

ТРАЕКТОРИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ — ЧЕЛОВЕК, ПРИРОДА, ТЕХНОЛОГИИ



НАУЧНЫЙ ПЕРИОДИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

№ 4 (4) 2022





ТРАЕКТОРИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ – ЧЕЛОВЕК, ПРИРОДА, ТЕХНОЛОГИИ

№ 4 (4) 2022

Главный редактор

Ярмошенко Илья Владимирович, к. ф.-м. н., директор Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург)

Заместитель главного редактора

Васильев Алексей Владимирович, к. т. н., заведующий лабораторией Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург)

Редакционная коллегия

Вараксин Анатолий Николаевич, д. ф.-м. н., профессор, главный научный сотрудник Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург)

Веселкин Денис Васильевич, д. б. н., заведующий лабораторией Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Екатеринбург)

Екидин Алексей Акимович, к. ф.-м. н., доцент, ведущий научный сотрудник Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург)

Захаров Вячеслав Иосифович, д. ф.-м. н., профессор, заведующий лабораторией Уральского федерального университета им. первого Президента России Б. Н. Ельцина (г. Екатеринбург)

Иванов Владимир Юрьевич, к. ф.-м. н., директор института Уральского федерального университета им. первого Президента России Б. Н. Ельцина (г. Екатеринбург)

Крышев Александр Иванович, д. б. н., заведующий лабораторией Научно-производственного объединения «Тайфун» Росгидромета (г. Обнинск)

Марков Дмитрий Владимирович, д. т. н., директор АО «НИИТФА» (г. Москва)

Микляев Петр Сергеевич, д. г.-м. н., профессор РАН, главный научный сотрудник Института геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН (г. Москва)

Сюрдо Александр Иванович, д. ф.-м. н., профессор, главный научный сотрудник Института физики металлов им. М. Н. Михеева УрО РАН (г. Екатеринбург)

Талалай Александр Григорьевич, д. г.-м. н., профессор, заведующий кафедрой Уральского государственного горного университета (г. Екатеринбург)

Тузанкина Ирина Александровна, заслуженный деятель науки РФ, д. м. н., профессор, Институт иммунологии и физиологии УрО РАН (г. Екатеринбург)

Юрков Анатолий Константинович, к. г.-м. н., заведующий лабораторией Института геофизики им. Ю. П. Булашевича УрО РАН (г. Екатеринбург)



СОДЕРЖАНИЕ

ТРАЕКТОРИЯ
ИССЛЕДОВАНИЙ –
ЧЕЛОВЕК, ПРИРОДА,
ТЕХНОЛОГИИ

№ 4 (4) 2022

Главный редактор:
И. В. Ярмошенко

Редактор:
М. Э. Чупрякова

Дизайн обложки и
автор фото:
А. В. Вожаков

Адрес редакции:
620990, г. Екатеринбург,
ИПЭ УрО РАН,
ул. С. Ковалевской, 20

Тел.: (343) 374-37-71
E-mail: iie@ecko.uran.ru
www.restrajjectory.ru

Журнал зарегистрирован
Федеральной службой
по надзору в сфере связи,
информационных
технологий и массовых
коммуникаций
27 апреля 2022 г.,
Эл№ ФС77-83207

Учредитель
ИПЭ УрО РАН

Перепечатка материалов,
опубликованных в журнале,
возможна только с
разрешения редакции.

Предисловие к статье «Комплексное экологическое исследование рек Теча, Исеть и Миасс» А. А. Екидин	3
Комплексное экологическое исследование рек Теча, Исеть и Миасс В. Н. Чуканов, А. В. Трапезников, А. А. Екидин, А. В. Вожаков, В. Г. Лисовских, В. Н. Трапезникова, И. В. Ярмошенко	4
Оценка поступления рыхлых наносов с водосбора в водоем на урбанизированной территории А. А. Селезнев, А. В. Шевченко, В. С. Глухов, Г. П. Малиновской	13
Пространственные и временные вариации концентрации CH_4 в приземном атмосферном слое территории российской федерации на основе базы данных CAMS С. К. Джолумбетов, Ю. И. Маркелов	30
Бактериоценозы, ассоциированные с поверхностными отложениями города Екатеринбурга: пилотное исследование М. В. Модоров, Г. А. Лиходеевский, А. А. Селезнев, И. В. Ярмошенко, Г. П. Малиновский	50
Характеристики нейтронных полей на радиационных объектах АО «ГНЦ НИИАР» М. Д. Пышкина, А. В. Васильев, А. А. Екидин, Е. И. Назаров, В. В. Авдонин	64
Удельные показатели образования твердых радиоактивных отходов на атомных станциях PWR и BWR Д. Д. Десятов, Д. А. Терентьев, А. С. Фадеева, А. А. Екидин, М. Д. Пышкина	74
Смертность от злокачественных новообразований щитовидной железы на территориях Челябинской, Свердловской и Курганской областей, пострадавших от радиационных аварий Л. Г. Коньшина, А. А. Живодеров	88
Адаптация метода ДСК под исследования коэффициента теплопроводности порошкообразных материалов Н. П. Старовойтов, С. А. Лукин, С. В. Корнеев, В. А. Казаков, В. А. Дудкин, П. В. Козлов, П. А. Боброва	102
Определение параметров разрушения взрывом образцов песчаника угольной шахты в лабораторном эксперименте К. Н. Лабинский, А. Н. Медведев	116

ПРЕДИСЛОВИЕ К СТАТЬЕ «КОМПЛЕКСНОЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ РЕК ТЕЧА, ИСЕТЬ И МИАСС»

По воле авторов или без осознанного решения исследователей любая опубликованная статья решает ряд задач. Безусловно, основные задачи публикаций – апробация полученных результатов, информирование заинтересованных исследователей о новых данных в предметной области. Несмотря на важность, такие задачи часто актуальны в короткий период времени. Вместе с тем материал ряда статей, особенно в области исследования долговременных процессов, например, состояния окружающей среды, не теряет своей актуальности на протяжении длительного срока, сопоставимого с периодом проявления рассматриваемых факторов, меняющих состояние исследуемого объекта. Такие статьи можно рассматривать и как необходимое условие инициирования новых исследований в предметной области, и как обязательную составную часть временных рядов статичных данных о значениях изучаемых параметров в конкретный момент времени, без которых невозможно достоверное представление динамики рассматриваемых процессов. К такого рода статьям относится материал, опубликованный 30 лет назад, о результатах многолетнего комплексного экологического исследования рек Теча, Исеть и Миасс.

Современные цифровые технологии, применяемые для повторной публикации данной статьи, позволяют не только сохранить материалы выполненных 30 лет назад исследований, но и в гораздо большем масштабе обеспечить доступ заинтересованных исследователей к фактическим данным об уровнях радиационного воздействия на экосистемы исследуемых рек. Помимо очевидной ценности информации о содержании искусственных радионуклидов в воде, донных отложениях, гидробионтов на конкретный момент времени, статья содержит описание метода, позволяющего идентифицировать источники поступления поллютантов в объекты речной экосистемы и определить вклад притоков в загрязнение главной речной артерии.

Совсем не очевидный, но интересный аспект данной статьи связан с тем, что основную часть полевого материала комплексных исследований собрали и обработали молодые специалисты, только что получившие дипломы об окончании физико-технического факультета УПИ. Тем самым статья может являться как предметом сравнения компетенций выпускников 90-х годов прошлого столетия и выпускников настоящего времени физико-технологического института УрФУ, так и ориентиром для молодых исследователей в определении возможного масштаба работ для подтверждения и демонстрации своей квалификации.

Перечисленные причины повторной публикации данной статьи не ограничивают, а лишь подчеркивают возможную пользу от представления материала широкой общественности.

А. А. Екидин, к. ф.-м. н., лауреат премии
Правительства РФ, в. н. с. ИПЭ УрО РАН

КОМПЛЕКСНОЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ РЕК ТЕЧА, ИСЕТЬ И МИАСС*

В. Н. Чуканов, А. В. Трапезников, А. А. Екидин, А. В. Вожаков, В. Г. Лисовских,
В. Н. Трапезникова, И. В. Яρμοшенко

Комплексное экологическое исследование рр. Теча, Исеть и Миасс в пределах Курганской области выполнялось в соответствии с Государственной программой по радиационной реабилитации Уральского региона, рассчитанной на четыре года.

Работы первого года велись по четырем блокам.

Первый блок включал гидрологические исследования рр. Теча, Исеть, Миасс и изучение гидрологических характеристик территории бассейна этих рек в пределах Курганской области. В результате выполненных работ:

- определены характеристики гидравлического режима, гидравлические и морфометрические характеристики потоков и русел;
- выполнена оценка средних многолетних минимальных 95 % обеспеченности значений расходов воды для контрольных пунктов;
- рассчитаны створы 80–90 % смещения потоков от места выпуска в зависимости от расходов воды в потоках;
- установлен режим затопления пойм;
- дана гидрохимическая характеристика поверхностных вод;
- собран и проанализирован материал по гидрогеологическим условиям территории бассейна рр. Теча, Исеть и Миасс, литологическому и фациальному составу водоупорных и водовмещающих пород.

Результаты работ необходимы для прогнозирования распределения и миграции радионуклидов и тяжелых металлов с целью разработки реабилитационных мероприятий.

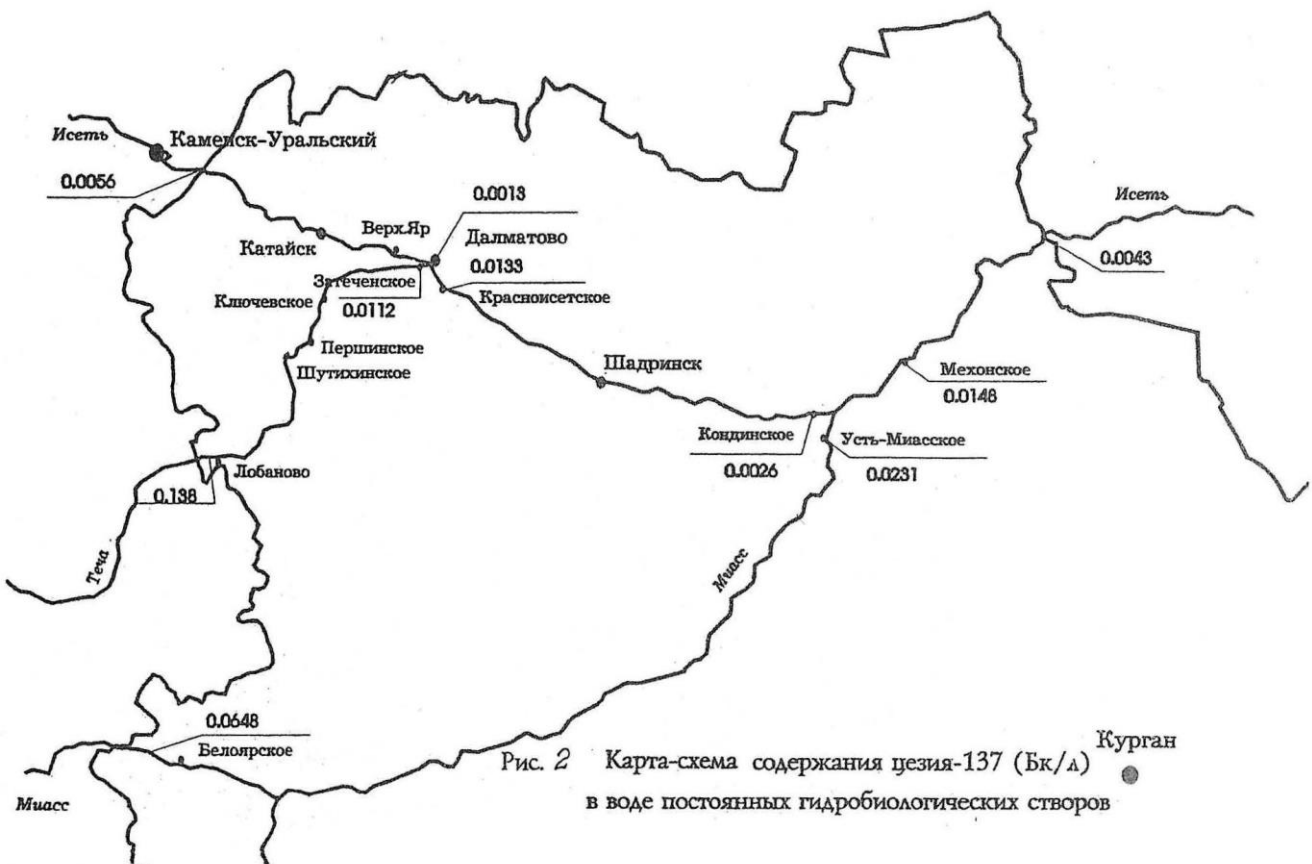
Второй блок – комплексное экологическое исследование водных систем.

Объект исследования: вода, донные отложения, гидробионты. Задача исследования: определение уровней содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr , в отдельных пробах ^{239}Pu , в воде рек трития, тяжелых металлов.

Отбор проб произведен в 10 основных створах рр. Теча, Исеть и Миасс. Местоположения створов выбирались таким образом, чтобы, во-первых, вычленив поступление поллютантов в объекты речной экосистемы с территорий соседних областей (Свердловской и Челябинской) и, во-вторых, определить влияние на состояние р. Исети ее главных на территории Курганской области притоков – Течи и Миасса. Выбранные расположения основных створов представлены на схематической карте (рис. 1). В каждом основном створе отбирались пробы воды, донных отложений, речной растительности. На р. Тече в 15 дополнительных створах отбирались донные отложения и в 12 дополнительных – пробы воды.

* Печатается по публикации: В. Н. Чуканов, А. В. Трапезников, А. А. Екидин, А. В. Вожаков, В. Г. Лисовских, В. Н. Трапезникова, И. В. Яρμοшенко. Комплексное экологическое исследование рек Теча, Исеть и Миасс // Радиация, экология, здоровье. Средний Урал: сб. науч. тр. Ч. 1. – Екатеринбург : УрО РАН, 1994.

Уровень содержания ^{137}Cs во всех пробах воды (рис. 2) ниже ДКБ (555 Бк/л) и лежит в пределах от 0,0013 до 0,31 Бк/л. Временная динамика концентрации ^{137}Cs в р. Тече от 0,011 до 0,31 Бк/л.



Концентрация ^{90}Sr (рис. 3) в воде рр. Теча, Исеть и Миасс лежит в интервале от 0,12 до 9,1, концентрация ^{239}Pu во всех пробах воды меньше 0,005 Бк/л, что также меньше ДКБ. Из всех определяемых радионуклидов в пробах воды наиболее критичным является ^{90}Sr . Максимальное содержание ^{90}Sr в р. Тече зафиксировано на уровне 0,7 ДКБ. Концентрация ^{90}Sr в воде р. Исети по всей длине после впадения р. Течи намного больше, чем до ее впадения.



Рис. 3. Карта-схема содержания стронция-90 (Бк/л) в воде постоянных гидробиологических створов

Макрофиты: концентрация ^{137}Cs (рис. 4) в исследованных образцах из р. Исети находится в пределах от 4 до 15 Бк/кг.

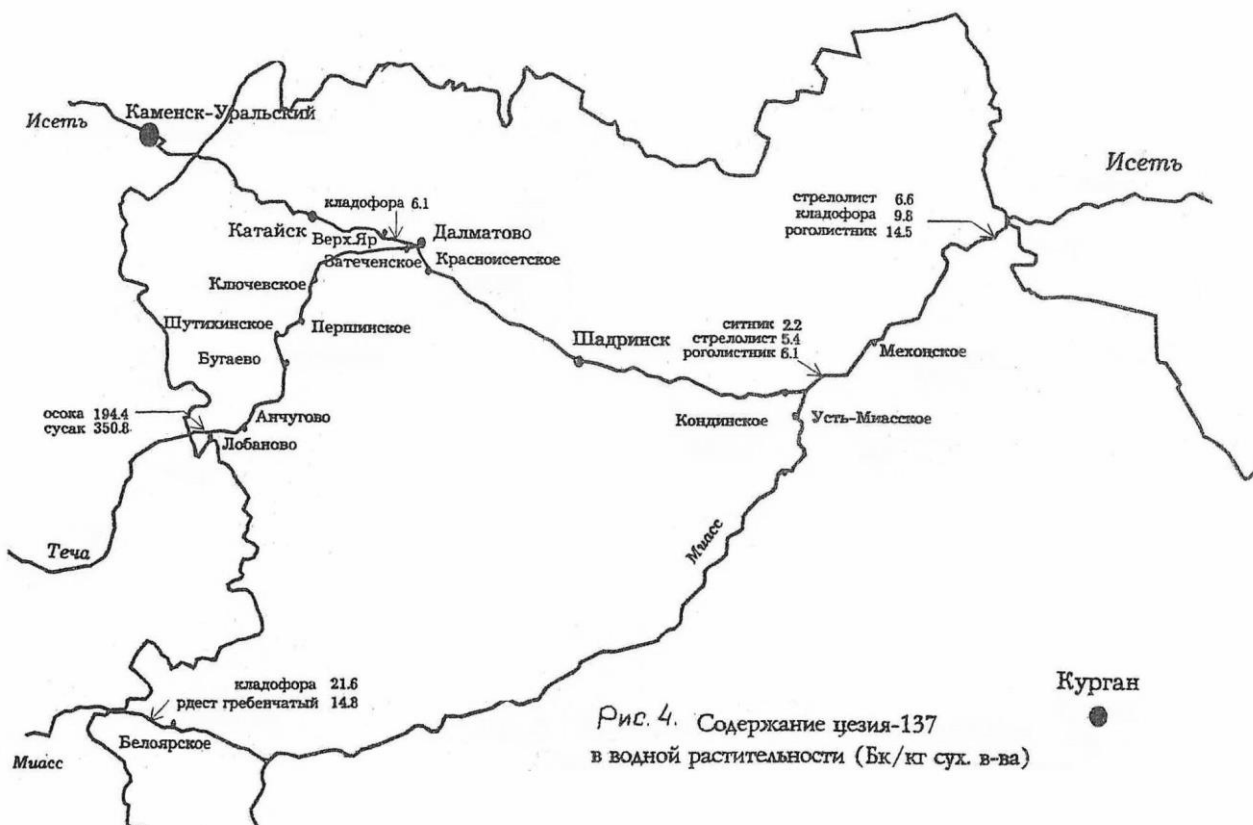


Рис. 4. Содержание цезия-137 в водной растительности (Бк/кг сух. в-ва)

Концентрация ^{137}Cs в кладофоре, отобранной на различных участках р. Исети, изменяется незначительно, что может говорить о малом изменении среднесрочных концентраций ^{137}Cs в воде данных участков. Концентрация ^{90}Sr (рис. 5) в водной растительности изменяется значительно, чем содержание ^{137}Cs . До впадения р. Течи содержание ^{90}Sr для различных видов находится в пределах от 7,8 до 22 Бк/кг. Ниже впадения р. Течи содержание ^{90}Sr для различных видов находится в пределах от 113 до 65 Бк/кг. Минимальное содержание ^{90}Sr обнаружено в кладофоре створа N1 – 7,8 Бк/кг и максимальное в кладофоре створа N8 – 985 Бк/кг.

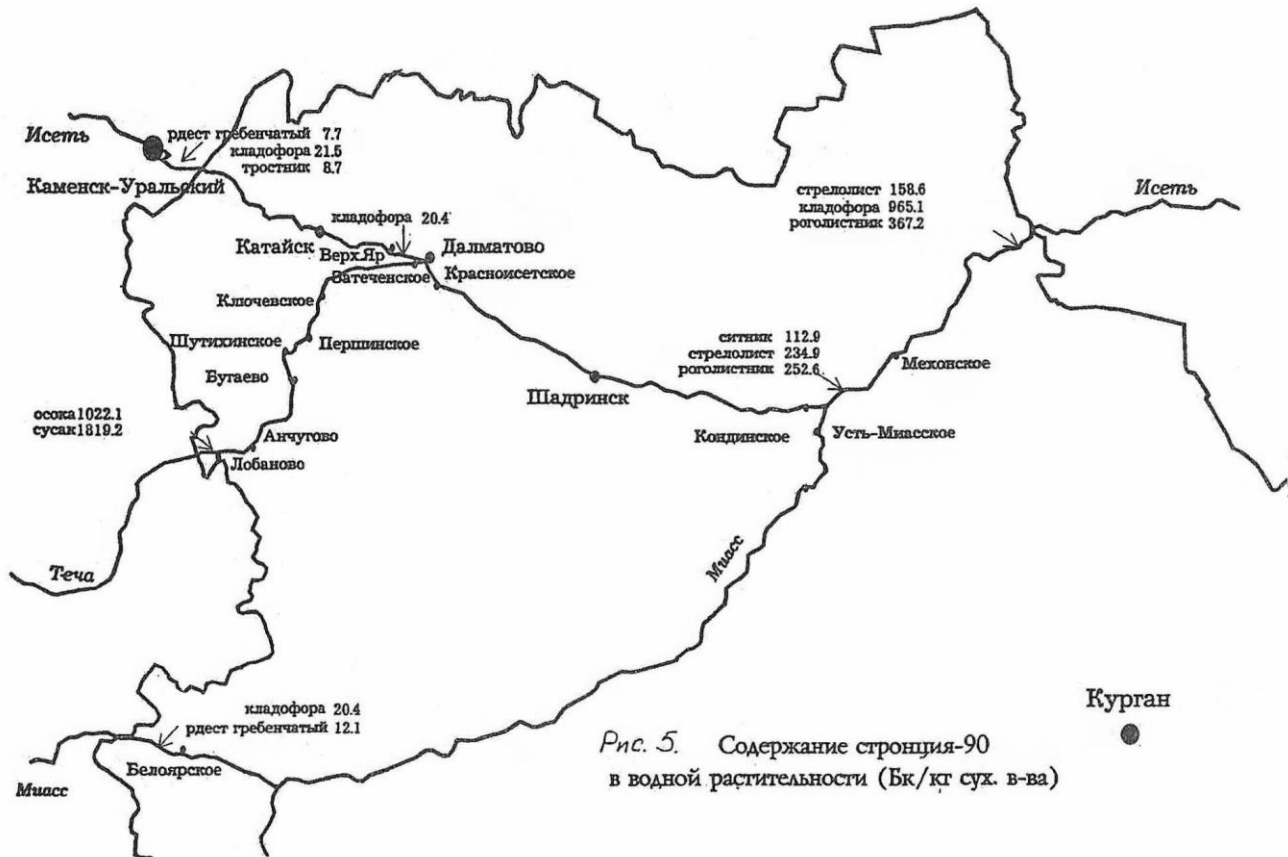


Рис. 5. Содержание стронция-90 в водной растительности (Бк/кг сух. в-ва)

Было обнаружено, что на р. Миасс содержание ^{137}Cs в кладофоре в 2 – 3 раза выше по сравнению с кладофорой, отобранной на р. Исети, что может указывать на большие среднесрочные концентрации этого элемента в воде р. Миасс по сравнению с р. Исетью. В то же время концентрации ^{90}Sr в рдесте гребенчатом в верхнем створе р. Миасс и верхнем створе р. Исети сравнимы (12 и 21 Бк/кг).

Макрофиты р. Течи характеризуются самыми большими значениями содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сравнении с макрофитами других рек, что обусловлено значительными активностями донных отложений реки и сравнительно большой концентрацией радионуклидов в ее воде.

Проанализировано содержание ^{137}Cs в рыбе рр. Теча, Миасс, Исеть, максимальные концентрации обнаружены в тушках образцов из р. Течи и составляют 26,48 Бк/кг (в костях 6,83), что позволяет употреблять в пищу примерно до 400 кг в год, не превышая допустимого поступления в организм ^{137}Cs .

Донные отложения. Концентрация ^{137}Cs в донных отложениях р. Исети мало меняется по длине реки и лежит в интервале от 1,2–10 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в тех же самых пробах во многих случаях на порядок превосходит концентрацию ^{137}Cs и изменяется от 14 до 60 Бк/кг.

То же самое относится и к донным отложениям р. Миасс. Содержание ^{137}Cs в них достигает 10 Бк/кг, а ^{90}Sr – 50 Бк/кг.

В донных отложениях р. Течи (рис. 6, 7) значения содержания ^{137}Cs находятся в интервале от 120 до 905 Бк/кг и в большинстве случаев несколько превосходят значения содержания ^{90}Sr в тех же самых пробах. Исключения составляют последние 5–10 км.

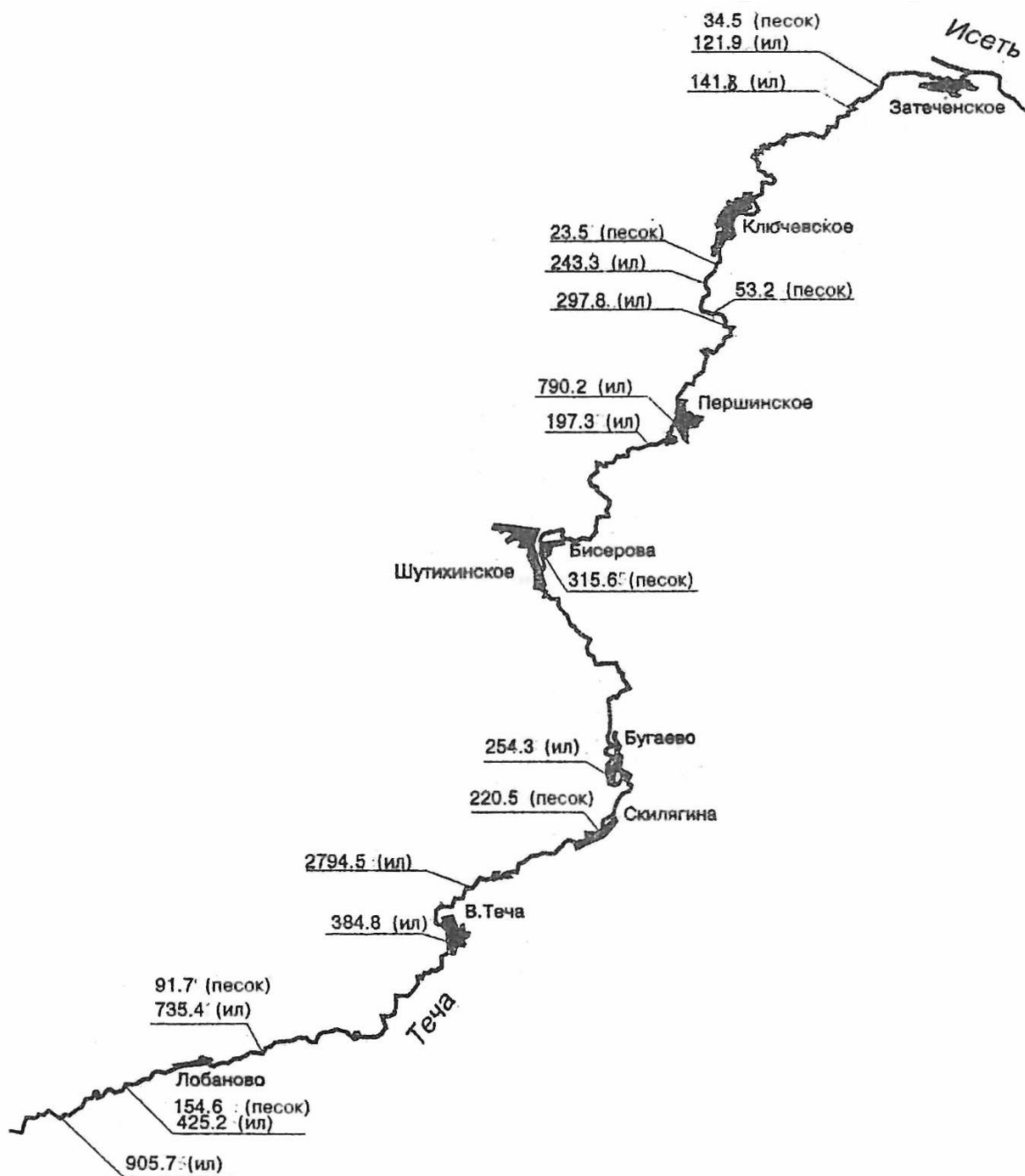


Рис. 6. Концентрация цезия (Cs-137) в грунтах реки Теча (Бк/кг)

Была построена экспоненциальная убывающая модель распределения ^{137}Cs в донных отложениях вниз по течению р. Течи. Для донных отложений песчаного типа имеет вид:

$$C_{\text{Cs-137}} = \exp(5,56 - 0,024 x),$$

где $C_{\text{Cs-137}}$ – концентрация ^{137}Cs , Бк/кг;

x – расстояние по реке от границы Челябинской и Курганской областей, км.

Для илистых донных отложений:

$$C_{\text{Cs-137}} = \exp(6,63 - 0,017 x).$$

Значения содержания ^{90}Sr в донных отложениях р. Течи имеют значительный разброс и в целом не убывают вниз по течению реки.

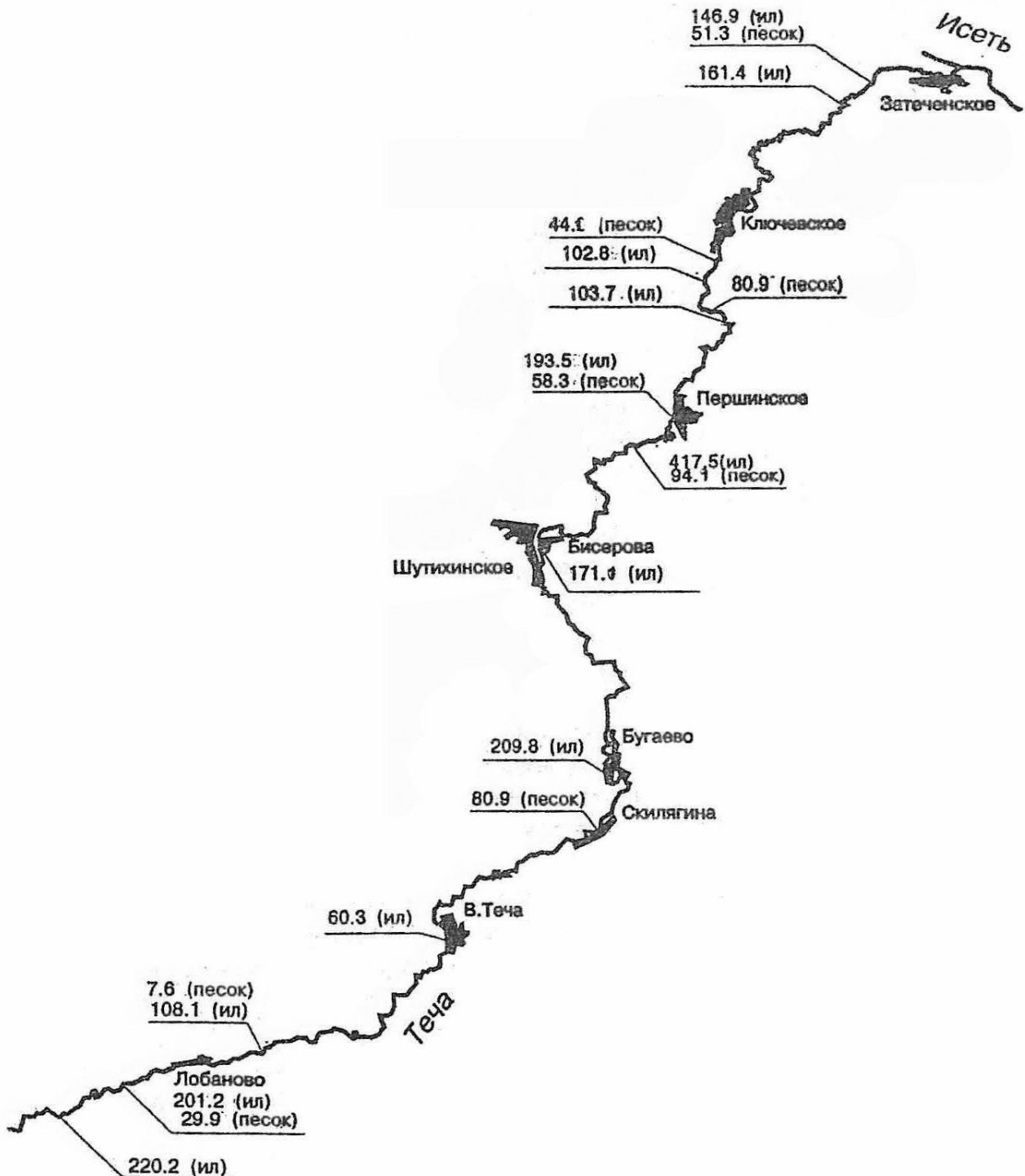


Рис.7. Концентрация стронция (Sr-90) в грунтах реки Теча (Бк/кг)

Содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах питьевой воды, отобранных в населенных пунктах, расположенных на берегу р.Течи, на порядок ниже, чем в речной воде, и значительно меньше ДКБ.

Анализы проб воды, донных отложений Исети и Миасса показали объяснимые высокие значения содержания тяжелых металлов. Интересные, на наш взгляд, данные получили по концентрации металлов в донных отложениях р. Течи.

В отсутствии организованных источников сброса наблюдается значительный рост (до 5 раз) концентрации многих элементов от створа на границе Курганской и Челябинской областей до устья рек. Причем хорошо выделяются группы элементов с одинаковым характером изменения. Так:

- Cu, Pb, Cd корреляции друг с другом и другими элементами не обнаруживают;
- Be, Ni, Cr коррелируют между собой;
- Fe, Al, Mn, Mg, Zn, Sr, Co коррелируют между собой.

Третий блок – радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова и картирование пойм рр. Теча и Исеть. Работа в первой части блока включает подбор пробных площадок, закладку почвенных разрезов, подбор контрольных участков вне зон влияния на них р. Течи.

Определялись:

- тип почв;
- видовой состав растительного покрова.

Отбор проб в почве производился послойно с шагом 5 см до глубины 30 см, при этом определялась площадь образца почв. В результате выявлено вертикальное распределение радионуклидов и основное депо их нахождения. В большинстве случаев это первые 5–10 см.

Содержание ^{90}Sr в отобранных образцах изменялось от 100 до 2 000 Бк/кг, что значительно ниже уровня твердых радиоактивных отходов. Содержание ^{137}Cs находится в интервале от нескольких сотен до 1 500 Бк/кг.

Оценен уровень поверхностного загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr на пробных участках в пределах Курганской области (рис. 8).

На верхних участках р. Течи (д. Анчугово) загрязнение ^{90}Sr определяется на уровне 2,1 Ки/км². В районе с. Затеченское (вблизи впадения р. Течи в р. Исеть) загрязненность достигает 11,7 Ки/км². Плотность загрязнения ^{137}Cs (на границе Курганской и Челябинской областей – 3 Ки/км²) по течению реки в целом уменьшается до 0,5 Ки/км² и вновь возрастает до 1 Ки/км².

Определены накопление радионуклидов растениями и коэффициенты биологических переходов радионуклидов.

Разные виды растений неодинаково накапливают ^{90}Sr . Для крапивы коэффициент биологического перехода 12–17 и содержание ^{90}Sr в крапиве 6 000–7 000 Бк/кг. Для мать-и-мачехи коэффициент биологического перехода 0,2–0,3 и концентрация ^{90}Sr составляет 90–120 Бк/кг. Коэффициенты биологического перехода ^{137}Cs для различных видов 0,01–0,03.

Картирование поймы р. Течи включает в себя измерение плотности потока альфа- и бета-частиц и мощность экспозиционной дозы гамма-излучения. Исследования проведены в девяти населенных пунктах, расположенных на берегу р. Течи и в девяносто трех створах в пойме реки.

В каждом створе измерения проводились по четырем профилям длиной 100 м от уреза воды, расстояние между которыми составляет 20 м. Общее количество измерений составляет более 10 000 точек.

