды измерений. Пространственная закономерность остается схожей – потоки метана увеличиваются в верхней части водоема (район Малое море) по причинам, описанным выше. Большой разброс в Большом море в этот период связан с измерениями в заливах приплотинной области. В Нижнем и Верхнем каньоне разброс и средние значения потока метана в июле 2022 года самые низкие, поскольку эти участки обладают достаточно однородной морфологической структурой с преобладанием глубоководной части. Высокие значения в Тырминском заливе могут быть вызваны как влиянием притока, так и небольшими глубинами этого района. В Малом море в это время наблюдается самое большое среднее значение потока метана среди всех районов, равное $16 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$.

Май 2023 года характеризуется на Бурейском водохранилище достаточно высокими значениями УПМ в районах Тырминского залива и Малого моря. В наиболее глубоких участках – Большое море, Нижний и Верхний каньоны –

основной диапазон значений самый низкий среди всех проведенных съемок, так как после ледостава в наиболее глубоких частях водоема еще не успели сформироваться благоприятные условия для генерации метана, а именно: накопление лабильной органики в грунтах, или низкого содержания растворенного кислорода. Высокие потоки метана наблюдаются в Тырминском заливе, на нескольких станциях Большого моря (станции 29, 30, 32), а также в Малом море. Это может быть связано с очень низким уровнем воды относительно НПУ. Для перечисленных районов это снижение (почти на 20 м от НПУ (Рис. 3.19)) составляет более 60% от их наибольшей глубины. Из-за этого сильно возрастает пузырьковый поток метана. В момент данной съемки на Бурейском водохранилище наблюдался наибольший измеренный поток метана на станции 12 в Малом море ($81.5 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, на Рис. 3.21 показан внемасштабным знаком).

Полевая съемка в августе, заключительная на Бурейском водохранилище, проводилась еще при устойчивой стратификации (Рис. 3.20). Удельные потоки метана в это время на большей части акватории не превышали $15 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, в районе Малого моря в заливах наблюдались два более высоких значения: 20 и $22.5 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Общая тенденция пространственной изменчивости потоков сохраняется – значения УПМ увеличиваются от наиболее глубоких участков к более мелководным.

В Бурейском водохранилище наблюдаются выбросы пузырькового потока метана из глубинных горизонтов донных отложений, связанные с локальными источниками метана. Пик их интенсивности может наблюдаться в середине периода открытой воды, к концу летнего периода они могут истощаться, что, по-видимому, и было зафиксировано по результатам летних съемок 2022 и 2023 года. Эта тема была затронута в публикации [Walter et al., 2007], где рассматривалось изменение эмиссии метана из озер на территории вечной мерзлоты. В этой публикации уделяется внимание большим временным масштабам, временная изменчивость этих потоков в пределах одного года не изучалась, однако, процессы истощения подобных локальных источников как в многолетнем масштабе, так и в пределах одного сезона, могут иметь место для Бурейского водохранилища в силу особенностей его географического положения и молодого возраста. Высказанное предположение является лишь гипотезой, не подтвержденной более детальными натурными

данными, поэтому для уверенного обоснования этого процесса на Бурейском водохранилище требуется дальнейшее изучение.

Также снижению пузырькового потока метана в августе 2023 года может способствовать и повышение уровня воды в период съёмки и в предшествующее время (Рис. 3.19).

Природа наибольших выбросов в июле 2022 и мае 2023 года действительно носит пузырьковый характер. Это подтверждается сравнением результатов измерений камерным методом и методом TBL (Рис. 3.22). Для июля 2022 года среди всех съёмок доля вклада диффузионного потока очень низка для Бурейского водохранилища. Во всех районах она не превышает 30%. Наибольшая она в районе Большого моря, что закономерно, так как это самая глубоководная часть. Низка доля диффузионного потока и в мае 2023 года в районе Малого моря, где наблюдался самый большой из измеренных поток метана в атмосферу. Наибольшие значения доли диффузионного потока метана характерны для районов Нижнего и Верхнего каньонов (до 100%), из-за их однородной глубоководной морфометрической структуры. В целом, наименьший вклад диффузионного потока метана наблюдался в районе Малого моря для всех полевых съёмок, где измерены самые значительные потоки метана.

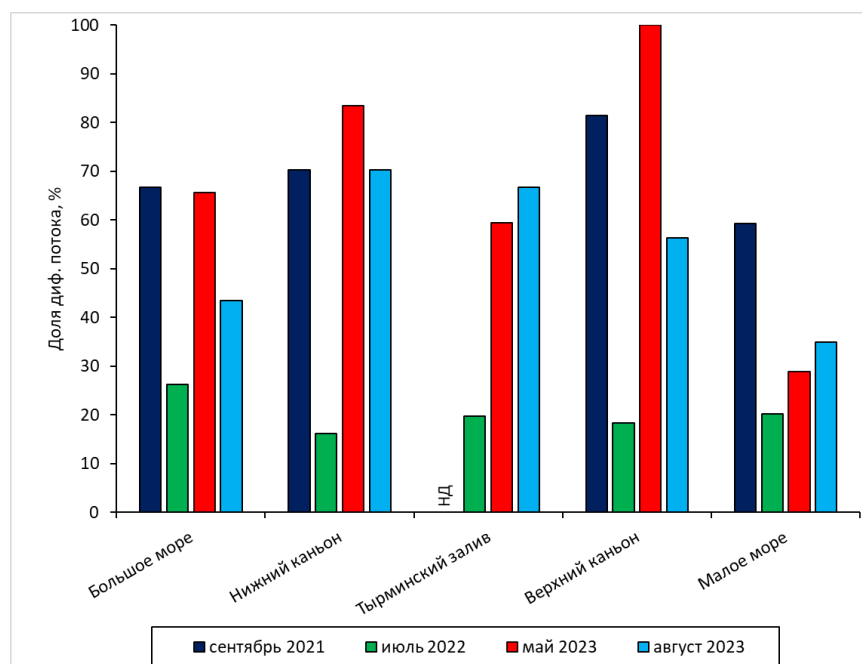


Рисунок 3.22. Доля диффузионного потока метана, оцененная с помощью метода TBL

Как уже было отмечено для других водохранилищ, для Бурейского водохранилища также прослеживаются различия УПМ со станций разных глубин, в том числе в пределах одного района (Рис. 3.23).

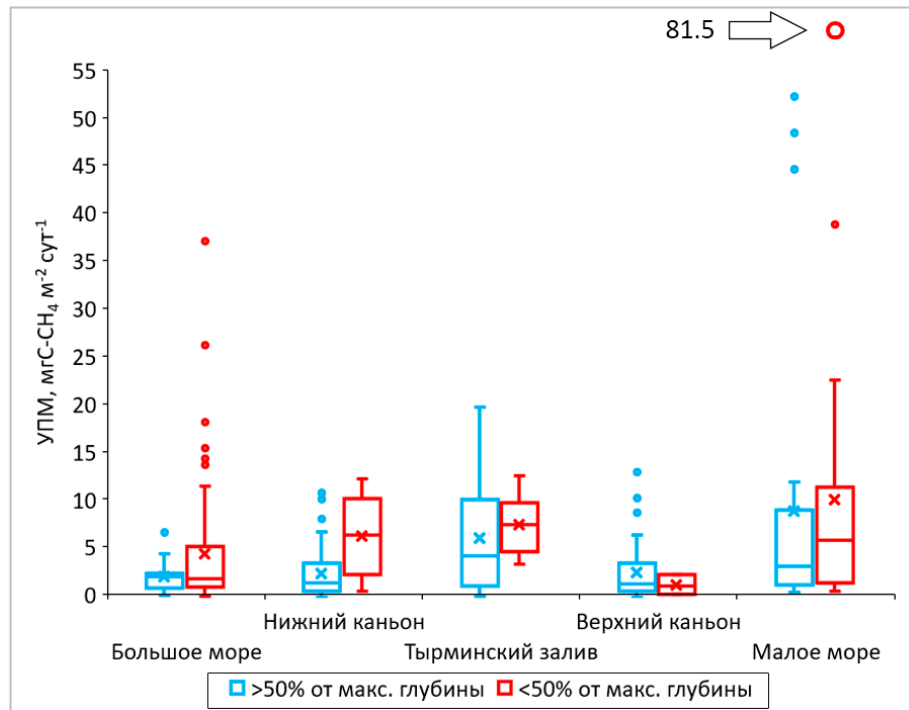


Рисунок 3.23. Распределение удельных потоков метана по глубинным зонам: 0 – 50% от максимальной глубины района и 50 – 100% от максимальной глубины района на Бурейском водохранилище за все съемки

Как можно видеть из графика, для всех районов кроме Верхнего каньона более значительные потоки метана наблюдаются в диапазоне мелководных участков. В Верхнем каньоне это не соблюдается, по-видимому, из-за низких значений потоков в целом. Также в этом районе мелководные участки приходятся только на зоны больших перепадов глубин по берегам водохранилища, где из-за уклона дна не может скапливаться лабильное органическое вещество, необходимое для генерации метана.

Таким образом, Бурейское водохранилище характеризуется относительно низкими значениями потоков метана, по сравнению с другими рассмотренными водохранилищами. УПМ в ходе всех полевых съемок наибольшие в мелководных районах водохранилища – Тырминском заливе и Малом море, где значительный вклад в эмиссию метана вносит пузырьковая составляющая. Наибольшие значения потока метана были зафиксированы в июле 2022 года, что может быть связано как с

уровненным режимом, так и с локальными источниками метана в глубинных горизонтах донных отложений, однако, это предположение является только гипотезой и требует дальнейшего изучения этого вопроса.

Съемка, проведенная на Озернинском водохранилище, будет описана в Главе 3.3, так как этот водоем использовался в работе с целью демонстрации метода аналогии для оценки эмиссии метана.

На примере 4 разнотипных водохранилищ было показано, что пространственно-временное распределение удельных потоков метана с их поверхности кардинально отличается, причем не только между различными водоемами, но и в пределах одного водного объекта. Каждое водохранилище уникально, хотя и имеет общие черты временной изменчивости УПМ. Пространственная неоднородность потоков метана в пределах одного водохранилища может быть очень велика. Наибольшие потоки метана, как правило, характерны для более мелководных участков водоема.

На пространственно-временное распределение УПМ в значительной степени влияет стратификация водной толщи, содержание кислорода в воде, содержание ОВ в ДО, уровень и гидрологический режим и многие другие факторы. В свою очередь, определяющим фактором временной изменчивости УПМ из водохранилища является синоптическая ситуация, из-за чего потоки метана в одних и тех же зонах водоема могут отличаться в несколько раз. Наиболее значительные потоки метана обусловлены, по большей части, пузырьковым потоком метана, так как он менее подвержен окислению в водной толще и имеет большую скорость. Важно учитывать влияние притоков при анализе пространственной структуры УПМ на водохранилище.

Тем не менее, как уже было показано, водоемы могут иметь общие черты пространственно-временной изменчивости УПМ и схожие факторы, ее определяющие. О сходствах и различиях рассматриваемых водоемов между собой, а также об основных факторах, влияющих на структуру пространственно-временной изменчивости удельных потоков метана, будет сказано в следующем разделе данной главы.

3.2. Факторы, определяющие структуру распределения удельных потоков метана из исследуемых водохранилищ

В предыдущем разделе уже упоминались сходства и различия исследуемых водохранилищ между собой. Однако, для лучшего понимания общих закономерностей пространственно-временной изменчивости потоков метана, факторов, влияющих на эмиссию метана из этих водохранилищ, отличительных черт каждого водного объекта необходим совместный анализ распределения удельных потоков метана на 4 водоемах. Для этого по результатам каждой из проведенных полевых съемок были оценены статистические параметры УПМ, которые представлены в Таблице 3.4.

Таблица 3.4. Статистические характеристики УПМ по каждой из проведенных полевых съемок на 4 исследуемых водохранилищах

Водохранилище	время проведения измерений	УПМ, $\text{мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$			
		Средний	Медиана	Квартильный размах	Мин – Макс
Можайское	Июнь 2018	17.5	4.17	4.06 – 9.78	1.84 – 67.5
Можайское	Июль 2018	30.9	18.5	13.9 – 41.8	9.19 – 65.1
Можайское	Август 2018	53.2	5.75	5.31 – 77.4	4.87 – 149
Можайское	Июнь 2019	135	137	114 – 158	101 – 163
Можайское	Июль 2019	215	175	128 – 262	95.2 – 415
Можайское	Август 2019	180	134	69.9 – 267	5.52 – 400
Можайское	Май 2020	4.94	3.95	2.29 – 6.38	0.735 – 11.4
Можайское	Август 2020	88.4	45.7	19.1 – 115	18.2 – 244
Можайское	Июнь 2021	54.4	16.7	8.95 – 43.6	3.92 – 198.7
Можайское	Июнь 2022	12.8	9.36	4.39 – 19.0	0.965 – 30.7
Иваньковское	Август 2020	19.9	9.60	9.36 – 14.4	2.88 – 63.4
Иваньковское	Август 2021	134	68.9	31.9 – 224	10.5 – 334
Иваньковское	Август 2022	27.5	12.9	7.80 – 13.2	1.20 – 103
Иваньковское	Май 2023	2.79	2.98	2.01 – 4.01	0.300 – 4.44
Иваньковское	Август 2023	63.5	12.9	3.68 – 89.4	2.50 – 289
Рыбинское	Сентябрь 2021	11.6	9.27	4.60 – 13.7	2.42 – 33.2
Рыбинское	Август 2022	132	25.7	11.1 – 69.0	3.94 – 906
Рыбинское	Июль 2023	54.4	38.6	4.29 – 50.8	0.110 – 301
Рыбинское	Сентябрь 2023	275	24.0	17.4 – 336	15.6 – 983

Водохранилище	время проведения измерений	УПМ, $\text{мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$			
		Средний	Медиана	Квартильный размах	Мин – Макс
Бурейское	Сентябрь 2021	2.33	1.45	0.980 – 2.10	0.0200 – 11.4
Бурейское	Июль 2022	9.93	6.51	4.60 – 9.49	1.71 – 48.4
Бурейское	Май 2023	3.99	0.810	0.380 – 3.16	-0.140 – 38.8
Бурейское	Август 2023	2.97	1.69	1.41 – 4.05	0.320 – 9.36

Первое, на что стоит обратить внимание в анализе результатов – существенное различие средних и медианных значений удельного потока метана практически по всем проведенным исследованиям. Связано это с преобладанием пузырькового потока над диффузионным для всех водохранилищ. Пузырьковый поток обладает очень большой пространственно-временной неоднородностью из-за своей природы. Величина потока, измеренная на одной станции в одно и то же время может отличаться между повторностями в разы, так как при активном выходе пузырей они могут как попасть в плавучую камеру и будут зафиксированы при измерении, так и обойти ее стороной. В частности, из-за этого в ходе исследования проводились повторности измерений и из-за этого величина УПМ имеет очень высокую относительную погрешность, о чем было подробно изложено во 2 главе работы. Наибольшие различия между средним и медианой зафиксированы на Рыбинском водохранилище, где доля пузырькового потока очень велика, минимальная разница характерна для Бурейского водохранилища, где пузыри образуются менее интенсивно и основной поток в атмосферу выходит в диффузионном виде.

При оценке удельных потоков метана с каждой станции наблюдений в данной работе использовалось именно среднее значение потоков метана, поскольку использование медианы может очень существенно занижать выброс метана из водоема, особенно при больших пузырьковых выбросах. В дальнейшем анализе в данной главе будут использованы величины средних потоков метана на станциях измерений, как для выявления факторов, влияющих на поток, так и для оценки эмиссии метана.

На каждом из исследованных водоемов разброс потоков метана за каждую съемку очень велик. При этом, для каждой полевой съемки, кроме июльской съемки 2019 года на Можайском водохранилище, минимальное значение потока метана очень низко. Для Бурейского водохранилища характерны слабо отрицательные

потоки метана, минимальное значение которых $-0.140 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Поглощение метана водными объектами происходит очень редко, в первую очередь из-за низкого содержания метана в приземной атмосфере. Полученные отрицательные значения УПМ на Бурейском водохранилище оправданы и соответствуют максимально возможному поглощению метана водоемами суши. Оценка максимально возможного поглощения метана водными объектами была проведена в статье, посвященной исследованию удельных потоков метана из озер Западной Сибири, где это значение составило $-0.456 \pm 0.024 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ [Казанцев и др., 2023].

По Таблице 3.4 также можно отметить, что максимальные значения УПМ, полученные по натурным измерениям, могут быть значительно выше квартильного размаха. Такие выбросы были зафиксированы на каждом из исследуемых водных объектов. Они могут быть вызваны совокупностью сразу нескольких сложившихся факторов, как, например, сочетание падения уровня воды и атмосферного давления. Об этих особенностях временного хода УПМ уже было сказано в разборе отдельных кампаний в разделе 3.1.

Для сопоставления полученных результатов по УПМ для 4 водохранилищ был построен график Boxplot по всем станциям измерений на водоемах для всех кампаний совместно (Рис. 3.24).

Различия между полученными результатам существенны и наглядно показывают, что для разных водохранилищ измеряемые потоки метана могут отличаться в разы. Наибольший размах значений характерен для Рыбинского водохранилища, где наблюдались самые большие потоки метана из всех наблюдений. Так как эти выбросы очень высоки и явно носят аномальный характер, из дальнейшего анализа факторов, определяющих УПМ из водохранилища их было решено исключить (на диаграмме отмечены красным). При этом большая часть потоков, которая укладывается в квартильный размах больше всего на Можайском водохранилище, так как измерения на нем по времени были более учащенными за счет рейдовых наблюдений на станции IV. Разброс УПМ на Иваньковском водохранилище примерно совпадает с разбросом на Рыбинском, за исключением больших выбросов, однако, среднее и медианное значение потока метана заметно ниже, чем для Можайского или Рыбинского. Значительно отличается от остальных

Бурейское водохранилище, его средний и максимальный УПМ сильно ниже, чем на остальных водных объектах.

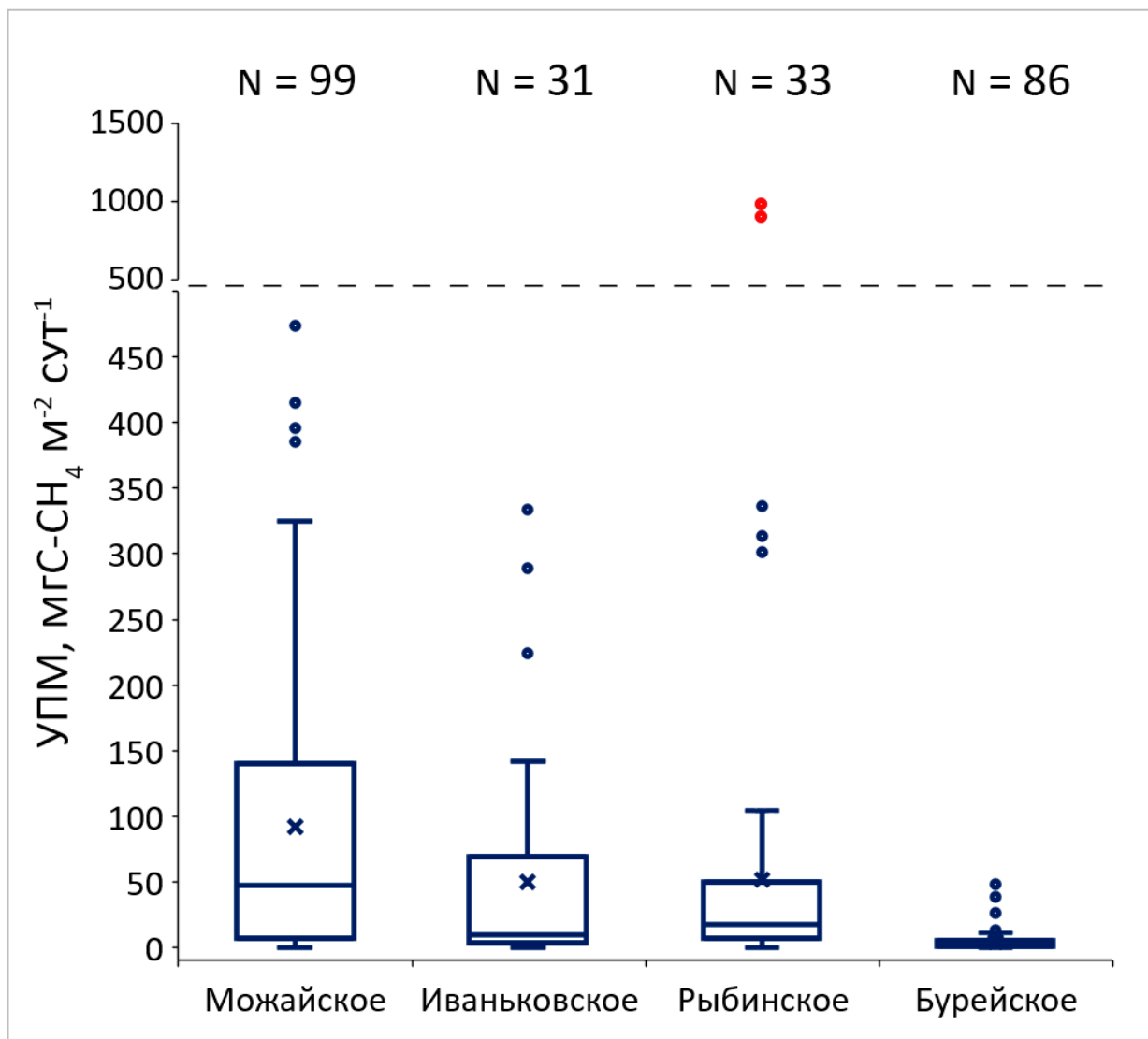


Рисунок 3.24. Средние по станциям измерений УПМ за все полевые кампании по всем сезонам для 4 рассмотренных водохранилищ³

Для того, чтобы понять описанные выше различия между водохранилищами, были проанализированы средние УП метана совместно с глобальными характеристиками исследованных водоемов, такими как средняя глубина, коэффициент водообмена, содержание органического вещества в грунтах и трофический статус (Табл. 3.5).

³ Среднее значение для Рыбинского водохранилища определено без учета двух самых больших выбросов (отмечены красным)

Таблица 3.5. Среднее значение УПМ с водохранилища и глобальные характеристики водоемов

Водохранилище	Средний УПМ, мгС-СН ₄ м ⁻² сут ⁻¹	Средняя глубина, м	К водообмена, год ⁻¹	ОВ, %	Трофность
Можайское	91.9	7.00	1.78	11.4	Эвтрофное [Даценко, 2007]
Иваньковское	50.3	4.00	11.0	15.0	Эвтрофное [Mineeva, 2019]
Рыбинское	50.5	5.60	1.90	14.2	Эвтрофное [Korneva et al., 2019]
Бурейское	4.61	28.3	1.40	15.7	Олиготрофное [Сиротский, 2007]

На основании Таблицы 3.5 можно сделать следующие выводы:

- Одним из определяющих факторов величины удельных потоков метана из водохранилища является его трофический статус, так как именно он характеризует цикл органического вещества в водоеме, процессы его продукции и деструкции. Бурейское водохранилище отличается от остальных рассмотренных водоемов по этому критерию. Олиготрофный статус Бурейского водохранилища обусловлен как географическим положением и особенностями водосбора, так и морфометрией водоема – это глубокое каньонное водохранилище, среди прочих его выделяет самая большая средняя глубина. Для водохранилищ одного трофического статуса на распределение УПМ будут влиять более локальные факторы.

- Содержание органического вещества в донных отложениях не всегда является предиктором для сравнения удельных потоков метана между разными водоемами. Так как в любом из рассмотренных водоемов достаточно высокое содержания ОВ, в каждом из них достаточно субстрата для генерации метана, а на непосредственный процесс генерации влияют более динамичные, изменчивые

параметры водной экосистемы. Содержание ОВ в грунтах может являться решающим фактором в пространственном распределении УПМ в водоеме, или при сравнении водоемов, схожих между собой по остальным параметрам.

- Низкий средний удельный поток метана на Иваньковском водохранилище обусловлен высоким коэффициентом годового водообмена, в отличие от остальных водохранилищ, на Иваньковском водохранилище вода может обновляться чуть реже, чем раз в месяц, что во многом определяет его стратификацию и распределение кислорода по глубине, что непосредственно влияет на УПМ.

- Значения средних потоков метана из Рыбинского и Иваньковского водохранилища близки, однако, на Рыбинском водохранилище могут наблюдаться редкие большие выбросы метана. В остальном, схожие средние глубины (около 5 м), близкие величины содержания ОВ, а также схожие условия на водосборе этих водохранилищ приводят к близким средним значениям УПМ.

В качестве анализа основных факторов, которые влияют на удельные потоки метана из исследуемых водохранилищ, были проанализированы многие характеристики водной среды, а также некоторые внешние условия водоема: температура воды, содержание кислорода, толщина аноксидной зоны, скорость ветра, атмосферное давление, глубина, содержание ОВ в грунтах, гигроскопическая влажность грунтов, деструкционные процессы в воде и в донных отложениях. Однако, относительно постоянных взаимосвязей, в том числе и некоторых статистически значимых, которые можно выделить для всех изученных водоемов, оказалось всего несколько. Несмотря на то, что синоптическая ситуация на водоеме оказывает решающее влияние на структуру водной толщи, и в разделе 3.1 были детально проанализированы взаимосвязи между потоками метана и метеорологическими характеристиками на качественном уровне, не обнаружилось количественных связей между УПМ и метеорологическими показателями, такими как температура воздуха, скорость ветра, давление. Синоптическая ситуация – это основной драйвер процессов в водной толще, однако, она складывается сразу из нескольких параметров, часто линейно не взаимосвязанных друг с другом. Кроме того, помимо значений этих параметров *in situ*, очень важна предшествующая изменчивость погоды на водоеме. Тем не менее, отсутствие регрессионных связей

между метеорологическими параметрами и УПМ не умаляет их ключевую роль в формировании структуры водной толщи каждого водохранилища и, как следствие, в интенсивности биохимических процессов, к которым относятся и процессы цикла метана в водоеме, что было подробно показано в разделе 3.1.

Для рассмотренных водоемов удалось выявить взаимосвязь УПМ с такими факторами, как глубина станции измерения, температура придонной воды, поверхностное содержание кислорода и скорость деструкции ОВ в донных отложениях (последний параметр измерялся в ходе полевых кампаний только на Можайском и Иваньковском водохранилищах). Так как целью этого анализа был поиск линейных связей и выявление влияния некоторых факторов на величину УПМ, подробного факторного анализа не проводилось. Кроме того, в работе не было проведено исследования функции распределения вероятностей УПМ на принадлежность к семейству нормальных распределений, поэтому в качестве коэффициента корреляции был выбран ранговый коэффициент Спирмена. В некоторых случаях полученные регрессии не являются статистически значимыми по z-критерию, применяемому в статистике для определения значимости ранговой корреляции [Fieller et al., 1957]. Несмотря на это, общие закономерности рассматриваемых связей получены для всех водоемов. Для каждого уравнения регрессии был определен 95% доверительный интервал, также 95% уровень надежности был выбран в качестве критерия для значимости коэффициента корреляции Спирмена.

На Рисунке 3.25 приведены графики связи УПМ и придонной температуры воды для 4 исследованных водохранилищ. Статистически значимый коэффициент ранговой корреляции Спирмена между этими двумя величинами был получен для всех объектов, кроме Рыбинского водохранилища. В целом тенденция следующая: при росте придонной температуры увеличивается и УПМ в атмосферу. Эта взаимосвязь обусловлена тем, что биологические процессы в водной толще зависят от температуры внешней среды. Археи метаногены имеют максимум своей интенсивности примерно при 40 °С, поэтому для условий описываемых водохранилищ высокая температура будет ближе к оптимуму активности этих микроорганизмов (Рис. 3.25).

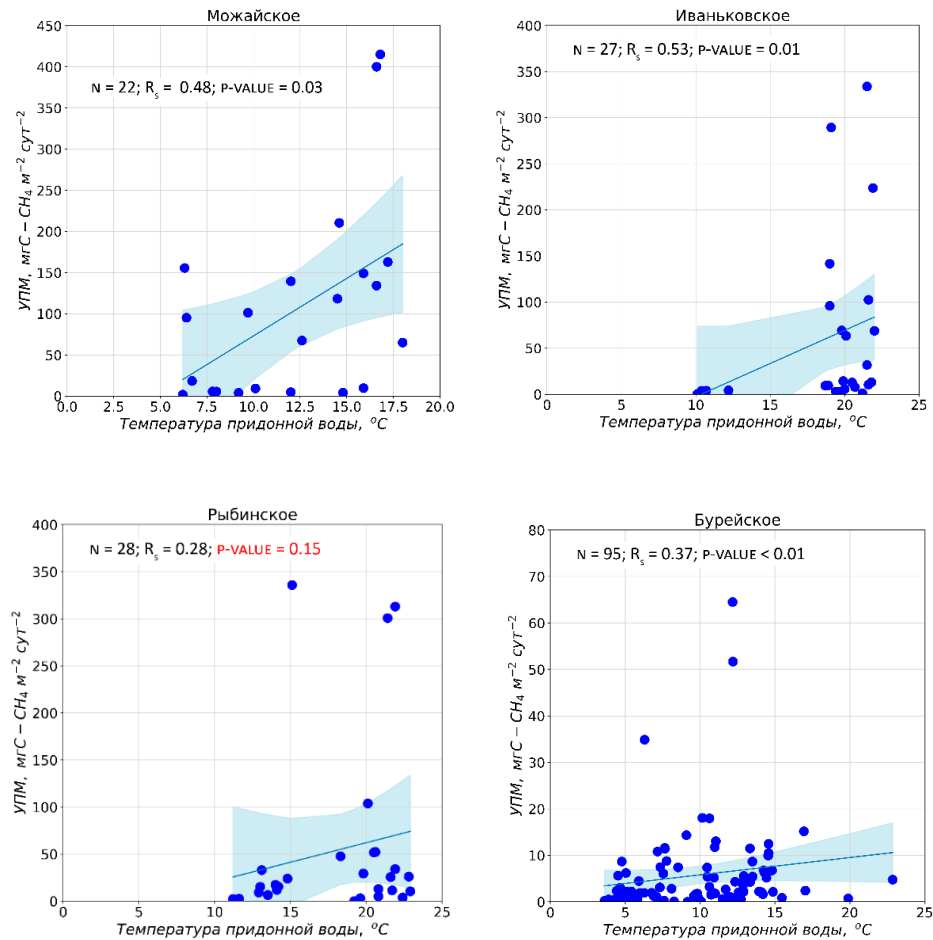


Рисунок 3.25. Зависимость УПМ в атмосферу от придонной температуры воды

Для Рыбинского водохранилища значимой связи не обнаружено, и коэффициент корреляции Спирмена также невысок, однако, общий тренд на повышение УПМ при более высоких температурах придонной воды прослеживается. На Иваньковском водохранилище отдельно на графике расположены точки майской съемки 2023 года. Низкие потоки в этот период связаны с многими факторами, но температура воды является в данном случае ключевым лимитатором генерации метана в донных отложениях, что приводит к низким УПМ.

Как уже было сказано выше, пузырьковый поток не чувствителен к окислению метанотрофами, в то время как диффузионный поток, наоборот, очень сильно зависит от скорости окисления метана в воде. На Рисунке 3.26 приведены графики связи между УПМ в атмосферу и поверхностной концентрацией кислорода. Чтобы отсечь именно диффузионную составляющую потока метана в атмосферу, для построения зависимости были взяты значения УПМ, оцененные по методу TBL для

Можайского и Бурейского водохранилищ и потоки меньше медианных значений из выборки всех измеренных УПМ для Иваньковского и Рыбинского водохранилищ, которые соответствуют потокам с преобладающей долей диффузионной составляющей (Рис. 3.26).

Для Можайского и Иваньковского водохранилищ получились значимые коэффициенты ранговой корреляции этих характеристик между собой. Это закономерно, так как при большей концентрации кислорода окисление метана будет происходить с большей интенсивностью, особенно в поверхностных горизонтах. Для Бурейского водохранилища также прослеживается данная закономерность, однако, без значимой линейной связи. На Рыбинском водохранилище эта особенность практически не заметна, скорее всего из-за того, что диапазон изменчивости поверхностной концентрации кислорода по данным измерений у него небольшой, всего около 3 мг/л.

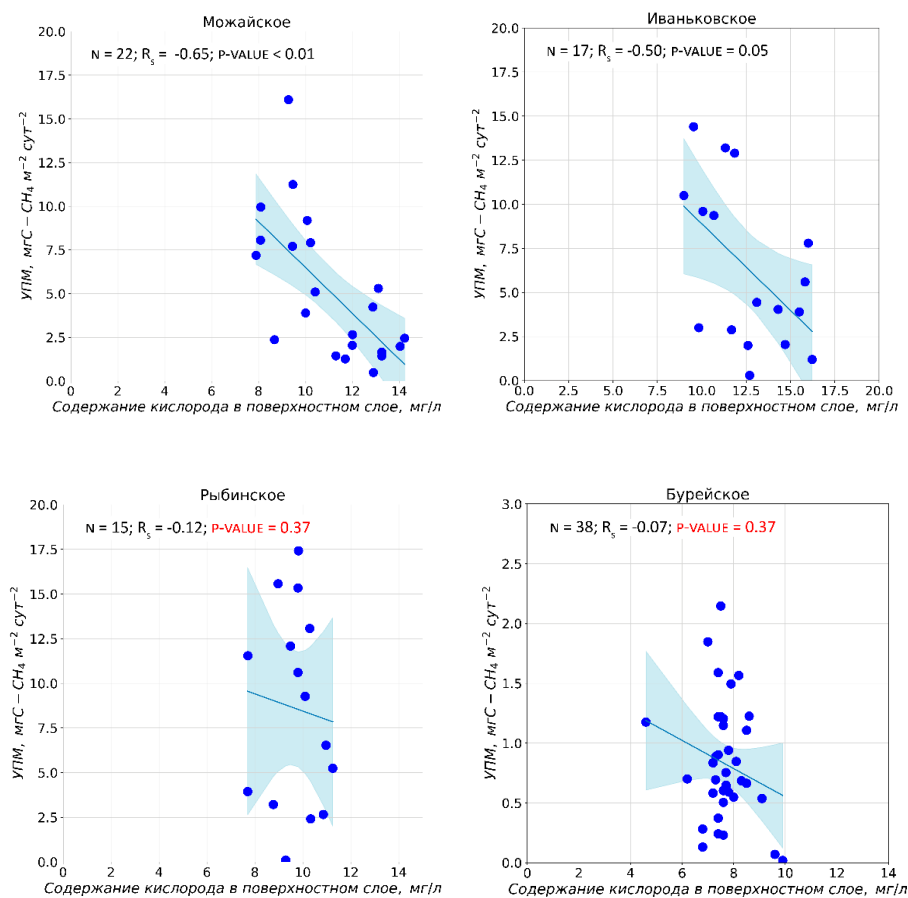


Рисунок 3.26. Зависимость УПМ, соответствующих потокам с преобладанием диффузионной составляющей в атмосферу от концентрации растворенного кислорода в поверхностном слое.

На Можайском и Иваньковском водохранилищах проводились измерения скорости общей деструкции органического вещества в донных отложениях с помощью метода трубок «Кузнецова-Романенко». Методика этих измерений описана во 2 главе работы. По результатам этих экспериментов была получена прямая связь между интенсивностью разложения органического вещества в грунтах и УПМ в атмосферу (Рис. 3.27).

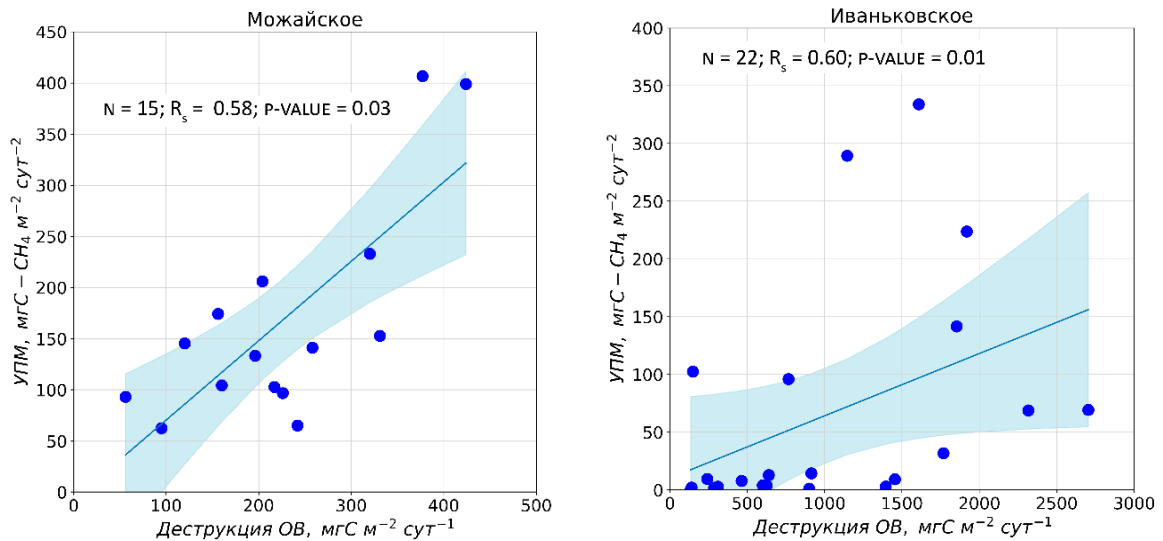


Рисунок 3.27. Зависимость УПМ в атмосферу от скорости общей деструкции в донных отложениях

Связь между этими характеристиками объясняется тем, что основной источник метана в водоеме – это именно разложение ОВ в донных отложениях. Чем быстрее разлагается ОВ в грунтах, тем больше будет его накапливаться в поровом растворе отложений водоема, соответственно при этом будет ускоряться и его диффузионный обмен с придонной водой и пузырьковый поток, так как при интенсивной деструкции из-за низкой растворимости большая часть метана будет переходить в пузырьки и быстрее выбрасываться в атмосферу.

Заключительная полученная закономерность – это взаимосвязь между УПМ и глубиной станции наблюдений. В данном случае о количественной связи речи не идет, поскольку глубина – это статический фактор (с учетом динамики уровня водоема), а УПМ в атмосферу формируется в ходе более динамичных процессов. Тем не менее, глубина района водохранилища может выступать в качестве лимитирующего фактора для УПМ в атмосферу. На Рисунке 3.28 представлены

диаграммы Boxplot распределения удельных потоков метана по разным интервалам глубин 4 исследуемых водохранилищ.

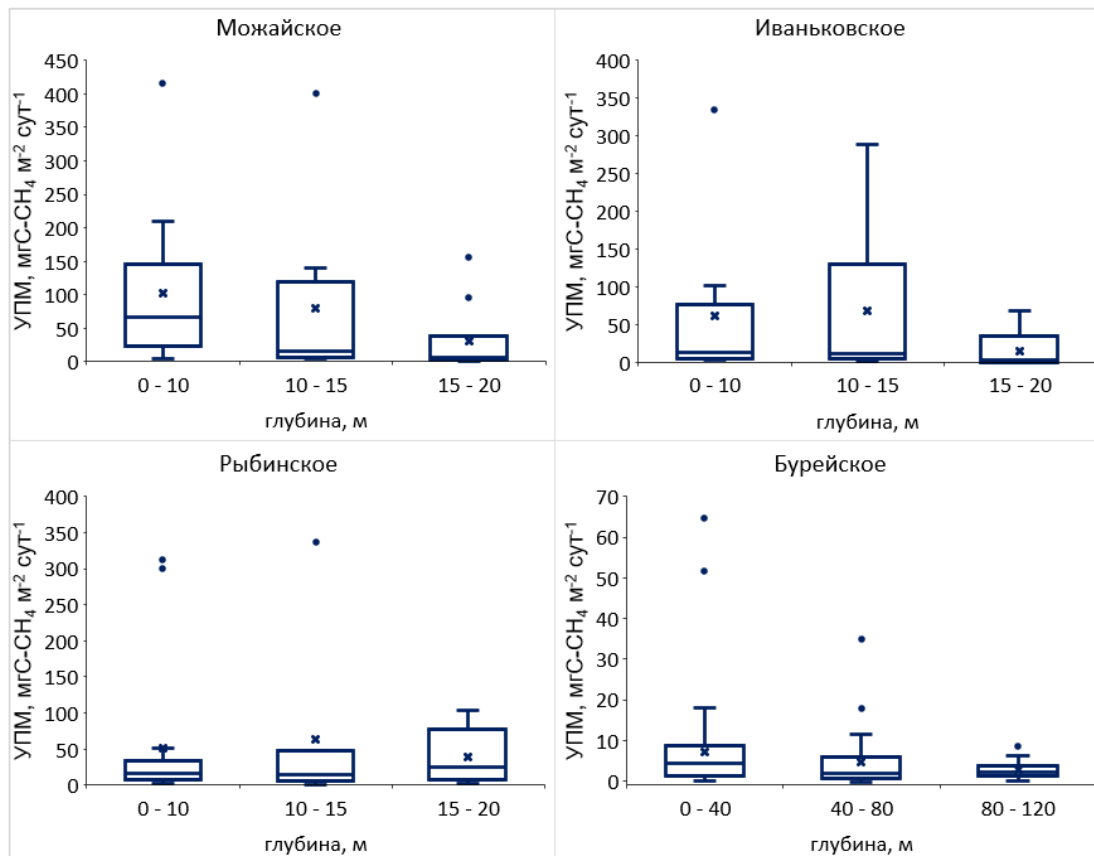


Рисунок 3.28. Связь УПМ в атмосферу с глубиной станции наблюдений

Наиболее четко такая связь прослеживается для Бурейского водохранилища, так как оно обладает самым большим диапазоном глубин среди всех рассматриваемых водных объектов. Все статистические параметры распределения УПМ – среднее, медиана, максимальное значение и третий квартиль – уменьшаются от наиболее мелководной зоны водохранилища к наиболее глубокой. При этом, в пределах одной глубинной зоны могут быть и очень низкие потоки, глубина является лишь ограничением максимально возможных УПМ на водохранилище. Глубина может влиять как на диффузионный поток метана, так и на пузырьковый. Диффузионный поток метана может снижаться с увеличением глубины из-за того, что ему нужно пройти большее расстояние от дна к поверхности, а в процессе этого подъема молекулы метана могут быть окислены метанотрофами. Пузырьковый поток в свою очередь уменьшается при росте глубины из-за того, что гидростатическое давление, влияющее на растворимость метана, увеличивается с глубиной. Таким образом, в более глубоких зонах водоема пузырьки формируются с

меньшей интенсивностью. Кроме того, все же сформировавшись и оторвавшись от донных отложений, пузырьку в глубокой зоне водоема необходимо преодолеть большее расстояние от дна к поверхности. При этом возможно растворение пузырька в воде из-за баланса газов на границе «пузырьки – вода», поэтому при большей глубине у пузырька вероятность раствориться в воде выше. Также влияет и тот факт, что на более глубоководных станциях температура дна ниже, что снижает интенсивность метаногенерации, о чем было сказано ранее.

Также похожая тесная связь прослеживается на Можайском водохранилище. Его морфометрия является наиболее характерной для долинного водохранилища, и глубины изменяются от 5 м (при НПУ) в верхней части к 22 м (при НПУ) у плотины. На Ивановском водохранилище эта взаимосвязь также видна, однако его рельеф дна более однороден, и меньшие квартильные размахи значений для интервалов глубин 0 – 10 и 15 – 20 м могут объясняться в том числе и малым количеством станций, расположенных на таких глубинах. Большая часть станций Ивановского водохранилища имеют глубины 10 – 12 м. На Рыбинском водохранилище описанной зависимости соответствуют только наибольшие значения УПМ, что может быть связано с тем, что для Рыбинского водохранилища преобладание пузырькового потока над диффузионным самое большое среди остальных водоемов. И при относительно небольшом диапазоне глубин, пузырьковый поток менее чувствителен к этой характеристике.

Таким образом, при сравнении 4 разнотипных водохранилищ между собой было получено, что величины УПМ на искусственных водоемах могут определяться очень многими факторами, из-за чего каждое водохранилище в некоторой степени уникально по структуре потоков метана. Среди таких факторов определяющими могут быть трофический статус водохранилища, его проточность, содержание ОВ в грунтах и морфометрические характеристики, такие как средняя глубина водоема.

Разброс значений УПМ на каждом водохранилище очень велик, что связано с его многообразной структурой пространственно-временного распределения. В редких случаях может наблюдаться отрицательный поток метана и его поглощение водохранилищем, однако, это не типично из-за низкой концентрации метана в воздухе. Как правило, медианные значения удельного потока метана меньше

средних. Это связано с тем, что на водохранилищах более значительный вклад вносит пузырьковый перенос метана, который имеет очень высокую изменчивость, в том числе, для него могут быть характерны огромные выбросы, которые увеличивают средние значения, но не повлияют на медиану при большой анализируемой выборке.

Количественная взаимосвязь была выявлена между величинами УПМ и температурой воды, содержанием кислорода и скоростью деструкции ОВ. Глубина выступает в роли существенного лимитирующего фактора для УПМ. Температура придонной воды влияет на интенсивность метаногенерации в грунтах, деструкция является непосредственным показателем скорости разложения ОВ в донных отложениях, поверхностная концентрация кислорода определяет скорость окисления метана в водной толще, что важно для диффузионного потока.

3.3. Оценка эмиссии метана с поверхности исследуемых водохранилищ по данным натурных наблюдений

На основе полевых данных, полученных в ходе измерительных кампаний на исследованных водоемах, была проведена оценка общей эмиссии метана из водохранилищ. В данной главе не будет рассматриваться оценка эмиссии с Бурейского водохранилища, так как она была проведена Гориним С.Л. в рамках проекта по изучению эмиссии ПГ из искусственных водоемов России по заказу ПАО «Русгидро», который уже был упомянут в данной работе. Для исследованных водоемов оценивалась только эмиссия с поверхности и при дегазации. Выбросы метана с зон осушки и с территорий, заросших макрофитной растительностью не оценивались, из-за недостаточного количества полевых данных об этих процессах. Схемы деления водоемов на отсеки при оценке эмиссии метана представлены в главе 2 на Рисунках 2.1 – 2.5.

Можайское водохранилище

Для Можайского водохранилища, изученного более других, была проведена наиболее подробная оценка годовой эмиссии метана. Основной для расчета эмиссии выступали рейдовые наблюдения на станции IV (Рис. 2.1). Были рассмотрены

наиболее охваченные натурными данными года – 2017, 2018 и 2019 (Рис. 3.1). В первую очередь, необходимо было привести данные на одной станции IV к суточной эмиссии со всего водохранилища. Для этого были использованы результаты квазисинхронных гидрологических съемок, проводимых в летний период 2018 и 2019 гг. (Рис. 3.7). По данным съемок была определена суточная эмиссия со всего водоема. Для этого водохранилище делилось на 5 однородных морфологических отсеков по следующим условиям – схожий режим течения, близкие средние глубины, схожие характеристики донных отложений. Для каждого отсека определялась его площадь и умножалась на УПМ с соответствующей отсеку станции I-V. Таким образом, суточная эмиссия была получена как средневзвешенная величина, где весом выступала площадь каждого отсека.

После этого был построен график связи между УПМ на станции IV в день съемки и средневзвешенным УПМ со всего водохранилища (Рис. 3.29А).