Наибольшие средние значения МЭД (до 100 мкР/час) в створах наблюдаются по берегам р. Течи, выше д. Скилягина (первая треть длины р. Течи в пределах Курганской области). Ниже средние значения МЭД значительно уменьшаются и стабилизируются на уровне 18 мкР/час на последних 20 км.

Наибольшие показатели МЭД зафиксированы на заливаемых берегах. Высокие значения МЭД характерны для хвойных посадок выше д. Скилягина. Значения МЭД на культивируемых землях значительно не изменялись на всем протяжении реки и принимали наименьшие из зарегистрированных значений.



Как и в случае с содержанием ^{137}Cs в донных отложениях, изменение МЭД в пойме р. Течи по течению реки хорошо моделируется убывающей экспоненциальной функцией:

$$C_T = \exp(3,75 - 0,012x),$$

где C_T – мощность экспозиционной дозы гамма-излучения.

При измерении плотности потока бета-частиц наблюдалась значительная пятнистость бета-активности поверхности. Наибольшие значения плотности потока бета-частиц достигаются выше д. Лобанова (до 20,4 частиц/см²мин). После д. Лобанова средние значения плотности потока бета-частиц уменьшаются и стабилизируются на уровне 6–7,3 частиц/см²мин.

При анализе результатов альфа-съёмки не отмечены изменения плотности потока альфа-частиц по течению реки в отличие бета- и гамма-съёмки.

При обследовании поймы Исети использовались дозиметрические и спектрометрические методы оценки радиационной обстановки. Исследования проводились в двадцати пяти створах в пойме Исети.

Установлено: по всей длине поймы р. Исети после устья р. Течи концентрация ^{137}Cs меньше, чем естественного радионуклида ^{40}K и, следовательно, радиационный фон формируется в основном естественными радионуклидами. Площадь, где плотность поверхностного загрязнения составляет 0,5 Ки/км², ограничена участком от устья р. Течи до с. Красноисетского (5 км ниже по течению). При удалении от устья р. Течи поверхностная активность уменьшается по экспоненциальной зависимости и после с. Нечунаево (80 км ниже устья р. Течи) становится меньше, чем 0,1 Ки/км². На расстоянии 140 км ниже устья р. Течи ^{137}Cs не обнаруживается ни лабораторной спектрометрией проб, ни полевой спектрометрией.

Четвертый блок – состояние и динамика лесных экосистем, влияние антропогенных нагрузок на изменение водоохранно-защитной роли лесов, расположенных в долинах рр. Теча и Миасс. В результате выполнения работ:

- установлены водно-физические и стокорегулирующие свойства почв;
- в районе расположения рр. Теча и Миасс выделено 12 лесных генетических резерватов, цель которых – сохранение генетического фонда основных лесообразующих видов как источника высококачественных семян и посадочного материала для воспроизводства лесов в будущем;
- установлена динамика лесного фонда;
- предложены наиболее совершенные для сохранения водоохранно-защитной роли лесов мероприятия и способы максимального сохранения и увеличения водных ресурсов рек.

Основные результаты и выводы

Получены данные для прогнозирования распределения и миграции радионуклидов. Определены концентрации и характер изменения ^{137}Cs , ^{90}Sr в воде, донных отложениях и гидробионтах рр. Теча и Исеть. Из всех определяемых радионуклидов наиболее критичным является ^{90}Sr . Зафиксированные концентрации ^{137}Cs в воде р. Миасс сравнимы по порядку с концентрацией ^{137}Cs в воде р. Течи.

Установлены высокие значения поверхностного загрязнения ^{137}Cs , ^{90}Sr на пробных площадках в долине р. Течи. Для принятия статуса загрязненной территории необходимы дальнейшие исследования.

Все пробы почвы и донных отложений по активности ^{137}Cs , ^{90}Sr не подходят в разряд твердых радиоактивных отходов. Во всех пробах воды концентрация ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu ниже ДКБ.

ОЦЕНКА ПОСТУПЛЕНИЯ РЫХЛЫХ НАНОСОВ С ВОДОСБОРА В ВОДОЕМ НА УРБАНИЗИРОВАННОЙ ТЕРРИТОРИИ

А. А. Селезнев^{1,2}, А. В. Шевченко^{1,2}, В. С. Глухов¹, Г. П. Малиновский²

¹ Уральский федеральный университет им. первого Президента России Б.Н. Ельцина, г. Екатеринбург, Россия

² Институт промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия

Проведена оценка поступления твердого седиментационного материала (поверхностных наносов) с водосбора в водоем на урбанизированной территории. Исследование проведено на примере Екатеринбурга. В городе было выбрано два бессточных малых мелководных водоема: Чемоданчик и в Харитоновском саду. Водоемы располагаются в разных районах города, имеют антропогенное происхождение, назначение водоемов рекреационное. Водосборы расположены на сопряжениях разных функциональных зон города. Проводили натурное обследование и анализ картографических материалов территорий водосборов, определение батиметрических и морфометрических параметров водоемов, отбор колонок донных отложений. Оценку запасов донных отложений в водоемах проводили по трехмерной триангуляционной модели. Оценку выноса седиментационного материала с водосбора проводили по модели RUSLE. Параметры модели RUSLE были получены на основе рассчитанного количества донных отложений (для водоема Чемоданчик 953 т, и водоема в Харитоновском саду 967 т при средней мощности донных отложений в водоемах 49 и 31 см соответственно). Полученные оценки скорости образования седимента на водосборах составили: для Чемоданчика на участках зоны отдыха 0,4–3,7, на лесных участках 0,001–0,4 т/м²/год, для Харитоновского сада – в зоне отдыха 0,3–10, леса – 0,01–0,02 и парка 0,02–2 т/м²/год.

Ключевые слова: урбанизированная территория; катена; седимент; эрозия; донные отложения; накопление; RUSLE; водоем.

1. Введение

Происходящая в урбанизированной среде геохимическая трансформация ландшафта приводит к нагрузке на объекты окружающей природной среды, в первую очередь на поверхностные водные объекты. В водном объекте, водосбором которого является урбанизированная территория, геохимические условия формируются суперпозицией антропогенного воздействия и природных особенностей формирования. Водосборы урбанизированной среды, как правило, представлены территориями функциональных зон города. Одним из аспектов техногенной геохимической трансформации городских ландшафтов является образование нового вида геологических отложений – современных антропогенных.

В современной городской среде происходят непрерывно природно-антропогенные седиментационные процессы, приводящие к образованию значительного количества твердых наносов. Каскадом процессов поверхностного стока современные осадки с городских территорий доходят до поверхностных водных объектов: рек, эстуариев [32, 39, 40]. В каскаде участвуют различные

функциональные участки и объекты инфраструктуры урбанизированной территории (газоны, парковки, дороги, почвы, ливневая канализация), задерживая часть седиментационного материала.

Учет всех процессов каскадной системы современного осадконакопления в городе труден и зачастую невозможен. Седиментационная каскадная система в городской среде включает следующие стадии: выветривание и дезинтеграцию поверхностей и материалов городских ландшафтов, седиментогенез (перенос и накопление осадочного материала на водосборных территориях) и накопление осадков водоемов. Ряд исследователей называет процессы современного осадкообразования в городской среде современным антропогенным литогенезом [8].

В урбанизированных зонах в седиментогенезе участвует в основном вещество, образованное в результате хозяйственной деятельности человека. По данным Е. П. Янина [16], модуль твердого стока вещества с городских районов на один-два порядка выше с зональных значений. В работе Russell et al. [36] проведена оценка образования твердого седимента в зависимости от типа ландшафта на основе данных большого количества исследований, проведенных в мире. На сельскохозяйственных землях образование седиментационного материала составляет примерно 100 т/км^2 в год, что на 1–2 порядка превышает величины для лесных экосистем. При строительстве жилых и промышленных районов образование твердых наносов увеличивается до $1\,000 \text{ т/км}^2$ в год [36]. Накопление поверхностного осадка в г. Екатеринбурге может достигать $3\,000 \text{ т/км}^2$ [37]. Вынос поверхностных отложений с городской территории обуславливает образование в реках освоенных районов специфического типа русловых отложений – техногенных илов, которые отличаются от фонового аллювия морфологией, вещественным составом, физико-химическими и геохимическими свойствами [16].

При изучении процессов современной геохимической трансформации городских ландшафтов современные наносы, как и другие компоненты городской среды, используют как геоиндикаторный компонент [21]. Мелкодисперсный пылевой материал в городской среде является основной транспортирующей загрязнение средой и неточечным источником загрязнения. Отдельно исследуют различные типы наносов. Дорожную пыль изучают с целью получения информации о перераспределении и накоплении пыли и поллютантов из атмосферы в результате выбросов промышленных предприятий и автотранспорта [17, 19], о миграции с ливневыми стоками и в виде сухих выпадений [41]. Также по современным отложениям получают информацию о формах нахождения поллютантов и источниках загрязнения городской среды. В работах Murakami et al. [30] и Irvine et al. [24] и других говорится о высоком содержании в дорожной пыли минеральных включений, продуктов абразии дорожного покрытия и разметки, истирания шин и тормозных колодок, коррозии металлических частей автотранспорта. При этом компоненты водосборов часто изучаются отдельно от компонентов водоема (воды и донных отложений).

Применяющиеся для изучения техногенной геохимической трансформации городских территорий принципы проведения ландшафтных эколого-геохимических исследований основаны на выделении сопряженных участков ландшафта, связанных общим водным стоком. В результате стока в ландшафте формируются зоны рассеяния и вторичной аккумуляции вещества (ландшафтно-геохимические барьеры). Комбинация эколого-геохимических исследований водосборов и

гидрохимических исследований водоемов позволила бы решить одну из значимых проблем городских территорий – поступление поллютантов в водоемы от диффузных источников загрязнения [5, 10].

Целью настоящей работы является оценка поступления твердого седиментационного материала (поверхностных наносов) с водосбора в водоем на урбанизированной территории.

2. Материалы и методы

2.1. Описание Екатеринбурга

Исследование проведено на примере Екатеринбурга. Город является четвертым по численности населения в России, имеет население примерно 1,5 млн человек. Екатеринбург – административный центр Свердловской области и Уральского федерального округа. Город находится на границе восточных предгорий Среднего Урала и Зауральской складчатой возвышенности в климатической континентальной умеренной зоне. Для этой территории характерно умеренно теплое лето и умеренно суровая снежная зима; средняя температура января составляет $-15,3$ °С, а июля – $+17,4$ °С; холодный период длится 151 день – с ноября по март. Рельеф на территории города крупнохолмистый. Загрязнение территории города и антропогенная нагрузка на урбанизированный ландшафт обусловлена большим количеством автомобилей, строительных площадок, работой предприятий машиностроения и металлообработки.

2.2. Характеристики обследуемых водоемов и их водосборов

На территории Екатеринбурга для проведения исследования было выбрано два бессточных малых мелководных водоема: Чемоданчик и водоем в Харитоновском саду. Водоемы располагаются в разных районах города. Водосборы водоемов расположены на сопряжениях разных функциональных зон города. Происхождение водоемов антропогенное. Водоемы имеют рекреационное назначение.

Водоем в Харитоновском саду располагается в центре Екатеринбурга и представляет искусственный пруд с двумя насыпными островами. Берега островов заболочены. Сад вместе с прудом был заложен в 1826 году. Водоем был вырыт для осушения болота на реке Пеньковке, впадавшей в реку Мельковку, которая в свою очередь впадала в городской пруд. С южной стороны в водосборе водоема располагается Вознесенский холм, перепад высот достигает 13 м. Водоем имеет неправильную форму.

Водоем Чемоданчик расположен в Академическом районе Екатеринбурга на территории Юго-Западного лесопарка, вблизи пересечения объездной автодороги и улицы Серафимы Дерябиной. Берега озера песчаные, с плавным заходом в воду, восточная часть водоема заболочена, в западной располагается насыпная дамба высотой 1,8 м над уровнем озера. По берегам вокруг озера обустроены беседки для отдыха.

2.3. Дизайн ландшафтного исследования

Исследования проводили с помощью подхода трансект-катен [14], адаптированного для водоема и его водосбора в городе. Водоем и его водосбор рассматриваются как геосистема, составная часть ландшафта, в которой взаимодействуют гидрохимические процессы и процессы поверхностного латерального сноса вещества. В основе подхода лежит бассейновый принцип. Трансект-катена представляет трехмерное тело, в котором сочетаются линейная

(профильная) и катенарная (ландшафтно-геохимическая сопряженность) характеристики вместе с площадной формой ландшафта в трансекте (полосе). Водосбор разделялся по трансект-катене на латеральные сопряженные участки ландшафта, последовательно сменяющие друг друга в направлении от локального водораздела к локальному базису денудации (водоему). Участки ландшафта на трансект-катене имеют функциональное назначение.

2.4. Полевые и лабораторные исследования

На выбранных трансект-катенах в осенний сезон 2019 г. проводилось натурное описание функциональных ландшафтных участков водосборных поверхностей с оконтуриванием их и водосборов и определением типа поверхности. При обследовании проводилась фотосъемка состояния каждого функционального участка. Площади ландшафтных участков определялись с помощью онлайн-сервиса – геоинформационная система Google Планета Земля.

В зимне-весенний сезон 2020 г. на водоемах проводился отбор проб донных отложений [4, 7, 12]. На поверхности водоема выбирались 3 равноудаленных друг от друга точки; точки располагались в наиболее глубоких участках водоема. В каждой точке проводилось три параллельных отбора проб донных отложений [4, 7, 12]. Пробы донных отложений отбирались согласно требованиям, изложенным в ГОСТ 17.1.5.01-80, Методике изучения биогеоценозов внутренних водоемов и Методических рекомендациях по геохимической оценке загрязнения поверхностных водотоков химическими элементами [4, 7, 12]. Колонка донных отложений отбиралась пробоотборным устройством по типу желонки с частичным разрушением структуры образца. Высота колонки донных отложений измерялась рулеткой.

В летний период 2020 г. на водоемах проводились батиметрические исследования с лодки с использованием эхолота. Для водоемов по Google Планета Земля определялись морфометрические характеристики: длина, ширина, площадь, длина береговой линии, площадь, объем водной массы, средняя ширина (отношение площади водоема к его длине), показатель удлиненности или вытянутости (отношение длины озера к его средней ширине); показатель развития береговой линии (отношение длины береговой линии к длине окружности равновеликого по площади круга), площадь водосбора, показатель удельного водосбора (отношение площади водосбора озера к площади озера) [11]. Проводилась оценка морфометрических показателей, характеризующих форму озерных котловин: наибольшая и средняя глубина, показатель открытости и показатель емкости.

2.5. Расчет количества донных отложений в водоемах

По результатам батиметрических исследований построены батиметрические схемы водоемов. Батиметрические схемы конвертировались в систему плоских прямоугольных координат [6]. В системе плоских прямоугольных координат при заданной средней мощности донных отложений строилась трехмерная триангуляционная модель распространения донных отложений водоема. Построение модели производилось методом объединения кровли/подошвы [1]. Определение линии выклинивания между кровлей и подошвой осуществлялось по градиенту изменения эффективной мощности с выходом на нулевую мощность донных отложений вдоль берега водоема на глубине 0,4 м [2]. Плотность донных отложений была принята равной $0,8 \text{ т/м}^3$ [9]. Оценка запасов донных отложений водоемов проводилась с использованием ПО Micromine в Уральском государственном горном университете.

2.6. Оценка выноса седимента с водосбора

Оценка количества вынесенного с водосбора седимента производилась с использованием модели RUSLE [35, 43], адаптированной для водосборов городской территории:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P, \quad (1)$$

где A – вынос материала почвы/грунта (потери), т/га/год,

R – фактор интенсивности осадков, МДж мм/га в час,

K – фактор подверженности почвы эрозии, т га ч/МДж мм га,

LS – фактор уклона и длины склона,

C – фактор покрытия и типа землепользования,

P – фактор, учитывающий применение противоэрозионных мер.

R -фактор зависит от климатических условий ландшафта, ключевую роль в которых играют количество и интенсивность атмосферных осадков, формирующих эрозию [35]. Данные о среднегодовых осадках в Екатеринбурге были взяты с интернет-сайта <http://www.pogodaiklimat.ru/climate/28440.htm> и использованы для расчетов R -фактора (2) [34, 44].

$$R = 0,0438 \times P^{1,61}, \quad (2)$$

где P – среднегодовое количество осадков, мм/год.

K -фактор определяет устойчивость почвы/грунта к эрозии в стандартных условиях и зависит от гранулометрического состава почвы, содержания в ней песка, глины и ила [35, 34].

$$K = 0,0034 + 0,0405 \times \exp \left[-0,5 \times \left(\frac{\log D_g + 1,659}{0,7101} \right)^2 \right], \quad (3)$$

где D_g – геометрическое среднее диаметров основных частиц почвы, мм. D_g является функцией текстуры поверхности, и ее значение может быть рассчитано следующим образом [35, 34]:

$$D_g = \exp \left(f_i \times \ln \left(\frac{d_i + d_{i-1}}{2} \right) \right), \quad (4)$$

где d_i – максимальный диаметр частицы, мм,

d_{i-1} – минимальный диаметр частицы, мм, f_i – соответствующая массовая доля.

Для региона Екатеринбурга характерными являются дерново-подзолистые почвы с соотношением размерных частиц: глина – 48 %, ил – 48 %, песок – 4 % [3]. Данное соотношение было принято для расчетов K -фактора обоих участков.

LS -фактор – это фактор длины и уклона, учитывающий влияние склоновых процессов на эрозию [43]. Для расчета LS -фактора было использовано уравнение (5) [29]:

$$LS = \left(\frac{A_s}{22,13} \right)^m \times \left(\frac{\sin \beta}{0,0896} \right)^n, \quad (5)$$

где A_s – определяется как площадь водосбора (A) склона на ширину его подножья («выхода» потока) (w) (рис. 1), м²/м, $\sin \beta$ – угол склона, град., m и n – константы, 0,4 и 1,3 соответственно [29].

C -фактор отражает влияние растительного покрова и типа землепользования на скорость эрозии [34, 35, 43]. Значение фактора принимается от 0 до 1 в зависимости от типа покрытия. Чем меньше значение, тем устойчивее почвенный покров к эрозии [18, 20, 26].

R -фактор учитывает влияние проводимых защитных противозерозийных мероприятий [34, 35, 43]. Информации о проведении таких мероприятий на исследуемых участках нет, по этой причине значение R -фактора принимается равным 1 [26, 27, 34, 38].

Для оценки интенсивности эрозии исследуемые водосборы были разделены на функциональные сегменты. Каждый сегмент выделялся на основе таких ландшафтных характеристик, как уклон и тип покрытия. Для водосборной площади водоема Чемоданчик были выделены зоны: лес и зона отдыха. Для водоема Харитоновского сада: лес, зона отдыха и парк.

3. Результаты

3.1. Результаты полевых и картографических исследований

На рис. 1 и 2 соответственно представлены картосхемы площадей водосбора выбранных водоемов Чемоданчик и в Харитоновском саду г. Екатеринбурга (выкопировка из Google Планета Земля).



Рис. 1. Картосхема площади водосбора водоема Чемоданчик (выкопировка из Google Планета Земля). Матовым контуром показана площадь водосбора, линии – границы трансект-катены



Рис. 2. Картосхема площади водосбора водоема в Харитоновском саду (выкопировка из Google Планета Земля). Матовым контуром показана площадь водосбора, линии – границы трансект-катены

Батиметрические схемы водоемов Чемоданчик и в Харитоновском саду, построенные по натурным обследованиям, представлены на рис. 3 и 4 соответственно. Морфометрические характеристики водоемов показаны в табл. 1.

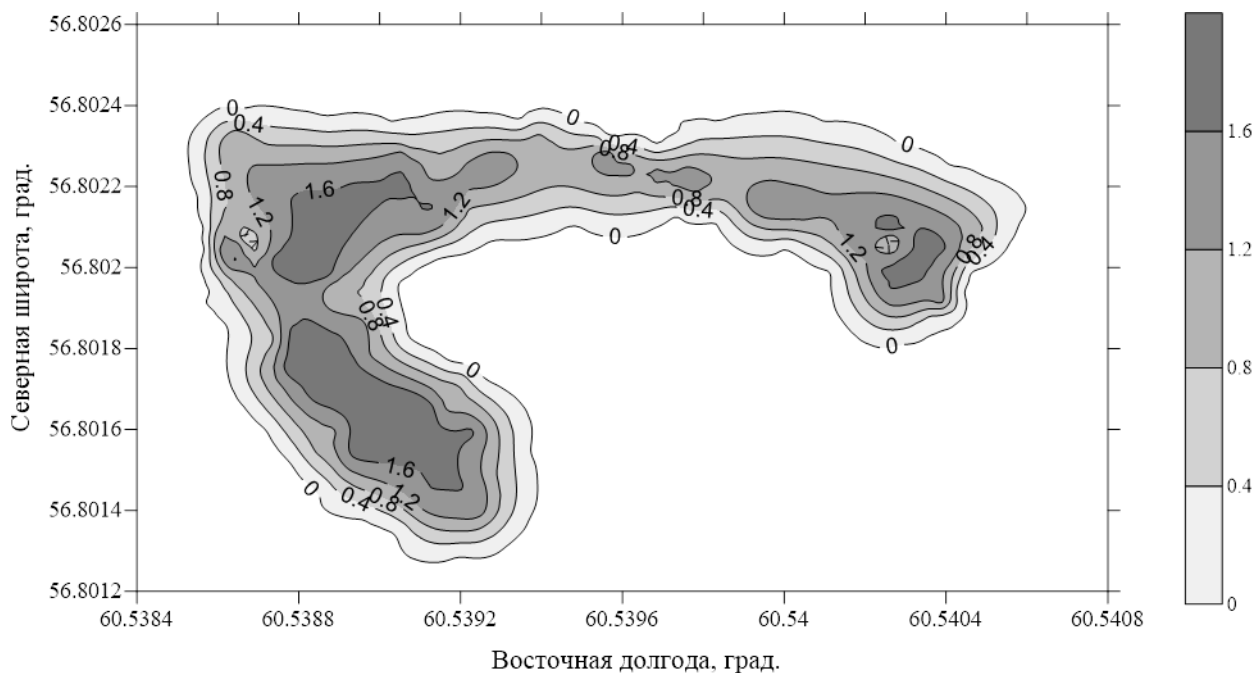


Рис. 3. Батиметрическая схема водоема Чемоданчик в г. Екатеринбурге. Изобаты проведены через 0,4 м

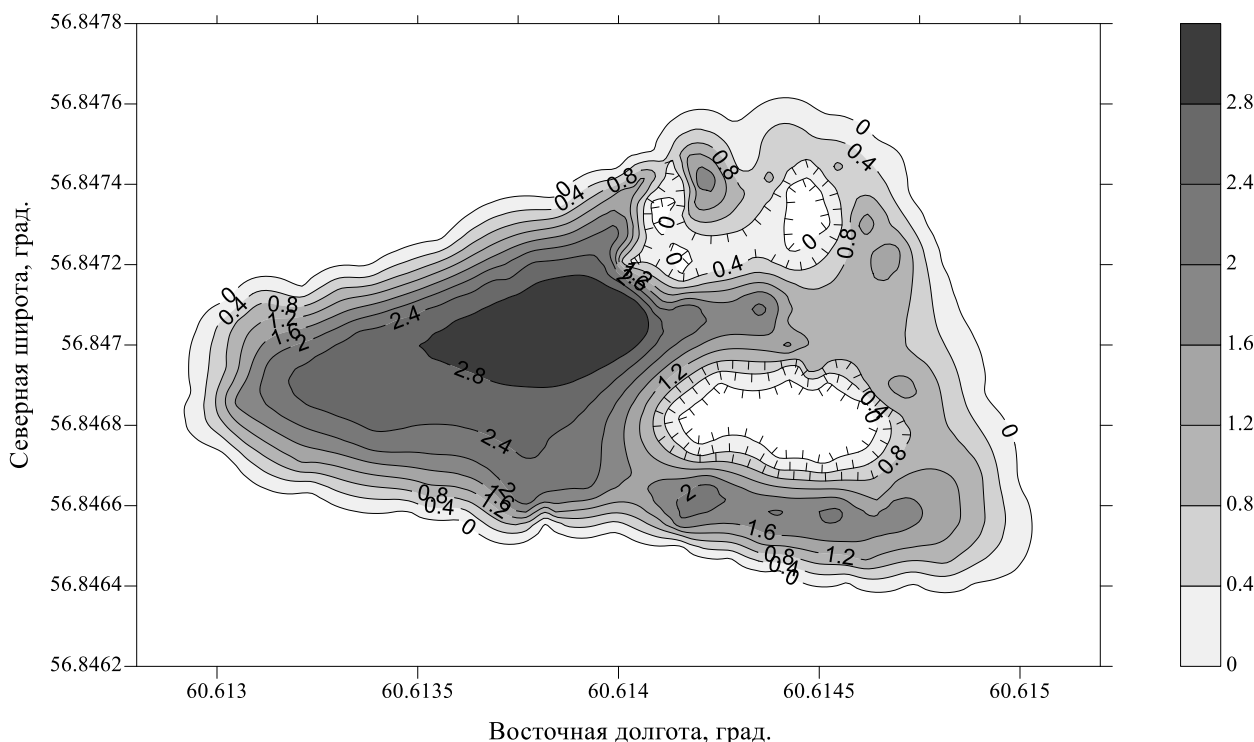


Рис. 4. Батиметрическая схема водоема в Харитоновском саду в г. Екатеринбурге. Изобаты проведены через 0,4 м

На водоемах Чемоданчик и в Харитоновском саду всего было отобрано 13 колонок с донными отложениями. На рис. 5 и 6 показаны колонки донных отложений, отобранных в водоемах Чемоданчик и в Харитоновском саду соответственно.

Таблица 1. Морфометрические характеристики водоемов

Показатель	Водоем	
	В Харитоновском саду	Чемоданчик
Длина водоема, м	132,6	129,6
Наибольшая ширина, м	105,1	110,9
Средняя ширина, м	67,2	53,5
Площадь, м ²	8 911	6 928
Длина береговой линии, м	682	528
Объем водной массы озера, м ³	5 261	1 144
Показатель удлинённости или вытянутости	2,0	2,4
Показатель развития береговой линии	2,0	1,8
Площадь водосбора, м ²	85 821	142 600
Показатель удельного водосбора	9,63	20,58
Наибольшая глубина, м	3,6	2,0
Средняя глубина, м	0,59	0,17
Показатель открытости	5 241,8	4 948,6
Показатель емкости	0,47	0,7



Рис. 5. Колонка донных отложений из водоема Чемоданчик в г. Екатеринбурге



Рис. 6. Колонка донных отложений из водоема в Харитоновском саду в г. Екатеринбурге

3.2. Количество запасов донных отложений водоемов

По результатам оценки количество донных отложений для водоемов Чемоданчик составило 953 т, Харитоновского сада – 967 т, при средней мощности донных отложений в водоемах составило 49 и 31 см соответственно (рис. 5 и 6).

3.3. Параметры модели и результаты оценки выноса наносов

Для проведения оценки выноса наносов водосбор водоема Чемоданчик был разделен на 18 ландшафтных сегментов в зависимости от их функциональных характеристик: уклона и типа покрытия. *R*- и *K*-факторы задавались одинаковыми для всех сегментов. Для расчетов *LS*- и *C*-факторов каждому сегменту присваивался ряд индивидуальных характеристик, таких как: площадь, уклон, ширина выхода потока, тип землепользования и тип покрытия. Значения параметров модели RUSLE и рассчитанная с их помощью величина скорости осадкообразования представлены в табл. 2.

Таблица 2. Значения параметров модели RUSLE и рассчитанная с их помощью величина скорости осадкообразования

Тип ландшафтной зоны	Кол-во сегментов	Факторы модели RUSLE					Скорость образования седимента, т/м ² /год
		<i>R</i>	<i>K</i>	<i>LS</i>	<i>C</i>	<i>P</i>	
Водосбор водоема Чемоданчик							
Зона отдыха	6	1 193	0,0339	0,08–0,66	0,1	1	0,4–3,7
Лес	12			0,02–6,65	0,001		0,001–0,4
Водосбор водоема в Харитоновский саду							
Зона отдыха	19	1 193	0,0339	0,07–18,88	0,1	1	0,3–10
Лес	3			0,42–1,29	0,001		0,01–0,02
Парк	11			0,07–4,79	0,01		0,02–2

С учетом временной динамики накопления отложений, восстановленной по содержанию в них техногенного радиоактивного изотопа цезий-137 [13], можно получить оценку объема поступления седимента с водосбора за период накопления отложений в водоеме. Результаты оценки представлены в табл. 3.

Таблица 3. Оценка объема поступления седимента с водосбора в водоем за период накопления отложений, определенный по содержанию техногенного радиоактивного изотопа цезий-137 [13]

Водоем	Период накопления отложений, лет	Масса донных отложений, т
озеро Чемоданчик	52	953
пруд Харитоновского парка	35	967

4. Обсуждение

В выбранные бессточные водоемы могут поступать ливневые стоки с прилегающих автодорог и из дренажных каналов, питание водоемов осуществляется за счет атмосферных осадков, поверхностных и подземных вод. Водосборы водоемов располагаются на сопряжениях разных функциональных зон города. Водосбор водоема Чемоданчик находится на сопряжении селитебной, рекреационной и зоны транспортной инфраструктуры, представленной объездной автодорогой. Водоем Чемоданчик участвует в регулировании сбора поверхностных вод на территории, прилегающей к автодороге: часть берега водоема формируется дамбой, препятствующей подтоплению зоны вдоль дороги. Водосбор водоема в Харитоновском саду расположен на сопряжении селитебной, общественно-деловой, рекреационной зон и улично-дорожной сети, представленной двухполосной дорогой с относительно высокой интенсивностью движения.

В трансект-катенах в водосборах водоемов достаточно большой перепад высот, который вызывает линейную и плоскостную эрозию (сбегающие струи по склонам рельефа после дождей), приводящую в конечном итоге к седиментации водоема. В обоих водоемах по результатам отбора проб обнаружены донные отложения (в озере Чемоданчик мощностью до 50 см, в пруду Харитоновского сада до 30 см); мощность отложений увеличивается на участках с большой глубиной.

Комплекс натурных обследований малых бессточных мелководных водоемов Чемоданчик и в Харитоновском саду и оценка их морфометрических характеристик позволяют говорить о том, что водные массы обследованных водоемов постоянно перемешиваются под действием ветра и однородны по всем параметрам. В обследуемых водоемах преобладают участки с глубинами меньше 2 м (зоны литорали). Батиметрические схемы наглядно демонстрируют формы котловин водоемов и дают представление об их происхождении. Котловина водоема Чемоданчик не имеет явной формы. Переменная глубина водоема, отсутствие правильных форм в профиле дна, малая глубина в его восточной части и два глубоких участка в западной части, разделенные мелководьем, дамба подтверждают антропогенное происхождение водоема как притрассового карьера, образовавшегося при строительстве кольцевой автодороги вокруг Екатеринбурга (такая информация была получена от местных жителей при проведении полевых исследований). Лимнологические и морфометрические параметры обследованных водоемов сопоставимы с показателями мелких бессточных водоемов крупных городов России, например г. Казани [15].

Полученные оценки выноса седимента с водосбора по модели RUSLE достаточно хорошо согласуются с результатами расчета накопления отложений в водоеме по трехмерной триангуляционной модели; при этом достаточно оказалось данных отбора и измерений для 13 колонок донных отложений. Полученные оценки выноса седимента и накопления донных отложений являются достаточно грубыми и могут быть подвержены влиянию ряда неопределенностей. Факторы модели RUSLE не имеют конкретного способа расчета. Выбор факторов был сделан на основе имеющихся исходных данных натурального и картографического анализа водосборов, а также анализа более 30 научных публикаций по оценке водной эрозии с помощью модели RUSLE.

Для модели RUSLE существует значительная вариативность каждого из параметров. Для R -фактора существует, например, 10 различных уравнений расчета в зависимости от географических и климатических условий [22]. В настоящей работе использовано уравнение из статей [34, 44], описывающее условия эрозии в одном из регионов США, имеющим схожие с Екатеринбургом климатические и метеорологические условия. Также были произведены расчеты с

помощью других уравнений [33, 45] и получены схожие с применяемым уравнением результаты. Для расчета *K*-фактора также было использовано уравнение из работы [34]. Хотя существует ряд различных способов расчета этого фактора, подход к нему всегда остается примерно одинаков. Вводимыми переменными в уравнение являются только характеристики гранулометрического состава почвы и содержания в ней органического вещества [31, 34, 42, 43]. Уравнения расчета *LS*-фактора в целом не имеют существенных различий в работах разных авторов, как и в настоящей, используется уравнение, разработанное [29]. Но встречаются и видоизмененные его варианты, например в работах [23, 28]. Подбор *C*-фактора в настоящей работе обусловлен неоднородностью покрытия и наличием рассчитанных значений количества донных отложений в озере Чемоданчик и в пруду Харитоновского сада.

5. Заключение и выводы

Использование комплексного подхода на основе полевых, батиметрических, картографических, аналитических методов, наряду с математическим моделированием стока, позволило достаточно уверенно оценить количество седимента, выносимого с водосбора в малый бессточный водоем в урбанизированном ландшафте, и его накопление. Параметры модели RUSLE, полученные на основе известного количества донных отложений (для озера Чемоданчик 953 т, пруда Харитоновского сада 967 т при средней мощности донных отложений в водоемах 49 и 31 см соответственно), позволили получить оценки скорости образования седиментационного материала на водосборах: для водоема Чемоданчик на участках зоны отдыха 0,4–3,7, на лесных участках 0,001–0,4 т/м²/год, для водоема в Харитоновском саду – в зоне отдыха 0,3–10, леса – 0,01–0,02 и парка 0,02–2 т/м²/год. Проведенные оценки выноса седимента с водосборов в водоем в будущем могут охарактеризовать поступление загрязнения от неточечных (диффузных) источников в городе.

6. Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант № 19-35-60011.

7. Список литературы

1. *Бесперстов, А. С.* Моделирование пластовых месторождений при помощи ГГИС MICROMINE / А. С. Бесперстов // Горная Промышленность. – 2011. – № 5(99). – С. 90.
2. *Валеева, С. Е.* Влияние модели построения нефтенасыщенных толщин на границе литологического замещения продуктивного пласта на геологические запасы нефти / С. Е. Валеева, Ю. М. Арефьев, А. Г. Баранова // Георесурсы. – 2011. – № 4(40).
3. *Гафуров, Ф. Г.* Почвы Свердловской области [текст] / Ф. Г. Гафуров. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2008. – 396 с.
4. ГОСТ 17.1.5.01-80 Охрана природы (ССОП). Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность (с Изменением N 1). – URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200012787>.
5. Пространственно-временная динамика содержания загрязняющих веществ в коммунальных и смешанных сточных водах Барнаула / Е. Ю. Дрюпина, А. Н. Эйрих, С. С. Эйрих, Т. С. Папина // Известия Алтайского государственного университета. – 2014. – № 3–1(83). – С. 182–187.
6. *Лурье, И. К.* Геоинформационное картографирование / И. К. Лурье. – М. : КДУ, 2008.
7. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М. : Наука, 1975. – 240 с.
8. Техногенные образования как геологическая формация / С. А. Несмеянов, О. А. Воейкова, А. А. Каздым, В. И. Макаров // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2009. – № 5. – С. 387–398.