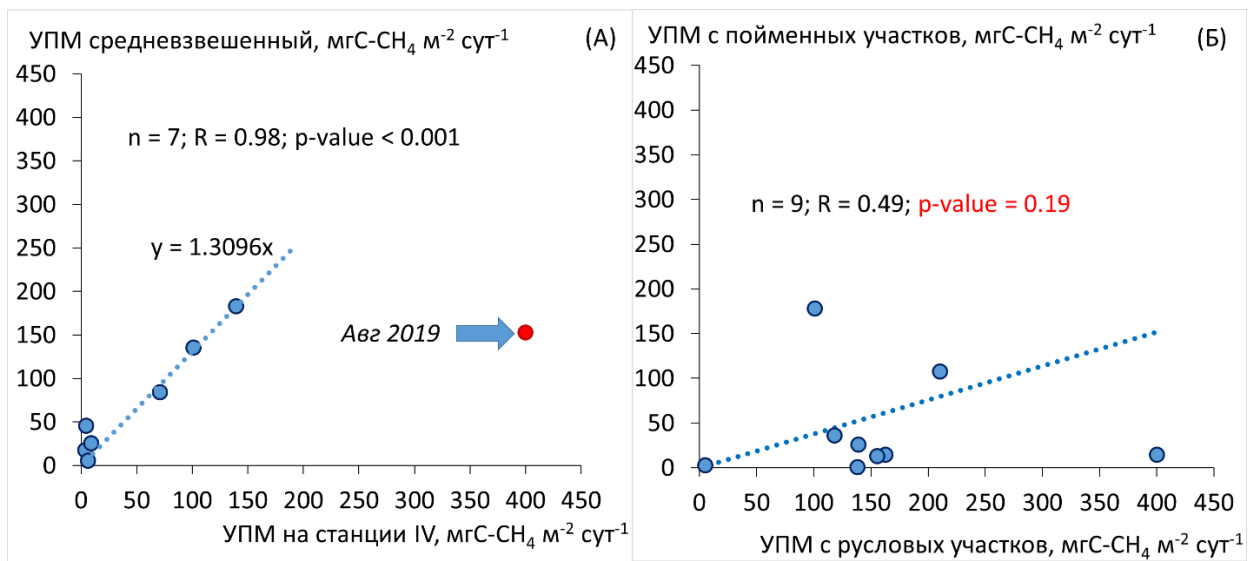


Рисунок 3.29. Соотношение УПМ на станции IV и средневзвешенного УПМ с водохранилища (А) и соотношение УПМ с русловых и пойменных участков водохранилища (Б)

Для всех съемок, кроме августа 2019 года, была получена зависимость средневзвешенного УПМ со всего водоема от потока, измеренного на станции IV. В августе 2019 года был очень низкий уровень воды (Рис. 3.3), из-за чего пространственная структура потоков кардинально отличается от остальных периодов измерений (см главу 3.1). Поэтому для пересчета УПМ на станции IV ко

всему водохранилищу использовались переходные коэффициенты – 1.3 в случае уровня воды выше 179 мБС, 0.4 в случае уровня воды ниже этой отметки. С помощью этих коэффициентов УПМ, измеренный в ходе рейдовых наблюдений на станции IV пересчитывался на средний УПМ со всего водоема.

Все основные станции измерений I – V расположены на морфологическом участке затопленного речного русла. Вторым шагом в определении среднего потока со всего водохранилища был переход от УПМ на русловом участке водоема к пойменному участку. Для этого был построен график связи УПМ для синхронных измерений на пойменных и русловых участках водоема в пределах одного створа водохранилища (Рис. 3.29Б). Значимой связи между этими потоками выявлено не было, поэтому в качестве коэффициента было выбрано среднее отношение между потоком над русловой ложбиной и потоком с затопленной поймы, $k_{\frac{\text{пой}}{\text{рус}}} = 0.38$. Таким образом, поток метана средний со всего водохранилища рассчитывался по уравнению 3.1.

$$F_{CH_4} = \frac{F_{\text{рус}} * A_{\text{рус}} + F_{\text{рус}} * k_{\frac{\text{пой}}{\text{рус}}} * A_{\text{пой}}}{A} \quad (3.1)$$

где $F_{\text{рус}}$ – УПМ средневзвешенный с руслового участка, A , $A_{\text{рус}}$ и $A_{\text{пой}}$ – площади водохранилища, руслового участка и пойменного участка соответственно.

В качестве исходных для расчета потоков метана на станции IV были использованы данные натурных измерений (Рис. 3.1). В период ледостава эмиссия метана равнялась 0, для осеннего и весеннего периода гомотермии УПМ был получен, как среднее значение, измеренное в это время года ($2.4 \text{ мГС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$), так как временная изменчивость в период весеннего нагревания и осеннего охлаждения минимальна.

Суточная эмиссия метана из Можайского водохранилища была получена как произведение УПМ, определенного по формуле 3.1, на площадь водохранилища при соответствующем уровне воды.

Как было показано в Главе 1.2, для водохранилищ могут наблюдаться существенные выбросы метана при сбросах воды через гидроагрегаты ГЭС. Для Можайского водохранилища эта величина также была определена по данным

натурных наблюдений. Эмиссия метана при сбросах воды в нижний бьеф была рассчитана как сумма двух составляющих – непосредственная эмиссия при сбросах и увеличенный диффузионный поток в нижнем бьефе (Рис. 3.30).

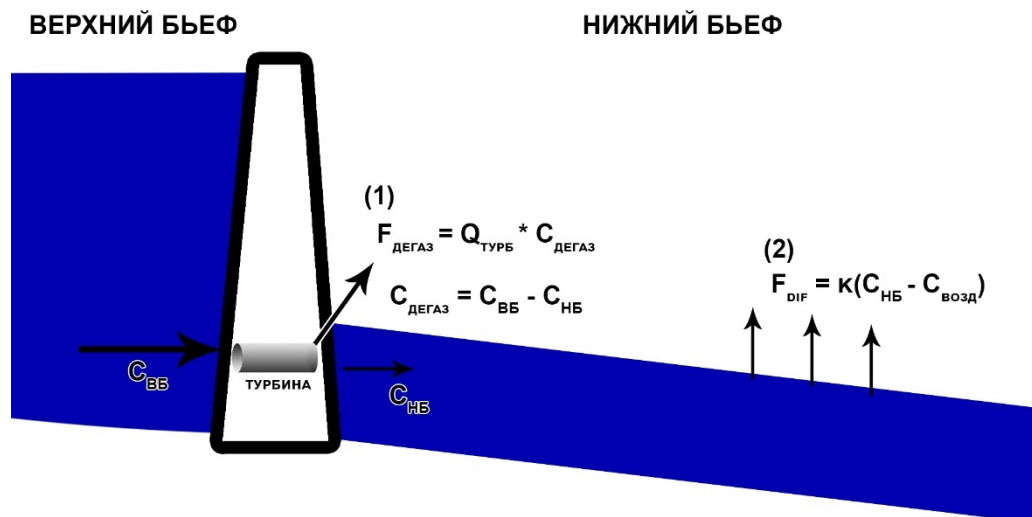


Рисунок 3.30. Схема расчета эмиссии метана при дегазации (1) и в нижнем бьефе гидроузла (2)

Эмиссия при дегазации воды в момент прохождения гидроагрегатов была рассчитана как произведение расхода воды на разницу концентраций метана в воде в верхнем бьефе (на горизонте забора воды) и в нижнем бьефе. Дополнительно определялся диффузионный поток метана в нижнем бьефе на протяжении 20 км ниже гидроузла по методу TBL, описанному в главе 2. Эмиссия метана за 2017 – 2019 гг с Можайского водохранилища, определенная по натурным данным с учетом дегазации метана через гидроагрегаты представлена в Таблице 3.6.

Таблица 3.6. Эмиссия метана из Можайского водохранилища, оцененная по данным натурных наблюдений, за 2017 – 2019 гг.

Год	УПМ, $\text{мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$	Эмиссия с поверхности, тС-CH_4	Дегазация метана, тС-CH_4
2017	31.7	334	12.4
2018	27.7	256	8.63
2019	43.8	378	10.5
Среднее	34.4	323	10.5

Таким образом, по данным натурных измерений было получено, что средняя величина годовой эмиссии метана из Можайского водохранилища составляет 334 тС-CH₄, а средний УПМ – 34.4 мгС-CH₄ м⁻² сут⁻¹.

Озернинское водохранилище

На примере Озернинского водохранилища в работе показано использование метода аналогии для оценки годовой величины эмиссии метана из искусственных водоемов. Как было сказано в главе 2.1, Можайское и Озернинское водохранилища схожи между собой. Они имеют близкие морфологическое строение и условия на водосборе, схожи их географическое положение, средняя и максимальная глубина, коэффициент водообмена. Подробных исследований УПМ на Озернинском водохранилище не проводилось, однако, в 2019 году съемки на Можайском и Озернинском водохранилищах были проведены в одно время – 12 августа. По итогам измерений было получено, что структура потоков и концентраций метана из водохранилищ очень близка (Таблица 3.7).

Таблица 3.7. Пространственная неоднородность потока и концентрации метана в Можайском и Озернинском водохранилищах 12.08.2019

Водохранилище		Можайское	Озернинское
УПМ, мгС-CH ₄ м ⁻² сут ⁻¹	Приплотинная часть	5.44	9.95
	Средняя часть	400	301
	Верховья	138	47.2
Доля диффузионного потока, %	Приплотинная часть	15.2	17.6
	Средняя часть	0.34	0.31
	Верховья	0.29	5.84
Поверхностная концентрация метана, мкл л ⁻¹	Приплотинная часть	2.81	6.25
	Средняя часть	4.68	3.33
	Верховья	3.31	10.1
Придонная концентрация метана, мкл л ⁻¹	Приплотинная часть	2601	2947
	Средняя часть	84.6	29.5
	Верховья	13.4	18.7

Кроме того, в 2019 году на Озернинском водохранилище был зафиксирован аномально низкий уровень воды, как и на Можайском водохранилище, так как они принадлежат к единой Москворецкой системе (Рис. 3.31).

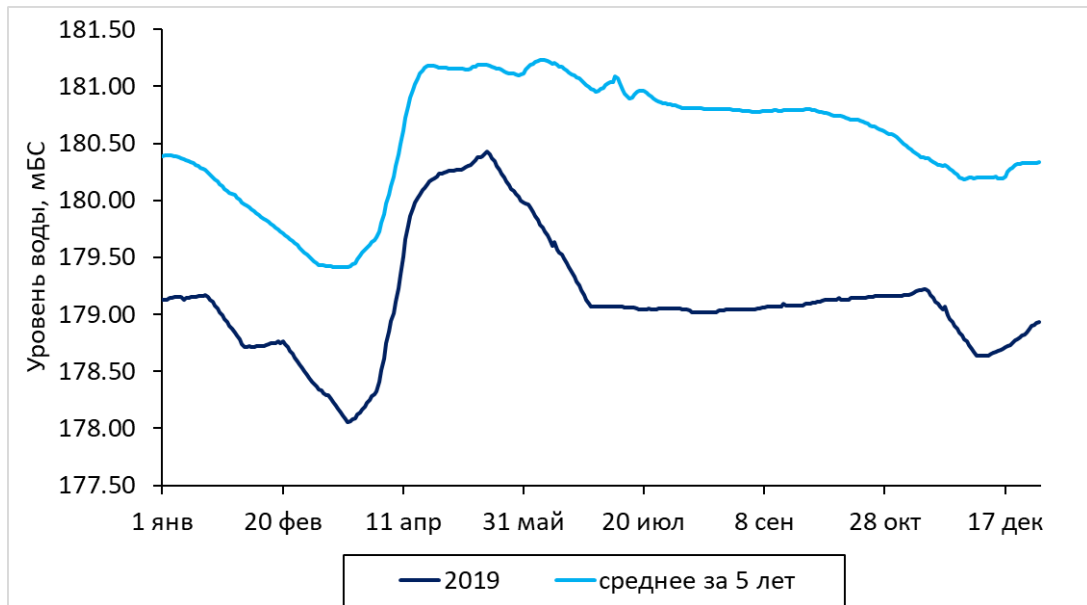


Рисунок 3.31. Уровень воды в верхнем бьефе Озернинского водохранилища за 2019 год и средний за 2017 – 2021 гг.

Таким образом, с точки зрения распределения УПМ в водоеме, Можайское водохранилище может быть принято в качестве аналога для Озернинского водохранилища. По данным о распределении УПМ был оценен средневзвешенный поток метана с Озернинского водохранилища с учетом площади приплотинного, среднего и верхнего отсеков. Средний УПМ с Можайского водохранилища 12.08.2019 составляет $174 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, с Озернинского УПМ составляет $123 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. По соотношению этих потоков был определен переходный коэффициент от УПМ с Можайского водохранилища к Озернинскому, который равен 0.7. Таким образом, используя этот коэффициент, можно определить суточный ход УПМ с Озернинского водохранилища, на основе данных полученных для его аналога – Можайского водохранилища.

Годовой ход УПМ с Озернинского водохранилища был получен произведением средневзвешенного УПМ с Можайского водохранилища на переходный коэффициент 0.7, суточная эмиссия была оценена как произведение УПМ на площадь Озернинского водохранилища при соответствующем уровне. Величина годовой эмиссии метана из Озернинского водохранилища, полученная

описанным методом составила 173 тС-СН₄. Для сравнения была получена оценка эмиссии метана из Озернинского водохранилища по рекомендациям, изложенным в руководящем документе МГЭИК, опубликованного в 2006 году [IPCC Report, 2006]. По данному руководству, эмиссия метана может быть оценена по единичным измерениям УПМ на водохранилище и такой оценке будет присвоен Уровень (Tier) 2. В данном случае необходимо умножить измеренный УПМ на площадь водоема при НПУ. При таком подходе годовая эмиссия метана из Озернинского водохранилища будет равна 573 тС-СН₄, что в 3 раза выше, чем оценка, проведенная с помощью метода аналогии. Таким образом, описанный метод аналогии позволяет получить более точную величину годовой эмиссии метана с малоизученных водохранилищ, чем использование единичных измерений, экстраполированных на весь безледный период.

Иваньковское и Рыбинское водохранилище

На Иваньковском и Рыбинском водохранилищах не было проведено частых наблюдений за изменчивостью УПМ в течение периода открытой воды, а также к ним не получится применить методы аналогии, как это было сделано для Озернинского водохранилища. Поэтому оценить годовую эмиссию с этих водохранилищ только по натурным данным без привлечения методов математического моделирования можно только с высокой степенью неопределенности. Тем не менее, для дальнейшей оценки годовой эмиссии с этих водохранилищ с привлечением численных экспериментов необходимо оценить суточную эмиссию метана по результатам полевых съемок.

Подход оценки площадной эмиссии для Иваньковского водохранилища аналогичен оценке с Можайского водохранилища – водоем был поделен на отсеки и каждому из них были присвоены величины потоков с русловых и пойменных участков. Измерения над пойменными участками проводились только в 2023 году, поэтому для августа 2020 – 2022 гг. эмиссия с пойменных участков была рассчитана по переходному коэффициенту от станций на русле в каждом отсеке по соотношению, полученному для 2023 года. Площади пойменных участков были выделены на основании кривой площадей для каждого отсека (Рис. 3.32).

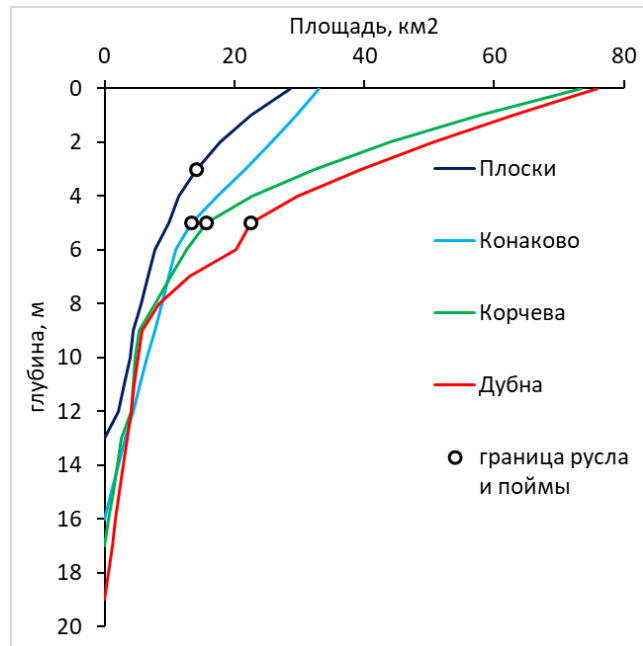


Рисунок 3.32. Кривые площадей для отсеков Иваньковского водохранилища

Для участков Шошинского плеса и верховий в районе Городни такого разделения не проводилось, так как в этих районах измерения проводились только в одной точке. Эмиссия метана была оценена как произведение площади русловых и пойменных участков для каждого отсека на соответствующие УПМ, измеренные на станциях, итоговая эмиссия складывалась из эмиссий на участках. Среднее значение УПМ оценивалось как отношение эмиссии метана к площади водохранилища, чтобы получить средневзвешенную оценку (Табл. 3.8).

Таблица 3.8. Оценка суточной эмиссии метана и среднего УПМ с Иваньковского водохранилища по результатам натурных наблюдений

Съемка	Эмиссия русло, тС-СН ₄ сут ⁻¹	Отношение УПМ на пойме к УПМ на русле	Эмиссия пойма, тС-СН ₄ сут ⁻¹	Эмиссия с водохранилища, тС-СН ₄ сут ⁻¹	Средний УПМ, мгС-СН ₄ м ⁻² сут ⁻¹
Август 2020	3.25	0.09	0.29	3.54	10.4
Август 2021	43.7	0.09	3.93	47.6	139
Август 2022	12.3	0.09	1.10	13.4	39.1
Май 2023	0.66	0.24*	0.16	0.82	2.38
Август 2023	15.6	0.09*	1.46	17.1	50.0

* Коэффициент определен явно по отношению УПМ, измеренных на пойме, к УПМ, измеренным на русловом участке

Рыбинское водохранилище было поделено на 4 отсека по участкам затопленных русел рек, образующих его котловину – Моложский плес, Шекснинский плес, Волжский плес и Приплотинный участок. В ходе полевых съемок Рыбинского водохранилища состав станций, на которых проводились измерения, менялся от сезона к сезону. Чтобы был соблюден единый подход к оценке эмиссии для всех полевых съемок, более подробного деления, как на других водохранилищах (например, на пойменные и русловые участки), не проводилось. Такой подход увеличивает неопределенность оценки суточной эмиссии метана в атмосферу, однако, для Рыбинского водохранилища влияние глубины на УПМ наименьшее, что было показано в Главе 3.2 (Рис. 3.28). Также Рыбинское водохранилище характеризуется самой высокой пространственной неоднородностью условий и, как следствие, разбросом значений УПМ. Наиболее надежная оценка величины потоков для каждого района – осреднение по достаточно большим площадям, при условии измерений на станциях с разной глубиной и характером донных отложений. Поэтому разделение водоема на большие отсеки по участкам затопленных русел рек более оправдано, чем на других исследуемых водоемах.

Оценка эмиссии метана с Рыбинского водохранилища для съемок в период открытой воды рассчитывалась как произведение среднего значения УПМ в каждом отсеке на площадь отсека (Таблица 3.9).

Таблица 3.9. Оценка суточной эмиссии метана и среднего УПМ с Рыбинского водохранилища по результатам натурных наблюдений

Отсек	Шекснинский плес	Моложский плес	Приплотинный участок	Волжский плес	Общая	Средний УПМ, $\text{мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$
Площадь отсека, км^2	2323	1230	465	49.1	4067	
Съемка	Эмиссия метана, $\text{тС-CH}_4 \text{ сут}^{-1}$					
Сентябрь 2021	15.2	3.15	9.51	0.54	28.4	6.98
Август 2022	260	11.3	28.1	1.28	300	73.8
Июль 2023	8.38	45.5	7.81	1.44	63.1	15.5
Сентябрь 2023	911	21.4	306	1.29	1240	305

Выводы к Главе 3

Таким образом, в разделе 3.1 были детально рассмотрены взаимосвязи пространственно-временной изменчивости потоков метана и синоптической ситуации. Несмотря на отсутствие количественных зависимостей между УПМ и метеорологическими характеристиками, именно синоптическая ситуация определяет структуру водной толщи и, как следствие, величину выброса метана из водохранилища. Показано, что максимум УПМ из водохранилищ приурочен к периодам смены температурной стратификации водной толщи, и при значительных выбросах доминирует пузырьковая составляющая потока.

На примере полученных закономерностей между УПМ и характеристиками среды в разделе 3.2 показано, что простые связи, по которым можно было бы определить интенсивность УПМ, выявить сложно. Однако, удалось установить, что на величину среднего УПМ из водохранилища оказывают влияние такие параметры, как средняя глубина, коэффициент водообмена и трофность водоема. Удалось получить количественные зависимости между УПМ и температурой придонной воды, содержанием кислорода в поверхностном слое, интенсивностью общей деструкции ОВ в грунтах. Выявлено, что глубина выступает в роли лимитирующего фактора для УПМ в атмосферу.

В разделе 3.3 для разнотипных водохранилищ по разному количеству натурных данных была проведена оценка эмиссии метана с их поверхности. Наиболее детальные оценки возможны только для водоемов, где организована система рейдовых наблюдений, как на Можайском водохранилище. На примере Озернинского водохранилища показано использование метода аналогии для оценки эмиссии метана. Для Иваньковского и Рыбинского водохранилищ удалось оценить только величины суточной эмиссии метана по результатам инструментальных съемок, так как измерения на этих водоемах не имеют достаточного временного охвата изменчивости УПМ за период открытой воды. Тем не менее, для достоверной оценки годовой эмиссии метана из водохранилищ, одних только натурных данных может быть недостаточно. Для более точных оценок необходимы методы численного моделирования потоков метана. Применению этих методов для изучаемых водоемов будет посвящена 4 глава диссертационной работы.

Глава 4. Использование математической модели LAKE 3.2 для оценки эмиссии метана из водохранилищ

4.1. Начальные условия и форсинг модели, постановка численных экспериментов

Задача моделирования в данной работе – воспроизведение временной изменчивости УПМ в течение года из изучаемых водохранилищ на основании относительно редких, дискретных данных натурных наблюдений. Чтобы адекватно воспроизводить динамику потоков метана, в модели нужно добиться грамотного воспроизведения термогидродинамического и биохимического режимов. Таким образом, модель LAKE3.2 является своего рода временным интерполятором для УПМ из водохранилищ, который основывается на изменчивости синоптической ситуации и внутренних параметрах водоема, полученных с помощью калибровки по натурным наблюдениям.

Основные входные данные в модель LAKE – это метеорологические условия, а именно:

- Температура воздуха
- Атмосферное давление
- Влажность воздуха
- Скорость ветра
- Нисходящие потоки длинноволновой и коротковолновой радиации
- Осадки

В качестве основного источника метеоданных был выбран реанализ ERA5-Land. Он имеет временное и пространственное разрешение – 1 час и 0.1x0.1 градус координат соответственно. Этого вполне достаточно в текущей задаче. Метеорологические данные с метеостанций не подходят для поставленной задачи, так как имеют более низкое временное разрешение. Кроме того, для водохранилищ на мало освещенных данными территориях, как например, Бурейское, может быть сложно подобрать метеостанцию в непосредственной близости к водохранилищу, а также на большинстве станций отсутствует информация о потоках солнечной радиации. Для унификации подхода было решено использовать единый источник данных метеорологического форсинга.

Тем не менее, чтобы удостовериться в возможности применения данных реанализа, необходимо было провести их сравнение с данными наземных наблюдений. Результаты такого сравнения изложены в публикации [Lomov et al., 2020b]. Сравнение показало, что данные реанализа могут быть использованы в качестве форсинга для модели, так как адекватно соотносятся с данными наземных наблюдений на метеостанциях.

Помимо метеорологической информации в модель подается суточная информация о водном балансе водохранилища – суммарный приток за день, суточный расход воды на ГЭС и уровень водоема.

В качестве начальных условий были выбраны следующие приближения:

- Профиль температуры в начальный момент времени был задан равным 4 °C
- 100% насыщения кислорода в воде
- Нулевые концентрации всех остальных биохимических параметров модели

Более подробные начальные условия задать проблематично, поскольку для этого необходимы подробные полевые кампании на водоемах в дату, которая является началом расчета модели. Кроме того, репрезентативно получить начальные данные по всем биохимическим параметрам для модели крайне сложно, учитывая, что наблюдения проводятся в точках, а для начальных условий необходим осредненный профиль характеристик по всей акватории.

Эта проблема была решена введением в расчете модели разгонного периода (Spin up). За время разгона модель приходит в состояние равновесия, когда начальные условия уже не играют большой роли. Период разгона модели был задан 1 год, и эти результаты не учитывались в финальных оценках.

В постановке задачи различались условия инициации начального профиля метана в водоеме. Основной способ задания начального профиля – это расчет стартовой концентрации метана, в зависимости от параметра генерации метана в донных отложениях, который является калибровочным параметром (подробнее калибровка модели и параметры для калибровки описаны в следующем разделе). Однако, бывают ситуации, когда такое задание начального профиля не является оптимальным. В ряде случаев, период разгона в 1 год является недостаточным для

концентрации метана при основном способе инициализации – слишком долго содержание метана в донных отложениях выходит в модели в состояние равновесия и становится независимым от начальных условий. Данная особенность продемонстрирована на примере конфигурации условного водохранилища с очень малыми значениями УПМ, и как следствие, малыми значениями константы генерации метана P_0 (см. Главу 2.3, уравнение 2.15) (Рис. 4.1).

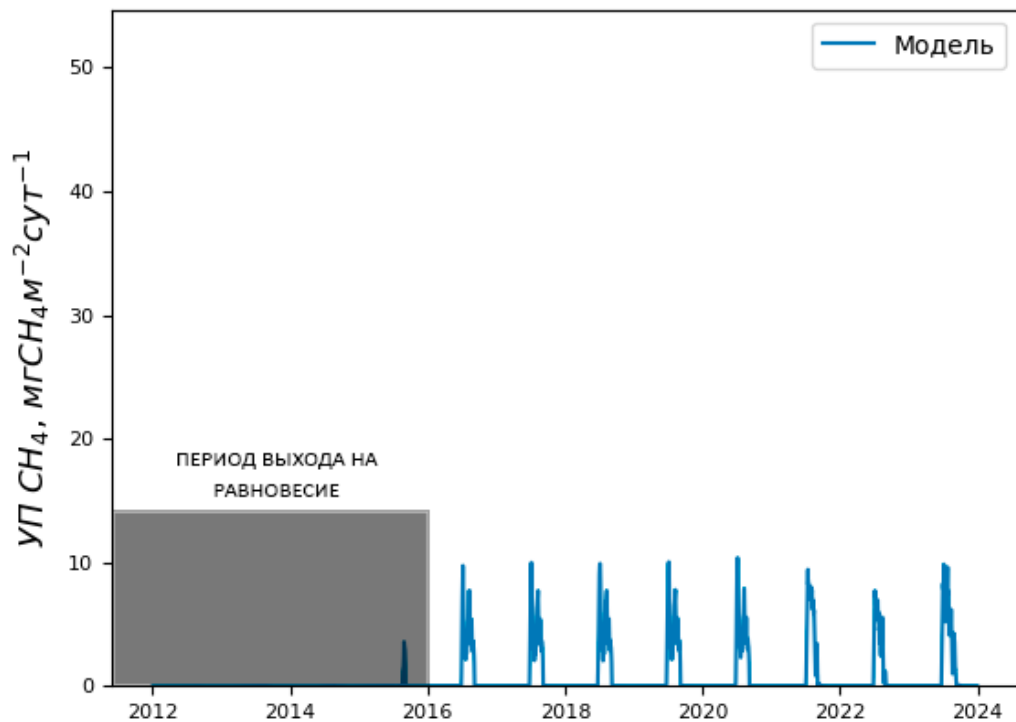


Рисунок 4.1. Временной ход потока метана из водохранилища с малыми потоками метана при задании начального профиля метана в соответствии с параметром генерации

Как можно наблюдать, при такой постановке численного эксперимента для этого условного водохранилища, поток метана кардинально различается для нескольких лет разгона модели, где метеорологический форсинг и данные о водном балансе задавались одинаковыми. В равновесие по УПМ в атмосферу модель приходит только через 4 года. Увеличение разгонного периода на такой срок проблематично, так как это в разы увеличит время калибровки модели. Поэтому для водохранилищ с такими условиями может задаваться начальный профиль концентрации метана в воде и донных отложениях несколько больший, чем в соответствии с калибруемой метаногенерацией. Этот способ подразумевает, что содержание в донных отложениях соответствует полному насыщению порового

раствора метаном, профиль в воде линейно интерполируется от концентрации в донных отложениях к нулевому содержанию у поверхности. При такой постановке эксперимента поток метана в модели выходит в равновесие уже за 1 год разгона модели (Рис. 4.2).

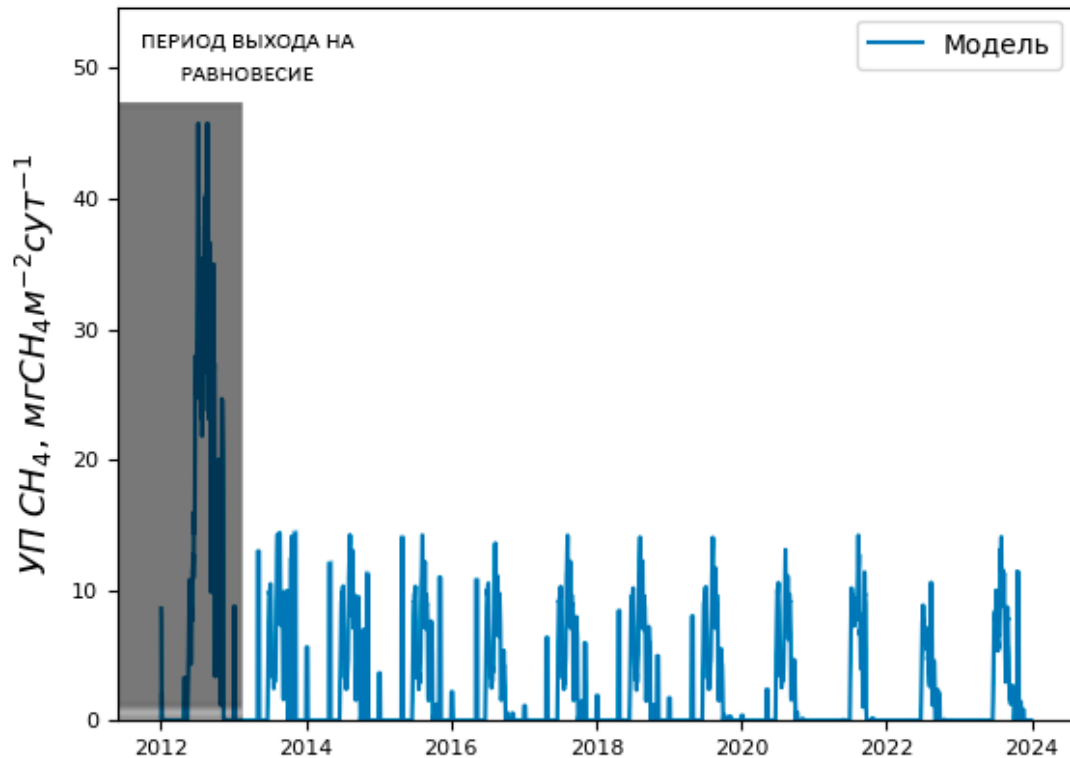


Рисунок 4.2. Временной ход потока метана из водохранилища с малыми потоками метана при задании начального профиля метана постоянным значением, равным полному насыщению метана в донных отложениях

Шаг расчета модели составлял 1800 секунд, машинное время счета одного эксперимента – около 40 – 60 секунд. Всего с учетом многочисленных итераций калибровки модели было проведено более 10000 запусков для каждого водохранилища.

4.2. Оценка чувствительности параметров модели, описание процедуры калибровки модели LAKE 3.2 по натурным данным

Калибровка модели LAKE3.2 для корректного воспроизведения потоков метана на границе «вода – атмосфера» предусматривает 3 основных этапа:

- 1) Калибровка температурного режима

- 2) Калибровка кислородного режима
- 3) Калибровка потоков метана

Эти три этапа проводятся последовательно в указанном порядке, поскольку температурный режим определяет стратификацию в водоеме, от чего будут зависеть процессы переноса, потребления и генерации кислорода в водной толще, в свою очередь, генерация и окисление метана в воде зависят от содержания кислорода.

В качестве натуральных данных для калибровки были использованы осредненные по акватории водоема профили по температуре и кислороду, полученные по результатам натуральных измерений в ходе полевых кампаний на водохранилищах. Так как в модели воспроизводится горизонтальная однородность всех характеристик в воде, в осреднении необходимо было учесть натурные данные по всей акватории водоема. Среднее значение показателей, полученных в ходе натуральных наблюдений, было получено с помощью деления водоемов на однородные районы (см. главу 2.1) для того, чтобы при осреднении учитывать их площади и объемы в качестве весового параметра. Для калибровки в модель загружались именно средневзвешенные по акватории водоема профили температуры и кислорода по глубине, а также средневзвешенные значения УПМ с поверхности. Для Можайского водохранилища средневзвешенные значения УПМ были получены переходом от измеренных потоков на рейдовой вертикали (Рис. 3.1) к площади всего водоема с помощью процедуры, описанной в разделе 3.3 (Рис. 3.29). Оценки суточной эмиссии метана с Иваньковского и Рыбинского водохранилищ по результатам съемок представлены в разделе 3.3 (Табл. 3.8 и 3.9). Средневзвешенные УПМ с Бурейского водохранилища были предоставлены Гориным С.Л.

Разделение на районы внутри модели проводилось только по глубинам – с помощью задания нескольких колонок донных отложений (см. главу 2.3). Сравнение результатов моделирования с натурными данными проводилось для всего водоема целиком, калибровка по отдельным районам не проводилась, так как основная задача модели – это воспроизведение временной изменчивости, не охваченной данными наблюдений. Кроме того, в одномерной постановке численных экспериментов исследование пространственной изменчивости характеристик по горизонтальным координатам не целесообразно.

Так как задача была оценить эмиссию метана с акватории водохранилища, в оценках не использовались данные о потоках метана с устьевых зон впадающих рек, особенно учитывая тот факт, что потоки на этих участках могут кардинально отличаться от основной акватории (река Чеснава на Рыбинском водохранилище, река Ола на Бурейском водохранилище) (см. Главу 3.1). Использование этих потоков в оценке внесет большую погрешность в определении эмиссии с акватории водоема.

Калибровка проводилась с использованием библиотеки SPOTPY, разработанной на языке программирования python [SPOTPY]. Данный пакет позволяет оптимизировать процесс поиска наилучших параметров модели с помощью различных алгоритмов. Для оценки качества результатов модели по отношению к натурным данным были использованы метрики: среднеквадратическая ошибка (Root-Mean Square Error – RMSE) для температуры и содержания кислорода и абсолютное отклонение (Mean Absolute Error – MAE) для потоков метана. Формулы для расчета данных метрик приведены ниже.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (OBS_i - MOD_i)^2} \quad (4.1)$$

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |(MOD_i - OBS_i)| \quad (4.2)$$

где OBS – измеренное значение *in situ*; MOD – значение, полученное в модели; N – количество наблюдений.

Подбор параметров в процессе калибровки осуществлялся как методами случайного распределения – Latin Hypercube Sampling (LHS), так и с помощью эволюционных алгоритмов – Shuffled Complex Evolution Unified Algorithm (SCEUA). В большинстве случаев метод латинского гиперкуба (LHS) показывал наилучшие результаты.

Калибровка температуры воды проводилась с использованием коэффициента фоновой диффузии (Background Diffusivity – BD). Этот параметр отвечает за добавочную диффузию в воде, которая возникает из-за внутренних волн в водоеме, явно не учитываемых в модели. В уравнении 2.11 этот коэффициент прибавляется к коэффициенту турбулентной диффузии k_T . При этом, данный параметр принимает

разные значения при открытой воде и при ледоставе, как правило, при наличии льда он меньше, так как подо льдом интенсивность внутренних волн ниже [Степаненко, 2018]. Диапазон изменения этого параметра при калибровке составлял от 50 до 600 $\text{см}^2/\text{с}$. Данный параметр регулирует глубину перемешанного слоя в модели, а также отвечает за распределение приходящего тепла (из атмосферы и с речным стоком) по вертикальному профилю. Для визуализации влияния тех или иных описываемых параметров на результаты модели были проведены отдельные расчеты на Бурейском водохранилище. На Рисунке 4.3 приведены профили температуры по глубине Бурейского водохранилища для периодов ледостава и открытой воды при минимальном и максимальном значении параметра BD, а также при оптимальном значении BD в соответствии с данными наблюдений. Более подробно влияние коэффициента фоновой диффузии на воспроизведение температурного профиля в модели LAKE описано в публикации [Lomov et al., 2022].

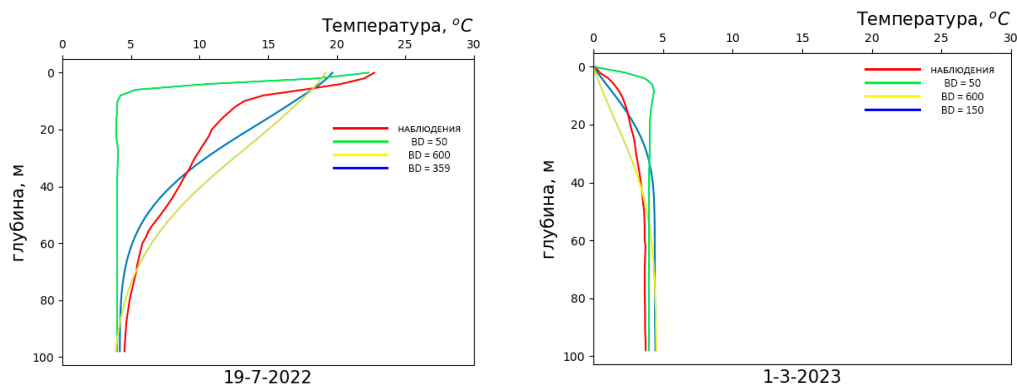


Рисунок 4.3. Профиль температуры по глубине Бурейского водохранилища в модели при разном значении коэффициента фоновой диффузии (BD).

Для более точной калибровки модели необходимо понимание чувствительности результатов численного эксперимента к определенным параметрам, которые есть в блоках биохимических расчетов. Если в случае воспроизведения температурного профиля выбор в качестве основного параметра коэффициента фоновой диффузии однозначен, то в блоке биохимических расчетов параметров достаточно много, и необходим выбор нескольких наиболее чувствительных для оптимального соотношения времени калибровки и получаемых результатов. Анализ чувствительности параметров проводился для исследуемых водохранилищ с помощью метода Fourier amplitude sensitivity testing (FAST), который

также реализован в библиотеке SPOTPY [SPOTPY]. Этот алгоритм проверяет влияние каждого параметра на результат эксперимента. Проведение такого расчета требует около 10000 запусков модели, или около 4 суток реального машинного времени. Его результаты представлены на Рисунке 4.4.

Параметры, которые участвовали в эксперименте FAST для оценки чувствительности УПМ (Рис. 4.4):

1. *r0methprod* – базовая скорость генерации метана
2. *VmaxCH4aeroboxid* – максимальная скорость окисления метана в воде и в донных отложениях
3. *q10* – параметр связи генерации метана и температуры воды в ДО
4. *ebul_crit* – критическая концентрация метана для образования пузырьков при НУ
5. *iceCH4_oxid* – параметр окисления метана во льду
6. *radius0CH4* – средний радиус пузырьков
7. *radius_maxCH4* – максимальный радиус пузырьков
8. *tortuosity0* – пористость ДО
9. *meth2sod* – параметр образования метана при потреблении кислорода

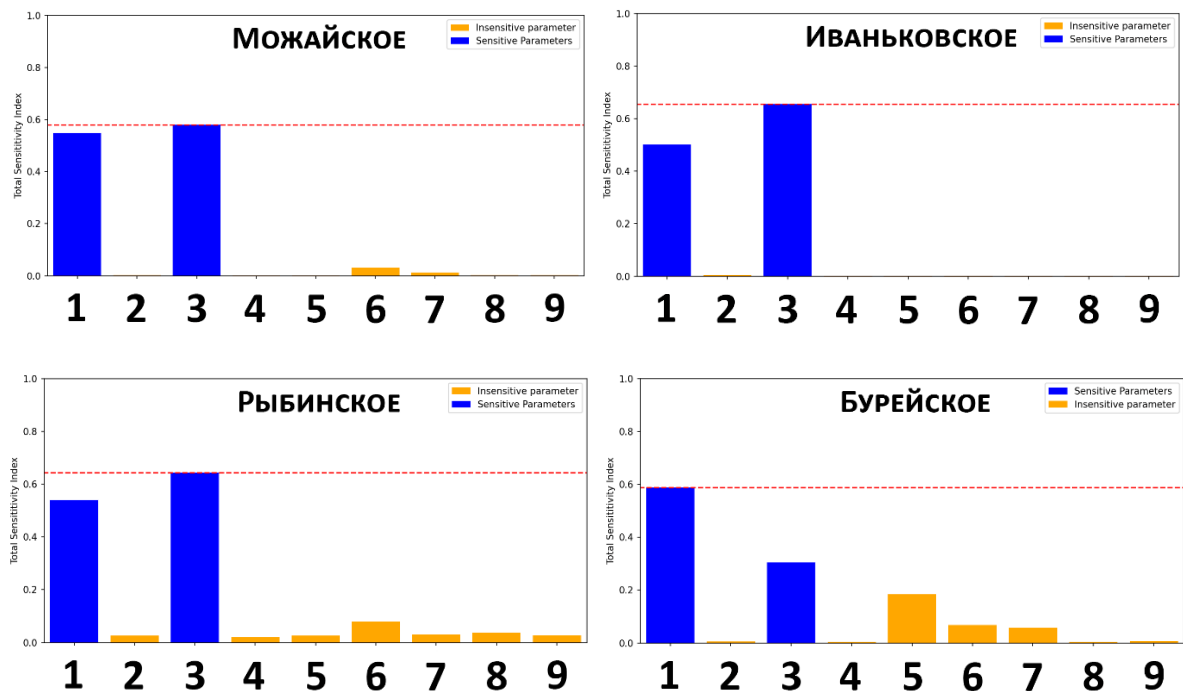


Рисунок 4.4. Оценка чувствительности параметров биохимического блока расчетов модели по эксперименту FAST для исследованных водохранилищ

Для калибровки потока метана были выбраны $r0methprod$ (далее P_0) и $q10$, как наиболее чувствительные, а также, не смотря на низкую чувствительность, в калибровку все же был включен параметр $VmaxCH4aeroboxid$ (далее $Vmax$), так как это наиболее эффективный параметр для калибровки диффузионного потока в атмосферу, который зависит от содержания метана в воде и скорости его окисления. Таким образом, для калибровки УПМ в атмосферу в модели LAKE 3.2 были выбраны:

- Параметр генерации метана в донных отложениях P_0 (см. уравнение 2.15 Глава 2)
- Параметр температурной зависимости генерации метана $q10$ (см. уравнение 2.15 Глава 2)
- Максимальная скорость окисления метана в уравнении Михаэлис-Ментен реакции метан – кислород $Vmax$ (см. уравнение 2.19 Глава 2)

Параметр P_0 определяет базовую скорость генерации метана в донных отложениях – это основной источник метана в модели, который влияет как на диффузионную, так и на пузырьковую составляющую потоков. Границы параметра при калибровке были установлены следующие: от 1.E-10 до 1.E-6 моль $m^{-3} c^{-1}$. Параметр $q10$ определяет зависимость генерации метана от температуры. При увеличении температуры на 10 градусов, генерация метана усиливается в $q10$ раз. Границы параметра при калибровке были выбраны от 1 до 5 (параметр безразмерный). Основное потребление метана в воде происходит за счет реакции окисления метана, в которой параметр $Vmax$ – максимально возможная скорость окисления. Его границы были заданы от 1.E-9 до 1.E-5 моль $m^{-3} c^{-1}$. Границы параметров определялись с опорой на данные лабораторных и полевых экспериментов, представленных в научных публикациях [Liikanen et al., 2002a; Liikanen et al., 2002b; Lidstrom and Somers, 1984].

При таком подходе калибруются основные компоненты метанового баланса в водохранилище – приходная составляющая (генерация метана) и расходная составляющая (окисление метана в воде). Влияние данных параметров на поток метана в модели на примере Бурейского водохранилища изображено на Рисунке 4.5.

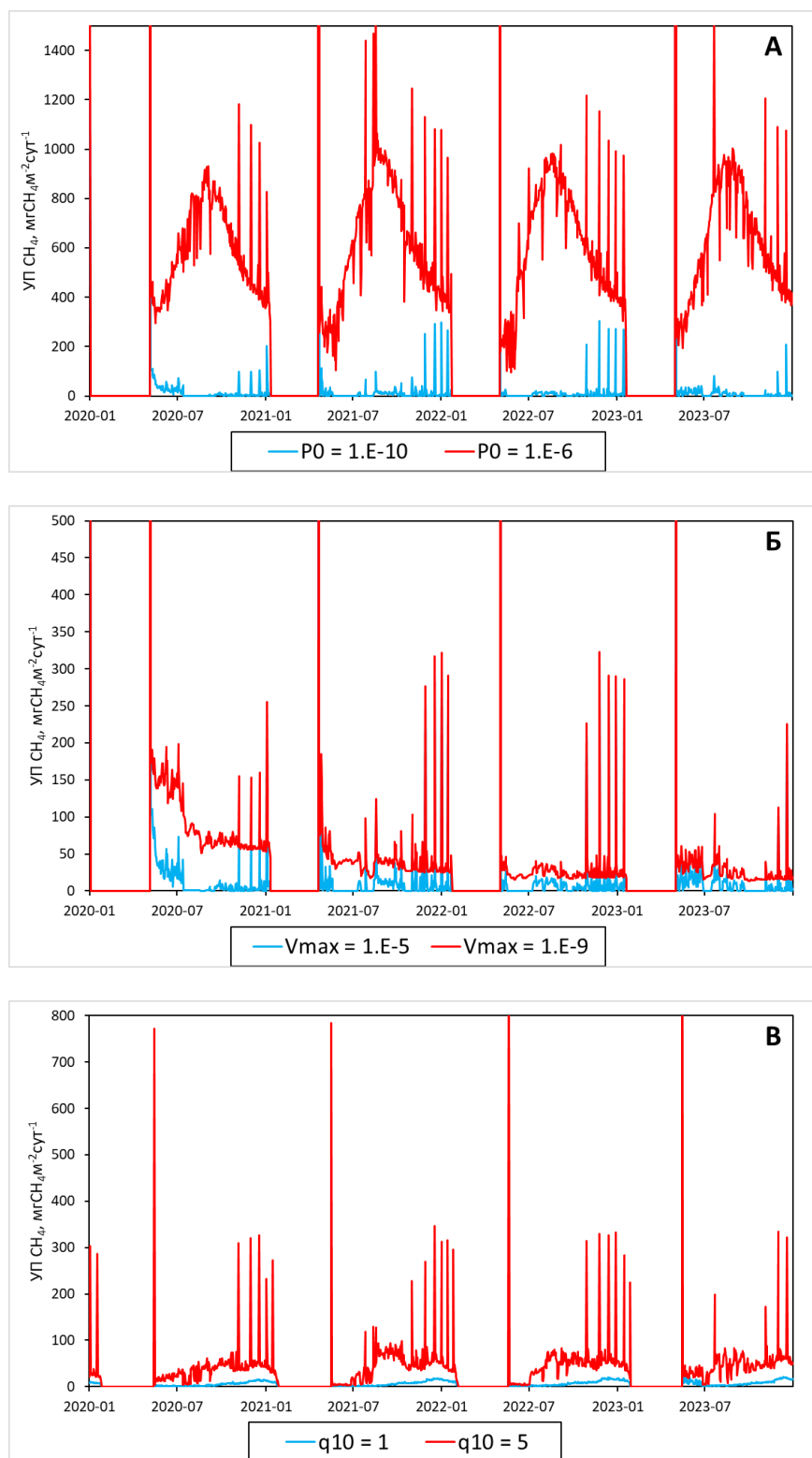


Рисунок 4.5. Удельный поток метана из Бурейского водохранилища в модели при разном значении параметров генерации метана (P_0) (А), окисления метана (V_{max}) (Б) и параметра температурной зависимости q_{10} (В)

На каждой стадии калибровки производилось от 200 до 1000 запусков модели. По итогам запусков определялись параметры, при которых значение отклонения

результатов модели от наблюдаемых значений температуры, содержания кислорода и УП метана было минимально.

В модель LAKE3.2 в использованной конфигурации явно включена динамика притока и стока воды для учета водного баланса. Во входные данные по притокам, кроме расхода воды, также включались данные по температуре притоков. Помимо включения данных о температуре, возможен и учет притока метана с речными водами.