9. Орлов, В. Г. Основы инженерной гидрологии: учеб. пособие. Направление «Экология и природопользование». Специальность «Геоэкология» / В. Г. Орлов, А. В. Сикан. – СПб. : изд. РГГМУ, 2003. – 187 с.
10. Папина, Т. С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем. Transport and Peculiarities of Heavy Metals Distribution in the Row: Water – Suspended Substance – River Ecosystems Sludge: Аналит. обзор / Т. С. Папина // ГПНТБ СО РАН; ИВЭП СО РАН. – 2001. – № 62. – 58 с.
11. Руководство по определению гидрографических характеристик картометрическим способом. Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 91 с.
12. Сает, Ю. Е. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения поверхностных водотоков химическими элементами / Ю. Е. Сает, Л. Н. Алексинская, Е. П. Янин. – М. : ИМГРЭ, 1982. – 74 с.
13. Геохимические характеристики компонентов окружающей среды водосборов и малых водоемов урбанизированной среды / А. А. Селезнев, А. Д. Рянская, Т. Г. Окунева [и др.] // Геология, география и глобальная энергия. – 2022. – № 3(86). – С. 137–156. – DOI 10.54398/20776322_2022_3_137. – EDN HZTFXJ.
14. Устинов, М. Т. Катенография и эколого-мелиоративная оценка почвенного покрова методом трансект-катен / М. Т. Устинов // Сибирский экологический журнал. – 2001. – Т. 8, № 3. – С. 285–291.
15. Шигапов, И. С. Особенности формирования и развития малых озер урбанизированных территорий (на примере города Казани): дисс. ... канд. геогр. наук: 25.00.36. – Государственный университет по землеустройству, Москва, 2015. – 170 с.
16. Янин, Е. П. Техногенные речные илы (вещественный состав, геохимические особенности, экологическая оценка) / Е. П. Янин. – М. : ВИНТИ, 2013. – 196 с.
17. Quantifying Road dust re-suspension in urban environment by multilinear engine: a comparison with PMF2 / F. Amato, M. Pandolfi, A. Escrig [et al.] // Atmospheric Environment. – 2009. – No. 43. – P. 2770–2780.
18. Estimation of water erosion in abandoned quarries sites using the combination of RUSLE model and geostatistical method / N. Aouichaty, Y. Bouslihim, S. Hilali [et al.] // Scientific African. – 2022. – No. 16. – DOI: 10.1016/j.sciaf.2022.e01153.
19. Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension / J. Chen, W. Wang, H. Liu, L. Ren // Environmental Monitoring and Assessment. – 2012. – No. 184. – P. 1693–1709.
20. Linkages between soil erosion and long-term changes of landscape pattern in a small watershed on the Chinese Loess Plateau, / C. Chen, G. Zhao, Y. Zhang [et al.] // CATENA. – 2023. – Vol. 220, Part A. – DOI: 10.1016/j.catena.2022.106659.
21. A dynamic approach to urban road deposited sediment pollution monitoring (Marylebone Road, London, UK) / C. J. Crosby, M. A. Fullen, C. A. Booth, D. E. Searle // J. of Applied Geophysics. – 2014. – No. 105. – P. 10–20.
22. Ging, S. L. Sensitivity Analysis of the Revised Universal Soil Loss Equation's Rainfall Erosivity Factor (R-Factor) / S. L. Ging, K. Kuok // Test Engineering and Management. – 2019. – No. 83. – P. 6809–6815.
23. Development of topographic factor modeling for application in soil erosion models / A. Hoffmann, M. A. da Silva, M. L. N. Silva [et al.] // Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment, InTechOpen Limited London, 2013.
24. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications / K. N. Irvine, M. F. Perrelli, R. Ngoen-klan, I. G. Droppo // Journal of Soils and Sediments. – 2009. – Vol. 9. – P. 328–341.
25. Knijff, J. Soil Erosion Risk Assessment in Italy / J. Knijff, R. Jones, L. Montanarella // European Soil Bureau. – 2002.

26. A stochastic estimation of sediment production in an urban catchment using the USLE model / É. Lisbôa, C. Blanco, R. Maia, L. Bello // *Hydrological Sciences Journal*. – 2017. – No. 62. – DOI: 10.1080/02626667.2017.1395031.
27. *Michalek, A.* Modeling linkages between erosion and connectivity in an urbanizing landscape / A. Michalek, A. Zarnaghsh, A. Husic // *Science of The Total Environment*. – 2021. – No. 764. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144255.
28. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS / H. Mitsova, J. Hofierka, M. Zlocha, L.R. Iverson // *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* – 1996. – No. 10(5). – P. 629–641. – DOI: 10.1080/02693799608902101.
29. *Moore, I. D.* Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation / Moore I. D., Wilson J. // *Journal of Soil & Water Conservation*. – 1992. – No. 47. – P. 423–428.
30. Identification of particles containing chromium and lead in road dust and soakaway sediment by electron probe microanalyser / M. Murakami, F. Nakajima, H. Furumai, B. Tomiyasu, M. Owari // *Chemosphere*. – 2007. – No. 67(10). – P. 2000–2010.
31. *Erosion Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation* / S. L. Neitsch, J. G. Arnold, J. R. Kiniry, J. R. Williams // Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment, Station: Temple, TX, USA. – 2000. – P. 625.
32. Total and size-fractionated mass of road-deposited sediment in the city of Prince George, British Columbia, Canada: implications for air and water quality in an urban environment / P. N. Owens, K. A. Caley, S. Campbell [et al.] // *J. Soils Sediments*. – 2011. – No. 11(6). – P. 1040–1051.
33. *Rango, A.* Aménagement des bassins versants / A. Rango, H. M. J. Arnoldus // *Cahiers techniques de la FAO*. – 1987. – No. 36.
34. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) / K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies [et al.] // U. S. Department of Agriculture. – 1997. – No. 703. – P. 404.
35. RUSLE: Revised universal soil loss equation / K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, J. I. Porter // *J. of Soil and Water Conservation*. – 1991. – No. 46(1). P. 30–33.
36. *Russell, K. L.* Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds / K. L. Russell, G. J. Vietz, T. D. Fletcher // *Earth Sci. Rev.* – 2017. – No. 168. – P. 73–80.
37. *Seleznev, A. A.* Assessment of Total Amount of Surface Sediment in Urban Environment Using Data on Solid Matter Content in Snow-Dirt Sludge / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // *Environ. Process.* – 2019. – No. 6. – P. 581–595. – DOI: 10.1007/s40710-019-00383-w.
38. Soil erosion risk assessment in an extraction area: Case of abandoned quarries in the Akreuch region (Morocco) / M. Taoufik, I. Loukili, H. EL Hadi, B. Baghdad // *International conference of Moroccan Geomatics (Morgeo)*. – 2020. – P. 1–5. – DOI: 10.1109/Morgeo49228.2020.9121910.
39. *Taylor, K. G.* Sediments in urban river basins: a review of sediment–contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities / K. G. Taylor, P. N. Owens // *J. Soils Sediments*. – 2009. – No. 9. – P. 281–303.
40. *Taylor, K.* Urban environments. In *Environmental Sedimentology* / C. Perry, K. Taylor (eds.). – Wiley–Blackwell: Hoboken, NJ, USA, 2007. – P. 190–222.
41. Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy / D. Varrica, G. Dongarra, G. Sabatino, F. Monna // *Environmental Geology*. – 2003. – No. 44. – P. 222–230.
42. *Williams, J. R.* The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: a case history / J. R. Williams // *Philos. Trans. Roy. Soc. Lond. Series B: Biol. Sci.* – 1990. – No. 329. – P. 421–428.

43. Wischmeier, W. H. Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning / W. H. Wischmeier, D. D. Smith // U. S. Department of Agriculture. – 1978. – No. 537.
44. Yu, B. Rainfall Erosivity Estimation Using Daily Rainfall Amounts for South Australia / B. Yu, C. J. Rosewell // Australian Journal of Soil Research. – 1996. – No. 34. – P. 721–733. – DOI: 10.1071/SR9960721.
45. An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems / Y. Zhang, C. Li, C. C. Trettin, [et al.] // Global Biogeochemical Cycles. – 2002. – Vol. 16. – No. 4. – P. 1061. – DOI 10.1029/2001GB001838.

Сведения об авторах:

Селезнев Андриан Анатольевич, к. геол.-минер. н., доцент кафедры безопасности жизнедеятельности Института фундаментального образования Уральского федерального университета; старший научный сотрудник лаборатории урбанизированной среды ИПЭ УрО РАН. Эл. почта: sandrian@rambler.ru

Малиновский Георгий Петрович, к. биол. н., заместитель директора по научной работе ИПЭ УрО РАН. Эл. почта: georgy@esko.uran.ru,

Шевченко Андрей Викторович, аспирант Уральского федерального университета им. первого Президента России Б. Н. Ельцина, инженер-исследователь лаборатории урбанизированной среды ИПЭ УрО РАН. Эл. почта: av.shev98@gmail.com

Глухов Виталий Сергеевич, аспирант Уральского федерального университета им. первого Президента России Б. Н. Ельцина. Эл. почта: sativ999@gmail.com

ASSESSMENT OF THE SEDIMENT SUPPLY FROM THE CATCHMENT INTO A WATER BODY IN AN URBAN AREA

A. A. Seleznev ^{1,2}, A. V. Shevchenko ^{1,2}, V. S. Gluhov ¹, G. P. Malinovsky ²

¹ Ural Federal University, Ekaterinburg, Russia

² Institute of Industrial Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

An assessment was made for surface sediment supply from the catchment into a water body located in an urban area. The study was carried out on the example of Ekaterinburg (Russia). Two shallow, undrained small water bodies were selected in the city: Chemodanchik and water body in Kharitonovsky Garden. The water bodies are located in different parts of the city, are of anthropogenic origin, and have a recreational function. Field survey and cartographic analysis of watershed territories, determination of bathymetric and morphometric parameters of water bodies, sampling of bottom sediment columns were carried out. The assessment of total amount of the bottom sediments in water bodies was carried out using three-dimensional triangulation model. The RUSLE model was used to estimate the sediment transport from the catchment. The parameters of the RUSLE model were calculated on the basis of the known total amount of bottom sediments (for Chemodanchik 953 t, Kharitonovsky Garden 967 t with the average thickness of bottom sediments in the reservoirs 49 and 31 cm, respectively). The resulting estimates of sedimentation rates in the catchments were as follows: for the Chemodanchik reservoir in the recreation area 0.4 – 3.7, in the forest area 0.001 – 0.4 t/m²/year, for the Kharitonovsky garden 0.3 – 10, in the forest area 0.01 – 0.02, and in the park 0.02 – 2 t/m²/year.

Key words: urban environment; catena; sediment; erosion; bottom sediments; deposition; RUSLE; waterbody.

References

1. *Besperstov, A. S.* Modeling of reservoir deposits with the help of MICROMINE MGIS / A. S. Besperstov // Mining Industry. – 2011. – № 5(99). – P. 90. – EDN ONKGQF.
2. *Valeeva, S. E.* Influence of the model of oil-saturated thicknesses on the boundary of lithological substitution of productive formation on geological reserves of oil / S. E. Valeeva, Y. M. Arefiev, A. G. Baranova // Georesources. – 2011. – № 4(40).
3. *Gafurov F. G.* Soils of Sverdlovsk Oblast [text] / F. G. Gafurov. – Ekaterinburg : Urals University Publishing House, 2008. – 396 p.
4. GOST 17.1.5.01–80 Nature Conservation (SSNP). Hydrosphere. General requirements for sampling bottom sediments from water bodies for pollution analysis (as amended N 1), – URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200012787>.
5. Spatial and temporal dynamics of the content of pollutants in municipal and mixed wastewater in Barnaul / E. Y. Drupina, A. N. Eirikh, S. S. Eirikh, T. S. Papina // Proceedings of Altai State University. – 2014. – № 3(83). – P. 182–187.
6. *Lurie, I. K.* Geoinformation mapping / I. K. Lurie. – M. : BHU, 2008.
7. Methods of studying biogeocenoses of inland water bodies. M. : Science, 1975. – 240 p.
8. Technogenic formations as a geological formation / S. A. Nesmeyanov, O. A. Voyeikova, A. A. Kazdym, V. I. Makarov // Geoecology. Engineering Geology. Hydrogeology. Geocryology. – 2009. – № 5. – P. 387–398.
9. *Orlov, V. G.* Fundamentals of engineering hydrology. Tutorial. Ecology and Nature Management. Specialty "Geoecology" / V. G. Orlov, A. V. Sikan // Saint-Petersburg: publishing house of Russian State Hydrometeorological University, 2003. – 187 p.
10. *Papina, T. S.* Transport and peculiarities of heavy metals distribution in the row: water – suspended substance – river ecosystems sludge: analytical review / T. S. Papina // SPSTL SB RAS; IWEP SB RAS. – 2001. – № 62. – 58 p.
11. Guidelines for Determination of Hydrographic Characteristics by Cartometric Method L. : Gidrometeoizdat, 1986. – 91 p.
12. *Sait, Y. E.* Methodical recommendations on geochemical assessment of pollution of surface watercourses with chemical elements / Y. E. Sait, L. N. Aleksinskaya, E. P. Yanin. M. : IMGCRE, 1982. – 74 p.
13. *Seleznev, A.A.* Geochemical characteristics of environmental components of catchments and small water bodies of urbanized environment / A. A. Seleznev, A. D. Ryanskaya, T. G. Okuneva [et al.] // Geology, Geography and Global Energy. – 2022. – № 3(86). – P. 137–156. – DOI 10.54398/20776322_2022_3_137. – EDN HZTFXJ.
14. *Ustinov, M. T.* Catenography and ecological-meliorative assessment of the soil cover by the transect catenary method / M. T. Ustinov // Siberian Ecological Journal. – 2001. – Vol. 8, № 3. – P. 285–291.
15. *Shigapov I. S.* Features of formation and development of small lakes in urbanized areas (on the example of the city of Kazan): diss. Candidate of Geographical Sciences: 25.00.36. – State University of Land Management, Moscow, 2015. – 170 p.
16. *Yanin, E. P.* Technogenic river silt (material composition, geochemical features, environmental assessment) / E. P. Yanin // Moscow: RISTI, 2013. – 196 p.
17. Quantifying Road dust re-suspension in urban environment by multilinear engine: a comparison with PMF2 / F. Amato, M. Pandolfi, A. Escrig, [et al.] // Atmospheric Environment. – 2009. – No. 43. – P. 2770–2780.
18. Estimation of water erosion in abandoned quarries sites using the combination of RUSLE model and geostatistical method / N. Aouichaty, Y. Bouslihim, S. Hilali, [et al.] // Scientific African. – 2022. – No. 16. – DOI: 10.1016/j.sciaf.2022.e01153.
19. Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension / J. Chen, W. Wang, H. Liu, L. Ren // Environmental Monitoring and Assessment. – 2012. – No. 184. – P. 1693–1709.

20. Linkages between soil erosion and long-term changes of landscape pattern in a small watershed on the Chinese Loess Plateau, / C. Chen, G. Zhao, Y. Zhang [et al.] // CATENA. – 2023. – Vol. 220, Part A. – DOI: 10.1016/j.catena.2022.106659.
21. A dynamic approach to urban road deposited sediment pollution monitoring (Marylebone Road, London, UK) / C. J. Crosby, M. A. Fullen, C. A. Booth, D. E. Searle // J. of Applied Geophysics. – 2014. – No. 105. – P. 10–20.
22. *Ging, S. L.* Sensitivity Analysis of the Revised Universal Soil Loss Equation's Rainfall Erosivity Factor (R-Factor) / S. L. Ging, K. Kuok // Test Engineering and Management. – 2019. – No. 83. – P. 6809–6815.
23. Development of topographic factor modeling for application in soil erosion models / A. Hoffmann, M. A. da Silva, M. L. N. Silva [et al.] // Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment, InTechOpen Limited London, 2013.
24. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications / K. N. Irvine, M. F. Perrelli, R. Ngoen-klan, I. G. Droppo // J. of Soils and Sediments. – 2009. – Vol. 9. – P. 328–341.
25. *Knijff, J.* Soil Erosion Risk Assessment in Italy / J. Knijff, R. Jones, L. Montanarella // European Soil Bureau. – 2002.
26. A stochastic estimation of sediment production in an urban catchment using the USLE model / É. Lisbôa, C. Blanco, R. Maia, L. Bello // Hydrological Sciences Journal. – 2017. – No. 62. – DOI: 10.1080/02626667.2017.1395031.
27. *Michalek, A.* Modeling linkages between erosion and connectivity in an urbanizing landscape / A. Michalek, A. Zarnaghsh, A. Husic // Science of The Total Environment. – 2021. – No. 764. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144255.
28. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS / H. Mitsova, J. Hofierka, M. Zlocha, L.R. Iverson // Int. J. Geogr. Inf. Syst. – 1996. – No. 10(5). – P. 629–641. – DOI: 10.1080/02693799608902101.
29. *Moore, I. D.* Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation / Moore I. D., Wilson J. // Journal of Soil & Water Conservation. – 1992. – No. 47. – P. 423–428.
30. Identification of particles containing chromium and lead in road dust and soakaway sediment by electron probe microanalyser / M. Murakami, F. Nakajima, H. Furumai, [et al.] // Chemosphere. – 2007. – No. 67(10). – P. 2000–2010.
31. Erosion Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation / S. L. Neitsch, J. G. Arnold, J. R. Kiniry, J. R. Williams // Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment, Station: Temple, TX, USA, 2000. – P. 625.
32. Total and size-fractionated mass of road-deposited sediment in the city of Prince George, British Columbia, Canada: implications for air and water quality in an urban environment / P. N. Owens, K. A. Caley, S. Campbell, [et al.] // J. Soils Sediments. – 2011. – No. 11(6). – P. 1040–1051.
33. *Rango, A.* Aménagement des bassins versants / A. Rango, H. M. J. Arnoldus // Cahiers techniques de la FAO. – 1987. – No. 36.
34. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) / K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, [et al.] // U. S. Department of Agriculture. – 1997. – No. 703. – P. 404.
35. RUSLE: Revised universal soil loss equation / K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, J. I. Porter // J. of Soil and Water Conservation. – 1991. – No. 46(1). P. 30–33.
36. *Russell, K. L.* Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds / K. L. Russell, G. J. Vietz, T. D. Fletcher // Earth Sci. Rev. – 2017. – No. 168. – P. 73–80.
37. *Seleznev, A. A.* Assessment of Total Amount of Surface Sediment in Urban Environment Using Data on Solid Matter Content in Snow-Dirt Sludge / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko,

- G. P. Malinovsky // Environ. Process. – 2019. – No. 6. – P. 581–595. – DOI: 10.1007/s40710-019-00383-w.
38. Soil erosion risk assessment in an extraction area: Case of abandoned quarries in the Akreuch region (Morocco) / M. Taoufik, I. Loukili, H. EL Hadi, B. Baghdad // International conference of Moroccan Geomatics (Morgeo). – 2020. – P. 1–5. – DOI: 10.1109/Morgeo49228.2020.9121910.
39. Taylor, K. G. Sediments in urban river basins: a review of sediment–contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities / K. G. Taylor, P. N. Owens // J. Soils Sediments. – 2009. – No. 9. – P. 281–303.
40. Taylor, K. Urban environments. In Environmental Sedimentology / C. Perry, K. Taylor (eds.). – Wiley–Blackwell: Hoboken, NJ, USA, 2007. – P. 190–222.
41. Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy / D. Varrica, G. Dongarra, G. Sabatino, F. Monna // Environmental Geology. – 2003. – No. 44. – P. 222 – 230.
42. Williams, J. R. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: a case history / J. R. Williams // Philos. Trans. Roy. Soc. Lond. Series B: Biol. Sci. – 1990. – No. 329. – P. 421 – 428.
43. Wischmeier, W. H. Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning / W. H. Wischmeier, D. D. Smith // U. S. Department of Agriculture. – 1978. – No. 537.
44. Yu, B. Rainfall Erosivity Estimation Using Daily Rainfall Amounts for South Australia / B. Yu, C. J. Rosewell // Australian Journal of Soil Research. – 1996. – No. 34. – P. 721–733. – DOI: 10.1071/SR9960721.
45. An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems / Y. Zhang, C. Li, C. C. Trettin, H. Li, G. Sun // Global Biogeochemical Cycles. – 2002. – Vol. 16. – No. 4. – P. 1061. – DOI:10.1029/2001GB001838.

ПРОСТРАНСТВЕННЫЕ И ВРЕМЕННЫЕ ВАРИАЦИИ КОНЦЕНТРАЦИИ CH₄ В ПРИЗЕМНОМ АТМОСФЕРНОМ СЛОЕ ТЕРРИТОРИИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ НА ОСНОВЕ БАЗЫ ДАННЫХ CAMS

С. К. Джолумбетов, Ю. И. Маркелов

Институт промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия

На основе базы данных реанализа CAMS были исследованы пространственные и временные вариации концентрации CH₄ вблизи поверхности на территории РФ за период 2009–2019 гг. В работе также оцениваются влияния на изменение концентрации метана следующих параметров: антропогенные выбросы; температура и влажность почвы; атмосферные осадки; выбросы в результате пожаров; скорость ветра; биогенные выбросы; высота приземного слоя атмосферы. Высокое содержание метана и антропогенных выбросов в основном располагается в юго-западной части РФ, а также на территории Среднего Урала и Южной Сибири. Во всех федеральных округах, за исключением УрФО, для антропогенных выбросов наблюдается положительный тренд. Максимальный прирост концентрации CH₄ получен для ПФО на 98 ppb со среднегодовой скоростью 9,75 ppb/год. Предполагается, что такой рост в большей степени обусловлен антропогенными выбросами. Было выявлено, что мощные пожары на территории ДФО, СФО и УрФО как напрямую, так и косвенно влияют на увеличение концентрации метана. Для ДФО обнаружена средняя положительная связь с горизонтальной скоростью ветра. Биогенные выбросы являются ключевым фактором, влияющим на изменение содержания CH₄, для ЦФО, а также СКФО и ЮФО, которые обусловлены увеличением температуры и влажности почвы, соответственно. Таким образом, можно предположить, что на территории РФ за период 2009–2019 гг. наибольший вклад в процесс увеличения концентрации метана вносят природные источники, такие как пожары и почвенная эмиссия, однако в отдельных случаях увеличение связано с антропогенными выбросами.

Ключевые слова: парниковые газы; концентрация CH₄; реанализ; база данных CAMS; таяние многолетних мерзлых грунтов; биогенные и антропогенные выбросы.

1. Введение

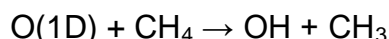
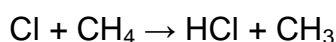
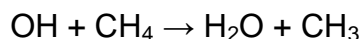
После начала индустриальной эры глобальное значение концентрации CH₄ увеличилось с 722 ppb в 1750 г. до 1877 ppb в 2019-м и продолжает расти со средней скоростью за последние десять лет – 7,3 ppb/год [1]. Доля влияния метана на радиационный форсинг в атмосфере составляет около 16 %, что намного меньше значения для CO₂ (около 82 %). Однако значение сечения поглощения теплового излучения для метана в 20–25 раз больше, чем для углекислого газа [2].

Таким образом, резкое увеличение концентрации CH_4 в атмосфере может привести к значительному усилению парникового эффекта, что в свою очередь может отразиться на изменении климата. Следовательно, важно получать полную и точную информацию о содержании метана в атмосфере, которое определяется интенсивностью его источников и стоков. Химическим путем метан в атмосфере не образуется, поэтому его поступление в атмосферу полностью определяется потоками с земной поверхности [3]. По своему происхождению метан делят на несколько групп [4–6]:

- биогенный и абиогенный (возникает в результате химической трансформации органического и неорганического вещества соответственно);
- бактериальный (образуется в результате деятельности бактерий);
- термогенный (возникает при химической трансформации в условиях высоких температуры и давления);
- пирогенный (образуется при горении органики неископаемого происхождения).

По некоторым оценкам, основная часть метана образуется в результате процессов с участием анаэробных метаногенных бактерий, которые разлагают органическое вещество в донных отложениях болот и других водоемов, в желудках животных, а также на свалках отходов [3, 6]. Помимо этого, источники метана делят на естественные (природного происхождения) и антропогенные (образовавшиеся в ходе деятельности человека). К естественным источникам относятся: заболоченные территории; моря, океаны и озера; насекомые; жвачные животные; пожары; метангидраты; многолетние мерзлые грунты. К антропогенным источникам относятся: сжигание биомассы и ископаемого топлива; добыча угля, нефти и переработка газа; сельское хозяйство; обращение с твердыми отходами [2, 5, 6].

Удаление метана из атмосферы происходит в основном за счет химических реакций с гидроксил-радикалом (OH), атомарным хлором (Cl) и возбужденным атомарным кислородом O(1D) [2, 4, 6]. Ниже представлены соответствующие реакции:



Интенсивность стока метана в тропосфере в большей степени обусловлена взаимодействием с OH, поскольку высокие содержания Cl и O(1D) находятся в верхних слоях атмосферы. За счет химической реакции с OH из атмосферы удаляется примерно 90 % метана [6].

На сегодняшний день практикуется два метода оценки источников и стоков метана: снизу вверх (bottom-up) и сверху вниз (top-down). Значения эмиссии метана, полученные этими методами, заметно разнятся между собой и имеют высокую неопределенность [2, 6]. Однако стоит отметить, что в обоих случаях заболоченные территории и влажные почвы, а также сельское хозяйство являются доминирующими для естественных и антропогенных источников, составляя соответственно около 80 и 60 % [6]. Считается, что положительная обратная связь между климатом и метаном обусловлена в основном за счет ускоренного метаногенеза, поэтому биогенные выбросы являются основным фактором в формировании такой обратной связи, в то время как лесные пожары и термогенные выбросы считаются вторичными [7]. Данный факт согласуется с тем, что в последние годы наблюдается уменьшение показателя $\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4}$ (соотношение

изотопов углерода ¹³C/¹²C в метане), которое связывают с увеличением интенсивности эмиссии заболоченных территорий и сельского хозяйства [6, 8]. Также эту тенденцию можно объяснить возможным уменьшением выбросов в результате пожаров, поскольку при горении биомассы образуются тяжелые изотопы [8,9].

По оценкам [10] на 2019 г., эмиссии метана с заболоченных территорий составляют 180 ± 10 Тг CH₄/год, эмиссии сельскохозяйственной деятельности и отходов, а также эмиссии, связанные с использованием ископаемого топлива, составляют 263 ± 24 Тг CH₄/год и 82 ± 12 Тг CH₄/год соответственно. В топ-5 стран-эмитентов входят Бразилия, Китай, Индия, Россия и США, а их общее значение эмиссии составляет половину от глобальных антропогенных выбросов. Поскольку время жизни метана в атмосфере находится в диапазоне 8–12 лет, то есть вероятность получить быстрый отклик на снижение антропогенных выбросов. На сегодняшний день для полного понимания содержания метана в атмосфере и его влияния на климат активно используются наземные и спутниковые измерения, а также результаты моделирования (реанализ). Плюсы и минусы этих методов кратко рассмотрены в работе [11].

В настоящей работе представлены пространственные и временные вариации концентрации CH₄, полученные на основе данных реанализа службы мониторинга атмосферы Коперник (Copernicus Atmosphere Monitoring Service – CAMS; <https://ads.atmosphere.copernicus.eu/>) вблизи поверхности на территории Российской Федерации (РФ) за 2009–2019 гг. Для выявления качества полученных данных результаты реанализа сравнивались с наземными измерениями. Помимо этого, в работе рассмотрены межгодовая и сезонная изменчивость концентрации CH₄, а также факторы, которые напрямую или косвенно могут влиять на ее изменение: антропогенные выбросы; температура и влажность почвы; атмосферные осадки; выбросы в результате пожаров; скорость ветра; биогенные выбросы; высота приземного слоя атмосферы.

2. Материалы и методы

2.1. Концентрация CH₄

В работе используются значения концентрации метана, полученные в результате реанализа [12]. База данных CAMS формируется и производится с использованием ассимиляции данных методом 4DVar в интегрированной системе прогнозирования CY42R1. Система инверсии, которая генерирует продукт глобальной атмосферной инверсии, называется PYVAR [13]. Для выявления особенностей пространственных и временных вариаций использовались среднесуточные значения концентрации CH₄ вблизи поверхности версии 19r1s с пространственным разрешением 3° по долготе и 2° по широте. Для выбранной версии в качестве исходных параметров реанализа использовались как наземные, так и спутниковые измерения. Также рассматривались среднемесячные значения концентрации CH₄ во всем столбе атмосферы с пространственным разрешением 0,75°. Содержание метана в атмосфере исследовалось на территории РФ за 2009–2019 гг., однако для концентрации CH₄ в столбе атмосферы данные доступны лишь до 2018 г. Помимо этого, территория РФ была разделена на восемь частей: Центральный федеральный округ (ЦФО), Южный федеральный округ (ЮФО), Северо-Кавказский федеральный округ (СКФО), Северо-Западный федеральный округ (СЗФО), Уральский федеральный округ (УрФО), Приволжский федеральный округ (ПФО), Сибирский федеральный округ (СФО) и Дальневосточный федеральный округ (ДФО).

Для извлечения необходимой информации использовалось программное обеспечение Panoply 4.10.10 и R 4.0.0. Визуализация полученных результатов проводилась в программе QGIS 3.12.2. Для оценки точности полученных данных результаты реанализа сравниваются с наземными пунктами мониторинга Тикси (71,586°; 128,918°), Териберка (69,199°; 35,099°) и Екатеринбурга (56,85°; 60,65°). Первые две станции имеют региональный статус глобальной службы атмосферы (Global Atmosphere Watch – GAW; <https://community.wmo.int/activityareas/gaw>) и их измерения хранятся в Мировом центре данных по парниковым газам (the World Data Centre for Greenhouse Gases – WDCGG, Япония; <https://gaw.kishou.go.jp/>). Пункт мониторинга в Екатеринбурге расположен на территории Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук (ИПЭ УрО РАН). Непрерывные измерения проводятся на базе газоанализатора Picarro G2401.

2.2. Антропогенные выбросы CH₄

Основным глобальным антропогенным источником метана является сельское хозяйство: животноводство, рисовые поля и твердые отходы [10, 14]. В работе [8] обнаружено значительное увеличение антропогенных выбросов метана над Южной Азией, тропической Африкой и Бразилией, что совпадает с быстрорастущим поголовьем скота в этих регионах, в то время как в США, Европе и России не было обнаружено существенной тенденции антропогенных выбросов с высокими темпами производства или использования ископаемого метана. База данных о выбросах для глобального и атмосферного исследования (Emissions Database for Global Atmospheric Research – EDGAR; <https://edgar.jrc.ec.europa.eu/>) предоставляет информацию об антропогенных выбросах парниковых газов (ПГ) в виде временных рядов и карт с пространственным распределением [15]. Помимо этого, представлены данные о выбросах по виду деятельности человека (энергетика, нефтяная промышленность, сельскохозяйственная деятельность и т. д.). В работе используются среднегодовые значения суммарных выбросов CH₄ из EDGARv6.0 с пространственным разрешением 0,1°. Однако данные доступны лишь до 2018 г.

2.3. Выбросы углерода в результате пожаров

Считается, что образование метана в результате пожаров вносит незначительный вклад в общее значение глобальной эмиссии [7, 10, 14]. Однако в региональном масштабе пожары могут являться мощными источниками ПГ и вносить значительные изменения в динамику их концентрации [11]. Глобальная база данных по выбросам пожаров (Global Fire Emission Database – GFED; <https://www.globalfiredata.org/>) объединяет спутниковую информацию о пожарной активности и продуктивности растительности, чтобы оценить площади выгорания и выбросы от пожаров. GFED предоставляет как общее значение выбросов углерода, так и по вкладам различных типов пожара: пожары саванны, лугов и кустарников; бореальные лесные пожары; умеренные лесные пожары; торфяные пожары; сжигание сельскохозяйственных отходов. В работе используются среднемесячные значения общих выбросов углерода GFEDv4 с пространственным разрешением 0,25°. Рассматриваются значения с марта по октябрь, так как для территории РФ пожары наблюдаются только в эти месяцы.

2.4. Биогенные выбросы CH₄

К основным биогенным выбросам относятся как естественные, так и антропогенные источники метана: водно-болотные угодья; насекомые (термиты); рисовые поля; животноводство; твердые бытовые отходы [14]. Их общее значение эмиссии на 2016 г. составляет 302–665 Тг CH₄/год. Заболоченные территории и животноводство вносят наибольший вклад в общую эмиссию биогенных выбросов и

в совокупности составляют порядка 60 % [10, 14]. В работе [16] было показано, что именно заболоченные территории преобладают в межгодовом изменении концентрации метана. Помимо информации о концентрации ПГ в атмосфере, CAMS предоставляет кадастры данных о выбросах антропогенного и природного происхождения. Эти кадастры основаны на сочетании существующих наборов данных и новой информации, описывающей антропогенные выбросы от использования ископаемого топлива на суше, судоходстве и авиации, а также естественные выбросы от растительности, почвы, океана и термитов [17]. В работе используются среднемесячные значения биогенных выбросов метана CAMS-GLOB-BIO_v3.1 с пространственным разрешением 0,25°.

2.5. Влажность почвы и атмосферные осадки

Удаление метана из атмосферы с помощью осадков не происходит вследствие его малой растворимости в воде [6]. Однако большое количество атмосферных осадков может привести к увеличению площади влажных почв, которые являются источником метана [2]. Интенсивность такого источника напрямую зависит от влажности почвы и увеличивается (уменьшается) при ее росте (спаде). Глобальная система ассимиляции данных о суше (the Global Land Data Assimilation System – GLDAS; <https://ldas.gsfc.nasa.gov/gldas>) предоставляет данные о состоянии поверхности земли и потоков, используя передовые методы моделирования и ассимиляцию спутниковых и наземных измерений [18]. Результаты расчета доступны в центре данных и информационных услуг Годдарда по наукам о Земле (Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center – GES DISC; <https://disc.gsfc.nasa.gov/>). В работе используются данные GLDAS-2 v2.1 среднемесячных значений атмосферных осадков и влажности почвы на глубине 0–200 см с пространственным разрешением 0,25° [19].

2.6. Температура почвы, скорость ветра и высота приземного слоя атмосферы

Основная часть метана образуется в результате процессов с участием анаэробных метаногенных бактерий, которые разлагают органическое вещество [3,6]. Метаболическая активность и репродуктивная способность этих микроорганизмов находится в функциональной зависимости от температуры [20]. Таким образом, интенсивность эмиссии метана из влажных почв увеличивается (уменьшается) при увеличении (уменьшении) температуры почвы [2]. При увеличении температуры почвы выше чем на 2 °C происходит уменьшение влажности почвы, что в свою очередь уменьшает эмиссию метана [21]. Еще одним фактором, влияющим на изменение содержания ПГ в атмосфере, является скорость и направление ветра. Их связь с концентрацией ПГ позволяет оценить влияние местных или региональных источников, а также дальний перенос [22]. Помимо этого, высота пограничного слоя атмосферы (ПСА) также является важной характеристикой, поскольку метан имеет большую скорость перемешивания в атмосфере (1 месяц) в сравнении со временем жизни [2, 4–6]. Реанализ современной эры для исследования и приложений, вторая версия (Modern Era Reanalysis for Research and Applications – MERRA-2; gmao.gsfc.nasa.gov/reanalysis/MERRA-2) использует ассимиляцию спутниковых и наземных измерений и предоставляет большой перечень метеорологических параметров. Данные MERRA-2 доступны в GES-DISC. В работе используются среднемесячные значения температуры почвы на глубине 0–150 см, горизонтальной скорости ветра вблизи поверхности и высоты пограничного слоя атмосферы с пространственным разрешением 0,5° x 0,625° [23].

3. Результаты и обсуждения

3.1. Сравнение наземных измерений с данными реанализа

На рис. 1 представлена диаграмма рассеяния среднемесячных значений концентрации CH_4 для наземных пунктов мониторинга в Екатеринбурге, Тикси, Териберке и результатов реанализа CAMS. В круглых скобках указаны значения коэффициента корреляции r . Исходя из полученных результатов, можно заметить, что для Екатеринбурга и Тикси наблюдается наибольший разброс, а значения реанализа чуть занижены в сравнении с наземными измерениями. Среднее значение концентрации CH_4 по всей выборке для реанализа завышают наземные измерения для Териберки на 0,04 % и занижают на 0,49 и 0,62 % для Екатеринбурга и Тикси соответственно. В целом можно сделать вывод, что данные реанализа хорошо воспроизводят наземные измерения концентрации CH_4 и могут быть использованы для дальнейшего исследования.