Так как частота измерений концентрации метана в притоках исследованных водохранилищ очень невелика, подробных данных о притоке метана нет. Кроме того, приток метана с речными водами практически не оказывает влияния на эмиссию с поверхности водоема. Даже на Рыбинском и Бурейском водохранилищах, где УПМ с устьевых зон рек очень велик, концентрация метана в воде в этих областях небольшая. Для проверки чувствительности модели к притоку метана был проведен отдельный эксперимент для Можайского водохранилища. Модель с одинаковыми параметрами запускалась с нулевой концентрацией метана в р. Москве и р. Колодь (основные притоки Можайского водохранилища) и с максимально наблюдавшейся концентрацией в притоках за весь период наблюдений (это значение составляет 35 мкл/л, которое наблюдалось летом 2017 года). По результатам эксперимента разница среднего УПМ, рассчитанного по модели с нулевой и максимальной концентрацией метана в притоках, не существенна (Табл. 4.1).

Таблица 4.1. Эксперимент по определению чувствительности модели к концентрации метана в притоках в Можайском водохранилище

год	УПМ при нулевой концентрации метана в притоках, $\text{мгCH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$	УПМ при наибольшей концентрации метана в притоках, $\text{мгCH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$	относительная разница, %
2017	41.5	41.9	0.92
2018	58.2	58.4	0.22
2019	54.5	54.6	0.24
2020	49.8	50.2	0.78

Наибольшее влияние изменение концентрации метана в притоках оказывает на диффузионную составляющую потока в атмосферу. Из-за того, что диффузионная

составляющая не является доминирующей в общей эмиссии метана в модели, а также из-за малого расхода воды притоков по отношению к объему водохранилища, общий поток в атмосферу практически не изменяется даже при очень большой концентрации метана в притоках. Поэтому концентрация метана в притоках не учитывалась в расчете и задавалась равной нулю на протяжении всего расчетного периода. Такая же схема задания притока метана была использована и на остальных водохранилищах.

В результате численных экспериментов было выявлено, что УПМ в модели чувствителен к изменениям атмосферного давления и колебаниям уровня воды. Были проведены расчеты, в одном из которых атмосферное давление в данных форсинга задавалось постоянным значением, во втором, отключены колебания уровня воды (Рис. 4.6).

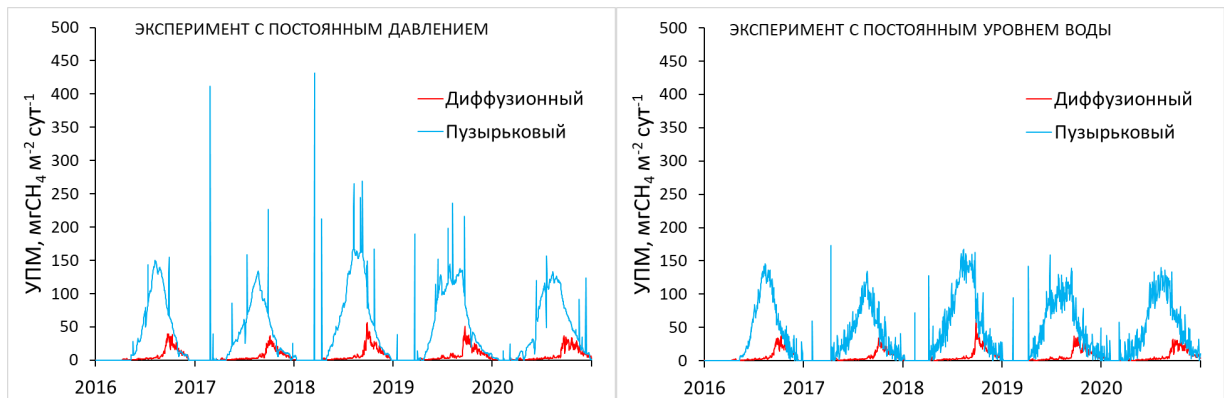


Рисунок 4.6. Составляющие УПМ в атмосферу по результатам численных экспериментов с постоянным давлением (слева) и уровнем воды (справа)

Наиболее чувствителен к этим изменениям пузырьковый поток метана, так как атмосферное давление и уровень воды являются определяющими параметрами для растворимости метана в воде, следовательно, и для динамики пузырьков. Резкие пики значений пузырькового потока приурочены к колебаниям уровня воды, в то время как изменения атмосферного давления приводят к более высокой амплитуде УПМ в течение года.

Таким образом, с помощью численных экспериментов удалось определить наиболее чувствительные параметры модели для калибровки УПМ, что позволило сократить машинное время счета. Кроме того, расчеты показали, что при постановке экспериментов с моделью LAKE 3.2 нет необходимости задания концентрации

метана в притоках, так как он практически не влияет на эмиссию с поверхности воды. С помощью модельных расчетов удалось выявить, что пузырьковый поток метана чувствителен к изменению атмосферного давления и уровня воды в водоеме. Подобные эксперименты было бы затруднительно проводить с помощью натурных данных, так как подобрать подходящие условия для эксперимента не представляется возможным, что еще раз показывает необходимость включения в исследование методов математического моделирования.

Результаты оценки чувствительности модели LAKE к описанным параметрам частично опубликованы в статье [Lomov et al., 2024].

4.3. Результаты калибровки модели по натурным данным и оценка эмиссии метана с исследуемых водохранилищ с помощью LAKE 3.2

В Таблице 4.2 представлены периоды расчета с помощью модели LAKE 3.2 для исследуемых водохранилищ. Расчеты по модели LAKE 3.2 для Озернинского водохранилища не проводились, так как для верификации его результатов недостаточно натурных данных.

Таблица 4.2. Периоды расчета по модели LAKE 3.2 на исследуемых водохранилищах

Водохранилище	Разгонный период	Основной период расчета
Можайское	2016	2017 – 2020
Иваньковское	2019	2020 – 2023
Рыбинское	2020	2021 – 2023
Бурейское	2020	2021 – 2023

Как уже было сказано, калибровка результатов модели проводилась в три этапа, описание результатов расчета будет представлено в той же последовательности.

Модель LAKE хорошо воспроизводит температурный режим водохранилищ (Рис. 4.7).

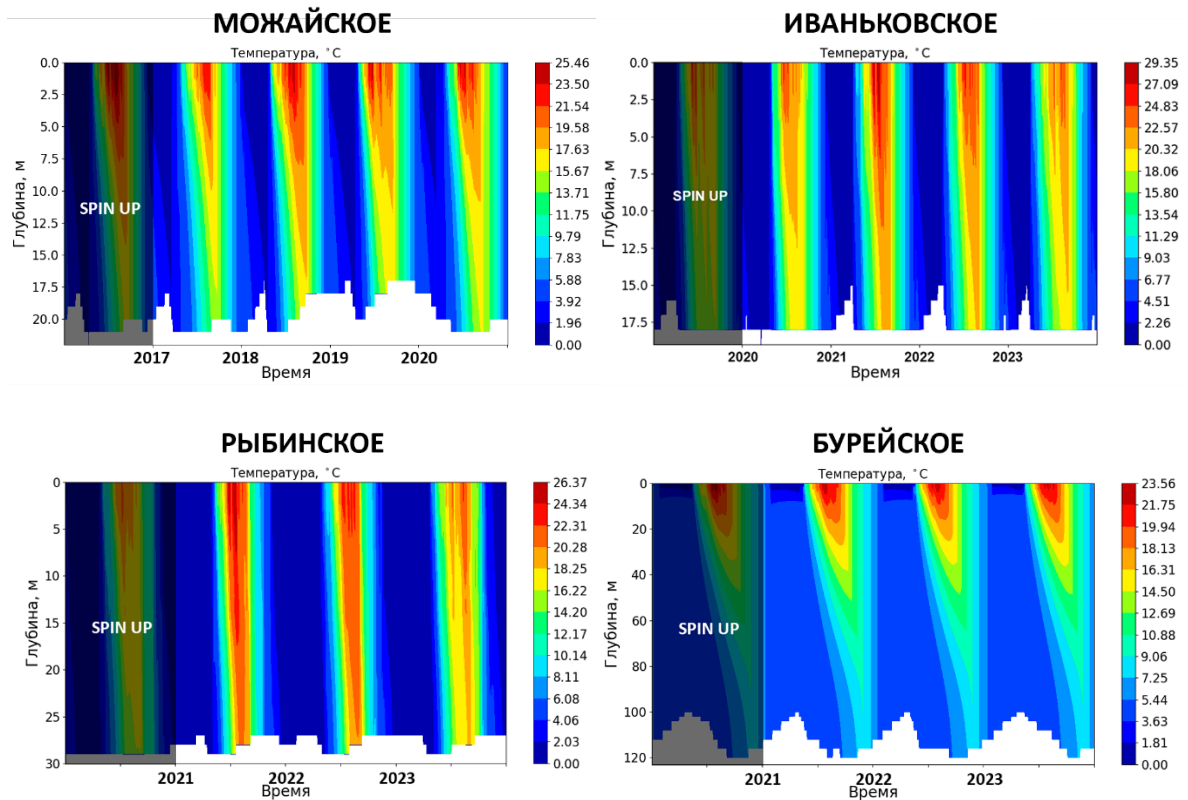


Рисунок 4.7. Распределение температуры воды по глубине исследуемых водохранилищ по результатам моделирования

По результатам расчета видно, что в годовом ходе присутствуют основные фазы термического режима водоема – обратная стратификация зимой, гомотермия весной и осенью, прямая стратификация летом. Можайское водохранилище отличается тем, что от года к году стратификация в нем может значительно меняться. На примере 2019 года видно, что условия перемешивания в этот период были более благоприятными и температура воды в водоеме более однородна по глубине, чем в 2018 году, когда наблюдалась устойчивая стратификация. Иваньковское и Рыбинское водохранилища, наоборот, слабо различаются год от года. Перемешивание в этих водоемах происходит каждый год от поверхности до дна, стратификация устанавливается редко, так как у Иваньковского очень высокий коэффициент водообмена, а на Рыбинском велико влияние ветрового перемешивания. В Бурейском водохранилище, самом глубоком из исследуемых, наблюдается большая неоднородность температуры воды по глубине. Придонные горизонты даже в самый теплый период года не прогреваются выше 10 градусов, при этом в поверхностных горизонтах в летний период температура может достигать более 23 градусов. Для

Бурейского водохранилища характерны самые большие градиенты температуры в металимнионе.

Температурный режим водоемов в модели калибровался по данным синхронных съемок, охватывающих всю акваторию водохранилища. Температура осреднялась по горизонтальному сечению водоема и сравнивалась с модельным вертикальным профилем. Сравнение всех полученных вертикальных профилей температуры по натурным данным и по результатам модели LAKE 3.2 представлено в Приложении 1.

Для правильного расчета потоков метана в водоеме важно, как модель воспроизводит кислородный режим водохранилищ (Рис. 4.8).

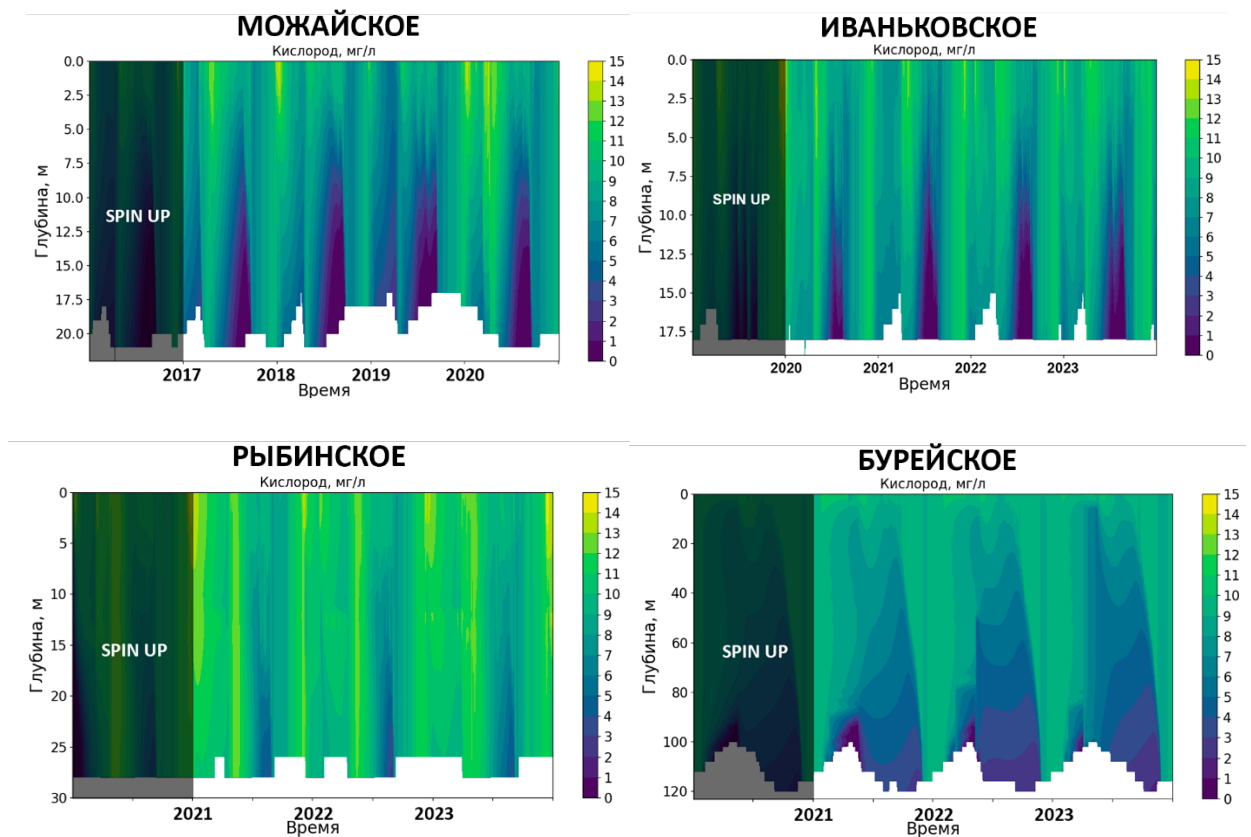


Рисунок 4.8. Распределение растворенного кислорода по глубине исследуемых водохранилищ по результатам моделирования

В Можайском водохранилище в период с середины осени по конец весны водная толща хорошо аэрирована, наибольшие концентрации наблюдаются у поверхности воды в зимний период, так как из-за низкой температуры воды в модели деструкция органического вещества происходит медленно, и на нее не затрачивается

кислород, также в это время растворимость кислорода повышена опять же из-за близкой к нулю температуре. В летний период каждый год возникают бескислородные условия в гипolimнионе, которые могут распространяться от придонных горизонтов до глубин около 5 м. В Иваньковском водохранилище бескислородные условия у дна также наблюдаются, однако, мощность аноксидной зоны значительно меньше (до 10 м). Распределение кислорода по глубине Иваньковского водохранилища более равномерное из-за менее устойчивой плотностной стратификации. Рыбинское водохранилище отличается самыми высокими концентрациями кислорода в течение всего периода. Бескислородные условия возникают редко и только в самой глубокой его части. Повышенное содержание кислорода в поверхностных горизонтах связано в модели с интенсивностью фотосинтеза. Эта закономерность выражена и для остальных водоемов, но в меньшей степени. Бурейское водохранилище насыщается кислородом от поверхности до дна только в зимний период, в остальное время содержание кислорода плавно уменьшается с глубиной. Наибольшие градиенты содержания кислорода в воде Бурейского водохранилища образуются в конце летнего периода перед началом осеннего перемешивания. Также возможно образование бескислородных зон на глубинах от 70 м до дна.

Критерием качества воспроизведения моделью температурного и кислородного режимов был выбран параметр RMSE (уравнение 4.1). В данной работе принималось, что удовлетворительных результатов воспроизведения вертикального профиля температуры и кислорода в ходе калибровки удалось достичь при значении RMSE меньшем, чем стандартное отклонение ряда наблюдаемых величин, использованных в качестве входных данных для калибровки. Хороших результатов – при RMSE меньшем, чем половина от стандартного отклонения этих величин. Данная метрика является стандартной для RMSE и применяется во множестве исследований, в том числе и в задачах гидрологического моделирования [da Silva et al., 2015].

В Таблице 4.3 приведены значения RMSE по результатам сравнения температуры и содержания кислорода между натурными данными и результатами модели для всех водохранилищ. Вертикальные профили распределения

концентрации кислорода по глубине по результатам моделирования в сравнении с натурными данными представлены в Приложении 1.

Таблица 4.3. Качество воспроизведения температурного и кислородного режимов исследуемых водоемов с помощью модели LAKE 3.2 после калибровки

Водохранилище	RMSE для температурного режима	RMSE для кислородного режима
Можайское	2.29	1.99
Иваньковское	0.794	1.85
Рыбинское	1.33	1.12
Бурейское	1.73	1.10

**оранжевый – удовлетворительно, зеленый – хорошо*

Таким образом, с помощью модели LAKE для всех водохранилищ, участвующих в численных экспериментах, удалось достичь хорошего соответствия между температурным и кислородным режимами по натурным данным и по результатам откалиброванной модели LAKE 3.2.

Заключительным этапом расчета модели была калибровка УПМ в атмосферу на основании кампаний натурных наблюдений. Процесс получения средневзвешенных суточных значений УПМ по полевым данным из исследуемых водохранилищ подробно описан в Главе 3 данной диссертации. Наибольшее количество натурных данных по временной изменчивости УПМ было получено для Можайского водохранилища. Самые детальные исследования временной изменчивости проводились в период с 2017 по 2020 гг. Именно этот период и был воспроизведен моделью. Для остальных водохранилищ натурных данных о временной изменчивости значительно меньше, так как основное внимание на них было уделено анализу пространственных закономерностей распределения УПМ по акватории водоема. По этой причине верификация результатов модели LAKE 3.2 на независимых данных проводилась только для Можайского водохранилища. Для верификации период с 2017 по 2020 гг. был разделен на два промежутка: с 2017 по 2018 производилась калибровка модели, а с 2019 по 2020 проверка полученных оптимальных параметров на независимом материале (Рис. 4.9). На Иваньковском,

Рыбинском и Бурейском водохранилищах калибровка захватывала весь период расчета (Рис. 4.9).

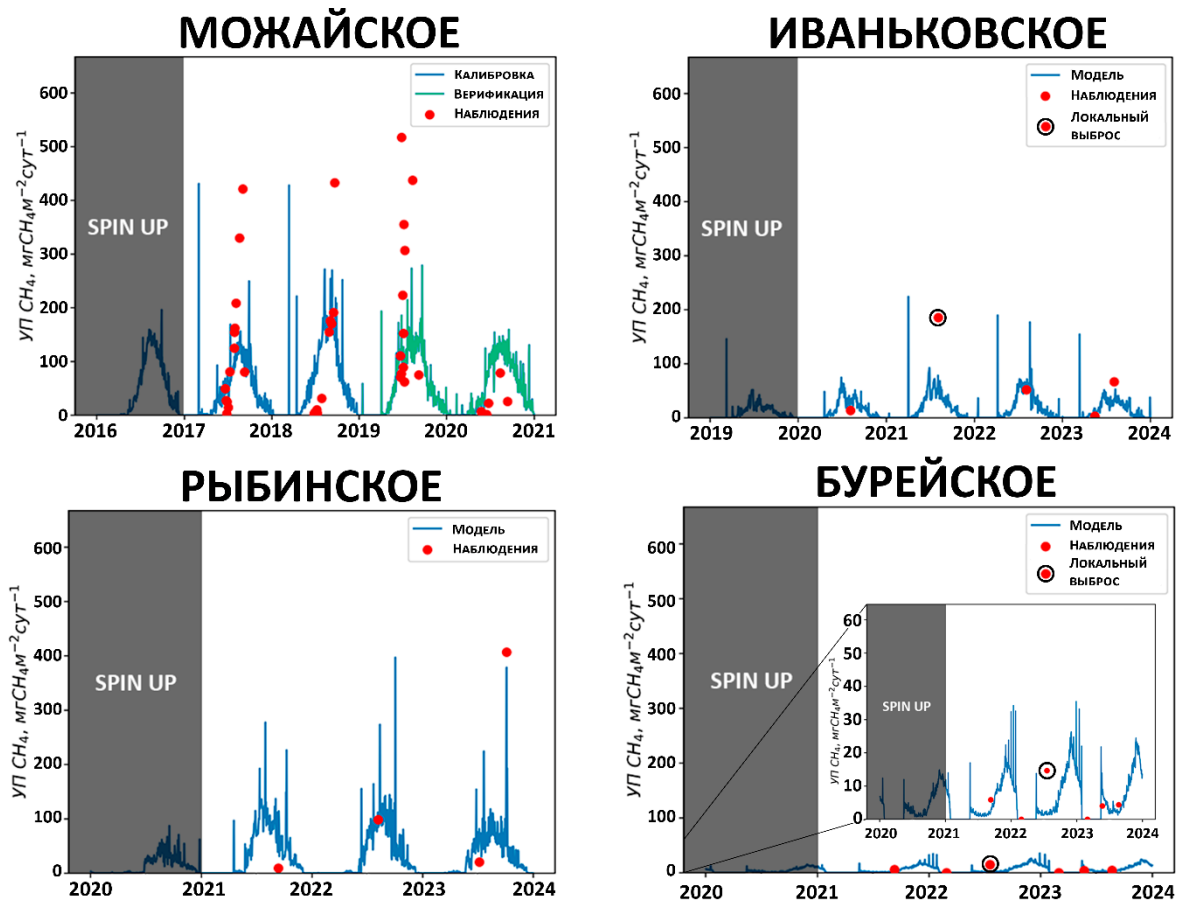


Рисунок 4.9. Воспроизведение временного хода УПМ с исследуемых водохранилищ по результатам модели LAKE 3.2

Временной ход УПМ по результатам модели включает в себя несколько ключевых особенностей для всех водоемов. В период ледостава эмиссия метана не происходит, однако, метан, поступающий к нижней кромке льда в виде пузырьков, может вмораживаться в ледяной покров. В связи с этим, в момент таяния льда происходит весенний выброс метана в атмосферу. В модели этот процесс происходит мгновенно при разрушении льда, поэтому значения УПМ при этом очень высоки. Особенно это характерно для Можайского и Иваньковского водохранилищ. После этого, в течение летнего периода происходит рост УПМ из-за постепенного повышения генерации метана в донных отложениях при увеличении температуры. Самые высокие пики УПМ по результатам модели образуются из-за колебаний

глубины и атмосферного давления, так как эти изменения влияют на образование пузырьков.

На всех водохранилищах по результатам модели может наблюдаться существенный выброс при разрушении температурной стратификации в водоеме в конце лета, что также соответствует полученным натурным данным. Самые большие выбросы в этот период зафиксированы на Рыбинском водохранилище, так как из-за его большой площади перемешивание на нем происходит за очень короткие сроки, поэтому метан, аккумулированный в водоеме, поступает к поверхности воды и выбрасывается в атмосферу за короткий промежуток времени. По данным измерений осенью 2023 года на Рыбинском водохранилище удалось доказать, что такие существенные осенние выбросы в модели соответствуют натурным измерениям.

После осеннего выброса УПМ снижаются, как правило, более быстрыми темпами, чем при их росте в период прогрева водоема. На Бурейском водохранилище в осенний период могут наблюдаться локальные пузырьковые выбросы метана из-за постепенного понижения уровня воды во время сработки водохранилища. Эти выбросы приурочены в модели к мелководным колонкам донных отложений, в глубокой части пузырьковый поток успевает раствориться в водной толще при подъеме к поверхности воды. Однако, для Бурейского водохранилища в осенний период характерен и рост диффузионного потока. В модели это происходит из-за снижения темпов окисления метана в воде, так как окисление зависит от температуры.

Однако, стоит отметить и те аспекты временного распределения УПМ, которые не удалось в достаточной степени точности воспроизвести в модели LAKE в текущей версии. Для Иваньковского водохранилища УПМ в августе 2021 (на Рисунке 4.9 это значение обведено) года оказался сильно завышенным по данным натурных наблюдений из-за высокого УПМ в Шошинском плесе (описано в Главе 3.1, страница 104). В этом районе могут наблюдаться существенные локальные источники метана, связанные с пузырьковым выходом из затопленных торфяных почв. Станция наблюдений в период этой съемки могла попасть именно на этот локальный выброс, не оказывающий существенного влияния на основную акваторию водохранилища. Схожая ситуация была выявлена и для полевой кампании

на Бурейском водохранилище летом 2022 года (на Рисунке 4.9 это значение обведено). В Главе 3.1 (страница 122) было описано, что некоторые станции наблюдений в этот сезон могут иметь повышенный УПМ из-за локальных условий, связанных с затопленными почвами и их структурой. Процессы, связанные с учетом локальных мощных источников метана не реализованы в модели LAKE на данный момент, поэтому эти точки не учитывались при сравнении натурных наблюдений и результатов моделирования.

В модели LAKE при текущей конфигурации не удалось воспроизвести самые большие значения УПМ из Можайского водохранилища, приуроченные к осеннему выбросу и резким понижениям атмосферного давления в середине лета. В целом, увеличение УПМ в модели за летний период происходит медленнее, чем это было зафиксировано по данным натурных наблюдений. Связано это с изменчивостью генерации метана в донных отложениях. На данный момент в модели LAKE генерация преимущественно зависит от температуры среды, а также на нее оказывает влияние содержание кислорода в воде и в донных отложениях. При этом в реальных условиях на увеличение генерации влияет и поступление в донные отложения лабильного органического вещества, которое увеличивается в течение лета. При большем количестве ОВ в грунтах происходит более интенсивная генерация метана. Блок динамического содержания органического вещества в грунтах в модели LAKE находится в разработке и его включение в модель выходит за рамки данной диссертационной работы.

Тем не менее, с помощью калибровки модели LAKE удалось получить адекватное воспроизведение УПМ в атмосферу с исследованных водохранилищ, которое по большей части соответствует полученным натурным данным. По результатам расчетов модели получено соотношение трех основных составляющих УПМ в атмосферу из водохранилищ – пузырькового, диффузионного потоков и дегазации при сбросах воды в нижний бьеф (Рис. 4.10).

Для Можайского, Рыбинского и Иваньковского водохранилища основной вклад в эмиссию метана вносит пузырьковая составляющая потока, что хорошо соотносится с данными наблюдений. Максимумы пузырькового потока приурочены к весенним выбросам метана при вскрытии ледостава, а также к значительным

колебаниям уровня воды. Диффузионный поток достигает своего максимума в период активного конвективного перемешивания водной толщи осенью, когда накопившийся в придонных горизонтах метан поступает к поверхности воды. Для Иваньковского водохранилища диффузионный поток существенен на протяжении всего летнего периода.

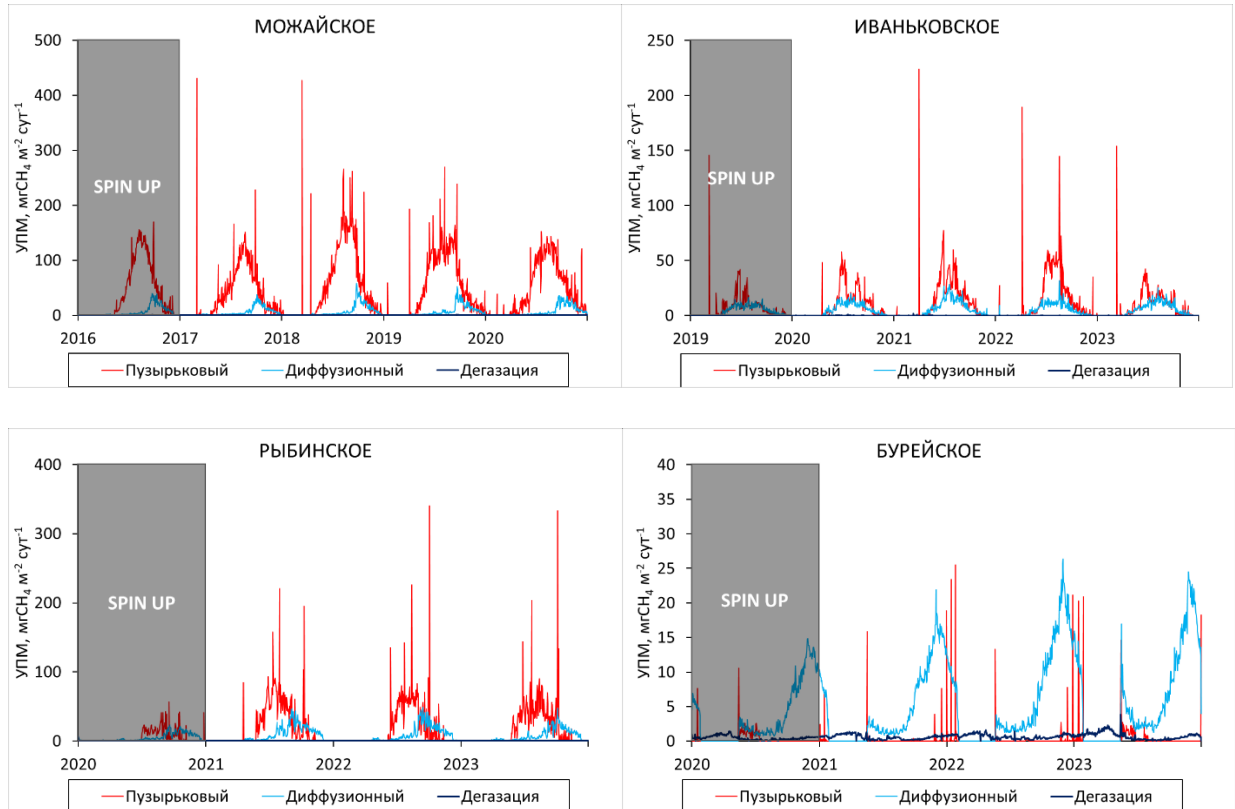


Рисунок 4.10. Временной ход составляющих УПМ из исследованных водохранилищ по результатам модели LAKE 3.2

На Бурейском водохранилище ситуация противоположная – диффузионный поток является основным механизмом транспорта метана в атмосферу. Большую часть периода открытой воды пузырькового выброса метана не происходит. Увеличение пузырькового потока метана характерно для периода поздней осени начала зимы до установления ледостава. Также только для Бурейского водохранилища дегазация вносит заметный вклад в общую эмиссию. Во-первых, из-за низких средних УПМ на Бурейском водохранилище в целом. Во-вторых, из-за особенности расположения водоводов, которые на Бурейском водохранилище находятся ниже границы эпилимниона. В-третьих, из-за большого среднегодового

объема воды, пропускаемого через водоводы и холостые сбросы Бурейской ГЭС. Величина среднегодового расхода с плотины за период расчета – 1100 м³/с.

По результатам расчета модели была проведена оценка погрешности численного воспроизведения потоков метана относительно натурных данных по среднему УП метана из водохранилища. Оценка основывается на доверительном интервале коэффициента уравнения регрессии, которое в данном случае имеет вид:

$$OBS_{CH_4 flux} = a * MOD_{CH_4 flux} \quad (4.3)$$

где $MOD_{CH_4 flux}$ – удельный поток метана по результатам расчета модели за время, соответствующее периоду проведения полевой кампании, $OBS_{CH_4 flux}$ – удельный поток метана по наблюдениям за полевую кампанию, a – коэффициент наклона.

Коэффициент b в классическом уравнении линейной регрессии был принят 0, так как нулевые потоки метана по наблюдениям соответствуют периоду ледостава, когда в модели также из-за наличия ледяного покрова УП метана в атмосферу отсутствует. Для коэффициента a можно оценить доверительный интервал с заданной вероятностью, в нашем случае была принята величина вероятности = 0.95, что является стандартным уровнем надежности для научных исследований. Это означает, что истинный коэффициент линии регрессии попадает в интервал $[a - \frac{\Delta a}{2}; a + \frac{\Delta a}{2}]$ с вероятностью 95%, где Δa это разница между границами 95% интервала для этого коэффициента. Таким образом, можно полагать, что значение потоков метана, полученное по модели, будет варьировать относительно данных натурных наблюдений в пределах двусторонней относительной погрешности, равной Δa . Поток по модели с поверхности водоема будет равен:

$$\text{Средний поток} \pm \text{средний поток} * \frac{\Delta a/2}{a} \quad (4.4)$$

Полученный интервал неопределенности можно применять к ежесуточным величинам удельного потока метана, рассчитанным в модели. Пересчитав его на весь смоделированный ряд, можно получить величину погрешности годовой эмиссии метана из водоема.

В Таблице 4.4 приведены средние значения УП метана по данным полевых кампаний, средние значения потока метана в модели за даты полевых кампаний,

величина ошибки MAE (уравнение 4.2) и средней относительной ошибки для УПМ с каждого водохранилища, а также коэффициент a для линии регрессии между смоделированными и натурными значениями с интервалом неопределенности. Результат модели принимался удовлетворительным, если средняя относительная ошибка УПМ по данным численных экспериментов не превышает удвоенной погрешности определения УПМ с помощью натуральных данных, которая составляет 27% (см Главу 2.2, стр. 71), то есть менее 54%. Результаты воспроизведения УПМ принимались хорошими, если относительная ошибка не превышала 27%, то есть относительной погрешности метода натуральных наблюдений. Как уже было сказано выше, разделение периода расчета на калибровку и верификацию было проведено только для Можайского водохранилища. Так как для Рыбинского, Иваньковского и Бурейского водохранилищ было получено существенно меньшее количество данных о временной изменчивости УПМ в атмосферу по результатам проведенных полевых кампаний.

Таблица 4.4. Средние значения УП метана по натурным данным, по результатам модели, ошибка MAE и средняя относительная ошибка при сравнении результатов моделирования и данных наблюдений, величина коэффициента a уравнения регрессии и его доверительный интервал при 95% уровне надежности

Водохранилище	УПМ по данным наблюдений, $\text{мгCH}_4 \text{ м}^{-2}$ сут^{-1}	УПМ по результатам модели*, $\text{мгCH}_4 \text{ м}^{-2}$ сут^{-1}	Относительная ошибка, %	MAE	Коэффициент a , $a \pm \frac{\Delta a_{0.95}}{2}$
Можайское (калибровка)	110	98.6	-10.5	73.5	1.23 ± 0.40
Можайское (верификация)	154	106	-30.9	104	1.49 ± 0.65
Иваньковское	33.9	34.8	2.51	16.5	1.00 ± 0.89
Рыбинское	66.9	67.9	1.44	18.9	1.09 ± 0.16
Бурейское	2.85	2.72	-4.5	1.84	0.878 ± 0.805

* за периоды, соответствующие датам проведения полевых кампаний

** оранжевый – удовлетворительно, зеленый - хорошо

Для всех водохранилищ получилось достичь хорошего воспроизведения УПМ в модели LAKE по результатам калибровки. Период верификации, для которого проводилась оценка качества модели на независимом материале (2019 и 2020 гг. для Можайского водохранилища) имеет сходимость результатов наблюдений и модели несколько хуже, что закономерно, однако, все равно близок к границе хорошего воспроизведения моделью натурных данных по УПМ.

Далее была оценена годовая эмиссия метана с помощью полученных результатов модели LAKE 3.2. Суммарный УП метана из водохранилища в модели является суммой трех основных составляющих потока метана – пузырькового, диффузионного потоков и дегазации при сбросах воды в нижний бьеф (Табл. 4.5).

Таблица 4.5. Оценка среднесуточных значений УП метана из водохранилища по результатам модели, средний поток метана за все время эксперимента с интервалом неопределенности

Водохранилище	УПМ, $\text{мгCH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$			Общий с интервалом неопределенности ⁴
	Пузырьковый	Диффузионный	Дегазация	
Можайское	44.9	6.15	0.108	51.2 ± 13.0
Иваньковское	10.4	4.83	0.05	15.3 ± 13.6
Рыбинское	17.5	7.24	0.148	24.8 ± 3.7
Бурейское	0.295	5.42	0.660	6.38 ± 5.24

В оценку суммарной эмиссии включены все три составляющие потока метана, показанные в Таблице 4.5. Средний УП с поверхности водохранилища за сутки умножался на площадь водохранилища, рассчитанную с учетом кривой площадей и данных об уровне водоема за каждый день. В Таблице 4.6 приведены результаты оценки годовой эмиссии метана для всех исследованных водохранилищ с интервалом неопределенности.

⁴ Оценен с помощью доверительного интервала для коэффициента a (Уравнение 4.4). В интервал неопределенности не входит дегазация метана, так как она отдельно не калибровалась по натурным данным. Тем не менее, ее вклад для рассмотренных водохранилищ мал, поэтому ею можно пренебречь при расчете погрешности.

Таблица 4.6. Годовая эмиссия метана в углеродном эквиваленте с исследованных водохранилищ по результатам модели LAKE 3.2 за каждый год и средняя за весь период расчета

Водохранилище	Эмиссия метана в углеродном эквиваленте, тонн C-CH ₄				
	2017	2018	2019	2020	Средняя
Можайское	326 ± 83	416 ± 106	338 ± 86	396 ± 101	369 ± 94

Водохранилище	Эмиссия метана в углеродном эквиваленте, тонн C-CH ₄				
	2020	2021	2022	2023	Средняя
Иваньковское	1161 ± 1036	1517 ± 1354	1472 ± 1314	1142 ± 1019	1323 ± 1181
Рыбинское	НД	(28.3 ± 4.2) *10 ³	(26.2 ± 3.9) *10 ³	(24.8 ± 3.7) *10 ³	(26.5 ± 3.9) *10 ³
Бурейское	НД	921 ± 766	1224 ± 1025	1233 ± 1036	1126 ± 942

Сравнить полученные результаты оценки годовой эмиссии метана с оценками эмиссии по натурным данным возможно только по Можайскому водохранилищу, так как для других водоемов оценки годовой эмиссии по данным наблюдений не проводилось. Оценка эмиссии метана по натурным данным из Можайского водохранилища изложена в Главе 3.3. Величина годовой эмиссии по модели LAKE 3.2 сравнивалась с величиной годовой эмиссии метана из Можайского водохранилища за 2017 – 2019 гг., оцененной по натурным измерениям. (Табл. 4.7).

Таблица 4.7. Оценка годовой эмиссии метана из Можайского водохранилища за период 2017 – 2019 гг. по результатам натурных измерений и математической модели

Год	Эмиссия по модели LAKE 3.2, тC-CH ₄	Эмиссия по натурным данным, тC-CH ₄
2017	326 ± 83	347
2018	416 ± 106	265
2019	338 ± 86	389
Среднее	369 ± 94	334

Оценка эмиссии метана с Можайского водохранилища двумя способами – по натурным наблюдениям (см. Главу 3.3) и с помощью математической модели LAKE 3.2 дает схожие результаты годового выброса метана. Модель LAKE 3.2 успешно

выполняет свою задачу – с ее помощью возможна оценка годовой эмиссии метана из разнотипных водохранилищ на основании данных натурных наблюдений.

Выводы к Главе 4

В ходе исследования была улучшена модель LAKE 3.2. Были добавлены новые блоки расчета, например, обновленная инициализация начального распределения концентрации метана в водохранилище в воде и в донных отложениях. Добавлен блок калибровки, предполагающий три последовательных этапа – калибровка температурного режима, кислородного режима и временного хода УПМ в атмосферу.

Проведены эксперименты для определения чувствительности модели LAKE. Расчеты с помощью метода FAST показали, что для всех исследуемых водохранилищ наиболее чувствительными параметрами являются параметр генерации метана в донных отложениях и параметр температурной зависимости генерации метана. Кроме того, удалось показать, что нет необходимости в задании концентрации метана в притоках водохранилища, так как они практически не влияют на воспроизведение УПМ в модели. Показано, что пузырьковый поток чувствителен к изменениям атмосферного давления и уровня воды.

С помощью модели LAKE 3.2 удалось получить адекватное воспроизведение температурного режима, кислородного режима и временной изменчивости УПМ из Можайского, Рыбинского, Ивановского и Бурейского водохранилищ. Полученные результаты хорошо соответствуют данным, полученным в ходе проведенных полевых измерений УП метана (Глава 3). Расчеты по модели позволяют получить репрезентативную оценку эмиссии метана из исследованных водохранилищ, которая учитывает изменчивость УП метана в течение года, что невозможно сделать по ограниченному числу проведенных полевых кампаний. Кроме того, оценка годовой эмиссии метана имеет интервал неопределенности, полученный на основе сходимости результатов моделирования и натурных данных.

Важно также отметить, что с помощью применения методов математического моделирования возможно оценивать эмиссию метана в периоды года, когда полевые работы на водоеме сильно осложнены. Например, с помощью модели можно оценить весенний выброс метана в атмосферу, что очень трудно сделать непосредственными полевыми наблюдениями из-за сложной ледовой обстановки в этот период.

Заключение

По результатам данной работы можно сделать следующие выводы.

1. Удельные потоки метана из водохранилищ имеют значительную пространственно-временную изменчивость. Для Можайского водохранилища по данным регулярных полевых измерений было выявлено, что в течение летнего периода величина удельного потока метана увеличивается. Максимум потока метана наблюдается, как правило, в конце лета или начале осени, когда водоем переходит от стадии летней стратификации к осенней гомотермии. Интенсивность увеличения потока метана зависит от устойчивости водной толщи, которая определяется синоптической ситуацией. На примере 2019 года было показано, что высокие значения потока метана могут быть связаны с низким уровнем водоема. Также в 2019 году было выявлено, что УП метана может значительно увеличиваться при резкой смене стратификации по причине погодных условий – наибольший поток метана 27.06.2019 ($473 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) связан с резким падением давления и усилением ветра из-за прохождения мощного холодного фронта. Наиболее значительные выбросы метана происходят в виде пузырькового потока в атмосферу, при больших значениях УПМ доля пузырьковой составляющей может превышать 99% от общей эмиссии метана.

2. Удельные потоки метана сильно различаются по акватории водохранилищ. На Можайском водохранилище максимумы потоков метана характерны для средней части водоема (до $400 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$), где глубина (около 8-9 м) достаточна для возникновения устойчивой температурной стратификации в течение всего летнего периода и образования бескислородных условий, но не такая большая, как в низовьях водоема, где диффузионный поток метана в большей степени будет окислен при прохождении через водную толщу, а пузырьковый поток лимитируется гидростатическим давлением и большей растворимостью метана в донных отложениях. В верховьях водоема поток метана ограничивается постоянной аэрированностью водной толщи. Однако, высокие значения УПМ в этой части водоема (до $420 \text{ мгС-СН}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) могут быть связаны с аномально низким уровнем.

3. На Иваньковском водохранилище ключевым фактором, определяющим межгодовую изменчивость удельных потоков метана, является интенсивность водообмена. Среди исследованных в работе водоемов, Иваньковское водохранилище

имеет самый высокий коэффициент годового водообмена – около 11 год^{-1} . В 2020 году, когда интенсивность водообмена за месяц была более 1 мес^{-1} , удельные потоки метана в Иваньковском водохранилище были невелики и увеличивались от плотины к верховьям. В период других съемок высокие УПМ ($200\text{--}300 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) наблюдались в средней части водохранилища. Интенсивность выбросов метана может быть связана со скоростью продукционно-деструкционных процессов в водохранилище, которые определяют поступление и разложение органического вещества в донных отложениях. Наименьшие УПМ (до $5 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) были зафиксированы в мае 2023 года, так как в это время температура водоема была еще достаточно низка, а также свежее лабильное ОВ, которое служит субстратом для генерации метана, не успело аккумулироваться в донных отложениях. На пойменных участках Иваньковского водохранилища потоки метана в атмосферу ниже, чем над русловой ложбиной, что в данном случае может быть связано с низким содержанием ОВ (до 4%) в пойменных грунтах.

4. Удельные потоки метана из Рыбинского водохранилища могут быть крайне высокими на глубоководных станциях над затопленным руслом либо из-за повышенного содержания ОВ в грунтах, либо из-за формирования бескислородной зоны в придонных горизонтах, не характерной для Рыбинского водохранилища в летний период из-за постоянного перемешивания водной толщи. На примере этого водоема было показано, что в устьевых зонах притоков водохранилищ могут наблюдаться существенные выбросы метана, поэтому при оценках эмиссии с водохранилищ, зонам влияния притоков нужно уделять особое внимание. Наибольшие выбросы метана из Рыбинского водохранилища (около $980 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) зафиксированы осенью 2023 года из-за сложившихся синоптических условий – падения давления и протяженного периода устойчивой летней стратификации.

5. На Бурейском водохранилище значения УПМ в течение всей полевой кампании были низкими (до $100 \text{ мгС-CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$). Наибольшие потоки метана наблюдаются в более мелководных частях водохранилища – Малом море и Тындинском заливе. Самые большие потоки метана из Бурейского водохранилища были характерны для середины лета, и, возможно, могут объясняться условиями локальных метановых источников, связанных с особенностью почвогрунтов в ложе водоема, однако, этот вопрос требует более углубленного изучения. Кроме того, по

результатам оценок диффузионного вклада в общий поток метана, в Бурейском водохранилище, в отличие от других водоемов, большая часть выбросов метана обусловлена диффузионной составляющей, на некоторых районах водохранилища вплоть до 100%.

6. Среди глобальных факторов, влияющих на поток метана из водохранилищ, важными показателями являются – интенсивность водообмена и трофический статус водоема. Содержание органического вещества в грунтах также влияет на потоки метана в атмосферу, однако, не всегда имеет определяющее значение. Зачастую, различия в содержании ОВ нивелируются разной глубиной участков водоема. На УПМ влияют температура воды, определяющая скорость генерации метана, содержание растворенного кислорода в воде, определяющее интенсивность окисления, и скорость деструкции органического вещества. Были получены значимые связи между этими характеристиками и потоками метана. Важным лимитирующим фактором для УПМ в водохранилищах является глубина.

7. В ходе работы был разработан подход к моделированию удельных потоков метана из рассмотренных водохранилищ. С помощью модели LAKE 3.2, которая в процессе работы была усовершенствована (например, добавлен блок калибровки модели), были проведены численные эксперименты по анализу чувствительности результатов воспроизведения потоков метана к тем или иным параметрам модели. Самыми чувствительными параметрами оказались скорость генерации метана в донных отложениях и зависимость генерации от температуры воды. Также в ходе численных экспериментов выявлена чувствительность УПМ к колебаниям атмосферного давления и уровня воды.

8. В работе представлены различные методы оценки эмиссии метана из водохранилищ: расчет по натурным данным, применение метода аналогии, а также использование математического моделирования. В модели LAKE 3.2 на основе натурных наблюдений был получен временной ход удельных потоков метана за несколько лет из исследованных водохранилищ. Сравнение модельных результатов и натурных данных по температурному, кислородному режиму и по временной изменчивости УПМ показали хорошее соответствие. Модель успешно воспроизводит бóльшую часть особенностей временного хода удельных потоков метана в течение года, а также соотношение пузырькового и диффузионного потоков.

Список литературы

Астраханцев, Г.П. Математическое моделирование крупных стратифицированных озёр / Астраханцев, Г.П. Меншуткин, В.В. Петрова, Н.А. Руховец, Л.А. // СПб.: изд. «Наука». – 2003. – 320 с.

Богословский, Б.Б. Классификация водоемов по внешнему водообмену / Богословский, Б.Б. Филь, С.А. // Ленинград: Географическое общество СССР. – 1984. – сс. 54-60.

Большая Российская Энциклопедия. Портал. – [Электронный ресурс]. – URL: <https://bigenc.ru> (дата обращения 01.02.2022).

Быков, В.Д. (гл. ред.) Комплексные исследования водохранилищ: сб. науч. тр. / Быков, В.Д. (гл. ред.) // М.: изд. МГУ. – 1979. – выпуск 3. – 400 с.

Вода России. Научно-популярная энциклопедия. – [Электронный ресурс]. – URL: <https://water-rf.ru> (дата обращения 01.02.2022).

Вольцингер, Н.Е. Теория мелкой воды / Вольцингер, Н.Е. Пяковский, Р.В. // Л.: изд. «Гидрометеиздат». – 1977. – 207 с.

Гречушникова, М.Г. Сезонные и пространственные изменения содержания метана в Можайском водохранилище в летний период / Гречушникова, М.Г. Бадюков, Д.Д. Саввичев, А.С. Казанцев В.С. // Метеорология и гидрология. – 2017. – № 11. – сс. 67-78.

Гречушникова, М.Г. Оценка эмиссии метана водохранилищами России / Гречушникова, М.Г. Школьный, Д.И. // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2019. – №2. – сс. 58-71.