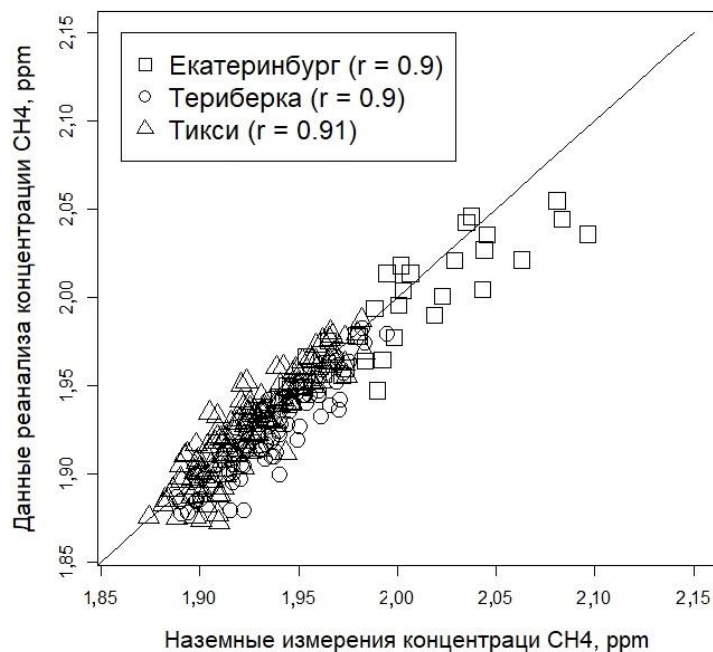


Рис. 1. Сравнение наземных измерений с реанализом

3.2. Пространственное распределение

На рис. 2, 3 представлены пространственные распределения средних значений исследуемых параметров за 2009–2019 гг. На рис. 4, 5 приведены пространственные распределения их среднегодового прироста. Прирост за год рассчитывался как среднее разниц среднегодовых значений. Высокое содержание метана вблизи поверхности и в столбе атмосферы располагается в юго-западной части страны, а также на территории Среднего Урала и Южной Сибири. Помимо этого, наблюдаются локальные области с повышенным значением концентрации метана у поверхности вблизи таких городов, как Москва, Самара, Сургут, Новосибирск, Новокузнецк, Иркутск, Владивосток, Хабаровск и Магадан. Полученный результат согласуется с пространственным распределением антропогенных выбросов, так как на данных территориях располагается скопление мощных антропогенных источников. В этой же области наблюдаются высокие значения биогенных выбросов, для которых характерно уменьшение в сторону северных широт. Похожая картина наблюдается для распределения температуры почвы и согласуется с полученными результатами, поскольку интенсивность эмиссии метана из почвы имеет прямую зависимость от температуры [2,20,21].

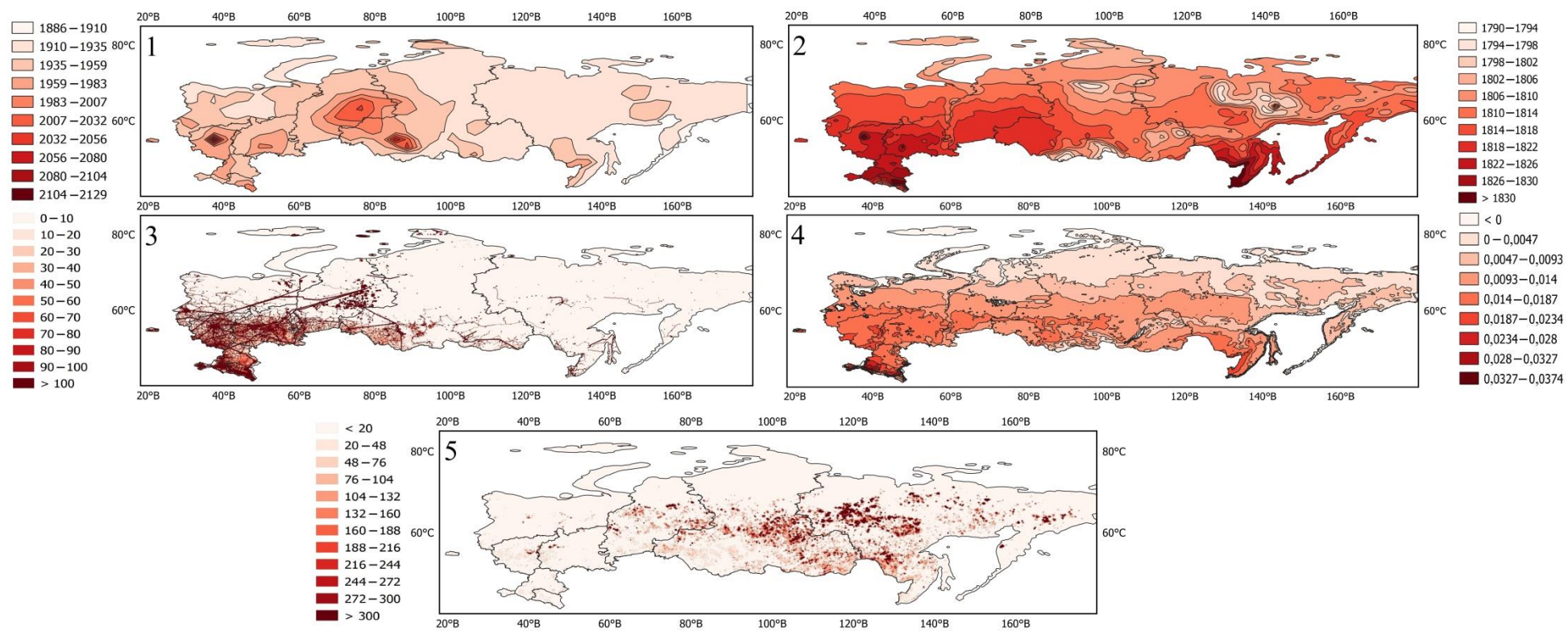


Рис. 2. Пространственные распределения средних значений за 2009–2019 гг. следующих параметров: 1 – концентрация CH₄ вблизи поверхности, ppb (2° x 3°); 2 – концентрация CH₄ в столбе атмосферы, ppb (0,75° x 0,75°); 3 – антропогенные выбросы CH₄, т (0,1° x 0,1°); 4 – биогенные выбросы CH₄, 10⁻¹⁵·кг/(м²·с) (0,25° x 0,25°); 5 – выбросы углерода в результате пожаров, г/(м²·мес) (0,25° x 0,25°)

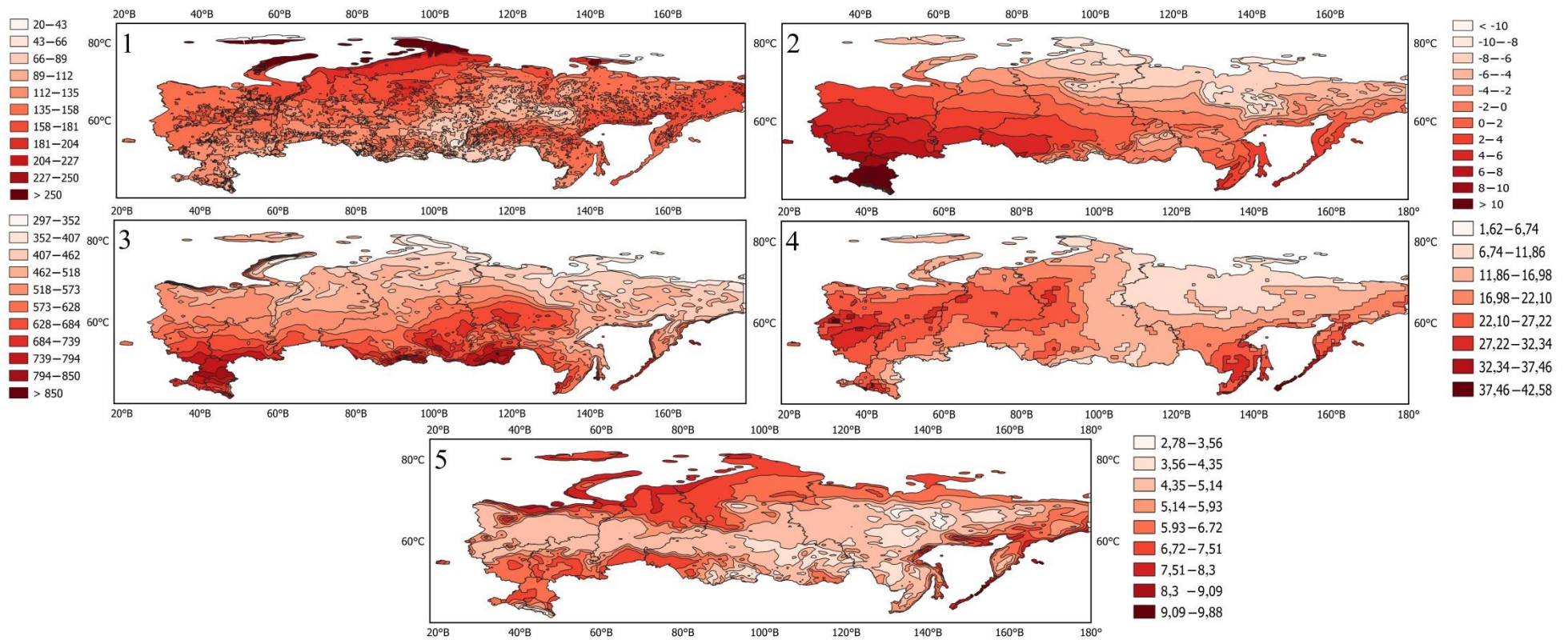


Рис. 3. Пространственные распределения средних значений за 2009–2019 гг. следующих параметров: 1 – влажность почвы на глубине 0 – 200 см, $\text{кг}/\text{м}^2$ ($0,25^{\circ} \times 0,25^{\circ}$); 2 – температура почвы на глубине 0–150 см, $^{\circ}\text{C}$ ($0,5^{\circ} \times 0,625^{\circ}$); 3 – высота ПСА, м ($0,5^{\circ} \times 0,625^{\circ}$); 4 – атмосферные осадки, $10^{-5} \cdot \text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ ($0,25^{\circ} \times 0,25^{\circ}$); 5 – скорость ветра близ поверхности (горизонтальная составляющая), м/с ($0,5^{\circ} \times 0,625^{\circ}$)

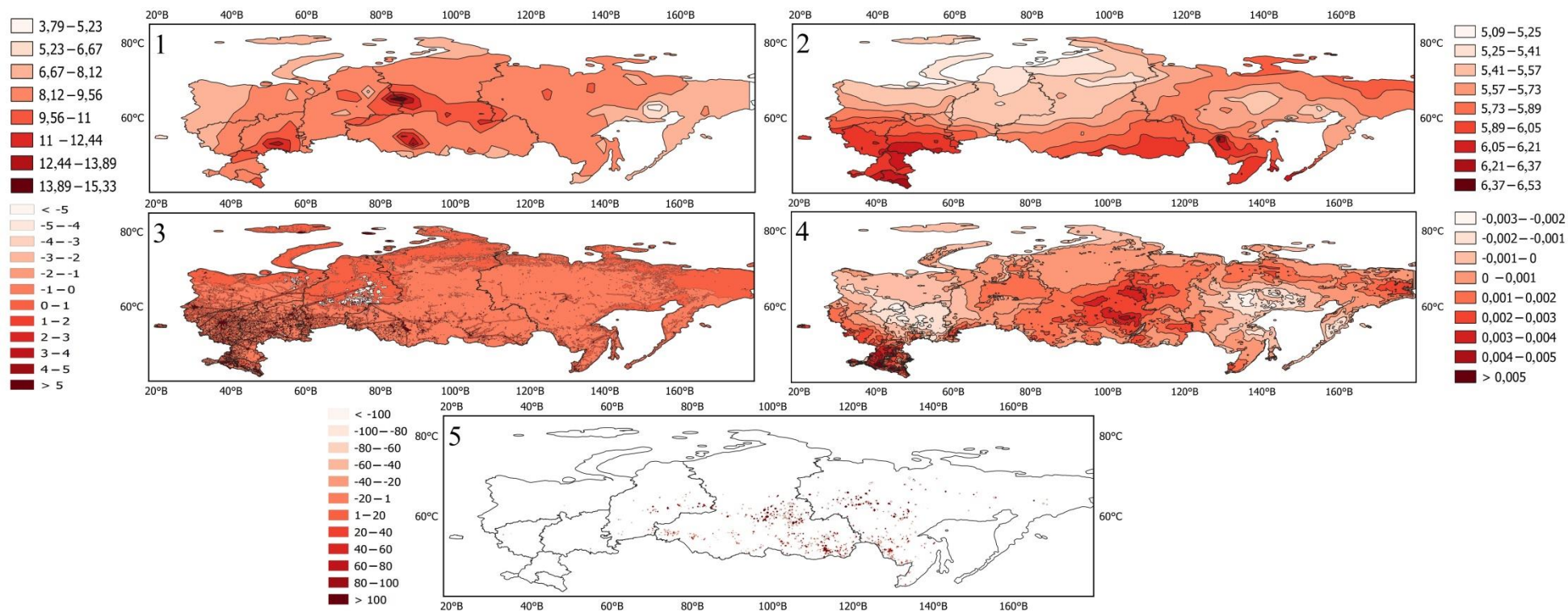


Рис. 4. Пространственные распределения среднегодового прироста за 2009–2019 гг. следующих параметров 1 – концентрация CH₄ вблизи поверхности, ppb/год (2° x 3°); 2 – концентрация CH₄ в столбе атмосферы, ppb/год (0,75° x 0,75°); 3 – антропогенные выбросы CH₄, тонны/год (0,1° x 0,1°); 4 – биогенные выбросы CH₄, 10⁻¹⁵ кг/(м²·с·год) (0,25° x 0,25°); 5 – выбросы углерода в результате пожаров, гC/(м²·мес·год) (0,25° x 0,25°)

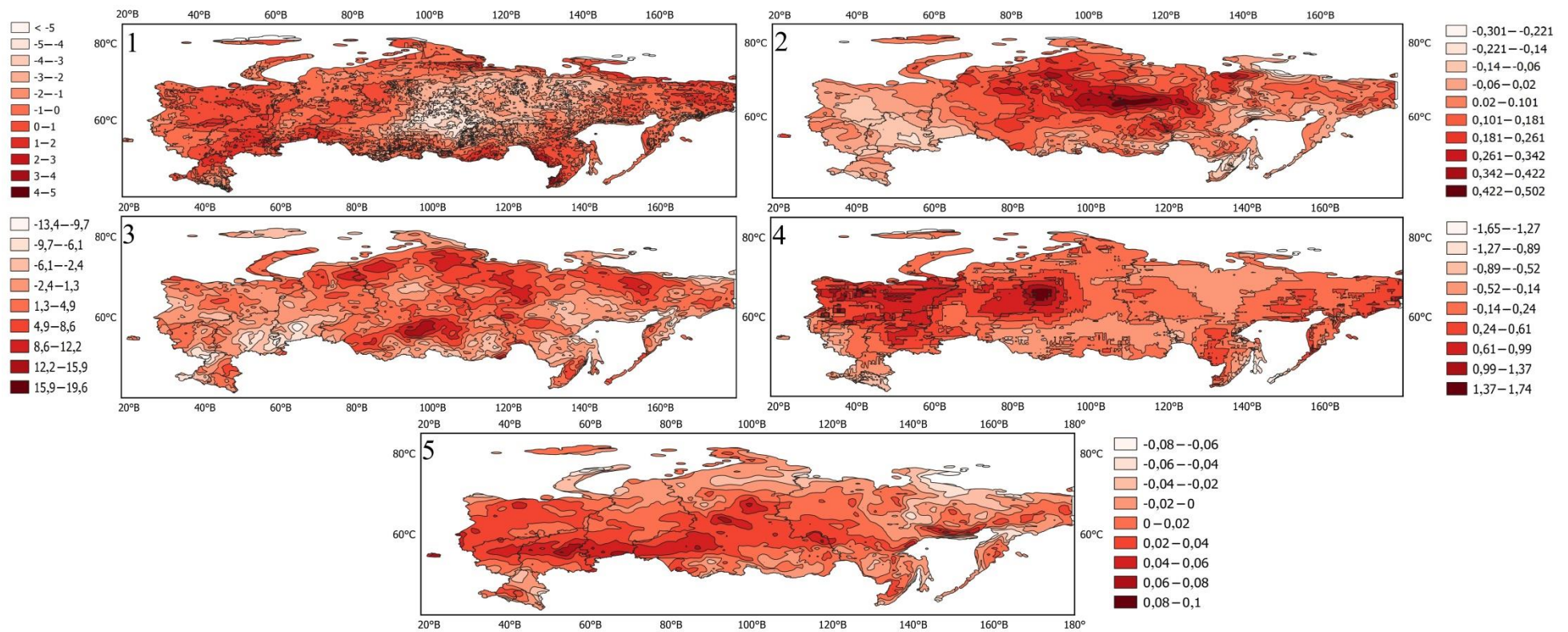


Рис.5. Пространственные распределения среднегодового прироста за 2009–2019 гг. следующих параметров: 1 – влажность почвы на глубине 0 – 200 см, кг/(м²·год) (0,25° x 0,25°); 2 – температура почвы на глубине 0–150 см, °C/год (0,5° x 0,625°); 3 – высота ПСА, м/год (0,5° x 0,625°); 4 – атмосферные осадки, 10⁻⁵·кг/(м²·с·год) (0,25° x 0,25°); 5 – скорость ветра близ поверхности (горизонтальная составляющая), м/(с·год) (0,5° x 0,625°)

Стоит отметить, что большое количество атмосферных осадков наблюдается в области высоких значений концентрации метана. Однако распределение влажности почвы показало, что максимальные значения располагаются преимущественно в более высоких широтах, а минимальные в юго-восточной и западной частях СФО и ДФО соответственно. Именно на этих территориях находится большое количество мощных пожаров, значение эмиссии которых превышает $300 \text{ гС}/(\text{м}^2 \cdot \text{мес})$, а также их прирост за год.

Здесь же наблюдается максимальное среднегодовое увеличение температуры почвы, в то время как влажность почвы имеет минимальный прирост. Таким образом, можно сделать вывод, что большое количество мощных пожаров на данной территории приводит к увеличению температуры почвы, тем самым уменьшая ее влажность. Уменьшение влажности почвы должно было привести к уменьшению эмиссии метана [2, 21]. Однако на данной территории наблюдаются высокие значения прироста концентрации CH_4 за год, достигая 11–14 ppb/год, что говорит о дополнительных источниках, приводящих к росту концентрации метана. СФО и ДФО имеют большие площади многолетних мерзлых грунтов, в результате деградации которых высвобождается накопленный органический углерод в виде CO_2 и CH_4 . Увеличение температуры почвы приводит к таянию верхних мерзлых грунтов, что в свою очередь увеличивает высоту активного слоя, в котором микроорганизмы разлагают органическое вещество, выделяя CO_2 и CH_4 [24]. Данное предположение согласуется с результатами пространственного распределения прироста биогенных выбросов, максимальные значения которых наблюдаются именно на этой территории. Аналогичная картина наблюдается на границе УрФО и СФО, вблизи городов Янов Стан и Красноселькуп, за исключением того, что здесь также получены высокие значения среднегодового роста атмосферных осадков и влажности почвы. Пространственное распределение прироста антропогенных выбросов на данной территории имеет минимальные значения. Однако вблизи Самары, Новосибирска и Новокузнецка, где наблюдаются высокие значения прироста концентрации метана, располагается большое количество антропогенных источников со среднегодовым увеличением, превышающим 5 т/год. Из полученных результатов можно предположить, что высокое содержание метана в атмосфере обусловлено антропогенными источниками. Однако наибольший вклад в изменение концентрации за 2009–2019 гг. вносят природные источники, такие как пожары и деградация мерзлых грунтов. В отдельных случаях это обусловлено увеличением влажности и температуры почвы.

3.3. Временные вариации

На рис. 6 показана динамика среднемесячных значений концентрации CH_4 вблизи поверхности. За исследуемый период на территории РФ содержание метана увеличилось на 86 ppb: с 1904 (2009 г.) до 1990 ppb (2019 г.) со среднегодовой скоростью изменения 8,63 ppb/год, что превышает значение глобального прироста – 7,3 ppb/год [1]. Если рассматривать федеральные округа, то наибольшее изменение произошло в ПФО – на 98 ppb со среднегодовым приростом 9,75 ppb/год. На данной территории были замечены высокое содержание метана и прирост за год с максимумом возле г. Самары. Наименьшее изменение за исследуемый период наблюдается для СЗФО и ЦФО – на 79 и 82 ppb, а их среднегодовой прирост равен 7,95 и 8,15 ppb/год соответственно. Анализ сезонной изменчивости концентрации CH_4 показал, что максимальные значения достигаются в зимнее время (декабрь, февраль), исключением являются ДФО и УрФО, для них максимумы наблюдаются

в октябре и июле соответственно. Причем летний максимум для УрФО по значению превосходит максимумы остальных округов в зимнее время, что говорит о значительном превышении эмиссии над стоком. Также стоит отметить, что у всех федеральных округов, за исключением ДФО, в феврале наблюдается локальный максимум с последующим снижением до минимума, который приходится на июнь, кроме СФО и УрФО, для них он наблюдается в мае.

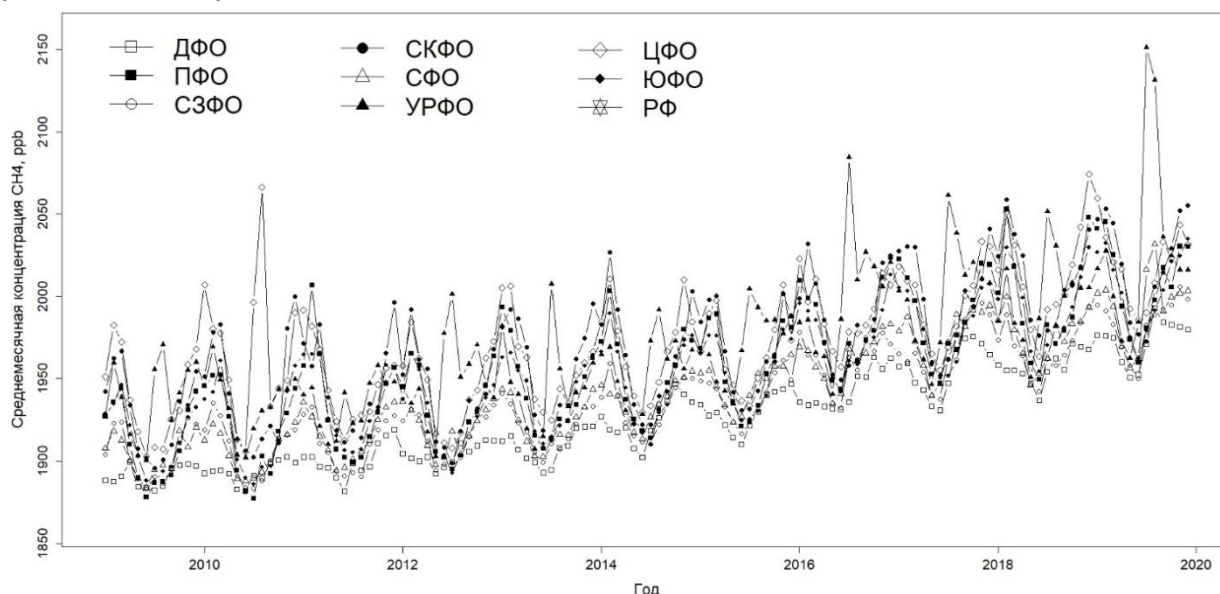


Рис. 6. Среднемесячные значения концентрации CH_4 вблизи поверхности на территории РФ

Была также рассмотрена межгодовая изменчивость концентрации метана и всех исследуемых параметров. На рис. 7 представлена динамика среднегодовых изменений всех параметров. На графике изменения среднегодовых значений концентрации CH_4 в столбе атмосферы имеются два четко выраженных максимума в 2012 и 2016 гг. для всех федеральных округов с приростом до 15 ppb/год. Для концентрации вблизи поверхности в 2016 г. наблюдается похожее изменение, однако в 2012 г. для многих федеральных округов произошло уменьшение, исключением является УрФО. Кроме того, в УрФО в 2016 и 2019 гг. среднегодовое изменение имеет максимальные значения и достигает 28–29 ppb, а значение амплитуды составляет 144 и 189 ppb соответственно. Было выявлено, что максимальное увеличение концентрации метана в 2016 г. произошло в июле и достигло 80 ppb, а в 2019 г. – 100 ppb в июле и августе.

Кроме концентрации CH_4 вблизи поверхности на территории УрФО в 2016 г., резкое увеличение также произошло для выбросов углерода в результате пожаров, температуры почвы и биогенных выбросов. Для всех параметров максимальное изменение наблюдается также в июле и составляет 321 $\text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{мес})$, 2,5 °C и $2 \cdot 10^{-17}$ $\text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$ соответственно. Стоит отметить, что для атмосферных осадков, влажности почвы и скорости ветра произошло уменьшение среднегодового значения. На территории УрФО, в Ханты-Мансийском автономном округе, находится высокое содержание органического углерода в почве на глубине 0–300 см и составляет порядка 400 $\text{кг}/\text{м}^2$, что почти в два раза больше, чем для территорий СФО и ДФО [11]. Анализ пространственного распределения среднегодовых изменений концентрации метана показал, что увеличение в 2016 г. происходило именно на данной территории. Таким образом, в июле 2016 г. в УрФО наблюдались засушливые условия с минимальным количеством осадков, которые привели к образованию большого количества мощных пожаров, вызвавших увеличение температуры почвы, деградацию мерзлых грунтов и как следствие высвобождение органического углерода в виде CH_4 .

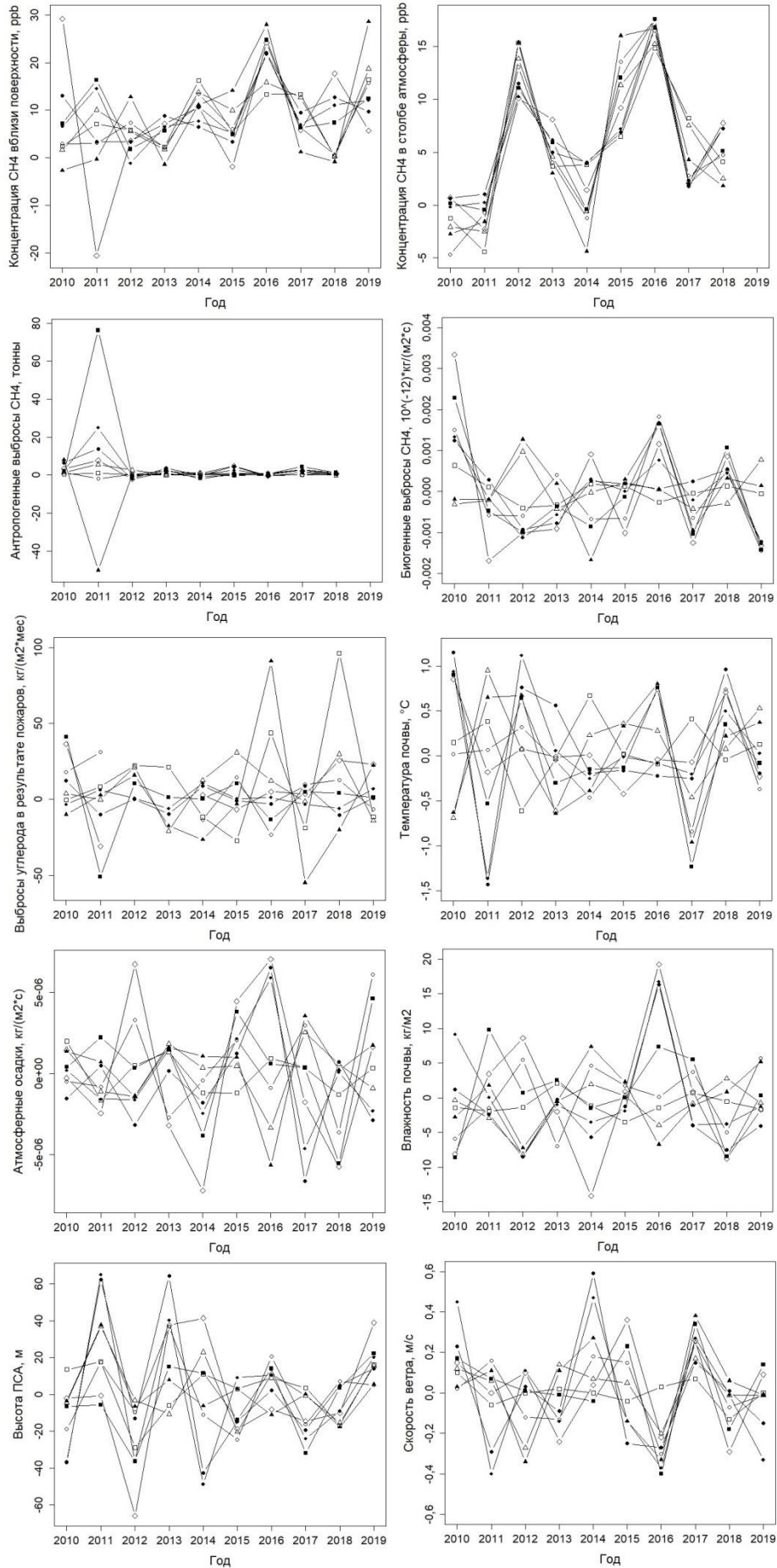


Рис. 7. Динамика изменения среднегодовых значений

В июле 2019 г. на территории УрФО наблюдается увеличение выбросов от пожаров и увеличение температуры почвы и биогенных выбросов, их значения значительно меньше в сравнении с 2016 г. и составляют $100 \text{ кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{мес})$ $0,8 \text{ }^\circ\text{C}$ и $1,6 \cdot 10^{-18} \text{ кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$. Присутствует также увеличение атмосферных осадков и влажности почвы. Несмотря на такое отличие с 2016 г., среднегодовое значение концентрации метана резко увеличивается. Возможно, такой результат обусловлен влиянием антропогенных выбросов, но на сегодняшний день данные по ним доступны лишь до 2018 г. Однако можно предположить, что для УрФО антропогенные выбросы имеют слабое влияние на среднегодовое изменение концентрации метана, поскольку в 2011 г. наблюдается уменьшение выбросов на 50 т, в то время как значение концентрации практически не изменилось. Также стоит отметить, что начиная с 2012 г. среднегодовое значение антропогенных выбросов для УрФО находится в пределах 70 т и практически не меняется, в то время как для остальных федеральных округов наблюдается положительный тренд. Наибольшее изменение достигается в ПФО в 2011 г. с увеличением среднегодовых выбросов на 76 т. Данный результат согласуется с изменением концентрации метана вблизи поверхности, которое имеет максимальное значение за этот год.

В 2010 г. на территории ЦФО наблюдается увеличение концентрации метана вблизи поверхности на 30 ppb с максимальными изменениями в июле и августе на 88 и 159 ppb соответственно. В эти же месяцы температура почвы увеличилась на $2,85$ и $4,1 \text{ }^\circ\text{C}$, а биогенные выбросы на $4 \cdot 10^{-17}$ и $2,32 \cdot 10^{-18} \text{ кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$. Поскольку интенсивность эмиссии метана из почвы напрямую зависит от температуры, то ее значительное увеличение могло привести к резкому росту концентрации за год [2, 21]. Температура также влияет на образование метана при анаэробном брожении твердых бытовых отходов [25]. Анализ пространственного распределения среднегодовых изменений концентрации метана показал, что в 2010 г. максимальное увеличение произошло в Московской области и составило почти 200 ppb. Данная территория густонаселена и имеет большое количество полигонов твердых бытовых отходов. Таким образом, можно предположить, что резкое увеличение концентрации метана в 2011 г. в ЦФО в большей степени обусловлено антропогенными выбросами. Стоит также отметить, что за весь исследуемый период подобное увеличение температуры почвы не наблюдается, что говорит в пользу выдвинутого предположения.

Для оценки степени влияния того или иного параметра на изменение концентрации метана вблизи поверхности были рассчитаны коэффициенты корреляции среднегодовых изменений для каждого параметра с концентрацией CH_4 вблизи поверхности. Помимо этого, для общего представления получены средние значения за весь исследуемый период. Результаты представлены в табл. 1 и 2. Из полученных результатов можно предположить, что на территории ДФО изменение концентрации CH_4 вблизи поверхности в большей степени обусловлено высвобождением метана из многолетних мерзлых грунтов за счет повышения температуры почвы.

Следует отметить, что ДФО единственный округ, в котором наблюдается положительная связь со скоростью ветра. Это может свидетельствовать о переносе метана в другие регионы или приходе более чистых воздушных масс со стороны океана, благодаря чему уменьшалась концентрация. Поэтому, несмотря на максимальное значение выбросов в результате пожаров, коэффициент корреляции для этого параметра имеет отрицательное значение со средней степенью взаимосвязи. Такой результат можно наблюдать в 2018 г., когда значение выбросов от пожаров увеличилось в два раза, а концентрация метана не изменилась. Для более полного понимания необходимо рассмотреть скорость и направление ветра на различных высотах.

Таблица 1. Средние значения исследуемых параметров за 2009–2019 гг. для федеральных округов РФ

Параметр	ДФО	ПФО	СЗФО	СКФО	СФО	УрФО	ЦФО	ЮФО	РФ
CH ₄ близи поверхности, ppb	1 926	1 956	1 937	1 970	1 942	1 969	1 974	1 955	1 940
CH ₄ в столбе атмосферы, ppb	1 811	1 821	1 813	1 825	1 810	1 815	1 822	1 826	1 812
Антропогенные выбросы, т	5,56	180	36,34	292	51,28	79,13	195	185	49,79
Выбросы от пожаров, г С/м ² /мес	127	42,12	41,59	30,21	87,38	61,85	41,93	33,55	104
Биогенные выбросы, 10 ⁻¹⁵ *кг/м ² /с	2,30	4,27	3,02	4,45	2,75	2,95	4,67	4,56	2,81
Атмосферные осадки, 10 ⁻⁵ *кг/м ² /с	1,51	2,21	2,40	2,34	1,70	2,28	2,69	1,92	1,83
Влажность почвы, кг/м ²	143	132	163	122	142	151	141	115	144
Высота ПСА, м	507	642	533	711	561	519	657	761	544
Температура почвы, °С	-3,10	5,95	2,09	10,80	-1,72	1,27	6,82	11,26	-0,55
Скорость ветра, м/с	5,37	6,00	5,99	5,44	5,63	6,13	5,91	6,56	5,67

Таблица 2. Коэффициент корреляции среднегодовых изменений параметров с концентрацией CH₄ вблизи поверхности

Параметр	ДФО	ПФО	СЗФО	СКФО	СФО	УрФО	ЦФО	ЮФО	РФ
CH ₄ в столбе атмосферы	0,32	0,24	0,52	0,46	0,32	0,74	0,37	0,34	0,43
Антропогенные выбросы	-0,10	0,36	-0,10	-0,32	0,19	0,18	-0,54	0,30	-0,34

Параметр	ДФО	ПФО	СЗФО	СКФО	СФО	УрФО	ЦФО	ЮФО	РФ
Выбросы от пожаров	-0,47	-0,59	-0,91	0,05	-0,18	0,73	0,84	0,20	-0,39
Биогенные выбросы	-0,18	0,29	0,04	0,23	0,38	0,42	0,84	0,34	-0,06
Атмосферные осадки	-0,08	0,09	0,38	0,50	-0,45	-0,53	0,05	0,46	-0,11
Влажность почвы	-0,13	0,50	0,57	0,74	-0,10	-0,01	-0,11	0,71	0,38
Высота ПСА	0,50	0,54	0,07	-0,10	0,58	-0,21	0,06	0,48	0,45
Температура почвы	0,45	0,13	0,01	0,25	0,54	0,57	0,67	-0,54	0,39
Скорость ветра	0,29	-0,59	-0,32	-0,08	-0,16	-0,56	-0,29	-0,58	-0,14

Максимальная положительная связь антропогенных выбросов с концентрацией метана получена для ПФО, что согласуется с ранее полученными результатами. Помимо этого, увеличение концентрации на данной территории, а также в СКФО и ЮФО может быть обусловлено биогенными выбросами за счет увеличения влажности почвы. В УрФО, СФО и ЦФО также присутствует положительная связь с биогенными выбросами, интенсивность эмиссии которых в большей степени обусловлена увеличением температуры почвы. Для СФО и УрФО еще одним фактором в изменении концентрации CH₄ также может являться деградация мерзлых грунтов.