Гречушникова, М.Г. Эмиссия метана с поверхности долинного Можайского водохранилища / Гречушникова, М.Г. Репина, И.А. Степаненко В.М. и др. // География и природные ресурсы. – 2019. – Том. 3. – сс. 77-55.

Гречушникова, М.Г. Пространственно-временные различия гидроэкологических характеристик Иваньковского водохранилища в годы с различными погодными условиями / Гречушникова, М.Г. Ломова, Д.В. Ломов, В.А. и др. // Водные ресурсы. – 2023. – том 50(1). – сс. 1-8.

Данилов-Данильян, В.И. (гл. ред.) Реки и озера мира / Данилов-Данильян, В.И. (гл. ред.) Алексеевский Н. И., Измайлова А. В. и др. // М.: изд. «Энциклопедия». – 2014. – 925 с.

Даценко, Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты / Даценко, Ю.С. // М.: ГЕОС. – 2007. – 252 с.

Дзюбан, А.Н. Опыт оценки эмиссии метана на водных объектах урбанизированных территорий в бассейне рыбинского водохранилища / Дзюбан, А.Н. // Водные ресурсы. – 2010а. – том 37(4). – сс. 502-504.

Дзюбан, А.Н. Деструкция органического вещества и цикл метана в донных отложениях внутренних водоемов / Дзюбан, А.Н. // Ярославль: Принтхаус. – 2010б. – 192 с.

Зайдель, А.Н. Элементарные оценки ошибок измерений / Зайдель, А.Н. // Л.: изд. «Наука». – 1968. – 99 с.

Казанцев, В.С. Эмиссия метана из озер севера Западной Сибири / Казанцев, В.С. Кривенко, Л.А. Дворников, Ю.А. Ломов, В.А. Сабреков, А.Ф. // Известия РАН Физика Атмосферы и Океана. – 2023. – Том 59(3). – сс. 309-321.

Литвинов, А.С. Многолетние изменения воднобалансовых характеристик Рыбинского водохранилища / Литвинов, А.С. Законнова, А.В. // Труды ИБВВ РАН. – 2016. – вып. 75(78). – сс. 1-10.

Махинов, А.Н. Крупный оползень в долине реки Буря и цунами в водохранилище Бурейской ГЭС / Махинов, А.Н. Ким, В.И. Остроухов А.В. Матвеев, Д.В. // Вестник ДВО РАН. – 2019. – №2. – сс. 35-44.

Пестунов, Д.А. Пространственное распределение направления потоков CO₂ и CH₄ по акватории озера Байкал (кругобайкальская экспедиция, июнь 2013 г.) / Пестунов, Д.А. Домышева, В.М. Иванов, В.Г. // Оптика атмосферы и океана. – 2015. – Том 28 (9). – сс. 1-9.

Правила использования водных ресурсов Бурейского водохранилища на р. Бурее. Приказ Росводресурсов от 07.09.2018 N 187 (Зарегистрировано в Минюсте России 03.10.2018 N 52319).

Пуклаков, В.В. Гидрологическая модель водохранилища: руководство для пользователей / Пуклаков, В.В. // М.: ГЕОС. – 1999. – 97 с.

Равдель, А.А. (ред.) Краткий справочник физико-химических величин / Равдель, А.А. (ред.) Пономарева, А.М. (ред.) // СПб: Специальная литература. – 1999. – 232 с.

Репина, И.А. Натурные измерения эмиссии метана на крупнейших водохранилищах России в 2021 г. Начало масштабных исследований / Репина, И.А. Терский, П.Н. Горин, С.Л. и др. // Водные ресурсы. – 2022. – Том 49(6). – сс. 713-718.

Репина, И.А. Содержание и потоки метана в Волжских водохранилищах / Репина, И.А. Гречушникова, М.Г. Фролова, Н.Л. и др. // Известия РАН. Серия географическая. – 2023. – Том. 87(6). – сс. 899-913.

Романенко, В.И. Деструкция органического вещества в иловых отложениях Рыбинского водохранилища / Романенко, В.И. Романенко, В.А. // Тр. ИБВВ АН СССР. – 1969. – Вып. 19(22). – сс. 24-31.

Румшинский, Л.З. Математическая обработка результатов эксперимента / Румшинский, Л.З. // М.: изд. «Наука». – 1971. – 194 с.

Саввичев, А.С. Фотозависимое окисление метана – важнейший процесс цикла метана в водной толще полярного озера Большие Хрусломены / Саввичев, А.С. Кадников, В.В. Каллистова, А.Ю. Русанов, И.И. и др. // Микробиология. – 2019. – том 88. – №3. – сс. 367-371.

Сиротский (гл. ред.) Гидроэкологический мониторинг зоны влияния Бурейского гидроузла / Сиротский (гл. ред.) // Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН. – 2007. – 273 с.

Степаненко, В.М. Математическое моделирование теплового режима и динамики парниковых газов в водоемах суши: Диссертация на соискание ученой степени доктора физ.-мат. наук / Степаненко, В.М. // Москва. – 2018. – 361 с.

Технический паспорт гидротехнических сооружений гидроэлектростанции Бурейская ГЭС на р. Бурей. Талакан, 2016. 74 с.

Травень, В.Ф. Органическая химия: учебное пособие для вузов: в 3 т. / Травень В.Ф. // М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. – 2015. – Том 1. – 401 с.

Федоров, Ю.А. Метан в водных экосистемах / Федоров, Ю.А. Тамбиева, Н.С. Гарькуша, Д.Н. Хорошевская, В.О. // Ростов-на-Дону: изд. Копицентр. – 2005. – 329 с.

Федоров, Ю.А. Искусственные водоемы как очаги метаногенеза (на примере Цимлянского водохранилища) / Федоров, Ю.А. Гарькуша, Д.Н. Косолапов, А.Е. Усова, Е.В. и др. // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2024. – № 3. – сс. 68-72.

Филатов, Н.Н. Оценка состояния и прогнозирование изменений гидрологического режима и экосистем крупных озер / Филатов, Н.Н. Исаев, А.В. Савчук, О.П. // Труды КарНЦ РАН. – 2019. – №3. – сс. 99-113.

Цветова, Е.А. Моделирование пузырькового выхода газа в условиях стратифицированной среды водоема / Цветова, Е.А. // Интерэкспо Гео-Сибирь. – 2017. – №1.

Эдельштейн, К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения / Эдельштейн, К.К. // М.: ГЕОС. – 1998. – 277 с.

Эдельштейн, К.К. Гидрология озер и водохранилищ / Эдельштейн, К.К. // М.: «Перо». – 2014. – 329 с.

Alowaifeer, A. Aerobic methane synthesis and dynamics in a river water environment / Alowaifeer, A. Wang, Q. Bother, B. Joye, S. // Limnol. Oceanogr. – 2023. – Vol. 9999. – pp. 1-13.

Bartosiewicz, M. Effects of phytoplankton blooms on fluxes and emissions of greenhouse gases in a eutrophic lake / Bartosiewicz, M. Przytulska, A. Maranger, R. // Water Research. – 2021. – Vol. 11. – pp. 6985-7026.

Bastviken, D. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate / Bastviken, D. Cole, J. Pace, M. Tranvik, L. // Global Biochem. Cycles. – 2004. – Vol. 18. – pp. 1-12.

Bastviken, D. Fates of methane from different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH₄ emissions / Bastviken, D. Cole, J. Pace, M. Van de Bogert, M. // *J. of Geophys. Research.* – 2008. – Vol. 113. – pp. 1-13.

Bastviken, D. Methane emission from Pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling / Bastviken, D. Santoro, A. Marotta, H. // *Environ. Sci. and Tech.* – 2010. – Vol. 44. – pp. 5450-5455.

Bazhin, N. Methane Emission from Bottom Sediments / Bazhin, N. // *Chemistry for Sustainable Development.* – 2003. – Vol. 11. – pp. 577 – 580.

Beaulieu, J. Eutrophication will increase methane emissions from lake and impoundments during the 21st century / Beaulieu, J. DelSontro, T. Downing, J. // *Nature Communications.* – 2019. – Vol. 10. – pp. 1375-1380.

Beletsky, D. Modeling the 1998-2003 summer circulation and thermal structure in Lake Michigan / Beletsky, D. Schwab, D. McCormick, M. // *J. of Geophys. Research.* – 2006. – Vol. 111. – p. C10010.

Bolpagni, R. Methane and carbon dioxide wateratmosphere daily exchanges in an oxbow lake with a *Trapa natans* stand / Bolpagni, R. Pierobon, E. Bartoli, M. et al. // *Aquat. Bot.* – 2007. – Vol. 87. – pp. 43-48.

Borrel, G. Production and consumption of methane in freshwater lake ecosystems / Borrel, G. Jezequel, D. Biderre-Petit, C. Peyret, P. et al. // *R. in Microbiology.* – 2011. – Vol. 162. – pp. 832-847.

Canelhas, M. Methane oxidation at the water-ice interface of an ice-covered lake / Canelhas, M. Denfeld, B. Weyhenmeyer, G. Bastviken, D. Bertilsson, S. // *Limnol. Oceanogr.* – 2016. – Vol. 61. – pp. S78-S90.

Casper, P. Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere / Casper, P. Maberly, S. Hall, G. Finlay, B. // *Biogeochemistry.* – 2000. – Vol. 49. – pp. 1-19.

Chen, Z. Interaction between carbon dioxide emissions and eutrophication in a drinking water reservoir: A three-dimensional ecological modeling approach / Chen, Z.

Huang, P. Zhang, Z. // *Science of the Total Environment*. – 2019. – Vol. 663. – pp. 369-379.

Cole, J. Atmospheric exchange of carbon dioxide in low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆ / Cole, J. Caraco, N. // *Limnol. Oceanogr.* – 1998. – Vol. 43(4). – pp. 647-656.

Crusius, J. Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake / Crusius, J. Wanninkhof, R. // *Limnol. Oceanogr.* – 2003. – Vol.48(3). – pp. 1010-1017.

Da Silva, M. G. Sensitivity Analysis and Calibration of Hydrological Modeling of the Watershed Northeast Brazil / da Silva, M.G. de Oliveira de Aruiar Netto, A. de Jesus Neves, R. J. et al. // *J. of Environmental Protection*. – 2015. – Vol. 6. – pp. 837-850.

Deemer, B. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis / Deemer, B. Harrison, A. Li, S. et al. // *Springer. BioScience*. – 2016. – Vol. 66. – № 11. – pp. 949 – 964.

DelSontro, T. Extreme Methane Emissions from a Swiss Hydropower Reservoir: Contribution from Bubbling Sediments / DelSontro, T. McGinnis, D. Sobek, S. et al. // *Environ. Sci. Technol.* – 2010. – Vol. 44. – pp. 2419-2425.

DelSontro, T. Spatial heterogeneity of methane ebullition in a large tropical reservoir / DelSontro, T. Kunz, M. Kempter, T. et al. // *Environ. Science and Tech.* – 2011. – Vol. 45. – pp. 9866-9873.

Diem, T. Methane dynamics in oxic and anoxic aquatic systems: A dissertation for degree of Doctor of Sciences / Diem, T. // *Switzerland: Zurich*. – 2008. – 106 p.

Donelan, M. Gas Transfer at Water Surfaces – Concepts and Issues / Donelan, M. Wanninkhof, R. // *Geophys. Monogr. Series*. – 2002. – Vol. 127. – pp. 1-10.

Dos Santos, M. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants / Dos Santos, M.A. Rosa, L.P. Sikar, B. Sikar, E. dos Santos, E. // *Energ. Policy*. – 2006. – Vol. 34. – pp. 481-488.

D-Water Quality. User Manual for Delft3D-WAQ. – [Электронный ресурс]. – URL: https://content.oss.deltares.nl/delft3d4/D-Water_Quality_User_Manual.pdf (дата обращения 01.08.2024).

Erkkila, K.-M. Methane and carbon dioxide fluxes over a lake: comparison between eddy covariance, floating chambers and boundary layer method / Erkkila, K.-M. Ojala, A. Bastviken, D. et al. // *Biogeosciences*. – 2018. – Vol. 15. – pp. 429-445.

Fearnside, P. Hydroelectric Dams in the Brazilian Amazon as Sources of “Greenhouse” Gases / Fearnside, P. // *Environmental Conservation*. – 1995. – Vol. 22. – pp. 1-10.

Fearnside, P. Greenhouse-Gas Emissions from Amazonian Hydroelectric Reservoirs: The Example of Brazil’s Tucuruí Dam as Compared to Fossil Fuel Alternatives / Fearnside, P. // *Environmental Conservation*. – 1997. – Vol. 24. – pp. 1-10.

Fearnside, P. Greenhouse Gas Emissions from a Hydroelectric Reservoir (Brazil’s Tucuruí Dam) and the Energy Policy Implications / Fearnside, P. // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2002. – Vol. 133. – pp. 1-10.

Fearnside, P. Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Dams: Controversies Provide a Springboard for Rethinking a Supposedly ‘Clean’ Energy Source. An Editorial Comment / Fearnside, P. // *Climate Change*. – 2004. – Vol. 66(1-2). – pp. 1-8.

Fedorov, M. Reservoir greenhouse gas emissions at Russian HPP / Fedorov, M. Elistratov, V. Maslikov, V. et al. // *Power Technology and Engineering*. – 2015. – Vol. 49(1). – pp. 1-7.

Fieller, E.C. Tests for rank correlation coefficients / Fieller, E.C. Hartley, H.O. Pearson, E.S. // *Biometrika*. – Vol.44(3-4). – 1957. – pp. 470-481.

Fonseca, A. Floating Aquatic Macrophytes Decrease the Methane Concentration in the Water Column of a Tropical Coastal Lagoon: Implications for Methane Oxidation and Emission / Fonseca, A. Marinho, C. Esteves, F. // *Brazilian archives of biol. and. tech.* – 2017. – Vol. 60. – pp. 1-16.

Forster, P. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing / Forster, P. Ramaswamy, V. Artaxo, et al. // 4th Assessment Report of the IPCC WG1: The Physical Science Basis. – Chapter 2. – 2007. – pp. 131-243.

Galy-Lacaux, C. Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: a case study in French Guyana / Galy-Lacaux, C. Delmas, R. Jambert, C. et al. // Global Biogeochem. Cy. – 1997. – Vol. 11. – pp. 471-483.

Garkusha, D. Computing the Methane Cycle Elements in the Aquatic Ecosystems of the Sea of Azov and the World Ocean Based on Empirical Formulae / Garkusha, D. Fedorova, A. Tambieva, N. // Russian Meteorology and Hydrology. – 2016. – Vol. 41(6). – pp. 410-417.

Giles, J. Methane quashes green credentials of hydropower / Giles, J. // Nature. 2006. – Vol. 444(30). – pp. 524-525.

Goldenfum, J. (Eds.) GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs / Goldenfum, J. (gen. edit.) Abe, D.S. Abril, G. Antenucci, J. et al. // UK: The International Hydropower Association. – 2010. – 154 p.

Greene, S. Modeling the impediment of methane ebullition bubbles by seasonal lake ice / Greene, S. Walter Anthony, K. Archer, D. et al. // Biogeoscience. – 2014. – Vol. 11. – pp. 6791-6811.

G-Res tool – The carbon calculator for reservoirs – [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.grestool.org> (дата обращения 15.06.2023).

Gruca-Rokosz, R. Methane and carbon dioxide emission from some reservoirs in SE Poland / Gruca-Rokosz, R. Tomaszek, J. Koszelnik, P. Czerwieniec, E. // Limnol. Review. – 2010. – Vol. 10(1). – pp. 15-21.

Gruca-Rokosz, R. Methane and Carbon Dioxide in the Sediment of a Eutrophic Reservoir: Production Pathways and Diffusion Fluxes at the Sediment – Water Interface / Gruca-Rokosz, R. Tomaszek, J. // Water, Air and Soil Pollution. – 2015. – Vol. 226. – pp. 16 – 32.

Guerin, F. Significance of pelagic aerobic methane oxidation in the methane and carbon budget of a tropical reservoir / Guerin, F. Abril, G. // J. of Geophys. Research. – 2007. – Vol. 112. – pp. 3006 – 3020.

Harrison, J. Reservoir Water-Level Drawdowns Accelerate and Amplify Methane Emission / Harrison, J. Deemer, B. Birchfield, M. O'Malley, M. // Env. Sci and Tech. – 2016. – pp.1-11.

Heiskanen, J. Effects of cooling and internal wave motions on gas transfer coefficients in a boreal lake / Heiskanen, J. Mammarella, I. Haapanala, S. Pumpanen J. et al. // Tellus B: Chemical and Physical Meteorology. – 2014. – Vol. 66(1). – p. 22827.

Hinrichs, K. Methane-consuming archaeobacteria in marine sediments / Hinrichs, K. Hayes, J. Sylva, S. et al. // Nature. – 1999. – Vol. 398. – pp. 802-805.

Hondzo, M. Lake Water Temperature Simulation Model / Hondzo, M. Stefan, H. // J. of Hydraulic Engineering. – 1993. – Vol. 119(11). – pp. 1251-1273.

Iakunin, M. Numerical study of the seasonal thermal and gas regimes of the largest artificial reservoir in western Europe using the LAKE 2.0 model / Iakunin, M. Stepanenko, V. Salgado, R. // Geoscientific Model Development – 2020. – Vol. 13(8). – pp. 3475-3488.

IPCC Report 2006 – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Eds.: Buendia, L. Miwa, K. Ngara, T. Tanabe, K. published by Institute for Global Environmental Strategies – [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html> (дата обращения 01.04.2024).

IPCC Refinement 2019 to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/> (дата обращения 05.04.2023).

IPCC Report 2021 – Climate Change 2021: The Physical Science Basis – [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/> (дата обращения 01.08.2023).

Jacob D. Satellite observations of atmospheric methane and their value for quantifying methane emissions / Jacob, D. Turner, A. Maasakkers, J. et al. // Cambridge: Atmospheric Chemistry and Physics. – 2016. – Vol. 16. – pp. 14371-14396.

Joabsson, A. Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands / Joabsson, A. Christensen, T. Wallen, B. // TREE. – 1999. – Vol. 14(10). – pp. 385-389.

Johnson, M. Spatiotemporal methane emission from global reservoirs / Johnson, M. Matthews, E. Bastviken, D. Deemer, B. Du, J. Genovese, V. // J. of Geophys. Research: Biogeosciences. – 2021. – Vol. 126. – e2021JG006305. – <https://doi.org/10.1029/2021JG006305>.

Karl, D. Aerobic production of methane in the sea / Karl, D. Beversdorf, L. Bjorkman, K. et al. // Nature Geoscience. – 2008. – Vol. 11. – pp. 473-478.

Keller, P. Global carbon budget of reservoirs is overturned by the quantification of drawdown areas / Keller, P. Marce, R. Obrador, B. Koschorreck, M. // Nature Geoscience. – 2021. – Vol. 14. – pp. 402-408.

Kelly, C. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir / Kelly, C. et al. // Environ. Sci. Technol. – 1997. – Vol. 31. – pp. 1334-1344.

Kemenes, A. Downstream emissions of CH₄ and CO₂ from hydroelectric reservoirs (Tucuruí, Samuel, and Curuá-Una) in the Amazon basin / Kemenes, A. Melack, J. Forsberg, B. // Inland Waters. – 2016. – Vol. 6. – pp.1-8.

Kim H.-S. Evaluation of methane emissions from West Siberian wetlands based on inverse modeling / Kim, H.-S. Maksyutov, S. Glagolev, M. // Environmental Research Letters. – 2011. – Vol. 6. – pp. 1-6.

Knittel, K. Anaerobic oxidation of methane: Progress with an unknown process / Knittel, K. Boetius, A. // Annu. Rev. Microbiol. – 2009. – Vol. 63. – pp. 311-334.

Korneva, L. The state and dynamics of biological communities in the Rybinsk Reservoir under climate changes / Korneva, L. Lazareva, V. Mineeva, N. // J. Sib. Fed. Univ. Biol. – 2019. – Vol. 12(2). – pp. 160-179.

Li, S. Reduced methane emissions from large-scale changes in water management of China's rice paddies during 1980–2000 / Li, S. Qiu, J. Frolking, S. et al. // *Geophys. Research Lett.* – 2002. – Vol. 29(20). – pp. 33.1-33.4.

Li, S. Carbon emission from global hydroelectric reservoirs revisited / Li, S. Zhang, Q. // *Environmental science and pollution research international.* – 2014. – Vol. 21. – pp. 131 – 137.

Lidstrom, M. Seasonal study of methane oxidation in lake Washington / Lidstrom, M. Somers, L. // *Applied and environmental microbiology.* – 1984. – Vol. 47(6). – pp. 1255-1260.

Liikanen, A. Methane cycling in the sediment and water column of mid-boreal hyper-eutrophic Lake Kevaton, Finland / Liikanen, A. Huttunen, J. Valli, K. Martikainen, P. // *Archiv fur Hydrobiologie.* – 2002a. – Vol. 154 (4). – pp. 585-603.

Liikanen, A. Effects of temperature and oxygen availability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake / Liikanen, A. Timo, M. Heikki, T. et al. // *Biogeochemistry.* – 2002b. – Vol. 59 (3). – pp. 269-286.

Lima, I. Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A Developing Nation Perspective / Lima, I. Ramos, F. Bambace, L. Rosa, R. // *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change.* – 2008. – Vol. 13. – pp. 193-206.

Liss, P. Fluxes of gases across the air-sea interface / Liss, P. Slater, P. // *Nature.* – 1974. – Vol. 247. – pp. 181-184.

Lomov, V. Reasons and patterns of spatio-temporal variability of methane emission from the Mozhaysk reservoir in summer period / Lomov, V. Grechushnikova, M. Kazantsev, V. Repina, I. // *E3S Web of Conferences.* – 2020a. – Vol. 163. – pp. 1-7.

Lomov, V. Methane fluxes in an artificial valley reservoir according to field observations and mathematical modeling / Lomov, V. Stepanenko, V. Grechushnikova, M. Repina, I. // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science.* – 2020b. – Vol. 611. – pp. 1-10.

Lomov, V. Methods for instrumental assessment of methane emission in reservoirs / Lomov, V. // IOP Conference Series: Earth and Env. Science. – 2021. – Vol. 834(1). – pp. 12-32.

Lomov, V. The role of background diffusivity and mean subsidence in the temperature stratification in the Mozhaysk reservoir according to the LAKE 2.3 model / Lomov, V. Stepanenko, V. Gladskikh, D. // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. – 2022. – Vol. 1023(1). – p. 012013.

Lomov, V. Mechanistic modeling of the variability of methane emissions from an artificial reservoir / Lomov, V. Stepanenko, V. Grechushnikova, M. Repina, I. // Water. – 2024. – Vol. 16 (1). – №76.

Louis, V. Reservoir Surfaces as Sources of Greenhouse Gases to the Atmosphere: A Global Estimate / Louis, V. Kelly, C. Duchemin, E. et al. // BioScience. – 2000. – Vol. 50(9). – pp. 1-11.

Macintyre, S. Trace gas exchange across the air-water interface in freshwater and coastal marine environments / Macintyre, S. Wanninkhof, R. Chanton, J. // Blackwell science. – 1995. – Chapter 3 in Freshwater and coastal marine environments. P.A. Matson & Harriss (eds). – pp. 52-97.

Maeck, A. Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots / Maeck, A. DelSontro, T. McGinnis, D. Ficher, H. // Environ. Sci. Technol. – 2013. – Vol. 47. – pp. 8130-8137.

McGinnis, D. Fate of rising methane bubbles in stratified waters: How much methane reaches the atmosphere? / McGinnis, D. Greinert, J. Artemov, Y. // J. of Geophys. Res.: Oceans. – 2006. – Vol. 111(C9). – pp. 1-15.

Metz, B. (Eds.). IPCC Report – Carbene Dioxide Capture and Storage / Davidson, O. de Coninck, H. Loos, M. Meyer, L. (Eds.) // UK: Cambridge University Press. – 2005. – 431 p.

Milberg, P. Temporal variations in methane emissions from emergent aquatic macrophytes in two boreonemoral lakes / Milberg, P. Westerberg, L. Bastviken, D. // AoB Plants. – 2017. – Vol. 9. – pp. 1093-1109.

Miller, B. Methane Ebullition in Temperate Hydropower Reservoirs and Implications for US Policy on Greenhouse Gas Emissions / Miller, B. Arntzen, E. Goldman, A. Richmond, M. // *Environmental Management*. – 2017. – Vol. 60. – pp. 1-15.