Представленные результаты в табл. 2 получены на основе среднегодовых значений параметра для всей территории федерального округа, поэтому для более точной оценки влияния различных параметров на изменение концентрации метана необходимо рассматривать карты с пространственным распределением коэффициента корреляции среднегодовых изменений параметров с концентрацией CH₄ вблизи поверхности.

4. Выводы

1. На основе базы данных реанализа CAMS были исследованы пространственные и временные вариации концентрации CH₄ вблизи поверхности на территории РФ за 2009–2019 гг. Было выявлено, что высокое содержание метана в основном наблюдается в юго-западной части РФ, а также на территории Среднего Урала и Южной Сибири. Отмечаются локальные максимумы возле Москвы, Самары, Сургута, Новосибирска, Новокузнецка и Иркутска. Полученный результат согласуется с пространственным распределением антропогенных выбросов, максимальное значение которых за весь исследуемый период выявлено в СКФО и составляет порядка 300 т метана в год. Максимальный прирост концентрации CH₄ наблюдается в ПФО со среднегодовой скоростью 9,75 ppb/год. Предполагается, что такой рост в большей степени обусловлен антропогенными выбросами.

2. Мощные пожары на территории ДФО, СФО и УрФО являются основным фактором, влияющим на прирост концентрации метана как напрямую – при сгорании органического материала, так и косвенно – при деградации многолетних мерзлых грунтов за счет увеличения температуры почвы. Наиболее ярко это проявляется в условиях повышенной засухи, как в 2016 г. в УрФО. Стоит отметить, что для ДФО прослеживается положительная взаимосвязь с горизонтальной скоростью ветра, что указывает на возможный принос более чистых воздушных масс со стороны океана либо перенос в другие регионы.

3. Обнаружена сильная положительная взаимосвязь концентрации CH_4 с температурой почвы на территории ЦФО, особенно в 2010 г., когда прирост температуры почвы по сравнению с предыдущим годом в августе составил более 4°C , при этом увеличение содержания метана составило 200 ppb. Увеличение температуры почвы приводит к увеличению интенсивности эмиссии биогенных выбросов, которые могут быть как естественными, так и антропогенными. Для более полного понимания необходимо рассмотреть среднемесячные значения антропогенных выбросов с разбивкой на типы источников. Увеличение концентрации CH_4 в СКФО и ЮФО также может быть обусловлено биогенными выбросами, однако уже за счет увеличения влажности почвы.

4. Исходя из полученных результатов, можно предположить, что на территории РФ за 2009–2019 гг. наибольший вклад в процесс увеличения концентрации метана вносят природные источники, такие как пожары и почвенная эмиссия, однако в отдельных случаях это связано с антропогенными выбросами, для которых наблюдается положительный тренд во всех федеральных округах РФ за исключением УрФО.

5. Список литературы

1. WMO (World Meteorological Organization) 2020. WMO Greenhouse Gas Bulletin. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through. 2019. № 16 (23 November 2020).
2. Елисеев, А. В. Глобальный цикл метана: обзор / А. В. Елисеев // *Фундаментальная и прикладная климатология*. – 2018. – Т. 1. – С. 52–70. – DOI 10.21513/2410-8758-2018-1-52-70. – EDN XRRDPF.
3. Король, И. Л. Атмосферный метан и глобальный климат / И. Л. Король, А. А. Киселев // *Природа*. – 2004. – № 7(1067). – С. 47–52. – EDN OPLRBB.
4. Ульбаев, Т. С. Роль метана в парниковом эффекте / Т. С. Ульбаев, М. П. Коротеев, И. В. Артамонова // *Природообустройство*. – 2009. – № 1. – С. 44-49. – EDN KUVSQJ.
5. Бажин, Н. М. Метан в атмосфере / Н. М. Бажин // *Соросовский образовательный журнал*. – 2000. – Т. 6. – № 3. – С. 52–57.
6. Роль метана в изменении климата / Под ред. А. Г. Ишкова. – М.: НИИПЭ, 2018. – 135 с.
7. Cheng C. H. Impact of interannual and multidecadal trends on methane-climate feedbacks and sensitivity / C. H. Cheng, S. A. T. Redfern // *Nature communications*. – 2022. – Vol. 13, – No. 1. – P. 1–11. – DOI <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31345-w>.
8. Attribution of the accelerating increase in atmospheric methane during 2010-2018 by inverse analysis of GOSAT observations / Y. Zhang, D. J. Jacob, X. Lu [et al.] // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2021. – Vol. 21, No 5. – P. 3643–3666. – DOI 10.5194/acp-21-3643-2021. – EDN BRUWRT.
9. Бажин, Н. М. Метан в окружающей среде: аналит. обзор / Н. М. Бажин. – Новосибирск : ГПНТБ СО РАН, 2010. – 56 с.
10. The 2019 methane budget and uncertainties at 1° resolution and each country through Bayesian integration Of GOSAT total column methane data and a priori inventory estimates / J. R. Worden, D. H. Cusworth, Z. Qu [et al.] // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2022. – Vol. 22, No. 10. – P. 6811–6841. – DOI 10.5194/acp-22-6811-2022
11. Dzholumbetov, S. K. Spatial and Temporal Variations in CO_2 Concentration in the Surface Atmospheric Layer of the Territory of the Russian Federation Based on the CAMS Database / S. K. Dzholumbetov // *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics*. – 2022. – Vol. 58, No 2. – P. 158 – 167. – DOI 10.1134/S0001433822020049. – EDN GHSDAU.

12. CAMS global inversion-optimised greenhouse gas fluxes and concentrations. A. Inness, M. Ades, A. Agustí-Panareda, [et. al.] Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) Atmosphere Data Store (ADS). (Accessed on <29-Dec-2020>), <https://ads.atmosphere.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/cams-global-reanalysis-eac4?tab=overview>
13. European Union (2016). Copernicus Knowledge Base for the Copernicus Climate Change Service and the Copernicus Atmosphere Service, implemented by ECMWF. Available at: [Accessed 20.01.2021]. <http://copernicus-support.ecmwf.int/knowledgebase>
14. *Shakin V. V.* Atmospheric methane: Natural and anthropogenic sources / V. V. Shakin, S. V. Vlasov, A. V. Doronin // *Scholars J. of Research in Agriculture and Biology*. – 2019. – Vol. 4., No. 1. – P. 262 – 274. – DOI <http://dx.doi.org/10.29003/m1986.978-5-317-06580-5>
15. High resolution temporal profiles in the Emissions Database for Global Atmospheric Research / M. Crippa, E. Solazzo, G. Huang [et al.] // *Scientific Data*. – 2020. – Vol. 7, No. 1. – P. 1–17. – DOI 10.1038/s41597-020-0462-2.
16. Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability / P. Bousquet, P. Ciais, J. B. Miller [et al.] // *Nature*. – 2006. – Vol. 443. – No. 7110. – P. 439–443. – DOI <https://doi.org/10.1038/nature05132>
17. CAMS global emission inventories. A. Inness, M. Ades, A. Agustí-Panareda, [et. al.] Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) Atmosphere Data Store (ADS). (Accessed on <27-Jan-2021>), <https://ads.atmosphere.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/cams-global-emission-inventories?tab=overview>
18. The global land data assimilation system / M. Rodell, P. R. Houser, U. Jambor [et al.] // *Bulletin of the American Meteorological society*. – 2004. – Vol. 85, No. 3. – P. 381–394. – DOI 10.1175/BAMS-85-3-381
19. *Beaudoin, H. and Rodell M.*, NASA/GSFC/HSL (2020), GLDAS Noah Land Surface Model L4 monthly 0.25 x 0.25-degree V2.1, Greenbelt, Maryland, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), Accessed: [13-Jun-2022], 10.5067/SXAVCZFAQLNO
20. *Баадер В.* Биогаз: теория и практика / В. Баадер, Е. Доне, М. Бренндерфер / пер. М. И. Серебрянов. – М.: Колос, 1982. – 148 с.
21. *Cao M.* Global methane emission from wetlands and its sensitivity to climate change / M. Cao, K. Gregson, S. Marshall // *Atmospheric environment*. – 1998. – Vol. 32, No. 19. – P. 3293–3299. – DOI <https://doi.org/10.1016/S1352-2310%2898%2900105-8>
22. *Гуляев Е. А.* Концентрация диоксида углерода, метана и монооксида углерода в приземном слое атмосферы г. Екатеринбурга / Е. А. Гуляев, К. Л. Антонов, Ю. И. Маркелов // *Физика. Технологии. Инновации (ФТИ-2020)*. – Екатеринбург, 2020. – С. 80–91.
23. Global Modeling and Assimilation Office (GMAO) (2015), MERRA-2 tavgU_2d_flux_Nx: 2d, diurnal, Time-Averaged, Single-Level, Assimilation, Surface Flux Diagnostics V5.12.4, Greenbelt, MD, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), Accessed: [07-Jun-2022], 10.5067/LUHPNWAKYIO3.
24. Future projection of greenhouse gas emissions due to permafrost degradation using a simple numerical scheme with a global land surface model / T. Yokohata, A. Ito, K. Tanaka [et al.] // *Progress in Earth and Planetary Science*. – 2020. – Vol. 7, No 1. – P. 56. – DOI 10.1186/s40645-020-00366-8. – EDN HMKWLE.
25. *Zhao, H.* Methane Emissions from Landfills / H. Zhao. Columbia: Department of Earth and Environmental Engineering Fu Foundation School of Engineering and Applied Science Columbia University, 2019. – 96 p.

Сведения об авторах:

Джолумбетов Сергей Курмангазеевич, м. н. с. лаборатории эколого-климатических проблем Арктики Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия.

Маркелов Юрий Иванович, канд. физ.-мат. н., заведующий лабораторией эколого-климатических проблем Арктики Института промышленной экологии УрО РАН.

SPATIAL AND TIME VARIATIONS OF CH₄ CONCENTRATION IN THE SURFACE ATMOSPHERIC LAYER OF THE TERRITORY OF THE RUSSIAN FEDERATION BASED ON THE CAMS DATABASE

S. K. Dzholumbetov, Yu. I. Markelov

*Institute of Industrial Ecology, Ural Branch, Russian Academic of Sciences,
Ekaterinburg, Russia*

Based on the CAMS reanalysis database, spatial and temporal variations in the CH₄ concentration near the surface on the territory of the Russian Federation for the period 2009-2019 were studied. The work also evaluates the impact of the following parameters on the change in methane concentration: anthropogenic emissions; soil temperature and moisture; precipitation; emissions from fires; wind speed; biogenic emissions; the height of the surface layer of the atmosphere. The high content of methane and anthropogenic emissions is mainly located in the southwestern part of the Russian Federation, as well as in the middle Urals and southern Siberia. In all federal districts, with the exception of the Ural Federal District, a positive trend is observed for anthropogenic emissions. The maximum increase in CH₄ concentration was obtained for the PFD by 98 ppb with an average annual rate of 9.75 ppb/year. It is assumed that this growth is largely due to anthropogenic emissions. It was found that powerful fires in the territory of the Far Eastern Federal District, Siberian Federal District and Ural Federal District, both directly and indirectly affect the increase in methane concentration. For the Far Eastern Federal District, an average positive relationship with the horizontal wind speed was found. Nutrient emissions are a key factor influencing the change in the CH₄ content for the Central Federal District, as well as the North Caucasus Federal District and the Southern Federal District, which are caused by an increase in temperature and soil moisture, respectively. Thus, it can be assumed that in the territory of the Russian Federation for the period 2009-2019. The greatest contribution to the process of increasing the concentration of methane is made by natural sources, such as fires and soil emissions. However, in some cases, the increase is associated with anthropogenic emissions.

Key words: greenhouse gases; CH₄ concentration; reanalysis; CAMS database; permafrost thawing; biogenic and anthropogenic emissions.

References

1. WMO (World Meteorological Organization) 2020. WMO Greenhouse Gas Bulletin. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through. 2019. No. 16 (November 23, 2020).
2. Eliseev, A. V. Global methane cycle: a review / A. V. Eliseev // Fundamental and applied climatology. – 2018. – Vol. 1. – P. 52–70. – DOI 10.21513/2410-8758-2018-1-52-70. – EDN XRRDPF.
3. Korol, I. L. Atmospheric methane and global climate / I. L. Korol, A. A. Kiselev // Priroda. – 2004. – No. 7 (1067). – P. 47 – 52. – EDN OPLRBB.
4. Ulbaev, T. S. The role of methane in the greenhouse effect / T. S. Ulbaev, M. P. Koroteev, I. V. Artamonova // Prirodopodobie. – 2009. – No. 1. – P. 44–49. – EDN KUVSQQ.
5. Bazhin, N. M. Methane in the atmosphere / N. M. Bazhin // Soros Educational J. – 2000. – Vol. 6, No. 3. – P. 52–57.
6. The role of methane in climate change / Ed. A. G. Ishkova. – M. : NIPE, 2018. – 135 p.
7. Cheng, C. H. Impact of interannual and multidecadal trends on methane-climate feed-backs and sensitivity / C. H. Cheng, S. A. T. Redfern // Nature communications. – 2022. – Vol. 13, No. 1. – P. 1–11. – DOI <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31345-w>
8. Zhang, Y. Attribution of the accelerating increase in atmospheric methane during 2010-2018 by inverse analysis of GOSAT observations / Y. Zhang, D. J. Jacob, X. Lu [et al.] // Atmospheric Chemistry and Physics. – 2021. – Vol. 21, No 5. – P. 3643–3666. – DOI 10.5194/acp-21-3643-2021. – EDN BRUWRT.

9. *Bazhin, N. M.* Methane in the environment: analyt. review / N. M. Bazhin. – Novosibirsk: State Public Scientific and Technical Library of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, 2010. – 56 p.
10. The 2019 methane budget and uncertainties at 1° resolution and each country through Bayesian integration Of GOSAT total column methane data and a priori inventory estimates / J. R. Worden, D. H. Cusworth, Z. Qu [et al.] // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2022. – Vol. 22, No. 10. – P. 6811–6841. – DOI <https://doi.org/10.5194/acp-22-6811-2022>
11. *Dzholumbetov, S. K.* Spatial and Temporal Variations in CO₂ Concentration in the Surface Atmospheric Layer of the Territory of the Russian Federation Based on the CAMS Database / S. K. Dzholumbetov // *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics*. – 2022. – Vol. 58, No 2. – P. 158–167. – DOI 10.1134/S0001433822020049. – EDN GHSDAU.
12. CAMS global inversion-optimised greenhouse gas fluxes and concentrations / A. Inness, M. Ades, A. Agustí-Panareda, [et. al.] Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) Atmosphere Data Store (ADS). (Accessed on <29-Dec-2020>).
13. European Union (2016). Copernicus Knowledge Base for the Copernicus Climate Change Service and the Copernicus Atmosphere Service, implemented by ECMWF. Available at: [Accessed 20.01.2021]. <http://copernicus-support.ecmwf.int/knowledgebase>
14. *Shakin, V. V.* Atmospheric methane: Natural and anthropogenic sources / V. V. Shakin, S. V. Vlasov, A. V. Doronin // *Scholars J. of Research in Agriculture and Biology*. – 2019. – Vol. 4, No. 1. – P. 262–274. – DOI <http://dx.doi.org/10.29003/m1986.978-5-317-06580-5>
15. High resolution temporal profiles in the Emissions Database for Global Atmospheric Research / M. Crippa, E. Solazzo, G. Huang [et al.] // *Scientific Data*. – 2020. – Vol. 7, No. 1. – P. 1–17. – DOI 10.1038/s41597-020-0462-2.
16. Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability / P. Bousquet, P. Ciais, J. B. Miller [et al.] // *Nature*. – 2006. – Vol. 443, No. 7110. – P. 439–443. – DOI <https://doi.org/10.1038/nature05132>
17. CAMS global emission inventories / A. Inness, M. Ades, A. Agustí-Panareda, [et. al.] Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) Atmosphere Data Store (ADS). (Accessed on <27-Jan-2021>), <https://ads.atmosphere.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/cams-global-emission-inventories?tab=overview>
18. The global land data assimilation system / M. Rodell, P. R. Houser, U. Jambor [et al.] // *Bulletin of the American Meteorological society*. – 2004. – Vol. 85, No. 3. – P. 381–394. – DOI 10.1175/BAMS-85-3-381
19. *Beaudoin, H. and Rodell, M.*, NASA/GSFC/HSL (2020), GLDAS Noah Land Surface Model L4 monthly 0.25 x 0.25-degree V2.1, Greenbelt, Maryland, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), Accessed: [13-Jun-2022], 10.5067/SXAVCZFAQLNO
20. *Baader, V.* Biogas: theory and practice / V. Baader, E. Done, M. Brenderfer. – M. : Kolos, 1982. – 148 p.
21. *Cao, M.* Global methane emission from wetlands and its sensitivity to climate change / M. Cao, K. Gregson, S. Marshall // *Atmospheric environment*. – 1998. – Vol. 32, No. 19. – P. 3293–3299. – DOI <https://doi.org/10.1016/S1352-2310%2898%2900105-8>
22. *Gulyaev, E. A.* Concentration of carbon dioxide, methane and carbon monoxide in the surface layer of the atmosphere in Yekaterinburg / E. A. Gulyaev, K. L. Antonov, Yu. I. Markelov // *Physics. Technology. Innovations (FTI-2020)*. – Yekaterinburg. – 2020. – P. 80–91.
23. Global Modeling and Assimilation Office (GMAO) (2015), MERRA-2 tavgU_2d_flux_Nx: 2d, diurnal, Time-Averaged, Single-Level, Assimilation, Surface Flux Diagnostics V5.12.4, Greenbelt, MD, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), Accessed: [07-Jun-2022], 10.5067/LUHPNWAKYIO3
24. Future projection of greenhouse gas emissions due to permafrost degradation using a simple numerical scheme with a global land surface model / T. Yokohata, A. Ito, K. Tanaka [et al.] // *Progress in Earth and Planetary Science*. – 2020. – Vol. 7, No 1. – P. 56. – DOI 10.1186/s40645-020-00366-8. – EDN HMKWLE.
25. *Methane Emissions from Landfills / H. Zhao.* Columbia: Department of Earth and Environmental Engineering Fu Foundation School of Engineering and Applied Science Columbia University, 2019. – 96 p.

БАКТЕРИОЦЕНОЗЫ, АССОЦИИРОВАННЫЕ С ПОВЕРХНОСТНЫМИ ОТЛОЖЕНИЯМИ ГОРОДА ЕКАТЕРИНБУРГА: ПИЛОТНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ

М. В. Модоров¹, Г. А. Лиходеевский³, А. А. Селезнев², И. В. Ярмошенко²,
Г. П. Малиновский²

¹ *Институт экологии растений и животных УрО РАН г. Екатеринбург, Россия*

² *Институт промышленной экологии УрО РАН г. Екатеринбург, Россия*

³ *Уральский аграрный университет г. Екатеринбург, Россия*

С использованием метода высокопроизводительного секвенирования изучен состав бактериоценозов, ассоциированных с поверхностными пылегрязевыми городскими отложениями г. Екатеринбурга. Получена информация о составе сообщества. В работе приведен список таксонов бактерий, ассоциированных с поверхностными городскими отложениями г. Екатеринбурга. Девять таксонов из этого списка относятся к патогенам. Как минимум два обнаруженных вида из этого списка, а именно *Salmonella bongori* и *Shigella boydii*, способны вызывать инфекцию у людей с «нормальным» уровнем иммунитета. Выбранный метод выделения ДНК дал очень низкий выход целевого продукта, что мы связываем с использованием коммерческого набора *innuSPEED Soil DNA Kit* (Analytik Jena, Германия). Вследствие методических сложностей оценку структуры бактериоценозов провести не удалось.

Ключевые слова: бактерии; патогены; NGS; высокопроизводительное секвенирование; урбанизированная среда; пылегрязевые отложения.

1. Введение

По данным Всемирного банка, в 2020 г. на земле проживало 7,79 млрд человек, 56 % из которых составляли горожане. В Российской Федерации доля численности городского населения выше среднемировой, лишь четверть населения живет за пределами городов (The World Bank, 2022). Урбанизированная среда, без сомнения, имеет свою специфику, к которой можно отнести высокую плотность населения, интенсивное загрязнение воздуха, видовой состав растительности и ее малое обилие, нарушение почв, высокую гетерогенность ландшафтов и т. д. Исследование городских экосистем важно для создания и поддержания достойного уровня жизни значительной части населения РФ, включая снижение рисков возникновения и распространения заболеваний.

Микроорганизмы, присутствуя во всех городских средах: в воде, воздухе, пыли и почвах постоянно попадают на кожу и слизистые, в органы дыхания и желудочно-кишечный тракт человека. Следствием контакта человека с патогеном может стать развитие инфекции, поэтому выявление и контроль распространения патогенов стали важными элементами контроля качества городских экосистем (Brodie et al.,

2007; Nembach et al., 2019; Cui et al., 2019). Ряд исследований указывает на существование связи микробиома городской среды с заболеваниями неинфекционной природы, такими как астма и аллергические реакции, однако механизм этой связи не до конца ясен (Flies et al., 2020). В качестве триггеров нарушений иммунной системы рассматривают либо снижение числа микроорганизмов, с которыми контактирует человек (Strachan, 1989), либо снижение уровня таксономического разнообразия микробиома окружающего человека (Bach, 2002; Nurminen et al., 2018; Hui, 2019).

Фундаментальные исследования свидетельствуют о том, что бактериальные сообщества городских сред имеют определенные особенности, отличающие их от сообществ естественных экосистем и сельской местности. В частности, уровень таксономического разнообразия бактериальных сообществ почвы городских зеленых зон выше, чем в почвах прилежащих к городам природных экосистем (Delgado-Baquerizo et al., 2021). В то же время разнообразие и число бактериальных клеток в воздухе и пыли городов ниже, чем в сельской местности (Hui et al., 2019; Flies et al., 2020). Бактериальные сообщества различных городов имеют более высокий уровень сходства между собой в сравнении со сходствами сообществ, присутствующих в природных экосистемах и сельской местности, что справедливо для городских зеленых зон (Delgado-Baquerizo et al., 2021) и аэробактериома (Barberán et al., 2015). В почвах городских зеленых зон выше обилие таксонов *Deltaproteobacteria*, *Gemmatimonadetes*, *Gammaaproteobacteria* и *Bacteroidetes*. Высокая представленность двух последних таксонов может быть связана с их относительно быстрым ростом (Delgado-Baquerizo et al., 2021). В микробиомах городских зеленых зон повышено содержание генов, ассоциированных с выбросами парниковых газов, а также генов устойчивости к антибиотикам (например, бета-лактамазы), что потенциально может иметь важные последствия для здоровья человека, так как в результате горизонтального переноса генов их могут получить патогенные микроорганизмы (Delgado-Baquerizo et al., 2021).

Современные технологии, в частности методы высокопроизводительного секвенирования (NGS, next-generation sequencing), позволяют описать микробиоценоз любой среды с высоким таксономическим разрешением (Микрюков и др., 2021). Однако в случае исследований микробиома почвы существует ряд сложностей, приводящих к смещению получаемых результатов. Почва как среда обитания микроорганизмов характеризуется громадным количеством случайных и неизвестных физико-химических и биологических факторов, оказывающих влияние на структуру микробиомов. Помимо этого, существуют методические сложности, связанные с выделением и очисткой ДНК, в частности, необходимостью разрушения клеточных стенок, диспергирования почвенных агрегатов и очистки экстрактов от гуминовых кислот, ингибирующих полимеразную цепную реакцию (ПЦР). Третья группа сложностей связана с высоким биоразнообразием, широким диапазоном физиологических состояний живых организмов, а также присутствием в почве внеклеточной ДНК, что затрудняет интерпретацию получаемых таксономических списков (Семенов, 2019). Вся совокупность биологических и методических сложностей затрудняет прямое сравнение результатов метабаркодинга почвенных образцов, полученных в различных лабораториях, однако в рамках одного протокола результаты анализа различных образцов можно считать сопоставимыми.

Город можно рассматривать как гетерогенную среду, связанную большим числом логистических потоков. Интерес представляет оценка сходства бактериальных сообществ города в зависимости как от типа субстрата, так и от места отбора образцов. Можно предполагать, что сообщество микроорганизмов, ассоциированное с дорожной сетью, будет относительно однородным, так как

придорожные субстраты связаны автотранспортом и людскими потоками. В то же время сообщество микроорганизмов дворовых территорий кварталов многоквартирных домов, локализованных в различных районах города, будет более гетерогенным, так как миграционные потоки здесь меньше.

В современной городской среде в результате действия природных и антропогенных седиментационных процессов образуется значительное количество пылегрязевого осадка (наносов) (Seleznev et al., 2019; 2020). Седиментационные процессы происходят по принципу каскада, часть седимента остается на различных участках городского ландшафта и объектах инфраструктуры. Отложения на городских территориях имеют высокое содержание минеральных включений, продуктов абразии дорожного покрытия и разметки, истирания шин и тормозных колодок, коррозии металлических частей автотранспорта, микропластика и др. Накопление отложений значительно возрастает при недостаточной уборке и нарушении технологий благоустройства города (Yarmoshenko et al., 2020).

В данном исследовании будут приведены результаты пилотного исследования бактериоценозов, ассоциированных с поверхностными пылегрязевыми отложениями крупного промышленного города (на примере г. Екатеринбурга). В рамках исследования ставили следующие задачи:

1. Составить список бактерий (включая патогенные таксоны), ассоциированных с поверхностными отложениями г. Екатеринбурга.
2. Описать пространственную структуру бактериоценоза поверхностных отложений г. Екатеринбурга.

2. Материалы и методы

Отбор поверхностных городских отложений для определения в них состава бактериальных сообществ был проведен в Екатеринбурге в течение двух дней в августе 2021 г. В эти дни, так же как и за неделю до них, стояла сухая жаркая погода. Для отбора были использованы стерильные пластиковые емкости объемом 120 мл. В пределах каждого квартала выделяли пять ландшафтных зон, а именно газон, проезд и игровую площадку, расположенные внутри дворовой территории, а также газон и дорогу, расположенные за пределами дворовой территории. Схема отбора проб приведена в табл. 1 и 2. Всего в пяти жилых кварталах, расположенных в различных частях города, был отобран 51 образец грунта (на газонах) и поверхностных отложений в других ландшафтных зонах (дорожная пыль, рыхлые наносы летне-осеннего сезона). С учетом высокой ожидаемой вариабельности состава бактериоценозов проводили два-три параллельных отбора проб (табл. 1).

Таблица 1. Число повторностей при отборе проб в пяти локациях г. Екатеринбурга

№ площадки / улица	Ландшафтная зона					Всего образцов
	внутри двора			вне двора		
	1.1 газон	1.2 проезд	1.3 игровая площадка	2.1 газон	2.2 дорога	
1 / Машиностроителей	3	3	3		2	11
2 / Смазчиков	3	3	3		2	11
3 / Краснолесья	3	3	3		1	10
4 / Жукова	3			3	2	8
5 / Родонитовая	3	3		3	2	11
Всего образцов	15	12	9	6	9	51

Таблица 2. Координаты отбора проб поверхностных отложений в августе 2021 г. на пяти участках, расположенных в черте г. Екатеринбурга

№ пробы	№ площадки	Ландшафтная зона *	Координаты места отбора пробы	
			С.Ш.	В.Д.
1	1	ВД проезд	56.882980	60.568636
2	1	ВД проезд	56.882910	60.568658
3	1	ВД проезд	56.883127	60.568470
4**	1	ВД ИП	56.882934	60.568920
5	1	ВД ИП	56.883084	60.568976
6**	1	ВД ИП	56.883203	60.568980
7**	1	ВД газон	56.883172	60.568287
8	1	ВД газон	56.883346	60.568340
9	1	ВД газон	56.883452	60.568300
10	1	ВнД дорога	56.883903	60.567874
11	1	ВнД дорога	56.883829	60.566999
13	2	ВнД дорога	56.860239	60.622657
14	2	ВнД дорога	56.859994	60.622172
16	2	ВД газон	56.859708	60.622918
17	2	ВД газон	56.859486	60.623040
18	2	ВД газон	56.859341	60.623099
19**	2	ВД проезд	56.859176	60.623143
20**	2	ВД проезд	56.859350	60.623053
21	2	ВД проезд	56.859590	60.622945
22	2	ВД ИП	56.859139	60.623026
23	2	ВД ИП	56.859384	60.622912
24	2	ВД ИП	56.859590	60.622804
25	3	ВнД дорога	56.780736	60.544058
26	3	ВнД газон	56.781353	60.543358
27	3	ВнД газон	56.781353	60.543358
28	3	ВнД газон	56.781353	60.543358
29	3	ВД газон	56.781484	60.543754
30	3	ВД газон	56.781484	60.543754
31	3	ВД газон	56.781484	60.543754
32**	3	ВД ИП	56.781484	60.543754
33	3	ВД ИП	56.781729	60.544149
34	3	ВД ИП	56.781768	60.544107
36	4	ВД газон	56.839932	60.587999
37	4	ВД газон	56.839932	60.587999
38	4	ВД газон	56.839932	60.587999
39	4	ВнД дорога	56.838799	60.588826
40	4	ВнД дорога	56.838799	60.588826
41	4	ВнД газон	56.838877	60.588581
42	4	ВнД газон	56.838902	60.588950
43	4	ВнД газон	56.838955	60.589595
44**	5	ВнД дорога	56.792491	60.618935
45	5	ВнД дорога	56.792491	60.618935
46	5	ВнД газон	56.792638	60.618778
47	5	ВнД газон	56.792675	60.619056
48	5	ВнД газон	56.792649	60.619341
49	5	ВД газон	56.792867	60.618923
50	5	ВД газон	56.793126	60.619451
51	5	ВД газон	56.793496	60.618988
52	5	ВД проезд	56.793454	60.618957
53	5	ВД проезд	56.793392	60.619317
54	5	ВД проезд	56.793184	60.619256

Примечания: * ВД – внутри двора, ВнД – вне двора, ИП – игровая площадка;
 ** пробы, для которых был осуществлен метабаркодирование.

Все отобранные образцы после доставки в лабораторию были лиофилизированы при температуре $-65\text{ }^{\circ}\text{C}$ и давлении 9 торр до полного обезвоживания. Лиофилизированные образцы хранили при $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$. Из всех проб, отобранных в летне-осенний период, выделили тотальную ДНК с использованием набора innuSPEED Soil DNA Kit (Analytik Jena, Германия) в соответствии с протоколом производителя. Для этого брали 100–200 мг лиофилизированного образца. Навески переносили стерильными шпателями для предотвращения кроссконтаминации. Выделенную ДНК хранили при $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Всю полученную ДНК проверяли с помощью постановки ПЦР с праймерами 27F и 1492R специфичными на 16S регион бактериального генома с последующим гель-электрофорезом. Для определения лучшего выхода ПЦР-продукта были проведены постановки ПЦР с четырьмя разными составами реакционной смеси с помощью набора Tersus Plus PCR kit (Евроген) и LongAmp Taq Hot Start ДНК-полимераза (NEB). Постановку ПЦР проводили в амплификаторе BioRad T-100 (BioRad). Использовали следующую схему: предварительная денатурация при температуре $+95\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 5 мин, затем 30 циклов $+95\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 20 сек, $+55\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 30 сек и $+65\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 2 мин, после чего следовала стадия финальной элонгации при $+65\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 5 минут. Продукт амплификации проверяли с помощью 1 % агарозного геля.

Пробоподготовку образцов для метабаркодинга проводили с использованием набора реагентов для анализа бактериального метагенома 16S Barcoding Kit (Oxford Nanopore Technologies). Для этого были использованы образцы с наиболее «качественной ДНК» (после этапа очистки ПЦР продукт этих образцов на агарозном геле был наиболее ярким). Для чтения последовательностей применяли проточную ячейку для секвенирования MinION Flow Cell (R9.4) (Oxford Nanopore Technologies).

По результатам работы MinION Flow Cell (R9.4) были получены результаты прочтений в формате fast5, для их обработки использовали программное обеспечение Guppy v6.1. В дальнейшем для каждого прочтения с использованием облачного сервиса Epi2Me и реализованного в нем протокола Fastq Barcoding проводили отнесение каждого чтения к конкретной пробе. После чего с использованием сервиса Epi2Me и анализа Fastq 16S проводили определение таксономической (родовой/видовой) принадлежности чтений, т.е. получение таксономического состава сообщества каждой пробы и количества чтений каждого таксона. Статистическую обработку результатов проводили с использованием R-project (R Core Team, 2018).

3. Результаты

Проверка качества выделенной ДНК, проведенная с использованием ПЦР фрагмента 16S региона бактериального генома с последующим гель-электрофорезом ПЦР-продукта, свидетельствовала о плохом качестве ДНК-матрицы. Мы предполагаем, что причиной непредсказуемого течения амплификации могли стать вещества, содержащиеся в образцах и сохраняющиеся с экстрагированной ДНК, в частности, гуминовые кислоты. В связи с этим проводили очистку выделенной ДНК на магнитных частицах AMPure XP (Beckman Coulter Life Sciences). Кроме этого, дополнительно тестировали возможность успешной и воспроизводимой постановки ПЦР с тотальной ДНК, разведенной в 10 и 100 раз. По результатам тестов ДНК качественной матрицы, необходимой для проведения метабаркодинга, удалось получить лишь для 12 образцов.

По результатам анализа 12 образцов были получены прочтения 365 856 операционных таксономических единиц (Operational Taxonomic Unit, OTU), из

них 17 624 прочтений на уровне сходства 97 % соответствовали референсным последовательностям бактерий, депонированным в базе NCBI. В табл. 3 приведены данные о пяти образцах, в которых на уровне сходства 97 % с референсными последовательностями бактерий, депонированных в базе NCBI, было получено более 500 прочтений. Высокого обилия (> 0,5 %) в полученных образцах достигают 75 видов бактерий, для 12 из которых частота встречаемости в пробах превышает 10 %. К ним относятся *Actinoplanes siamensis*, *Cryobacterium psychrophilum*, *Curvibacter lanceolatus*, *Escherichia fergusonii*, *Gemmatimonas phototrophica*, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Hymenobacter glacieicola*, *Kiritimatiella glycovorans*, *Mycetocola zhadangensis*, *Nodosilinea alaskaensis*, *Oscillatoria nigro-viridis*, *Planktothrix pseudagardhii*, *Simplicispira soli*, *Sphingomonas yantingensis*, *Variovorax ginsengisoli*.

Девять из обнаруженных таксонов входят в список патогенных микроорганизмов (Taylor et al., 2001). Патогены с указанием пробы, в которых они обнаружены, приведены в табл. 4.

Таблица 3. Виды бактерий, обнаруженные в поверхностных отложениях г. Екатеринбурга с частотой встречаемости в одной пробе более 0,5 %.

Таксон	Номер образца (в соответствии с табл.2)						
	4	6	7	19	20	32	44
<i>Acidovorax delafieldii</i>				+++			
<i>Actinoplanes derwentensis</i>	+++						
<i>Actinoplanes philippinensis</i>	+++						
<i>Actinoplanes siamensis</i>	++++						
<i>Acidovorax radialis</i> N35					++		
<i>Acidovorax wautersii</i>		+		++			
<i>Aliterella antarctica</i>					+++		
<i>Annwoodia aquaesulis</i>				+	+++		
<i>Arenimicrobium luteum</i>					+++		
<i>Arthrospira platensis</i>		+++					
<i>Baaleninema simplex</i>		+++					
<i>Blastocatella fastidiosa</i>				+++			
<i>Brucella microti</i>			+++				+
<i>Chroococcidiopsis thermalis</i> PCC 7203		+++			+		
<i>Comamonas aquatilis</i>				+++			
<i>Comamonas testosteroni</i>				+++			
<i>Cryobacterium psychrophilum</i>			++++				
<i>Curvibacter lanceolatus</i>						++++	
<i>Desulfosarcina widdellii</i>		+			++		
<i>Dissulfuribacter thermophilus</i>					++		
<i>Ereboglobus luteus</i>					+++		
<i>Escherichia fergusonii</i> ATCC 35469							++++
<i>Fructilactobacillus vespulae</i>		++					
<i>Gemmatimonas aurantiaca</i> T-27					+++		
<i>Gemmatimonas phototrophica</i>		+			++++		
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>				++++			
<i>Haloleptolyngbya alcalis</i>		+++			++	+++	
<i>Heliimonas saccharivorans</i>		++	+				
<i>Hydrogenophaga palleronii</i>		++					
<i>Hydrogenophaga soli</i>		++		++		++	+
<i>Hymenobacter frigidus</i>					++		

Таксон	Номер образца (в соответствии с табл. 2)						
	4	6	7	19	20	32	44
<i>Hymenobacter glacieicola</i>							++++
<i>Hymenobacter jejuensis</i>					+++		+
<i>Hymenobacter marinus</i>					+++		+
<i>Isosphaera pallida</i>		++					
<i>Kiritimatiella glycovorans</i>	+				++++		
<i>Kosakonia sacchari</i>							++
<i>Kribbella albertanoniae</i>	++						
<i>Limnohabitans curvus</i>				++			+
<i>Limnoraphis robusta</i>		+++					
<i>Luteitalea pratensis</i>		+++					
<i>Luteolibacter algae</i>		++					
<i>Mangrovihabitans endophyticus</i>	++						
<i>Melaminivora jejuensis</i>			+	+++	+++		+
<i>Microbacterium esteraromaticum</i>			+++				
<i>Microbacterium nanhaiense</i>			++				
<i>Micromonospora ovatispora</i>	+++						
<i>Mycetocola zhadangensis</i>			++++				
<i>Nemorincola caseinilytica</i>					++		
<i>Nesterenkonia massiliensis</i>		++	+	+			
<i>Nitrospira lenta</i>				+++			
<i>Nocardioides albertanoniae</i>	+++			+			
<i>Nocardioides insulae</i>	+++						
<i>Nocardioides intraradicalis</i>	+++						
<i>Nocardioides panacihumi</i>	+++						
<i>Nodosilinea alaskaensis</i>		++++					
<i>Nonomuraea flavida</i>	+++						
<i>Nonomuraea guangzhouensis</i>	++						
<i>Okibacterium endophyticum</i>			+++				
<i>Okibacterium fritillariae</i>			++				
<i>Oscillatoria sancta</i> PCC 7515					++	++	
<i>Oscillatoria nigro-viridis</i>		+				++++	
<i>Paludibaculum fermentans</i>				+++	+++		
<i>Parahymenobacter ocellatus</i>					+++		
<i>Peptoniphilus grossensis</i> ph5				+++	++		
<i>Planktothrix pseudagardhii</i> T1-8-4		++++					
<i>Planktothrix spiroides</i>		+++					
<i>Pseudacidovorax intermedius</i>				+++			
<i>Roseomonas fluminis</i>						+++	
<i>Rhodoferrax ferrireducens</i> T118		+		+++			+
<i>Roseomonas aquatica</i>							++
<i>Roseomonas frigidaquae</i>		+++					
<i>Salinifilum aidingensis</i>	+++	+	++	+++			+
<i>Salipiger abyssi</i>					++		
<i>Schleiferia thermophila</i>				+++			
<i>Schleiferilactobacillus shenzhenensis</i>		++					
<i>Sediminibacterium salmoneum</i> NBRC 103935					+++		

Таксон	Номер образца (в соответствии с табл. 2)						
	4	6	7	19	20	32	44
<i>Shigella boydii</i>							++
<i>Simplicispira hankyongi</i>				++			
<i>Simplicispira metamorpha</i>				+++			
<i>Simplicispira soli</i>		+		++++			
<i>Sphingomicrobium marinum</i>				+	+++		+
<i>Sphingomonas yangtingensis</i>							++++
<i>Spiribacter salinus M19-40</i>		+		+++			
<i>Streptosporangium nanhuense</i>	++						
<i>Streptosporangium terrae</i>	+++						
<i>Terriglobus tenax</i>				+++			
<i>Thermanaeromonas burensis</i>		+	+++				
<i>Tumebacillus soli</i>		+++					
<i>Variovorax ginsengisoli</i>		++++		+			+
<i>Variovorax humicola</i>		+++					+
<i>Variovorax robiniae</i>		+					++

Примечание: ++++ – виды, обилие которых в пробе превышает 10 %; +++ – виды, обилие которых в пробе составляет 1–10%; ++ – 0,5–1%; + – менее 0,5 %.

Таблица 4. Число OTU патогенных бактерий, обнаруженных в семи робах пылегрязевых отложений г. Екатеринбурга

Таксон	Число OTU таксона в проанализированных образцах (номер образца приведен в соответствии с табл. 2)						
	4	6	7	19	20	32	44
<i>Brevundimonas diminuta</i>			2				
<i>Citrobacter koseri</i>							2
<i>Comamonas testosteroni</i>				17			
<i>Escherichia coli</i>							18
<i>Eubacterium limosum</i>					2		
<i>Pantoea agglomerans</i>					2		
<i>Salmonella bongori</i>							2
<i>Shigella boydii</i>							176
<i>Sphingomonas paucimobilis</i>							2
Число OTU, на уровне сходства 97 % соответствующих референсным последовательностям бактерий, депонированным в базе NCBI	406	1 656	3 994	654	644	284	9 338

– *Brevundimonas diminuta* считается таксоном широко распространенным в окружающей среде, в клинических образцах выделяется редко (Han, Andrade, 2005). В незначительном обилии (< 0,1 %) обнаружена в одной пробе (№ 7, газон внутри двора);

– *Citrobacter koseri* (ранее называемая *C. diversus*) – маловирулентный патоген, способный вызывать опасные для жизни инфекции (например, менингит), особенно у новорожденных и пациентов со сниженным иммунитетом. Лечение требует обязательной антимикробной терапии (Devenci, Coban, 2014). В незначительном количестве (< 0,1 %) обнаружена в одной пробе (№ 44, дорога снаружи домовой территории);

– *Comamonas testosteroni* – широко распространенная в природной среде бактерия, не являющаяся частью микробиома человека, обладает низкой вирулентностью. Ассоциируется с инфекцией кровеносной системы

и гастроэнтеритом (Faroq et al., 2017). В значительном количестве (2,6 % выборки) обнаружена в одной пробе (№ 19, отобрана в проезде в пределах дворовой территории);

– *Escherichia coli* является частью нормальной флоры кишечника теплокровных животных, большинство ее штаммов являются безвредными. Ряд серотипов может вызывать тяжелые пищевые отравления у людей и животных. Присутствие кишечной палочки в поверхностных отложениях может быть объяснено выгулом домашних животных, например, собак. Все обнаруженные *E. coli* были отмечены в одной пробе (№ 44), отобранной на дороге снаружи домовой территории;

– *Eubacterium limosum* – представитель нормальной микрофлоры человека, в единичных случаях высокая численность этой бактерии ассоциирована с заболеваниями (Sungkanuparph et al., 2002). В незначительном количестве (< 0,1%) обнаружена в одной пробе (№ 20, проезд внутри домовой территории);

– *Pantoea agglomerans* – ассоциированная с растениями бактерия, не являющаяся облигатным возбудителем инфекции у человека. Описана как инфекция, возникающая при инфицировании раны растительным материалом, и как внутрибольничная инфекция, в основном у людей с ослабленным иммунитетом. В большинстве случаев течение заболевания протекает легко, но встречаются описания летальных случаев (Dutkiewicz et al., 2016). В незначительном количестве (< 0,1 %) обнаружена в одной пробе (№ 20, проезд внутри домовой территории);

– *Salmonella bongori*. Сальмонеллы являются возбудителем, наиболее частой причиной возникновения диареи, могут длительное время сохраняться в окружающей среде (Salmonella, 2022). В незначительном количестве (< 0,1 %) обнаружена в одной пробе (№ 44, дорога снаружи домовой территории);

– *Shigella boydii* – причина дизентерийного заболевания, симптомы которого варьируют от легкого кишечного дискомфорта до смерти. Ежегодно бактерии рода *Shigella* вызывают до 165 млн случаев заболеваний, из которых примерно 1,1 млн случаев приводят к смерти (Kotloff et al., 2013; Kania et al., 2016). В значительном количестве (1,9 % выборки) обнаружена в одной пробе (№ 44, дорога снаружи домовой территории).

– *Sphingomonas paucimobilis*. Бактерия ассоциирована с почвой, может вызывать инфекции у пациентов с хроническими заболеваниями или подавленным иммунитетом (Göker et al., 2017). В незначительном количестве (< 0,1 %) обнаружена в одной пробе (№ 44, дорога снаружи домовой территории).

Для визуализации структуры населения бактерий использовали один из методов ординации, а именно неметрическое многомерное шкалирование (non-metric multidimensional scaling, NMDS), реализованное в пакете vegan (Version 2.6 – 2.2022). Выбранный подход (ординация) является стандартным способом визуализации результатов исследования сообществ живых организмов. Его результатом является рисунок (как правило, представляемый в двух или трех осях координат), на котором каждая отдельная проба (сообщество) отмечена точкой. Расстояние между точками соответствует уровню сходства проб, в данном случае мере сходства Брея – Кертиса (Bray – Curtis dissimilarity metric). Чем ближе точки друг к другу, тем выше сходство таксоценов сравниваемых проб.

В качестве характеристик сообщества бактерий использовали таксономическую категорию классов OTU, для которых на уровне сходства 95% было обнаружено соответствие референсным последовательностям бактерий, депонированным в базе NCBI (всего 42 379 OTU). Для анализа были отобраны пробы, в которых было расшифровано более 500 OTU, всего таких проб было семь. Прошедшие пробы не образовали выраженных кластеров, ассоциированных либо по

географической удаленности, либо по ландшафтной зоне (рис. 1). Однозначно интерпретировать данные рисунка сложно по причине небольшого числа проб, для которых получены надежные результаты.

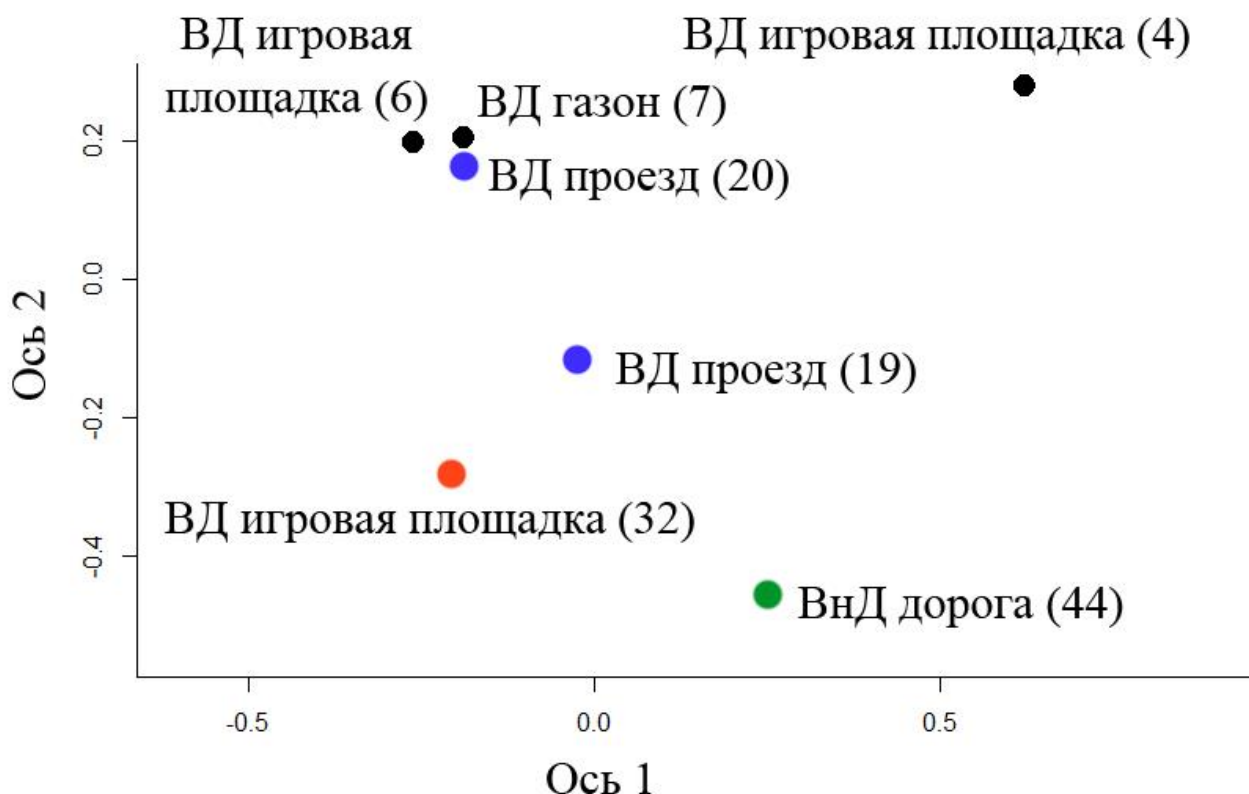


Рис. 1. NMDS – ординация семи бактериоценозов, ассоциированных с пылегрязевыми отложениями г. Екатеринбурга. Цветами показаны различные локации города, подписи характеризуют различные ландшафтные зоны. ВД – внутри дворовой территории, ВнД – вне дворовой территории. Цифра в скобках соответствует номеру образца в табл. 2

4. Обсуждение и выводы

В нашем исследовании впервые для г. Екатеринбурга была предпринята попытка описать структуры бактериальных сообществ поверхностных городских отложений. Список обнаруженных таксонов включает девять видов, относимых к патогенам. Как минимум два обнаруженных вида из этого списка, а именно *Salmonella bongori* и *Shigella boydii*, способны вызывать инфекцию у людей с «нормальным» уровнем иммунитета.

Экологическая интерпретация полученных данных преждевременна. По причине плохого качества мультиплицирования случайных матриц ДНК на первых циклах ПЦР таксономический состав бактериоценоза отобранных образцов может быть значительно смещен. Распределение патогенов по образцам может быть объяснено числом прочтенных OTU, а не ландшафтной зоной в месте отбора образца. Так, наибольшее число видов патогенных микроорганизмов было отмечено в пробе № 44 (дорога за пределами дворовой территории), для которой количество прочтенных OTU также было максимальным. Ординация проб могла бы иметь экологическую интерпретацию, если бы образцы были сгруппированы в четко интерпретируемые группы (например, по типу ландшафтной зоны либо по номеру площадки), но этого мы не наблюдаем. Любые более сложные экологические закономерности либо не сильно выраженные связи между бактериоценозами различных образцов на данном этапе исследования выявить нельзя.

Высокопроизводительное секвенирование почвенных образцов является методически сложным процессом, что обусловлено большим количеством компонентов почвы и способностью гуминовых кислот ингибировать ПЦР (Семенов, 2019). В то же время высокое качество выделенной ДНК является необходимым условием успешного выполнения исследования. Используемый нами коммерческий набор для выделения ДНК из почвы innuSPEED Soil DNA Kit (Analytik Jena, Германия) давал незначительный выход целевого продукта, что не позволило провести качественную пробоподготовку образцов поверхностных отложений. На незначительный выход ДНК, полученный с применением этого набора реагентов, указывается и в других исследованиях (Knauth et al., 2012). Для увеличения числа качественно проанализированных проб в дальнейшем планируется использовать иные наборы, предназначенные для выделения ДНК из почвенных образцов.

5. Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФ, грант № 18-77-10024-П.

6. Список литературы

1. Анализ экологических сетей многокомпонентных сообществ микроорганизмов: Возможности, ограничения, потенциальные ошибки / В. С. Микрюков, О. В. Дуля, Г. А. Лиходеевский, Е. Л. Воробейчик // Экология. – 2021. – № 3. – С. 179–192.
2. Семенов, М. В. Метабаркодинг и метагеномика в почвенно-экологических исследованиях: успехи, проблемы и возможности / М. В. Семенов // Журнал общей биологии 2019. – Т. 80 (6). – С. 403–417.
3. Bach, J. The effect of infections on susceptibility to autoimmune and allergic diseases / J. Bach // N. Engl. J. Med. – 2002. – Vol. 347 (12). – P. 911–920.
4. Continental-scale distributions of dust-associated bacteria and fungi / A. Barberán, J. Ladau, J.W. Leff [et al.] // PNAS. – 2015. – Vol. 112. – P. 5756–5761.
5. Urban aerosols harbor diverse and dynamic bacterial populations / E. L. Brodie, T. Z. DeSantis, J. P. M. Parker [et al.] // PNAS. – 2007. – Vol. 104. – P. 299–304.
6. Diversity and abundance of bacterial pathogens in urban rivers impacted by domestic sewage / Q. Cui, Y. Huang, H. Wang, T. Fang // Environmental pollution. – 2019. – Vol. 249. – P. 24–35.
7. Global homogenization of the structure and function in the soil microbiome of urban greenspaces / M. Delgado-Baquerizo, D. J. Eldridge, Y. Liu [et al.] // Science advances. – 2021. – Vol. 7: eabg5809.
8. Deveci, A. Optimum management of *Citrobacter koseri* infection / A. Deveci, A.Y. Coban // Expert Rev. Anti Infect. Ther. – 2014. – Vol. 12(9). – P. 1137–1142.
9. Dutkiewicz, J. Pantoea agglomerans: a mysterious bacterium of evil and good. Part III. Deleterious effects: infections of humans, animals and plants / J. Dutkiewicz, B. Mackiewicz, M. K. Lemieszek // Annals of Agricultural and Environmental Medicine. – 2016. – Vol. 23 (2). – P. 197–205
10. Farooq, S. Comamonas testosteroni: Is It Still a Rare Human Pathogen? / S. Farooq, R. Farooq, N. Nahvi // Case Rep Gastroenterol. – 2017. – Vol. 11. – P. 42–47.
11. Urbanisation reduces the abundance and diversity of airborne microbes - but what does that mean for our health? A systematic review / E. J. Flies, L. J. Clarke, B. W. Brook, P. Jones // Science of the Total Environment. – 2020. – Vol. 738: 140337.
12. Göker, T. *Sphingomonas paucimobilis* : A rare infectious agent found in cerebrospinal fluid / T. Göker, R. Z. Aşık, M. B. Yılmaz // J. Korean Neurosurg Soc. – 2017. – Vol. 60(4). P. 481–483.
13. Han, X. Y. *Brevundimonas diminuta* infections and its resistance to fluoroquinolones / X. Y. Han, R. A. Andrade // J. of Antimicrobial Chemotherapy. – 2005. – Vol. 55. P. 853–859.
14. Dissemination prevention of antibiotic resistant and facultative pathogenic bacteria by ultrafiltration and ozone treatment at an urban wastewater treatment plant / N. Hembach, J. Alexander, C. Hiller [et al.] // Scientific reports. – 2019. – 9:12843.

15. Hui, N. Temporal variation in indoor transfer of dirt-associated environmental bacteria in agricultural and urban areas / N. Hui, A. Parajuli, R. Puhakka // Environment International. – 2019. – Vol. 132. 105069
16. Genome diversity of *Shigella boydii* / D. A. Kania, T. H. Hazen, A. Hossain [et al.] // Pathogens and Disease. – 74. – 2016, ftw027.
17. Knauth, S. Comparison of commercial kits for the extraction of DNA from paddy soils / S. Knauth, H. Schmidt, R. Tippkötter // Letters in Applied Microbiology. – 2012. – Vol. 56. – P. 222–228.
18. Burden and aetiology of diarrhoeal disease in infants and young children in developing countries (the Global Enteric Multicenter Study, GEMS): a prospective, case-control study / K. L. Kotloff, J. P. Nataro, W. C. Blackwelder [et al.] // The lancet. – 2013. – Vol. 383 (9888). – P. 209–222.
19. Nature-derived microbiota exposure as a novel immunomodulatory approach / N. Nurminen, J. Lin, M. Grönroos [et al.] // Future Microbiol. – 2018. – Vol. 13 (7). – P. 737–744.
20. R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
21. Salmonella (non-typhoidal). – URL: [https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/salmonella-\(non-typhoidal\)](https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/salmonella-(non-typhoidal)). 2022.
22. Seleznev A. A. Assessment of Total Amount of Surface Sediment in Urban Environment Using Data on Solid Matter Content in Snow-Dirt Sludge / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // Environmental Processes. – 2019. – Vol. 6. – No 3. – P. 581–595. – DOI 10.1007/s40710-019-00383-w. – EDN XZMXJF.
23. Seleznev, A. A. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // Scientific Reports. – 2020. – Vol. 10. – No 1. – P. 1668. – DOI 10.1038/s41598-020-58434-4. – EDN FLOMUR.
24. Strachan D. P. Hay fever, hygiene, and household size / D. P. Strachan // BMJ. – 1989. – Vol. 299. – P. 1259–1260.
25. Sungkanuparph, S. Eubacterium bacteremia and colon cancer / S. Sungkanuparph, S. Chansirikarnjana, M. Vorachit, // Scandinavian Journal of Infectious Diseases. – 2002. – Vol. 34. – № 12. – P. 941–943.
26. The World Bank, 2022. Urban population data. <https://www.worldometers.info/world-population/world-population-by-year/>, https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL.IN.ZS?year_high_desc=true
27. Teylor L. H. Risk factors for human disease emergence / L. H. Teylor, S. M. Latham, M. E. J. Woolhouse // Phil. Trans. R. Soc. Lond. – 2001. – Vol. 356. – P. 983–989.
28. A landscape study of sediment formation and transport in the urban environment / I. Yarmoshenko, G. Malinovsky, E. Baglaeva, A. Seleznev // Atmosphere. – 2020. – Vol. 11. – No 12. – P. 1320. – DOI 10.3390/atmos11121320. – EDN TCZVAW.

Сведения об авторах:

Модоров Макар Васильевич, к. биол. н., старший научный сотрудник, Институт экологии растений и животных УрО РАН.

Лиходеевский Георгий Александрович, научный сотрудник, Уральский аграрный университет. Эл. почта: georglihodey@gmail.com

Селезнев Андриан Анатольевич, к. геол.-минер. н., доцент кафедры безопасности жизнедеятельности Института фундаментального образования Уральского федерального университета; старший научный сотрудник лаборатории урбанизированной среды ИПЭ УрО РАН. Эл. почта: sandrian@rambler.ru

Ярмошенко Илья Владимирович, к. ф.-м. н., директор Института промышленной экологии УрО РАН. Эл. почта: ivy@ecko.uran.ru

Малиновский Георгий Петрович, к. биол. н., заместитель директора по научной работе ИПЭ УрО РАН. Эл. почта: georgy@ecko.uran.ru,

BACTERIOCENOSSES ASSOCIATED WITH URBAN SURFACE DEPOSITED SEDIMENTS IN EKATERINBURG: A PILOT STUDY

M. V. Modorov¹, G. A. Lihodeevskiy², A. A. Seleznev³, I. V. Yarmoshenko³,
G. P. Malinovsky³

¹ Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences,
Ekaterinburg, Russia

² Urals State Agrarian University, Ekaterinburg, Russia

³ Institute of Industrial Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences,
Ekaterinburg, Russia

Using the method of high-throughput sequencing, the composition of bacteriocenoses associated with urban surface deposited sediments in Ekaterinburg was studied. Information about the composition of the bacterial community has been received. The paper provides a list of taxa of bacteria associated with the urban sediments in Ekaterinburg. Nine taxa from this list are pathogens. At least two identified species from this list, namely Salmonella bongori and Shigella boydii, are capable of causing infection in people with "normal" immune levels. The chosen method of DNA isolation gave a very low yield of the target product, which we attribute to the use of the commercial innuSPEED Soil DNA Kit (Analytik Jena, Germany). Due to methodological difficulties, it was not possible to assess the structure of bacteriocenoses

Key words: bacteria; pathogens; NGS; high-throughput sequencing; urban environment; surface sediment.

References

1. Analysis of ecological networks in multicomponent communities of microorganisms: possibilities, limitations, and potential errors. V. S. Mikryukov, O. V. Dulya, E.L. Vorobeichik, G. A. Likhodeevskii // Russian J. of Ecology. 2021. – Vol. 52. № 3. – P. 188–200.
2. *Semenov, M. V.* Metabarcoding and metagenomics in soil ecology research: Achievements, challenges and prospects / M. V. Semenov // Biology Bulletin Reviews. – 2021. – Vol. 11. № 1. – P. 40–53.
3. *Bach, J.* The effect of infections on susceptibility to autoimmune and allergic diseases / J. Bach // N. Engl. J. Med. – 2002. – Vol. 347 (12). – P. 911–920.
4. Continental-scale distributions of dust-associated bacteria and fungi / A. Barberán, J. Ladau, J.W. Leff [et al.] // PNAS. – 2015. – Vol. 112. – P. 5756–5761.
5. Urban aerosols harbor diverse and dynamic bacterial populations / E. L. Brodie, T. Z. DeSantis, J. P. M. Parker [et al.] // PNAS. – 2007. – Vol. 104. – P. 299–304.
6. Diversity and abundance of bacterial pathogens in urban rivers impacted by domestic sewage / Q. Cui, Y. Huang, H. Wang, T. Fang // Environmental pollution. – 2019. – Vol. 249. – P. 24–35.
7. Global homogenization of the structure and function in the soil microbiome of urban greenspaces / M. Delgado-Baquerizo, D. J. Eldridge, Y. Liu [et al.] // Science advances. – 2021. – Vol. 7: eabg5809.
8. *Deveci, A.* Optimum management of *Citrobacter koseri* infection / A. Deveci, A.Y. Coban // Expert Rev. Anti Infect. Ther. – 2014. – Vol. 12(9). – P. 1137–1142.
9. *Dutkiewicz, J.* Pantoea agglomerans: a mysterious bacterium of evil and good. Part III. Deleterious effects: infections of humans, animals and plants / J. Dutkiewicz, B. Mackiewicz, M. K. Lemieszek // Annals of Agricultural and Environmental Medicine. – 2016. – Vol. 23 (2). – P. 197–205

10. *Farooq, S. Comamonas testosteroni: Is It Still a Rare Human Pathogen?* / S. Farooq, R. Farooq, N. Nahvi // *Case Rep Gastroenterol.* – 2017. – Vol. 11. – P. 42–47.
11. *Urbanisation reduces the abundance and diversity of airborne microbes - but what does that mean for our health? A systematic review* / E. J. Flies, L. J. Clarke, B. W. Brook, P. Jones // *Science of the Total Environment.* – 2020. – Vol. 738: 140337.
12. *Göker, T. Sphingomonas paucimobilis : A rare infectious agent found in cerebrospinal fluid* / T. Göker, R. Z. Aşık, M. B. Yılmaz // *J. Korean Neurosurg Soc.* – 2017. – Vol. 60(4). P. 481–483.
13. *Han, X. Y. Brevundimonas diminuta infections and its resistance to fluoroquinolones* / X. Y. Han, R. A. Andrade // *J. of Antimicrobial Chemotherapy.* – 2005. – Vol. 55. P. 853–859.
14. *Dissemination prevention of antibiotic resistant and facultative pathogenic bacteria by ultrafiltration and ozone treatment at an urban wastewater treatment plant* / N. Hembach, J. Alexander, C. Hiller [et al.] // *Scientific reports.* – 2019. – 9:12843.
15. *Hui, N. Temporal variation in indoor transfer of dirt-associated environmental bacteria in agricultural and urban areas* / N. Hui, A. Parajuli, R. Puhakka // *Environment International.* – 2019. – Vol. 132. 105069
16. *Genome diversity of Shigella boydii* / D. A. Kania, T. H. Hazen, A. Hossain [et al.] // *Pathogens and Disease.* – 74. – 2016, ftw027.
17. *Knauth, S. Comparison of commercial kits for the extraction of DNA from paddy soils* / S. Knauth, H. Schmidt, R. Tippkötter // *Letters in Applied Microbiology.* – 2012. – Vol. 56. – P. 222–228.
18. *Burden and aetiology of diarrhoeal disease in infants and young children in developing countries (the Global Enteric Multicenter Study, GEMS): a prospective, case-control study* / K. L. Kotloff, J. P. Nataro, W. C. Blackwelder [et al.] // *The lancet.* – 2013. – Vol. 383 (9888). – P. 209–222.
19. *Nature-derived microbiota exposure as a novel immunomodulatory approach* / N. Nurminen, J. Lin, M. Grönroos [et al.] // *Future Microbiol.* – 2018. – Vol. 13 (7). – P. 737–744.
20. *R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing.*
21. *Salmonella (non-typhoidal).* – URL: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/salmonella-\(non-typhoidal\)](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/salmonella-(non-typhoidal)). 2022.
22. *Seleznev A. A. Assessment of Total Amount of Surface Sediment in Urban Environment Using Data on Solid Matter Content in Snow-Dirt Sludge* / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // *Environmental Processes.* – 2019. – Vol. 6. – No 3. – P. 581–595. – DOI 10.1007/s40710-019-00383-w. – EDN XZMXJF.
23. *Seleznev, A. A. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities* / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // *Scientific Reports.* – 2020. – Vol. 10. – No 1. – P. 1668. – DOI 10.1038/s41598-020-58434-4. – EDN FLOMUR.
24. *Strachan D. P. Hay fever, hygiene, and household size* / D. P. Strachan // *BMJ.* – 1989. – Vol. 299. – P. 1259–1260.
25. *Sungkanuparph, S. Eubacterium bacteremia and colon cancer* / S. Sungkanuparph, S. Chansirikarnjana, M. Vorachit, // *Scandinavian Journal of Infectious Diseases.* – 2002. – Vol. 34. – № 12. – P. 941–943.
26. *The World Bank, 2022. Urban population data.* <https://www.worldometers.info/world-population/world-population-by-year/>, https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL.IN.ZS?year_high_desc=true
27. *Taylor L. H. Risk factors for human disease emergence* / L. H. Taylor, S. M. Latham, M. E. J. Woolhouse // *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* – 2001. – Vol. 356. – P. 983–989.
28. *A landscape study of sediment formation and transport in the urban environment* / I. Yarmoshenko, G. Malinovsky, E. Baglaeva, A. Seleznev // *Atmosphere.* – 2020. – Vol. 11. – No 12. – P. 1320. – DOI 10.3390/atmos11121320. – EDN TCZVAW.

ХАРАКТЕРИСТИКИ НЕЙТРОННЫХ ПОЛЕЙ НА РАДИАЦИОННЫХ ОБЪЕКТАХ АО «ГНЦ НИИАР»

М. Д. Пышкина¹, А. В. Васильев¹, А. А. Екидин¹, Е. И. Назаров¹, В. В. Авдонин²

¹ Институт промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия

² АО «ГНЦ НИИАР», г. Димитровград, Россия

Проведены измерения энергетического распределения плотности потока и анизотропии нейтронного излучения на рабочих местах персонала АО «ГНЦ НИИАР» в помещениях корпуса исследовательских реакторов и корпуса горячих камер. На рабочих местах присутствуют нейтронные поля как с высокой составляющей быстрых нейтронов (крышка исследовательского реактора СМ-3), так и низкоэнергетичные поля за биологической защитой горячих камер. Принимая во внимание анизотропию нейтронов, эталонное значение $H_p(10)$ было рассчитано с использованием коэффициентов перехода от плотности потока к индивидуальному эквиваленту дозы $H_p(10, \theta)$ для каждого из 4 углов (0° , $+90^\circ$, -90° и 180°). Полученные значения сравнивались с показаниями индивидуальных дозиметров для определения поправочных коэффициентов для конкретного рабочего места. В данной работе представлены результаты, которые демонстрируют сложность и тщательность учета факторов, определяющих индивидуальный и/или амбиентный эквивалент дозы и необходимых для проведения измерений в нейтронных полях на рабочих местах.

Ключевые слова: энергетическое распределение нейтронов; анизотропия; поправочные коэффициенты; дозиметрический контроль; дозиметр.

1. Введение

Индивидуальный дозиметрический контроль (ИДК) проводится для определения доз внешнего облучения персонала с целью выявления степени радиационного риска при профессиональном облучении, возможностей его снижения и предупреждения переоблучения. АО «ГНЦ НИИАР» эксплуатирует разнообразные источники ионизирующих излучений: от ампулированных радионуклидных источников до реакторных установок. Сотрудники, обслуживающие ядерные реакторы, подвергаются воздействию сложного по компонентному составу излучения широкого энергетического диапазона, изменяющегося во времени и пространстве. Основными видами излучения, дающими вклад в дозу облучения персонала при работе за защитой реакторных установок и в полях их излучений, являются нейтроны с энергией от тепловых до сверхбыстрых, фотоны и заряженные частицы. При работе реакторных установок основной вклад в дозу облучения могут давать нейтроны. В отличие от дозиметрии фотонного излучения, дозиметрия нейтронного излучения является сложной и нерешенной полностью задачей. Энергетические спектры реальных нейтронных полей в различных частях ядерных реакторов и в помещениях, помимо биологической защиты, а также спектры нейтронного излучения свежего и/или отработавшего ядерного топлива

и радиоизотопных источников могут быть очень разнообразными по форме и варьироваться от сотых долей эВ (тепловые нейтроны) до единиц и десятков МэВ (быстрые нейтроны). За рубежом [1–11] проводилось большее, чем в России [12–17], количество работ по оценке доз облучения персонала нейтронным излучением с учетом его энергетического распределения и анизотропии. Данные работы показывают, что подобные измерения необходимо проводить на всех объектах, где возможно облучение персонала нейтронным излучением. Большую роль в формировании полей играет конструкция и компоновка реакторной установки, а также окружающее ее пространство.

Цель выполненных исследований – экспериментально определить характеристики нейтронных полей, позволяющие снизить неопределенность в оценке дозы работников АО «ГНЦ НИИАР» при нейтронном облучении.

Задачи исследования:

- измерение энергетического распределения нейтронного излучения;
- определение анизотропии нейтронного излучения;
- оценка основных характеристик полей нейтронного излучения;
- определение поправочных коэффициентов.

2. Материалы и методы

Для измерения энергетического распределения нейтронного излучения использован дозиметр-радиометр МКС-АТ1117М с БДКН-06 (поверен до 21.06.2022, номер свидетельства С-СЕ/22-06-2021/72476028) и набором сфер-замедлителей (далее СИ ИПЭ) (рис. 1). СИ ИПЭ разработан сотрудниками Института промышленной экологии для восстановления энергетического распределения нейтронного излучения путем измерения отклика детектора тепловых нейтронов на изменение условий модерации стационарного потока сферами-замедлителями различного диаметра. СИ ИПЭ произведен в УП «АТОМТЕХ» и внесен в государственный реестр средств измерений № 29551-19. Восстановление спектра энергетического распределения нейтронного излучения выполнено на основе аттестованной методики, разработанной специалистами ИПЭ УрО РАН, номер в реестре № ФР.1.38.2020.37361.