Mineeva, N. Content of photosynthetic pigments in the Upper Volga reservoirs (2005–2016) / Mineeva, N. // *Inland Water Biol.* – 2019. – Vol. 12(2). – 161 p.

Mironov, D. Implementation of the lake parameterisation scheme Flake into the numerical weather prediction model COSMO / Mironov, D. Heise, E. Kourzeneva, E. Ritter, B. // *Boreal Environment Research*. – 2010. – Vol. 15(2). – pp. 218-230.

Mosher, J. Spatial and Temporal Correlates of Greenhouse Gas Diffusion from a Hydropower Reservoir in the Southern United States / Mosher, J. Fortner, A. Phillips, J. et al. // *Water*. – 2015. – Vol. 7. – pp. 5910-5927.

Murase, J. Inhibitory effect of light on methane oxidation in the pelagic water column of a mesotrophic lake (Lake Biwa, Japan) / Murase, J. Sugimoto, A. // *Limnol. Oceanogr.* – 2005. – Vol. 50(4). – pp. 1339-1343.

Narvenkar, G. Dissolved methane in Indian freshwater reservoirs / Narvenkar, G. Naqvi, S. Kurian, S. Shenoy, D. et al. // *Environmental Monitoring Assessment*. – 2013. – Vol. 185. – pp. 6989-6999.

Ostrovsky, I. Quantifying gas ebullition with echosounder: the role of methane transport by bubbles in a medium-sized lake / Ostrovsky, I. McGinnis, D. Lapidus, L. Eckert, W. // *Limnol. Oceanogr.* – 2008. – Vol. 6. – pp. 105-118.

Raghoebarsing, A. A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification / Raghoebarsing, A. Pol, A. van de Pas-Schoonen, K. et al. // *Nature*. – 2006. – Vol. 440. – pp. 918-921.

Read, J. Simulating 2368 temperate lakes reveals weak coherence in stratification phenology / Read, J. Winslow, L. Hansen, G. et al. // *Ecological Modelling*. – 2014. – Vol. 291. – pp. 142-150.

Reeburgh, W. The role of methylotrophy in the global methane budget / Reeburgh, W. Whalen, S. Alperin, M. // *UK: Microbial Growth on C1 Compounds*. – 1993. – pp. 1 – 14.

Robinson, A. Spatial and temporal heterogeneity of methane ebullition in lowland headwater streams and the impact on sampling design / Robinson, A. Wilfred, M. Turek, B. et al. // *Limnol. Oceanogr.* – 2021. – Vol. 66. – pp. 4063-4076.

Sanuois, M. The global methane budget 2000-2012 / Sanuois, M. Bousquet, P. Poulter, B. et al. // *Earth Syst. Sci. Data.* – 2016. – Vol. 8. – pp. 697-751.

Shakhova, N. Ebullition and storm-induced methane release from the East Siberian Arctic Shelf / Shakhova, N. Semiletov, I. Leifer, I. Sergienko, N. // *Nature Geoscience.* – 2013. – Vol. 7(1). – pp. 1-7.

Spangenberg, I. Methane Pathways in Winter Ice of Thermokarst Lakes, Lagoons and Coastal Waters in North Siberia / Spangenberg, I. Overduin, P. Damm E. // *The Cryosphere Discussions.* – 2020. – Vol. 304. – pp.1- 28.

SPOTPY. Python library. Documentation. – [Электронный ресурс]. – URL: <https://spotpy.readthedocs.io/en/latest/> (дата обращения 15.11.2022).

Stepanenko, V. LAKE 2.0: a model for temperature, methane, carbon dioxide and oxygen dynamics in lakes / Stepanenko, V. Mammarella, I. Ojala, A. et al. // *EGU: Geoscientific Model Development.* – 2016. – Vol. 9. – pp. 1977-2006.

Stepanenko, V. Horizontal pressure gradient parameterization for one-dimensional lake models / Stepanenko, V. Valerio, G. Pilotti, M. // *Journal of Advances in Modeling Earth Systems.* – 2020. – e21063.

Stiegl, R. Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes / Stiegl, R. Michmerhuizen, C. // *Limnol. Oceanogr.* – 1998. – Vol. 43(7). – pp. 1519-1529.

Tan, Z. Arctic lakes are continuous methane sources to the atmosphere under warming conditions / Tan, Z. Zhuang, Q. // *Environment Research Letters.* – 2015. – Vol. 10. – pp. 1-10.

Tortajada, C. Impact of large dams: A Global Assessment / Tortajada, C. Altinbilek, D. Biswas K. // *Berlin: Water Resources Development and Management.* – 2012. – 410 p.

Touch, N. Loss on Ignition Based Indices for Evaluating Organic Matter Characteristics of Littoral Sediments / Touch, N. Hibino, T. Takata, H. Yamaji, S. // *Pedosphere*. – 2017. – Vol. 27(5). – pp. 978-984.

Tremblay, A. Greenhouse Gas Emissions – Fluxes and Processes / Tremblay, A. Roehm, C. Varfalvy, L. Garneau, M. et al. // Berlin: Springer. – 2005. – 732 p.

Truls, H. Methane production from Natural Gas Hydrates: A Master's Thesis in Research Physics / Truls, H. // Bergen: Universitas Bergensis. – 2013. – 91 p.

Walker, R. Model for Sediment Oxygen Demand in Lakes / Walker, R. Snodgrass, W. // *J. of Env. Engineer*. – 1986. – Vol. 112(1). – pp. 25-43.

Walter, K. Methane bubbling from northern lakes: present and future contributions to the global methane budget / Walter, K. Smith, L. Stuart Chapin III, F. // *Phil. Trans. R. Soc. A*. – 2007. – Vol. 365. – pp. 1657-1676.

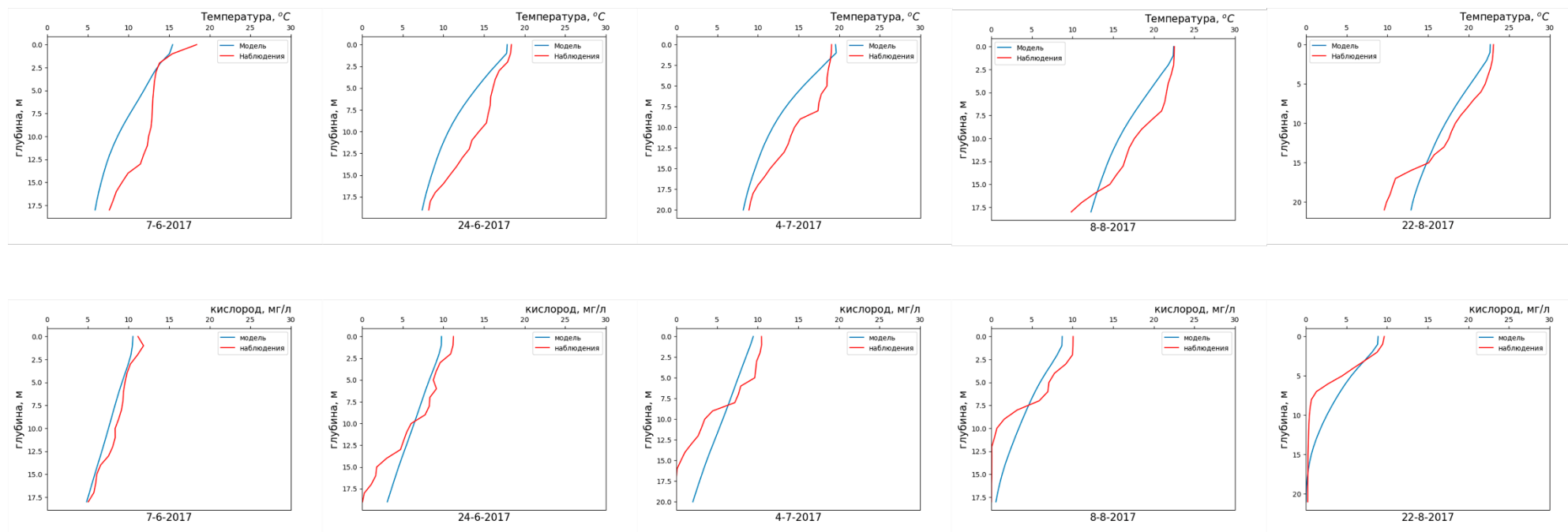
Wanninkhof, R. Relationship between Wind Speed and Gas Exchange Over the Ocean / Wanninkhof, R. // *J. of Geophysical Research*. – 1992. – Vol. 97(C5). – pp. 7373-7382.

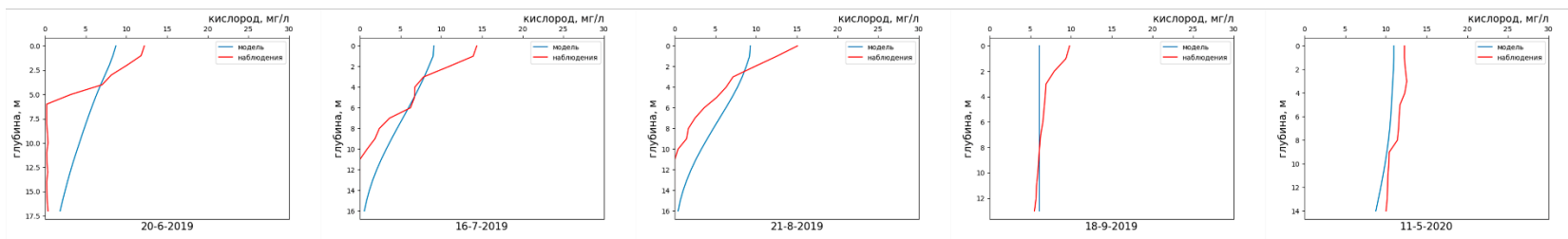
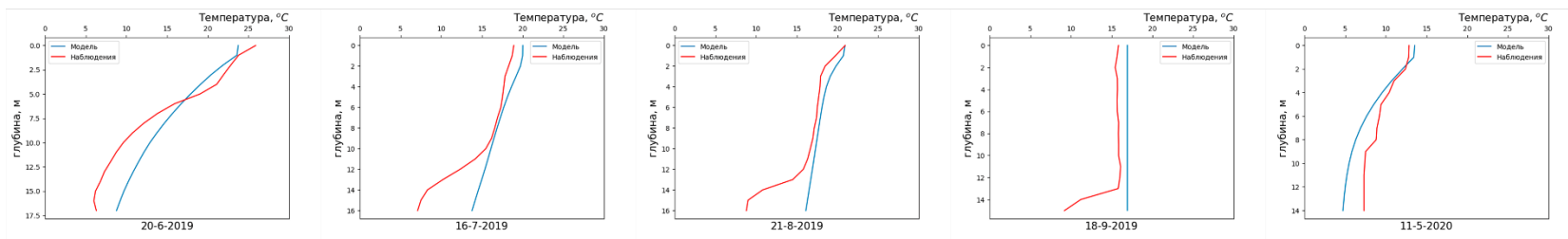
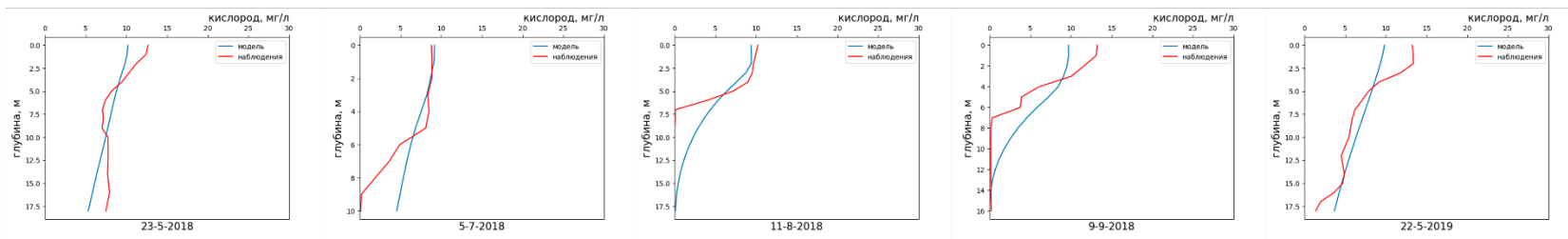
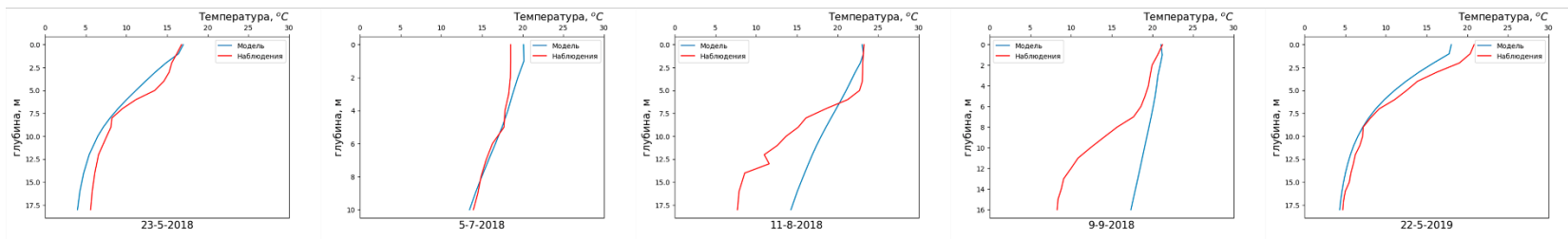
Xing, Y. Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical Lake in China / Xing Y., Xie P, Yang H. et al. // *Atmos. Environ*. – 2005. – Vol.39. – pp. 5532-5540.

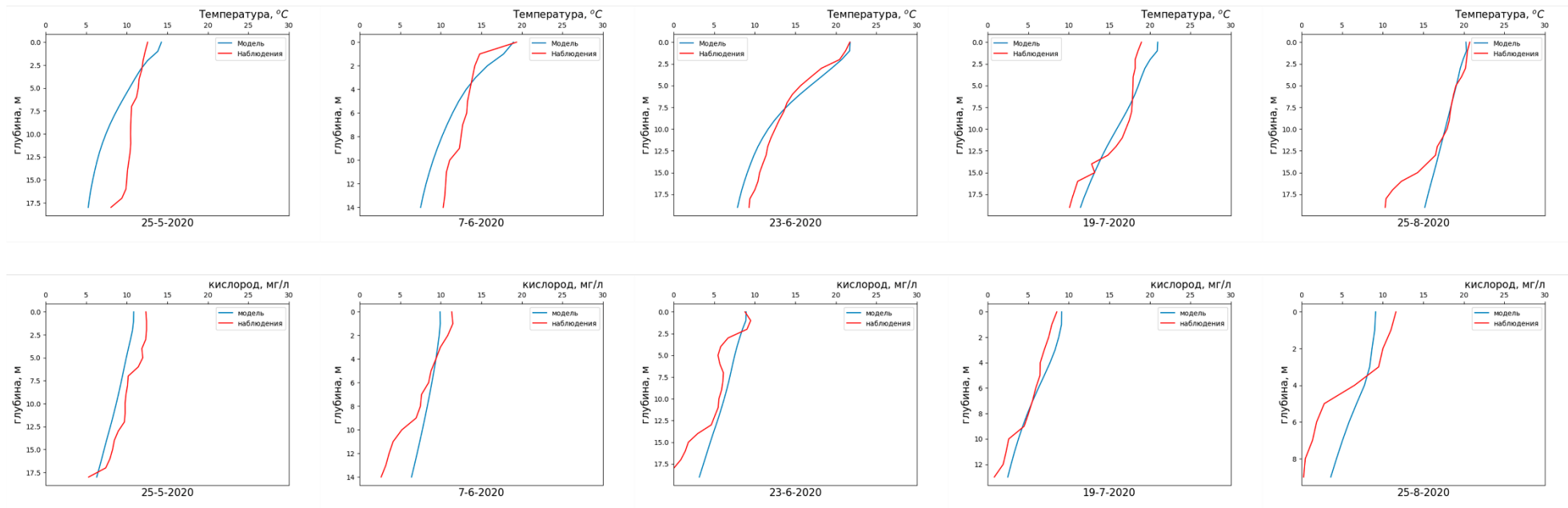
Yang, L. Surface methane emissions from different land use types during various water levels in three major drawdown areas of the Three Gorges Reservoir / Yang, L. Lu, F. Wang, X. Binfeng, S. et al. // *J. of Geophys. Research*. – 2012. – Vol. 117. – p. 1-11.

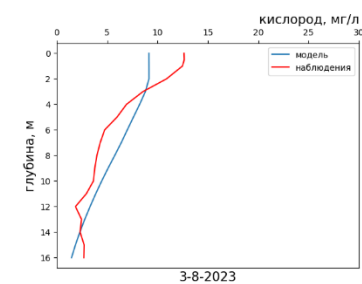
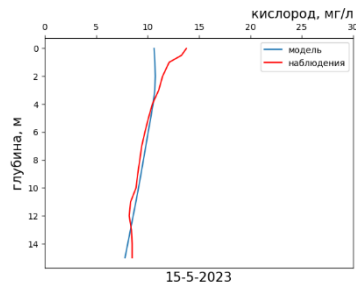
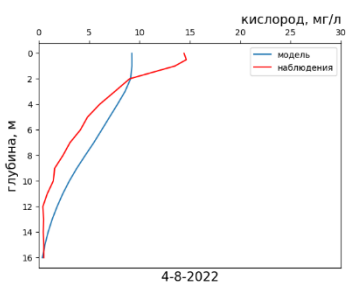
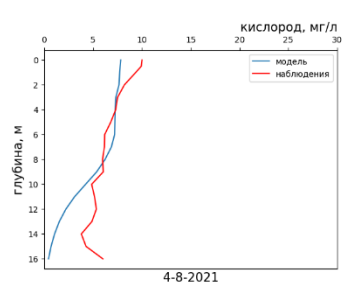
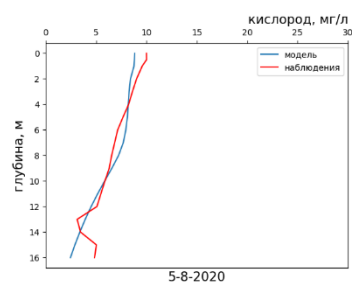
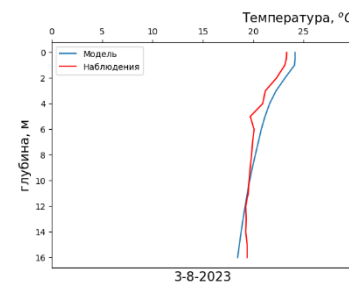
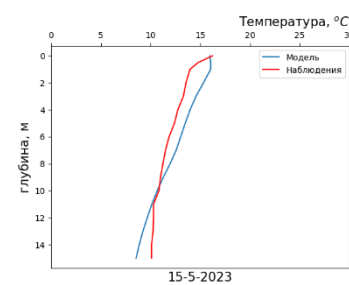
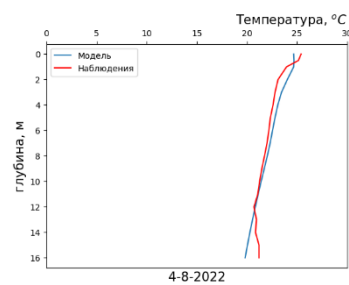
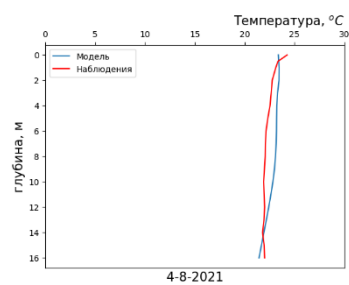
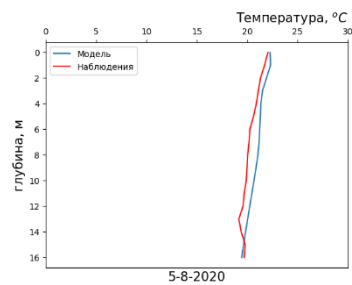
Приложение 1. Сравнение вертикальных профилей температуры и кислорода по данным натурных наблюдений и модели LAKE 3.2

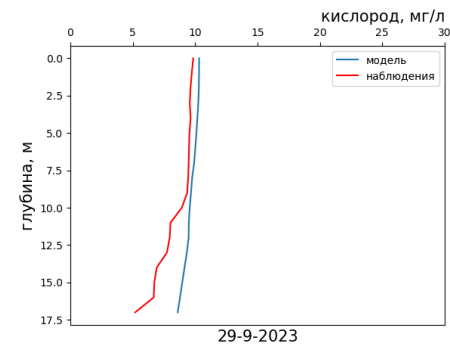
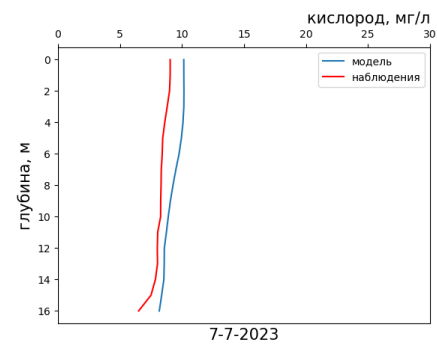
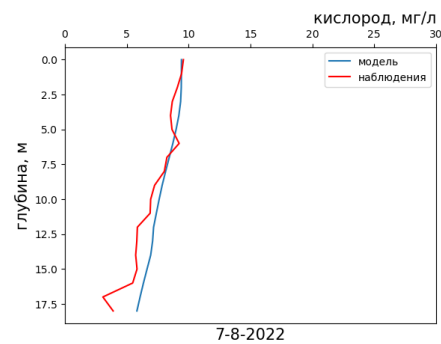
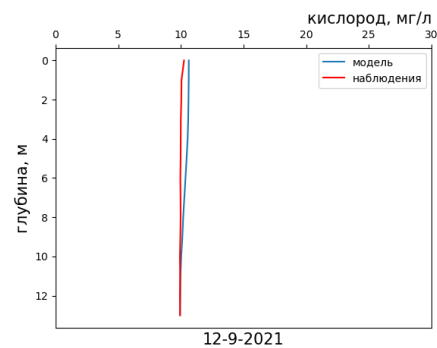
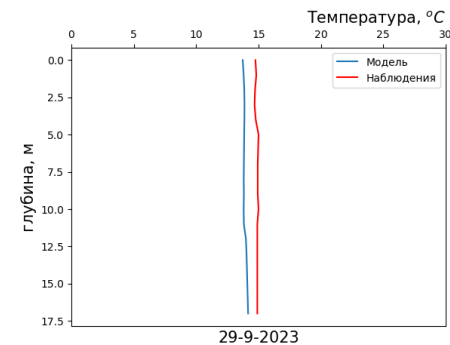
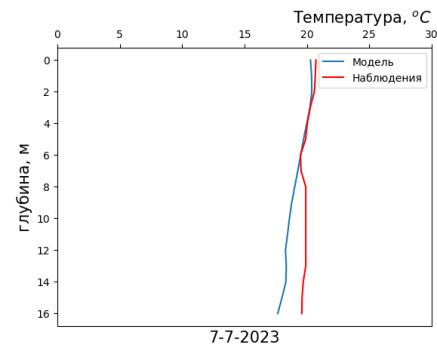
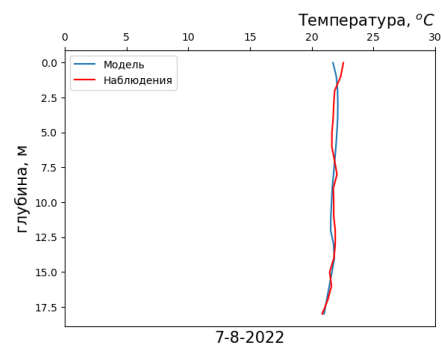
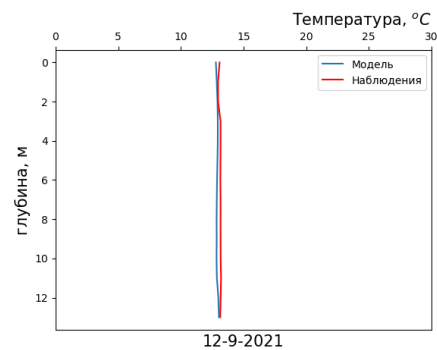
Можайское водохранилище







Иваньковское водохранилище

Рыбинское водохранилище

Бурейское водохранилище