Рис. 1. Мультисферный дозиметр-радиометр МКС-АТ1117М с БДКН-06 и полиэтиленовыми сферами-замедлителями

Энергетическое распределение плотности потока нейтронного излучения использовалось для получения основных характеристик, описывающих поле нейтронного излучения: средняя энергия по спектру, интегральная плотность потока, удельный AMBIENTНЫЙ эквивалент дозы, МАЭД.

Интегральная плотность потока нейтронного излучения определяется как:

$$\Phi = \int_0^{\infty} \Phi_E(E) dE, \quad (1)$$

где $\Phi_E(E)$ – дифференциальная плотность потока в зависимости от энергии нейтронного излучения.

Средняя энергия согласно [18] определяется как:

$$\bar{E} = \frac{1}{\Phi} \int_0^{\infty} E \cdot \Phi_E(E) dE, \quad (2)$$

где Φ – интегральная плотность потока, $\Phi_E(E)$ – дифференциальная плотность потока в зависимости от энергии нейтронного излучения.

Мощность AMBIENTНОГО эквивалента дозы определяется как:

$$\dot{H}^*(10) = \int_0^{\infty} h^*(10, E) \cdot \Phi_E(E) dE, \quad (3)$$

где $h^*(10, E)$ – удельный AMBIENTНЫЙ эквивалент дозы в зависимости от энергии нейтронного излучения.

Удельный AMBIENTНЫЙ эквивалент дозы определяется по формуле (4):

$$h^*(10) = \frac{1}{\dot{H}^*(10)} \int_0^{\infty} h^*(10, E) \cdot \Phi_E(E) dE. \quad (4)$$

Угловое распределение нейтронного излучения было оценено с помощью альбедных термолюминесцентных (ТЛ) дозиметров ДВГН-01, размещенных на четырех вертикальных сторонах фантома взрослого человека. Консервативно принимается, что сумма показаний дозиметров одного типа на всех вертикальных сторонах фантома представляет 100 % от плотности потока в данной точке. Таким образом, ТЛ дозиметр, располагающийся на передней стороне фантома, детектирует только нейтроны, которые падают перпендикулярно на него, и не регистрирует нейтроны, падающие под другими углами. Нейтроны, прилетающие с верха и с низа фантома, не учитывались, и предполагалось, что их плотность потока равна 0. В данном методе предполагалось, что энергетическое распределение нейтронов со всех сторон фантома одинаковое, так как нет возможности определить его зависимость от угла падения.

Угловое распределение также использовано для оценки условно истинного значения мощности индивидуального эквивалента дозы:

$$\dot{H}_p(10) = \sum_{\theta} \dot{H}_p(10, \theta), \quad (5)$$

$$\dot{H}_p(10, 0^\circ) = \varphi(0^\circ) \cdot h_p(10, 0^\circ), \quad (6)$$

$$\dot{H}_p(10, \theta) = (\varphi(+\theta) + \varphi(-\theta)) \cdot h_p(10, \theta). \quad (7)$$

3. Результаты

Все измерения энергетического и углового распределения плотности потока нейтронного излучения были проведены в рабочих помещениях АО «ГНЦ НИИАР»:

- в здании размещения исследовательских ядерных реакторов СМ-3 и РБТ-6;
- в помещениях горячих камер отделения радионуклидных источников и препаратов.

В помещении исследовательских ядерных реакторов в августе 2021 г. проведены исследования характеристик нейтронного поля на крышке реакторов СМ-3 и РБТ-6 над активной зоной на высоте 1,5 м (рис. 2). В том же

помещении проведены измерения при перегрузке облученной мишени из активной зоны реактора СМ-3 в контейнер типа А-725 с толщиной стенок 15–20 см. Измерения проводились на расстоянии 3 м от мишени и на высоте 1,5 м от крышки реактора СМ-3. В здании отделения радионуклидных источников и препаратов измерения проводились напротив горячих камер (ГК) на расстоянии 1 м от защитного стекла (место расположение персонала) на высоте 1,5 м, в которых не были размещены источники излучения, а также при размещении в ГК облученной мишени, содержащей трансурановые элементы. В табл. 1 приведены основные характеристики нейтронного излучения, полученные для рабочих мест персонала. Принятое значение МАЭД было рассчитано на основе данных об энергетическом распределении плотности потока нейтронного излучения. Спектры нейтронного излучения, полученные на рабочих местах персонала, представлены на рис. 3.

В здании размещения исследовательских ядерных реакторов исследования производились при нахождении реакторных установок СМ-3, РБТ-6 в следующих режимах:

- реактор СМ-3 на мощности – 90 МВт;
- реактор РБТ-6 на мощности – 6 МВт.

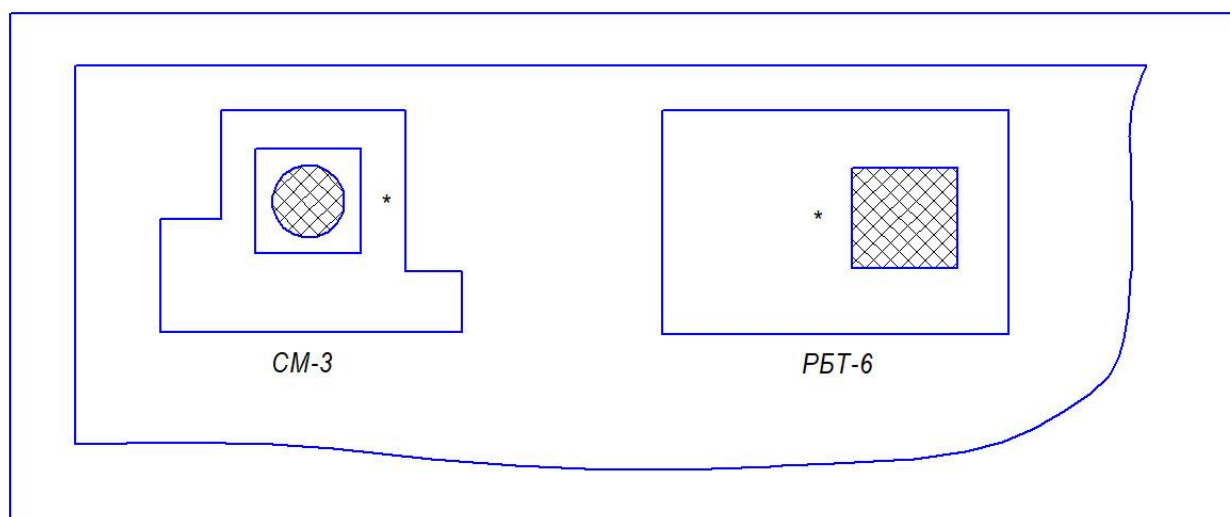


Рис. 2. Точки измерений на крышках реакторов СМ-3 и РБТ-6

Таблица 1. Измеренные и условно истинные значения МАЭД и плотность потока в точках измерения

Места измерений	$E_{ср}$, МэВ	$h^*(10)$, пЗв см ²	Плотность потока, с ⁻¹ см ⁻²	МАЭД _п , мкЗв/ч			МАЭД _у , мкЗв/ч
				Принятое значение	Штатный дозиметр	БДКН-06	
Крышка реактора СМ-3, перегрузка облученной мишени в контейнер типа А-725	0,5	154	395 ± 25	219 ± 5	140	186	180
Крышка реактора СМ-3	1,0	260	221 ± 15	207 ± 2	-	187	141
Крышка реактора РБТ-6	0,010	15	46 ± 5	2,6 ± 0,3	37	7,0	750
ГК с облученным материалом	0,3	74	458 ± 27	122 ± 6	25*	127	3,3
Комплекс горячих камер	0,00014	12	45 ± 2	1,93 ± 0,04	15*	7,3	20
ГК мишень (облученные материалы)	0,1	68	1724 ± 100	421 ± 30	204	548	9

*Измерения проводились штатным дозиметром-радиометром МКС-АТ1117М с БДКН-03, в иных случаях измерения проводились МКС-01Р.

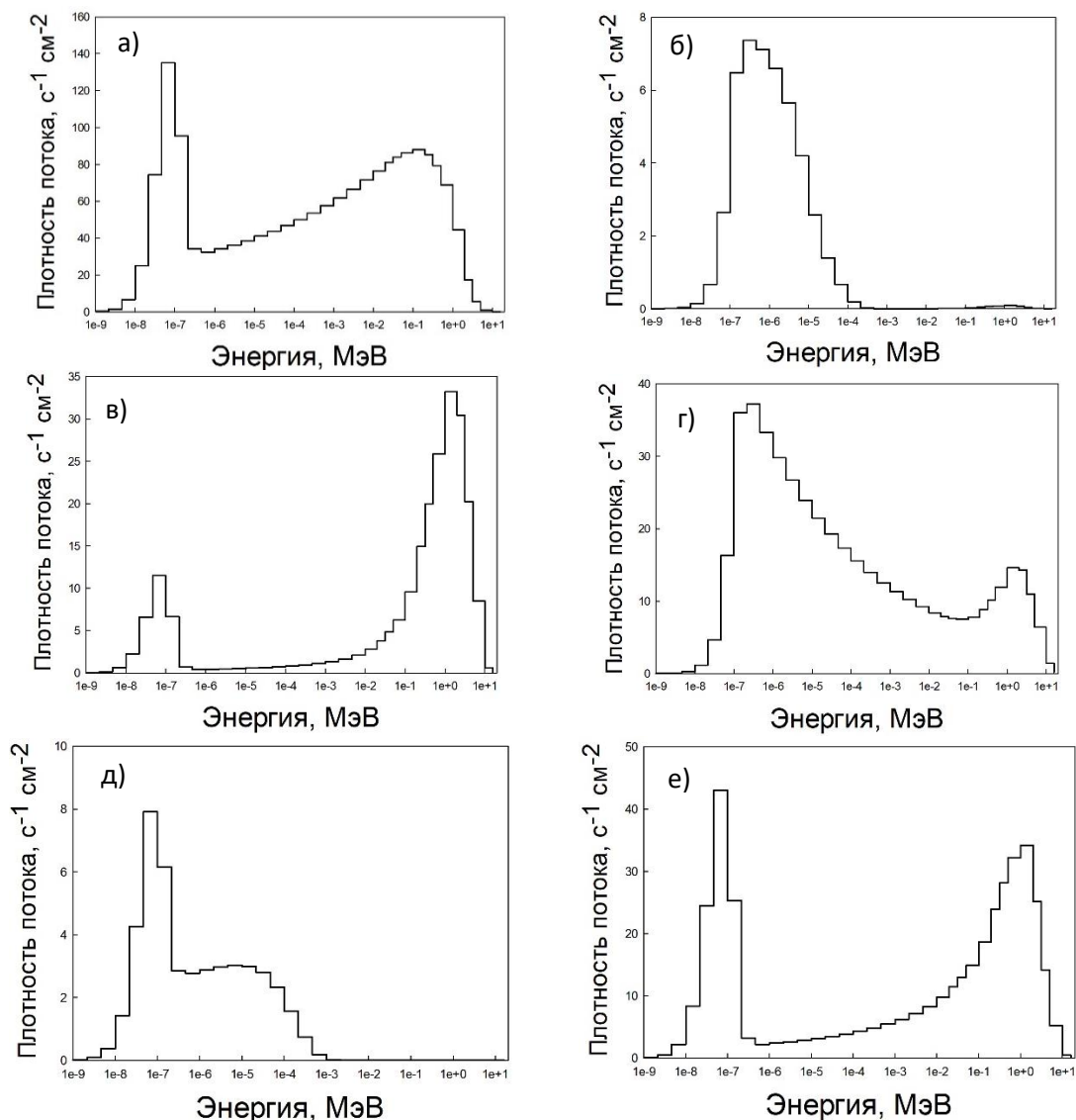


Рис. 3. Энергетическое распределение плотности потока нейтронного излучения на рабочих местах персонала: а) горячая камера, Cf-252, б) центральный зал СМ-3, мишень, в) крышка СМ-3, г) крышка РБТ-6, д) ГК, е) ГК мишень

Для оценки анизотропии плотности потока нейтронного излучения индивидуальные дозиметры размещались на четырех вертикальных сторонах фантома взрослого человека. Условно стороны фантома обозначены: передне-задняя геометрия (ПЗ) соответствует направлению преимущественного распространения нейтронного излучения; задне-передняя геометрия (ЗП); право-левая геометрия (ПЛ) и лево-правая геометрия (ЛП). Измеренные значения представлены в табл. 2. Измерения проводились в двух точках: крышка СМ-3 и крышка РБТ-6. Однако статистически значимые результаты измерения индивидуального эквивалента дозы были получены только для точки на крышке СМ-3.

Таблица 2. ИЭД на крышке реактора СМ-3

Точка измерения		ДВГН-01, мкЗв
Крышка СМ-3	ПЗ	23 294
	ПЛ	9 615
	ЗП	2 232
	ЛП	6 107
Пом. 62 зд. 120	ПЗ	128 819
	ПЛ	1 858
	ЗП	30 120
	ЛП	24 550

Предполагая, что сумма показаний дозиметров одного типа представляет 100 % от плотности потока в данной точке и спектр нейтронного излучения не зависит от угла падения, были определены угловые распределения, представленные в табл. 3.

Таблица 3. Анизотропия нейтронного излучения

Направление	Крышка СМ-3	Пом. 62 зд. 120
-90	15 %	13 %
0	56 %	70 %
90	23 %	16 %
180	5 %	1 %

Условно истинные значения МИЭД были получены при помощи уравнений (5)–(7) (табл. 4).

Таблица 4. Принятые значения МИЭД

мкЗв/ч	Точка измерения	
	Крышка СМ-3	Пом. 62 зд. 120
$\dot{H}_p(10,0^\circ)$	235	135
$\dot{H}_p(10,90^\circ)$	24	15
$\dot{H}_p(10,180^\circ)$	40	24
$\dot{H}_p(10)$	299	174

Поправочные коэффициенты были рассчитаны как отношение условно истинных значений ИЭД к показаниям индивидуальных дозиметров в ПЗ геометрии. Поправочные коэффициенты представлены в табл. 5.

Таблица 5. Поправочные коэффициенты

Величина	Крышка СМ-3		Пом. 62 зд. 120	
	$H_p(10)$, мЗв	К	$H_p(10)$, мЗв	К
Принятое значение	13,8	–	26,0	–
ДВГН-01	23,3	0,6	129	0,2

4. Обсуждение

Исследованы поля нейтронного излучения в здании расположения реакторных установок СМ-3 и РБТ-6 и в здании отделения радионуклидных источников и препаратов. Нейтронное излучение вносит от 1 (крышка реактора РБТ-6) до 98 % (облученные материалы в ГК) в суммарную дозу. Средняя энергия нейтронного излучения варьируется в диапазоне от 10 эВ (ГК) до 1 МэВ (крышка реактора СМ-3). Наиболее высокоэнергетичный спектр наблюдается на крышке реакторной установки СМ-3. Форма спектра обусловлена конструкцией реакторной установки, а именно активной зоны. В конструкции реактора СМ-3 впервые реализована идея получения высокой плотности потока тепловых нейтронов с жестким спектром в замедляющей ловушке в центре активной зоны. Все спектры соответствуют полям нейтронного излучения за защитой. Так, рис. 3 (б) позволяет оценить защитные возможности контейнера, куда помещена облученная в активной зоне мишень. Видно, что основной вклад в плотность потока дают нейтроны с энергией менее 10 кэВ, но быстрые нейтроны все равно присутствуют. Их наличие подтверждают данные табл. 1, а именно высокая средняя энергия и удельный амбиентный эквивалент дозы для такой формы спектра.

По результатам измерения накопленной дозы на крышке реактора СМ-3 можно сделать вывод о наличии направленного поля. На передней плоскости фантома создается 56 % от суммарной дозы по всем направлениям, напротив,

на задней поверхности, – только 5 %, что соответствует минимуму. Аналогичная ситуация наблюдается для измерений в помещениях с ГК. Исходя из анизотропии нейтронного излучения можно выделить преимущественное направление падения излучения, а значит, наиболее опасное. Знание анизотропии нейтронного излучения позволяет корректнее оценивать индивидуальную дозу облучения. По измерениям энергетического распределения плотности потока нейтронного излучения и анизотропии может быть рассчитано принятое значение индивидуальной дозы. В данной работе показано, что в условиях облучения в точке на крышке реактора СМ-3 индивидуальная доза за счет облучения нейтронным излучением за 96 ч составила 13,8 мЗв при данных условиях работы установки, что в 1,67 раз меньше оценок, полученных с помощью индивидуальных дозиметров ДВГН-01, для пом. 62 зд. 120 индивидуальная доза – 26 мЗв за 268 ч, что в 5 раз меньше оценок, полученных с помощью ДВГН-01. Основная погрешность измерения дозы от нейтронов индивидуального дозиметра ДВГН-01 составляет не более ± 15 %. Таким образом, разница в значениях индивидуальных дозиметров и принятого значения не может быть объяснена погрешностью измерений, а заключается в отличии отклика индивидуального дозиметра от величины индивидуального эквивалента дозы.

5. Выводы

1. Нейтронное излучение на объектах АО «ГНЦ НИИАР» может вносить от 1 (крышка реактора РБТ-6) до 98 % (облученные материалы в ГК) в суммарную дозу. Средняя энергия нейтронного излучения варьируется в диапазоне от 10 эВ (пом. 172 зд. 120) до 1 МэВ (крышка реактора СМ-3).

2. На крышке реактора СМ-3 присутствует направленное нейтронное поле. Так, на передней плоскости фантома создается 56 % от суммарной дозы по всем направлениям, на задней поверхности, напротив, только 5 %, что соответствует минимуму. Аналогичная ситуация наблюдается для измерений в пом. 62 зд. 120.

3. Показано, что в условиях облучения в точке на крышке реактора СМ-3 индивидуальная доза за счет облучения нейтронным излучением за 96 ч составила 13,8 мЗв при данных условиях работы установки, что в 1,67 раз меньше оценок, полученных с помощью индивидуальных дозиметров ДВГН-01, для пом. 62 зд. 120 индивидуальная доза – 26 мЗв за 268 ч, что в 5 раз меньше оценок, полученных с помощью ДВГН-01.

4. Выполненные исследования спектра энергий нейтронов и анизотропии нейтронного поля на рабочих местах позволяют обосновать поправочные коэффициенты для адекватной оценки индивидуальной дозы работников АО «ГНЦ НИИАР».

6. Благодарности

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации (грант № МК-4027.2021.4).

7. Список литературы

1. Individual neutron monitoring in workplaces with mixed neutron/photon radiation / T. Bolognese-Milsztajn, D. Bartlett, M. Boschung [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2004. – Vol. 110, Issue 1 – 4. – P. 753–758.
2. Evaluation of individual dosimetry in mixed neutron and photon radiation fields (EVIDOS). Part I: scope and methods of the project / F. d'Errico, D. Bartlett, T. Bolognese-Milsztajn [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1 – 4. – P. 275–280.
3. Evaluation of individual dosimetry in mixed neutron and photon radiation fields (EVIDOS). Part II: conclusions and recommendations / H. Schuhmacher, D. Bartlett, T. Bolognese-Milsztajn [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1 – 4. – P. 281–284.
4. Direction distributions of neutrons and reference values of the personal dose equivalent in workplace fields / M. Luszik-Bhadra, T. Bolognese-Milsztajn, M. Boschung [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1-4. – P. 364–368.
5. Energy and direction distribution of neutrons in workplace fields: implication of the results from the EVIDOS project for the set-up of simulated workplace fields / M. Luszik-Bhadra, V. Lacoste, M. Reginatto, A. Zimbal // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 126, Issue 1 – 4. – P. 151–154.
6. *Park, H.* Neutron Spectrum Measurement at the Workplace of Nuclear Power Plant with Bonner Sphere Spectrometer / H. Park, J. Kim, K. Choi // *J. of Nuclear Science and Technology*. – 2014. – Vol. 45. – P. 298–301.
7. Characterisation of mixed neutron–photon workplace fields at nuclear facilities by spectrometry (energy and direction) within the EVIDOS project / M. Luszik-Bhadra, D. Bartlett, T. Bolognese-Milsztajn [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 124, Issue 3. – P. 219–229.
8. Neutron measurements in the Vandellos II nuclear power plant with a Bonner sphere system / F. Fernandez, M. Bakali, M. Tomas [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2004. – Vol. 110, Issue 1 – 4. – P. 517–521.
9. *Rimpler, A.* Bonner sphere neutron spectrometry at spent fuel casks / A. Rimpler // *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A*. – 2002. – Vol. 476. – P. 468–473.
10. Bonner sphere neutron spectrometry at nuclear workplaces in the framework of the EVIDOS project / V. Lacoste, M. Reginatto, B. Asselineau, H. Muller // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1-4. – P. 304–308.
11. Measurement of energy and directional distribution of neutron fluence inside a nuclear power plant / M. Luszik-Bhadra, D. Derbau, G. Hallfarth [et al.] // *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A*. – 2002. – Vol. 476. – P. 457–462.
12. Измерение спектров нейтронного излучения на рабочих местах разделительного производства завода по обогащению урана / А. Г. Алексеев, С. А. Глазунов, П. Ф. Масляев // *АНРИ*. – 2005. – № 4. – С. 49–50.
13. Измерение спектров нейтронного излучения при пуске 3-го блока Калининской АЭС / А. Г. Алексеев, Е. В. Косьяненко, О. В. Суманев, В. П. Крючков // *АНРИ*. – 2006. – № 2. – С. 55–61.
14. *Алексеев, А. Г.* Спектры нейтронов на рабочих местах персонала Балаковской АЭС / А. Г. Алексеев, П. А. Алексеев // *Евразийский Союз Ученых. Технические науки*. – 2020. – Т. 70, № 2. – С. 20–26.
15. Исследование характеристик нейтронного излучения на ядерно-физических установках для методической поддержки ИДК : Препринт ИФВЭ 2003-9 / А. Г. Алексеев, Н. Н. Бараненков, Г. И. Бритвич [и др.]. – Протвино : ИФВЭ, 2003. – 12 с.
16. Study of neutron energy and directional distribution at the Beloyarsk NPP selected workplaces / M. Pyshkina, A. Vasilyev, A. Ekinin [et al.] // *Nuclear Engineering and Technology*. – 2021. – Vol. 53, Issue 5. – P. 1723–1729.
17. Дозиметрия нейтронного излучения на рабочих местах персонала АО «Институт реакторных материалов» / М. Д. Пышкина, А. В. Васильев, А. А. Екидин [и др.] // *Радиационная гигиена*. – 2021. – Т. 14. – № 2. – С. 89–99.
18. Патент № 2022617370 Российская Федерация. В3S (Bonner Sphere Spectrometer Software): № 2022617370 : заявл. 12.04.2022 : опубл. 20.04.201922 / В. В. Бутыгин, М. Д. Пышкина, А. В. Васильев; заявитель ИПЭ УрО РАН. – 1 с.

Сведения об авторах:

Пышкина Мария Дмитриевна, м. н. с. Радиационной лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, д. 20. Эл. почта: maria1pyshkina@gmail.com.

Васильев Алексей Владимирович, канд. техн. н., заведующий Радиационной лабораторией Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, д. 20.

Екидин Алексей Акимович, канд. физ.-мат. н., в. н. с. Радиационной лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, д. 20.

Назаров Евгений Игоревич, м. н. с. Радиационной лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, д. 20.

Авдонин Василий Вячеславович, начальник управления, Акционерное общество «Государственный научный центр – Научно-исследовательский институт атомных реакторов», Димитровград, Ульяновская область, Россия.

NEUTRONS OF REACTOR INSTALLATIONS JSC «SSC RIAR»

M. D. Pyshkina ¹, A. V. Vasilyev ¹, A. A. Ekidin ¹ E. I. Nazarov ¹, V. V. Avdonin ²

¹ Institute of Industrial Ecology UB RAS, Ekaterinburg, Russia

² JSC "SSC RIAR", Dimitrovgrad, Russia

Measurements of the energy distribution of the flux density and the anisotropy of neutron radiation were carried out at the workplaces of the personnel of JSC "MCP RIAR" in the premises of bld. 106 and building. 120. At workplaces there are neutron fields both with a high component of fast neutrons (SM-3 cover) and low-energy fields behind biological protection. Taking neutron anisotropy into account, the reference value Hp (10) was calculated using the conversion factors from flux density to individual dose equivalent hp (10, ϑ) for each of 4 angles (0° , $\pm 90^\circ$ and 180°). The obtained values were compared with the readings of individual dosimeters to determine the correction factors for a particular workplace. This paper presents results that demonstrate the complexity and thoroughness required for measurements in neutron fields at workplaces. Knowledge of the characteristics of neutron energy and their directional distribution is important for ensuring the safety of radiation-hazardous objects.

Key words: energy distribution of neutron flux density; anisotropy; cite-specific coefficients.

References

1. Individual neutron monitoring in workplaces with mixed neutron/photon radiation / T. Bolognese-Milsztajn, D. Bartlett, M. Boschung [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2004. – Vol. 110, Issue 1-4. – P. 753–758.
2. Evaluation of individual dosimetry in mixed neutron and photon radiation fields (EVIDOS). Part I: scope and methods of the project / F. d'Errico, D. Bartlett, T. Bolognese-Milsztajn [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1 – 4. – P. 275–280.
3. Evaluation of individual dosimetry in mixed neutron and photon radiation fields (EVIDOS). Part II: conclusions and recommendations / H. Schuhmacher, D. Bartlett, T. Bolognese-Milsztajn [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1 – 4. – P. 281–284.
4. Direction distributions of neutrons and reference values of the personal dose equivalent in workplace fields / M. Luszik-Bhadra, T. Bolognese-Milsztajn, M. Boschung [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1-4. – P. 364–368.
5. Energy and direction distribution of neutrons in workplace fields: implication of the results from the EVIDOS project for the set-up of simulated workplace fields / M. Luszik-Bhadra, V. Lacoste, M. Reginatto, A. Zimbal // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 126, Issue 1 – 4. – P. 151–154.
6. *Park, H.* Neutron Spectrum Measurement at the Workplace of Nuclear Power Plant with Bonner Sphere Spectrometer / H. Park, J. Kim, K. Choi // *Journal of Nuclear Science and Technology*. – 2014. Vol. 45. – P. 298–301.
7. Characterisation of mixed neutron–photon workplace fields at nuclear facilities by spectrometry (energy and direction) within the EVIDOS project / M. Luszik-Bhadra, D. Bartlett, T. Bolognese-Milsztajn [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 124, Issue 3. – P. 219 – 229.
8. Neutron measurements in the Vandellos II nuclear power plant with a Bonner sphere system / F. Fernandez, M. Bakali, M. Tomas [et al.] // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2004. – Vol. 110, Issue 1-4. – P. 517–521.
9. *Rimpler, A.* Bonner sphere neutron spectrometry at spent fuel casks / A. Rimpler // *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A*. – 2002. – Vol. 476. – P. 468–473.
10. Bonner sphere neutron spectrometry at nuclear workplaces in the framework of the EVIDOS project / V. Lacoste, M. Reginatto, B. Asselineau, H. Muller // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – Vol. 125, Issue 1 – 4. – P. 304–308.
11. Measurement of energy and directional distribution of neutron fluence inside a nuclear power plant / M. Luszik-Bhadra, D. Derbau, G. Hallfarth [et al.] // *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A*. – 2002. – Vol. 476. – P. 457–462.
12. Measurement of neutron radiation spectra at workplaces of separation production of a uranium enrichment plant / A. G. Alekseev, S. A. Glazunov, P. F. Maslyayev // *ANRI*. – 2005. – Vol. 4. – P. 49–50.
13. Measurement of the spectra of neutron radiation during the start-up of the 3rd unit of the Kalinin NPP / A. G. Alekseev, E.V. Kosyanenko, O.V. Sumaneev, V.P. Kryuchkov // *ANRI*. – 2006. – Vol. 2. – P.55–61.
14. *Alekseev, A. G.* Neutron Spectra at the Workplaces of the Balakovo NPP Personnel / A. G. Alekseev, P. A. Alekseev // *Eurasian Union of Scientists. Technical science*. – 2020. – Vol. 70, Issue 2. – P. 20–26.
15. Investigation of the characteristics of neutron radiation at nuclear physics facilities for methodological support of IDK : Preprint IHPE 2003-9 / A. G. Alekseev, N. N. Baranenkov, G. I. Britvich [et al.] – Protvino : IHPE, 2003. – 12 p.
16. Study of neutron energy and directional distribution at the Beloyarsk NPP selected workplaces / M. Pyshkina, A. Vasilyev, A. Ekidin [et al.] // *Nuclear Engineering and Technology*. – 2021. – Vol. 53, Issue 5. – P. 1723–1729.
17. Neutron dosimetry at workplaces of JC “Institute of nuclear materials” / M. D. Pyshkina, A. V. Vasilyev, A. A. Ekidin [et al.] // *Radiatsionnaya Gygiena*. – 2021. – Vol. 14. – № 2. – P. 89–99.
18. Patent No. 2022617370 Russian Federation. B3S (Bonner Sphere Spectrometer Software) : No. 2022617370 : Appl. 04/12/2022 : publ. 04/20/201922 / V. V. Butygin, M. D. Pyshkina, A. V. Vasiliev; applicant IPE UB RAS. – 1 s.

УДЕЛЬНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОБРАЗОВАНИЯ ТВЕРДЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НА АТОМНЫХ СТАНЦИЯХ PWR И BWR

Д. Д. Десятов¹, Д. А. Терентьев², А. С. Фадеева², А. А. Екидин¹, М. Д. Пышкина¹

¹ *Институт промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия*

² *Уральский федеральный университет им. первого Президента России Б.Н. Ельцина г. Екатеринбург, Россия*

В статье показаны различия удельных показателей образования радиоактивных отходов при производстве электроэнергии на АЭС двух наиболее распространенных в мире типов реакторных установок PWR и BWR. Удельный показатель специфичен для каждой АЭС и демонстрирует образование каждой категории радиоактивных отходов при производстве электроэнергии в единицах активности и/или объема радиоактивных отходов на единицу выработанной электроэнергии (ГБк/ГВт·ч) и ($\text{м}^3/\text{ГВт}\cdot\text{ч}$). Из опубликованных данных об образовании радиоактивных отходов АЭС США за период 2005–2020 гг. получены средние и медианные значения годовых удельных показателей образования радиоактивных отходов для каждой АЭС с учетом типа реакторных установок. Наибольшие значения удельных показателей практически для всех категорий РАО оказались характерны для АЭС с реакторными установками BWR. Медианы удельных показателей твердых РАО на АЭС PWR и BWR по принятым в США классам a, b, c, d равны $6,00\cdot 10^{-1}$ ($1,80\cdot 10^{-3}$), $4,82\cdot 10^{-3}$ ($2,13\cdot 10^{-2}$), $1,70\cdot 10^0$ ($1,05\cdot 10^{-4}$), $2,30\cdot 10^{-4}$ ($1,80\cdot 10^{-3}$) ГБк/ГВт·ч ($\text{м}^3/\text{ГВт}\cdot\text{ч}$). АЭС с реакторными установками типа BWR характеризуются большим значением удельных показателей (ГБк/ГВт·ч) и ($\text{м}^3/\text{ГВт}\cdot\text{ч}$).

Ключевые слова: радиоактивные отходы, удельный показатель, атомная электростанция, реакторная установка.

1. Введение

Решение задачи безопасного обращения с накопленными ранее и образующимися в настоящее время РАО во многом определяет масштаб и интенсивность развития радиационных и ядерных технологий в каждой стране. Минимизация образования радиоактивных отходов на всех стадиях эксплуатации АЭС является актуальной задачей для любого государства, в котором строятся и/или эксплуатируются атомные электростанции. Обмен информацией, объединение усилий различных стран позволяют повышать эффективность и результативность мер обеспечения безопасности при обращении с РАО. Объединенная конвенция МАГАТЭ о безопасности обращения с отработавшим топливом и с радиоактивными отходами в числе приоритетных целей мирового сообщества предусматривает достижение и поддержку высокого уровня безопасности на всех этапах обращения с РАО на основе не только национальных мер, но и укрепления международного сотрудничества [1]. Объединенная конвенция рекомендует государствам стремиться к минимизации образования радиоактивных отходов, это основной элемент национальной политики в области обращения с радиоактивными отходами [1]. Мероприятия по минимизации образования радиоактивных отходов должны затрагивать все этапы жизненного цикла объектов использования атомной энергии [2–4].

Для оценки устойчивости национальных ядерно-энергетических систем МАГАТЭ предлагает применение методологии INPRO. Согласно базовому принципу методологии INPRO проекты новых АЭС должны быть более безопасны для персонала, населения и окружающей среды, чем сопоставимые атомные электростанции, эксплуатируемые в настоящее время [5–7]. Повышение безопасности может быть достигнуто предотвращением или уменьшением образования РАО. В контексте обращения с РАО методология INPRO предлагает реализацию требований по минимизации, классификации и категоризации РАО [7].

Понимая объективную зависимость количества образования РАО от масштаба и интенсивности применения радиоактивных и ядерных материалов, методология INPRO рекомендует сводить к минимуму прежде всего удельные характеристики образования РАО. Оценка удельных характеристик предлагает использовать количественные показатели величин РАО, такие как активность, объем, масса и т. д., отнесенные к единице продукции или вырабатываемой энергии [5, 7]. Анализ соблюдения базового принципа методологии INPRO выполняется путем сравнения удельных показателей образования РАО проектируемых электростанций с действующими АЭС. Для подтверждения базового принципа методологии INPRO необходимо, чтобы удельный показатель образования РАО проектируемых энергоблоков обоснованно не превышал этот показатель действующих в настоящее время АЭС. Такое обоснование может быть выполнено посредством анализа статистически значимого количества данных по всем образованным РАО при производстве электроэнергии на АЭС с наиболее распространенными типами реакторных установок.

На 2021 г. в мире эксплуатируется 443 энергетических реактора и примерно 82 % из них оснащены ядерными энергетическими установками (ЯЭУ) типа PWR и BWR, на долю которых приходится 89 % установленной мощности среди всех АЭС мира [8]. Наибольшее количество действующих реакторов в мире эксплуатируется в США – 93 энергоблока АЭС, из них 62 энергоблока с реакторными установками PWR и 31 энергоблок с реакторными установками BWR. Средний возраст ядерных энергоблоков США – 43 года. Существующая практика в США предполагает выдачу лицензий органом ядерного регулирования на эксплуатацию реакторов в течение 40 лет, после чего могут продлевать срок до 20 лет [9]. Большинство АЭС США уже проработали первый сорокалетний интервал времени и продлили свои лицензии на эксплуатацию. Несколько ЯЭУ к 2029 г. приблизятся к концу первого 20-летнего продления и будут стремиться продлить свои лицензии во второй раз еще на 20 лет.

Открытые отчеты Комиссии по ядерному регулированию (NRC) США за 2005–2020 гг. содержат ежегодные сведения об объемах, активности и радионуклидному составу образованных РАО на каждой АЭС. Анализ значительного количества данных за протяженный период эксплуатации АЭС с наиболее распространенными в мире реакторными установками позволяет получить представительные результаты удельных показателей образования РАО для ныне эксплуатируемых АЭС. В будущем это позволит обосновать значения удельных показателей образования РАО на проектируемых АЭС в целях соблюдения базового принципа методологии INPRO.

Несмотря на общие глобальные цели, в истории многих стран были длительные периоды монополии государств на обращение с радиоактивными и ядерными материалами, что препятствовало международному сотрудничеству в этой области [10]. Это обстоятельство до сих пор определяет различие национальных подходов к набору системных элементов, а также к взаимосвязям, установленным между этими элементами в структурах, описывающих системы

обращения с РАО в различных странах [11]. Национальная система классификации и категоризации РАО в США имеет в основе уникальные принципы отнесения материалов к радиоактивным отходам, но опирается на систему, основанную на источниках их образования [12]. Это обстоятельство не позволяет однозначно сопоставить количественные данные об образовании РАО на АЭС США с классами и категориями, рекомендуемыми МАГАТЭ [13]. С другой стороны, детальная информация об активности и радионуклидном составе РАО по каждому пути образования РАО при нормальной эксплуатации АЭС сама по себе представляет ценность, которая не может быть получена из обобщенных отчетных данных годового образования РАО в других странах, реализующих рекомендации МАГАТЭ по классификации и категоризации РАО.

2. Материалы и методы

Выбор численных значений ежегодного образования РАО при нормальной эксплуатации АЭС для фиксирования достигнутых уровней в действующих АЭС выполнен на основе сформированной электронной базы данных открытых ежегодных отчетов за период 2005–2020 гг. по обращению с РАО на 65 АЭС США. Анализировались данные по объему и суммарной активности РАО за каждый год в рассматриваемый 16-летний период. Для каждой в отдельности АЭС сформированы подвыборки отношений годового объема каждого класса РАО к годовому производству электроэнергии ($\text{м}^3/\text{ГВт}\cdot\text{ч}$) и подвыборки отношений годовой суммарной активности каждого класса РАО к годовому производству электроэнергии ($\text{ГБк}/\text{ГВт}\cdot\text{ч}$). Данные о производстве электроэнергии каждой АЭС за каждый год в период 2005 – 2020 гг. как сумма электроэнергии, произведенной каждой АЭС, получены из информационной системы по энергетическим реакторам МАГАТЭ (PRIS) [8].

Официальные ежегодные отчеты всех действующих АЭС США, размещенные в открытом доступе, содержат сведения о четырех классах твердых РАО [14]:

- a. отходы жидкостных систем – отработавшие ионообменные смолы, кубовые остатки от упаривания или электрохимической очистки низкоактивных вод;
- b. сухие твердые отходы – сухие прессуемые отходы, радиоактивно загрязненное оборудование;
- c. сухие твердые отходы – элементы конструкций с наведенной активностью, управляющие стержни;
- d. прочие сухие твердые отходы – промасленные материалы, шлам сточных вод, фильтры, почва.

Представленные четыре класса твердых радиоактивных отходов (ТРО) по действующей в США системе классификации РАО относятся к низкоактивным отходам (low-level waste – LLW). Указанные четыре класса РАО рассматриваются отдельно от:

- высокоактивных отходов и отходов переработки облученного топлива, содержащих продукты деления (high-level waste – HLW);
- отработанного ядерного топлива (spent nuclear fuel – SNF);
- трансурановых отходов, не входящих в класс HLW, но содержащих материалы с трансурановыми элементами (атомный номер выше 92) концентрацией свыше 10 нКи/г или содержащие альфа-излучающие трансурановые элементы с периодом полураспада свыше 20 лет и с концентрацией свыше 100 нКи/г (transuranic waste – TRU) [11].

Сформированная выборка содержит 4 592 записи данных о годовых объемах ($\text{м}^3/\text{год}$) и активности РАО ($\text{Бк}/\text{год}$) для всех атомных станций США, образующихся при

штатной работе АЭС. При формировании выборки не учитывались данные о РАО от выведенных после 2005 г. из эксплуатации АЭС. Ежегодные данные по отдельным классам РАО за некоторые периоды представлены в ежегодных отчетах фрагментарно. Генеральная совокупность данных по 65 атомным станциям за 16 лет по каждому классу РАО должна содержать 1 040 записей об объемах и столько же об активности образованных отходов. В контексте классов РАО табл. 1 содержит характеристику полноты данных соответствующих генеральных совокупностей, представленных в открытых отчетах 65 АЭС США.

Таблица 1. Полнота генеральных совокупностей данных о РАО АЭС США [14]

Класс РАО	Данные о ежегодном объеме	Данные о ежегодной активности
a	93,8 %	95,3%
b	98,2 %	98,3%
c	14,6 %	14,1%
d	49,0 %	51,4%

Максимальное количество записей относится к классу b и классу a. Минимальное наполнение генеральной совокупности данных об объеме и активности представлено по облученным компонентам, управляющим стержням (класса c) и РАО в виде промасленных материалов, шламов сточных вод, фильтров, почвы (класса d), что, вероятно, связано с периодичным характером их образования.

На основе данных МАГАТЭ (PRIS) [8] сформирована выборка, содержащая 1 040 записей данных о годовом производстве электроэнергии каждой рассматриваемой АЭС за период 2005–2020 гг. Общее количество произведенной электроэнергии за наблюдаемый период составило 12 752 932 ГВт·ч. Ежегодное производство электроэнергии на АЭС США меняется год к году (рис.1).

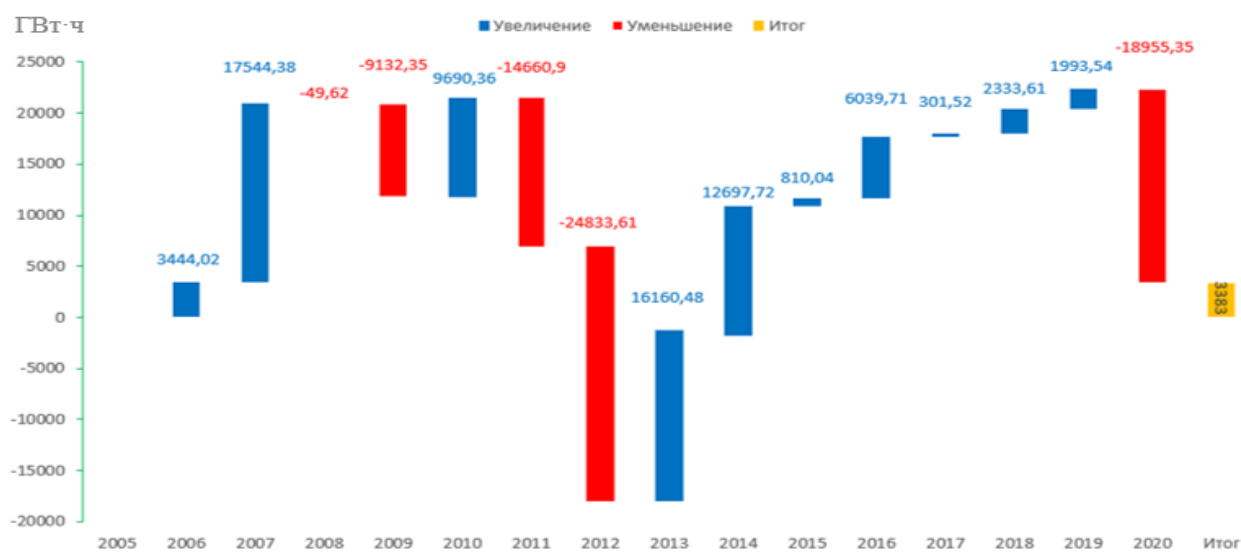


Рис. 1. Динамика производства электроэнергии на АЭС США за 2005–2020 гг. [8]

За рассмотренный период произошло два цикла снижения и увеличения годового производства электрической энергии на АЭС США. За 16 лет прирост электроэнергии составил меньше 0,5 % (рис.1). В рассмотренный период доля выработки электроэнергии на АЭС в сравнении с другими источниками производства электроэнергии в США оставалась практически одинаковой, около 19 % [8].

Для реализации базового принципа методологии INPRO в контексте минимизации отходов необходимо определить в проектах новых АЭС реально достижимые численные критерии образования РАО, не превышающие достигнутые аналогичные значения современных эксплуатируемых атомных станций. Устанавливать такие значения в формате абсолютных величин объема и активности РАО не корректно, т. к. не будут учтены важные параметры каждого энергоблока, влияющие на образование РАО: выработка электрической энергии, продолжительность остановки реакторной установки, тепловая и электрическая мощность энергоблока и т. д. Удобным критерием для сравнения существующих практик являются удельные показатели образования РАО, а именно удельный показатель объема и удельный показатель активности конкретной АЭС, приведенные к годовому производству электроэнергии рассматриваемой электростанции. Для формализации расчетов и анализа полученных данных вводятся следующие условные обозначения:

V_{ijk} – объем ежегодного образования РАО i -й АЭС, j -го класса РАО за k -й год наблюдения, м³;

A_{ijk} – активность ежегодного образования РАО i -й АЭС, j -го класса РАО за k -й год наблюдения, ГБк;

E_{ik} – годовое производство электроэнергии i -й АЭС за k -й год наблюдения, ГВт·ч;

S_{ijk} – удельный показатель годового объема РАО i -й АЭС, j -го класса РАО за k -й год наблюдения, м³/ГВт·ч;

Z_{ijk} – удельный показатель годовой активности РАО i -й АЭС, j -го класса РАО за k -й год наблюдения, ГБк/ГВт·ч;

Ежегодные значения V_{ijk} , A_{ijk} и E_{ik} – исходные данные для анализа и расчета средних и медианных значений, а также искомым величин S_{ijk} и Z_{ijk} .

Расчет искомой величины S_{ijk} для i -й АЭС выполняется по всем доступным данным j -го класса РАО за k -й год наблюдения (1):

$$S_{ijk} = \frac{V_{ijk}}{E_{ik}} \quad (1)$$

Расчет искомой величины Z_{ijk} для i -й АЭС выполняется по всем доступным данным j -го класса РАО за k -й год наблюдения (2):

$$Z_{ijk} = \frac{A_{ijk}}{E_{ik}} \quad (2)$$

Каждое отдельное значение S_{ijk} и Z_{ijk} специфично и характеризует объем и активность образования РАО на конкретной АЭС, конкретного класса в конкретный год на каждый ГВт·ч произведенной электроэнергии. По генеральной совокупности всех значений S_{ijk} в целом без учета типа реакторных установок $\{S_{ijk}\}$ определяются средние значения \bar{S}_j и медианное значение $\langle S_j \rangle$ удельных показателей объема для j -го класса РАО. Аналогично по генеральной совокупности всех значений Z_{ijk} в целом без учета типа реакторных установок $\{Z_{ijk}\}$ определяются средние значения \bar{Z}_j и медианное значение $\langle Z_j \rangle$ удельных показателей активности для j -го класса РАО.

Из всей совокупности значений $\{S_{ijk}\}$ и $\{Z_{ijk}\}$ сформированы подвыборки по типу реакторной установки – $\{S_{ijk}\}_{PWR}$ и $\{Z_{ijk}\}_{PWR}$ для АЭС с реакторными установками типа PWR и $\{S_{ijk}\}_{BWR}$ и $\{Z_{ijk}\}_{BWR}$ для АЭС с реакторными установками типа BWR. Для каждой подвыборки и всей совокупности получены оценки медиан годовых удельных показателей образования РАО $\langle S_j \rangle$, $\langle S_j \rangle_{PWR}$, $\langle S_j \rangle_{BWR}$ и $\langle Z_j \rangle$, $\langle Z_j \rangle_{PWR}$, $\langle Z_j \rangle_{BWR}$.

3. Результаты

Анализ исходных данных показал, что суммарный объем ежегодного образования РАО четырех рассматриваемых классов не остается постоянным год к году и характеризуется разнонаправленной динамикой. На рис. 2 приводится изменение объема РАО год к году в сравнении с объемом образованных РАО на всех АЭС США в 2005 г.

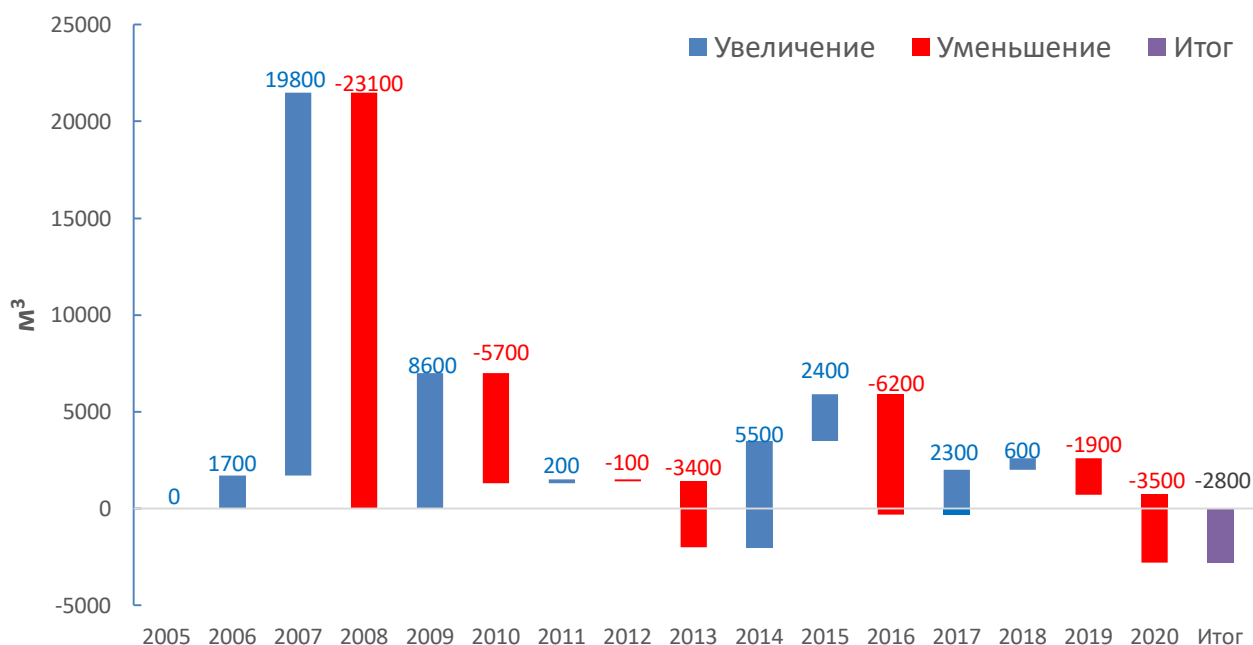


Рис. 2. Динамика объема образования РАО год к году на АЭС США с 2005 по 2020 г.

За рассмотренный период 2005–2020 гг. выделяется один год (2007 г.) по резкому увеличению объема сформированных РАО. Динамика ежегодной активности по сумме всех классов РАО, сформированных на всех АЭС, в сравнении с объемом образованных РАО на всех АЭС в 2005 г. представлена на рис. 3.

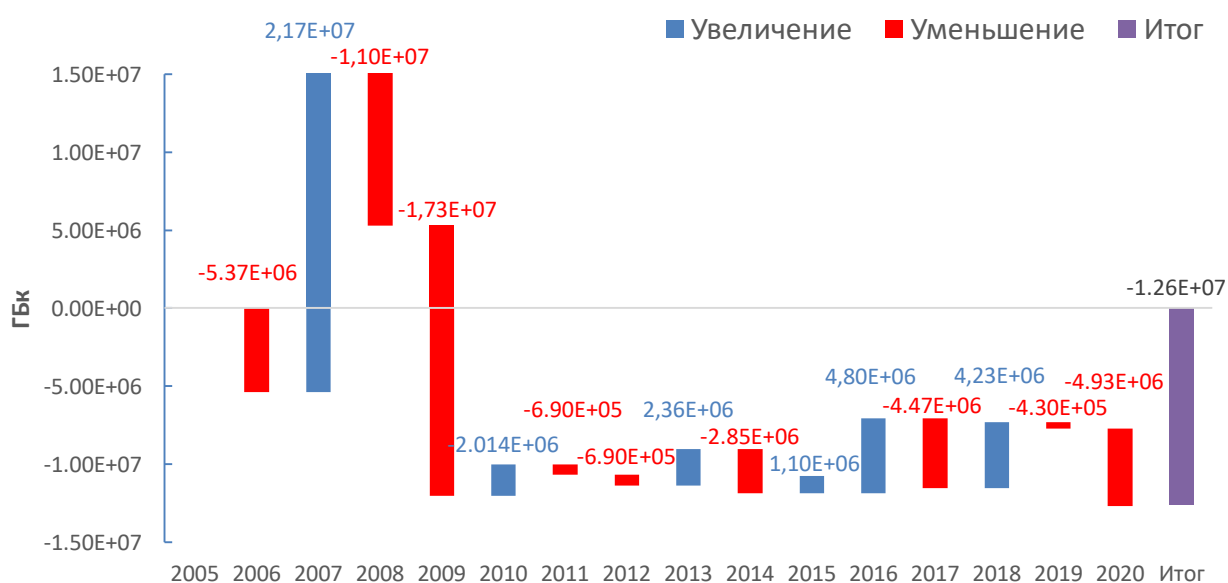


Рис. 3. Динамика активности РАО год к году на АЭС США с 2005 по 2020 г.

Суммарная активность РАО за каждый отдельный год всех АЭС год к году изменяется разнонаправленно и часто несинхронно с динамикой образованного объема РАО. Следует отметить резкое увеличение суммарной активности РАО в 2007 г., синхронно с резким ростом суммарного объема РАО. За рассматриваемый шестнадцатилетний период в различные годы 8 раз наблюдался рост объема и 6 раз рост активности ежегодного образования РАО всеми АЭС США. Только за три года (2007, 2015 и 2018) увеличение объема ежегодного образования РАО сопровождалось ростом суммарной активности отходов. За десять различных лет снижения суммарной активности по всем классам РАО синхронное изменение годового объема и активности происходило лишь в половине случаев. Такие наблюдения позволяют сделать предположение об отсутствии прямой зависимости между суммарной активностью и суммарным объемом ежегодно образующихся всех классов РАО.

Вклад в суммарный объем и суммарную активность твердых РАО специфичен для каждого рассматриваемого класса отходов. Структура ТРО по объему и активности образованных отходов на всех АЭС США за период 2005–2020 гг. представлена в табл. 2.

Таблица 2. Структура твердых отходов по классам РАО образованных отходов на всех АЭС США за период 2005–2020 гг.

Класс РАО	Объем РАО, м ³	Доля в суммарном объеме	Активность ТРО, ГБк	Доля в суммарной активности
<i>a</i>	39 000	9,3 %	$1,51 \cdot 10^7$	14,7 %
<i>b</i>	347 000	82,3 %	$4,19 \cdot 10^5$	0,4 %
<i>c</i>	2 140	0,5 %	$8,65 \cdot 10^7$	84,0 %
<i>d</i>	33 300	7,9 %	$9,98 \cdot 10^5$	1,0 %

Вклад каждого класса в суммарный объем образованных РАО распределен следующим образом: $b > a > d > c$. В суммарном объеме твердых РАО сухие прессуемые отходы и радиоактивно загрязненное оборудование (класс *b*) занимают подавляющее большинство. Вклад каждой категории в суммарную активность образованных РАО распределен следующим образом: $c > a > d > b$. Несмотря на то, что не менее 99,5 % объема РАО от АЭС США приходится на классы *a*, *b* и *d*, вклад в суммарную активность этих классов не превышает 17 %. Облученные компоненты и управляющие стержни (класс *c*) вносят наибольший вклад в суммарную активность РАО, но доля в суммарном объеме данного класса составляет не более 0,5 %.

За период 2005–2020 гг. АЭС с реакторными установками (далее РУ) PWR произвели 8 414 385 ГВт·ч (66 %) электроэнергии, а АЭС с РУ BWR – 4 338 548 ГВт·ч (34 %) электроэнергии. Ожидание вклада АЭС с различным типом РУ в суммарный объем ТРО (м³) пропорционально произведенной электроэнергии не оправдался. Анализ данных сформированной выборки показывает обратную ситуацию (рис. 4). Вклад АЭС с РУ типа BWR в общий объем РАО (м³) всех классов, за исключением сухих прессуемых отходов и радиоактивно загрязненного оборудования (класс *b*), превышает вклад АЭС с РУ типа PWR.

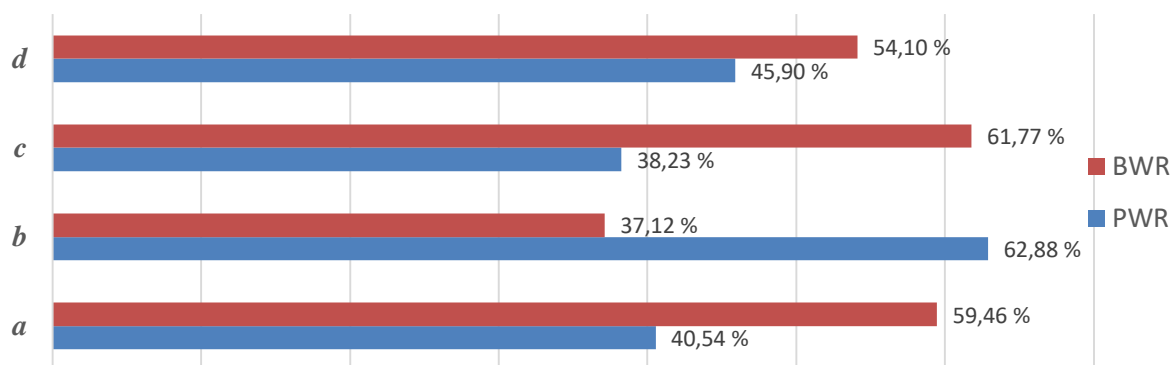


Рис. 4. Вклад АЭС с РУ различного типа в объем каждого класса РАО за период 2005–2020 гг.

Анализ данных по суммарной активности каждого класса РАО с учетом АЭС различных типов РУ показал, что вклад в суммарную активность также не пропорционален вкладу в произведенную электроэнергию (рис.5).

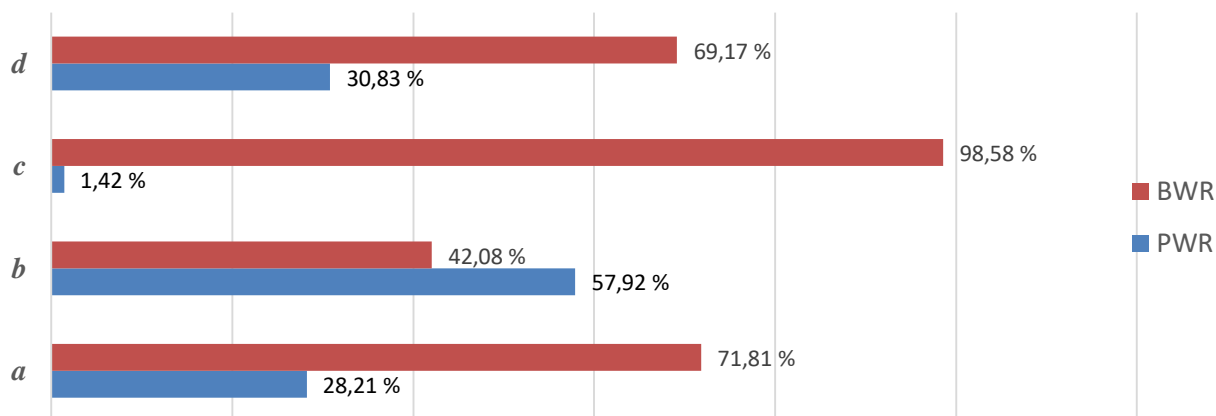


Рис. 5. Вклад АЭС с РУ различного типа в суммарную активность РАО за период 2005–2020 гг.

Вклад АЭС с РУ типа BWR в формирование сухих прессуемых РАО и радиоактивно загрязненного оборудования (класс b) меньше вклада АЭС с РУ типа PWR. По остальным классам отходов АЭС с РУ типа BWR лидирует по суммарной активности образованных РАО за рассмотренный период.

Полученные результаты ежегодных средних и медианных значений абсолютных величин активности и объема каждого класса РАО в отдельности представлены в табл. 3.

Таблица 3. Среднее и медианное значения ежегодного объема РАО АЭС США за период 2005–2020 гг.

Класс РАО	Ежегодный объем РАО, м ³		Ежегодная активность РАО, ГБк	
	Среднее значение	Медиана	Среднее значение	Медиана
a	42,6	21,6	$1,96 \cdot 10^4$	$6,96 \cdot 10^3$
b	$3,62 \cdot 10^2$	$2,38 \cdot 10^2$	$5,26 \cdot 10^2$	57,5
c	15,1	0,99	$7,59 \cdot 10^5$	$2,69 \cdot 10^4$
d	69,6	1,84	$2,40 \cdot 10^3$	1,89

Средние значения активности и объема всех классов РАО превышают соответствующие медианные значения (табл. 4), отсюда можно сделать вывод, что имеется асимметрия распределения рассматриваемых параметров.

Таблица 4. Среднее и медианное значения удельной активности РАО АЭС США за период 2005 – 2020 гг.

Класс РАО	Удельная активность РАО, ГБк/м ³	
	Среднее значение	Медиана
a	$4,60 \cdot 10^2$	$3,22 \cdot 10^2$
b	1,45	0,24
c	$5,02 \cdot 10^4$	$2,71 \cdot 10^4$
d	$3,45 \cdot 10^1$	1,03

По удельной активности РАО, рассчитанной по медианным и средним значениям, классы отходов расположились в следующей последовательности: $c > a > d > b$.

На основе исходных данных об объеме и активности образования на конкретной АЭС, конкретного класса РАО в конкретный год на каждый ГВт·ч произведенной электроэнергии по формулам (1) и (2) проведен расчет специфических значений S_{ijk} и Z_{ijk} и сформированы совокупности $\{S_{ijk}\}$ и $\{Z_{ijk}\}$ без учета типа реакторных установок. Определены средние значения \bar{S}_j , \bar{Z}_j и медианные значения $\langle S_j \rangle$, $\langle Z_j \rangle$ удельных показателей ежегодного образования для каждого класса РАО. Оценки средних, медиан и квартильных размахов q_1 и q_3 удельных показателей образования РАО для выборок $\{S_{ijk}\}$ и $\{Z_{ijk}\}$ АЭС США всех типов реакторных установок приведены в табл. 5 и 6.

Таблица 5. Статистическое описание годовых удельных показателей объема образования РАО АЭС США за 2005–2020 гг.

Параметр	Класс РАО			
	a	b	c	d
Число наблюдений	916	958	142	478
Среднее \bar{S}_j , м ³ /ГВт·ч	$4,00 \cdot 10^{-3}$	$3,57 \cdot 10^{-2}$	$1,52 \cdot 10^{-3}$	$6,88 \cdot 10^{-3}$
Медиана $\langle S_j \rangle$, м ³ /ГВт·ч	$1,80 \cdot 10^{-3}$	$2,13 \cdot 10^{-2}$	$1,05 \cdot 10^{-4}$	$1,80 \cdot 10^{-3}$
Диапазон S_{ijk} , м ³ /ГВт·ч				
минимум	$2,56 \cdot 10^{-5}$	$8,70 \cdot 10^{-6}$	$5,88 \cdot 10^{-6}$	$2,07 \cdot 10^{-5}$
максимум	$5,44 \cdot 10^{-2}$	4,01	$6,03 \cdot 10^{-2}$	0,14
Квартиль S_{ijk} , м ³ /ГВт·ч				
нижний q_1	$8,30 \cdot 10^{-4}$	$7,22 \cdot 10^{-3}$	$3,19 \cdot 10^{-5}$	$5,24 \cdot 10^{-4}$
верхний q_3	$5,31 \cdot 10^{-3}$	$4,33 \cdot 10^{-2}$	$4,36 \cdot 10^{-4}$	$5,65 \cdot 10^{-3}$

Результаты, представленные в табл. 5 и 6, не учитывают тип реакторных установок.

Таблица 6. Статистическое описание годовых удельных показателей активности РАО АЭС США за 2005 – 2020 гг.

Параметр	Класс РАО			
	a	b	c	d
Число наблюдений	772	796	114	416
Среднее \bar{Z}_j , ГБк/ГВт·ч	1,78	$5,51 \cdot 10^{-2}$	67,6	0,23
Медиана $\langle Z_j \rangle$, ГБк/ГВт·ч	0,60	$4,82 \cdot 10^{-3}$	1,70	$2,30 \cdot 10^{-4}$
Диапазон Z_{ijk} , ГБк/ГВт·ч				
минимум	$2,32 \cdot 10^{-9}$	$6,34 \cdot 10^{-5}$	$2,66 \cdot 10^{-7}$	$1,41 \cdot 10^{-10}$
максимум	$1,98 \cdot 10^2$	7,88	$5,41 \cdot 10^2$	2,06
Квартиль Z_{ijk} , ГБк/ГВт·ч				
нижний q_1	0,20	$1,88 \cdot 10^{-3}$	$4,41 \cdot 10^{-3}$	$1,09 \cdot 10^{-5}$
верхний q_3	1,44	$1,51 \cdot 10^{-2}$	$1,11 \cdot 10^2$	$1,71 \cdot 10^{-2}$

Анализ совокупностей $\{S_{ijk}\}$ и $\{Z_{ijk}\}$ показал существенное превышение средних значений удельных показателей образования РАО \bar{S}_j и \bar{Z}_j над соответствующими медианными значениями $\langle S_j \rangle$, и $\langle Z_j \rangle$. Гипотеза о нормальном распределении удельных показателей образования РАО отклонена по критериям Шапиро – Уилка и Колмогорова – Смирнова [15, 16]. Поэтому для дальнейшего анализа в качестве основных количественных мер удельных показателей образования РАО использовались медианы $\langle S_j \rangle$ и $\langle Z_j \rangle$ как более устойчивые к статистическим выбросам характеристик выборочных данных. Анализ сформированных из генеральных совокупностей $\{S_{ijk}\}$ и $\{Z_{ijk}\}$ двух пар подвыборки, $\{S_{ijk}\}_{PWR}$, $\{Z_{ijk}\}_{PWR}$ для АЭС PWR и $\{S_{ijk}\}_{BWR}$, $\{Z_{ijk}\}_{BWR}$ для АЭС BWR, позволил получить оценки медиан годовых удельных показателей образования РАО $\langle S_j \rangle_{PWR}$, $\langle S_j \rangle_{BWR}$ и $\langle Z_j \rangle_{PWR}$, $\langle Z_j \rangle_{BWR}$ (табл. 7).

Таблица 7. Медианы удельных показателей активности РАО по 65 АЭС США в зависимости от типа РУ

Класс РАО	Медиана удельных показателей объема РАО для типа РУ, м ³ /ГВт·ч		Медиана удельных показателей активности РАО для от типа РУ, Гбк/ГВт·ч	
	PWR	BWR	PWR	BWR
a	$1,19 \cdot 10^{-3}$	$5,14 \cdot 10^{-3}$	0,38	1,14
b	$2,09 \cdot 10^{-2}$	$2,32 \cdot 10^{-2}$	$2,95 \cdot 10^{-3}$	$9,39 \cdot 10^{-3}$
c	$4,78 \cdot 10^{-5}$	$1,56 \cdot 10^{-4}$	$3,36 \cdot 10^{-3}$	79,9
d	$1,38 \cdot 10^{-3}$	$2,70 \cdot 10^{-3}$	$1,00 \cdot 10^{-4}$	$5,44 \cdot 10^{-4}$

Медианные значения удельных показателей активности и объема для всех категорий ТРО для РУ типа BWR превышают соответствующие значения для РУ типа PWR. При производстве равного количества электроэнергии АЭС BWR превосходят АЭС PWR по объему образования РАО:

- в 4,3 раза по отработавшим ионообменным смолам, кубовым остаткам от упаривания или электрохимической очистки низкоактивных вод;
- на 10 % по сухим прессуемым отходам и радиоактивно загрязненному оборудованию;
- в 3,3 раза по элементам конструкций с наведенной активностью и управляющим стержням;
- в 2 раза по промасленным материалам, шламам сточных вод, фильтрам, почве.
- По активности отходов при производстве равного количества электроэнергии АЭС BWR превосходят АЭС PWR:
- в 3 раза по отработавшим ионообменным смолам, кубовым остаткам от упаривания или электрохимической очистки низкоактивных вод;
- в 3,2 раза по сухим прессуемым отходам и радиоактивно загрязненному оборудованию;
- почти в 24 000 раз по элементам конструкций с наведенной активностью и управляющим стержням;
- в 5,4 раза по промасленным материалам, шламам сточных вод, фильтрам, почве.

4. Обсуждение

Данное исследование имеет перспективу дальнейшего применения вычисленных удельных показателей. Полученные результаты позволят в дальнейшем рассмотреть тенденции изменения во времени удельных показателей образования РАО и получить статистические характеристики для всех подвыборок. Результаты анализа позволят установить численные значения удельных показателей для ранжирования практик обращения с РАО по категориям «налучших», «устойчивых» и «наихудших», в свою очередь ранжирование позволит сделать первый шаг к практической реализации методологии INPRO. Для целей соблюдения базового принципа методологии INPRO проекты новых РУ АЭС должны будут иметь удельные показатели активности и объема РАО не хуже, чем медианные значения квартильных размахов «наилучших практик».

5. Выводы

Открытые данные по представительному количеству энергоблоков с двумя самыми распространенными в мире типами реакторных установок (PWR и BWR), находящихся длительный период в эксплуатации, позволили сформировать уникальную базу данных для анализа сложившейся практики и прогноза результативности обращения с РАО, образующимися при нормальной эксплуатации АЭС. Специфика национальной классификации РАО в США, ориентированная на источники формирования РАО, делает возможным определение главных факторов, определяющих объем и активность РАО АЭС.

Анализ данных показал, что вклад в суммарный объем и суммарную активность твердых РАО специфичен для каждого источника образования РАО. Наибольший вклад, не менее 82 %, в суммарный объем РАО всех эксплуатируемых АЭС формируют сухие прессуемые отходы и радиоактивно (поверхностно) загрязненное оборудование (класс b). При этом вклад в суммарную активность РАО этого класса составляет менее 0,5 %. Наибольший вклад, не менее 84%, в суммарную активность РАО формируют элементы конструкций с наведенной активностью и управляющие стержни (класс c). В то же время вклад в суммарный объем РАО этого класса составляет не более 0,5 %. С помощью полученных данных были вычислены средние значения и медианы удельной активности по рассмотренным четырем классам РАО. Наибольшая удельная активность характерна для сухих прессуемых отходов радиоактивно загрязненного оборудования.

Медианные значения удельных показателей активности и объема для всех категорий ТРО для РУ типа BWR превышают соответствующие значения для РУ типа PWR. Вклад АЭС BWR в суммарную активность и суммарный объем РАО за рассмотренный период непропорционально высок для всех классов РАО, за исключением сухих прессуемых отходов и радиоактивно (поверхностно) загрязненного оборудования. Важно отметить, что при производстве около 1/3 электроэнергии в США на АЭС BWR при эксплуатации ядерных установок этого типа формируется почти 2/3 объема и почти 99 % активности отходов класса c.

6. Список литературы

1. Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, INFCIRC/546, IAEA, Vienna (1997); see Second Review Meeting, <http://www-ns.iaea.org/conventions/waste-jointconvention.htm> (дата обращения: 01.09.2022 г.)
2. Политика и стратегии обращения с радиоактивными отходами, № NW-G-1.1, МАГАТЭ, 2012.
3. Predisposal Management of Radioactive Waste from Nuclear Power Plants and Research Reactors, No. SSG-40, МАГАТЭ, 2016.

4. Waste from Innovative Types of Reactors and Fuel Cycles, No. NW-T-1.7, МАГАТЭ, 2019.
5. Guidance for the Application of an Assessment Methodology for Innovative Nuclear Energy Systems. INPRO Manual. V. 1–9. IAEA-TECDOC-1575/Rev.1. Vienna: IAEA, 2008.
6. INPRO Methodology for Sustainability Assessment of Nuclear Energy Systems: Environmental Impact of Stressors. IAEA Nuclear Energy Ser. No. NG-T-3.15, Vienna: IAEA, 2016.
7. INPRO Methodology for Sustainability Assessment of Nuclear Energy Systems: Safety of Nuclear Reactors. INPRO Manual. IAEA-TECDOC-1902. Vienna: IAEA, 2020.
8. OPEX_2021 [Электронный ресурс] // Официальный сайт Международного Агентства по Атомной Энергии. URL: <https://www.iaea.org/PRIS> (дата обращения: 01.10.2021.)
9. PRIS Report. URL: cnpp.iaea.org/countryprofiles/UnitedStatesofAmerica/UnitedStatesofAmerica.htm (дата обращения: 01.09.2022 г.).
10. Новиков, Г. А. Обеспечение безопасности в области использования атомной энергии : учеб. / Г. А. Новиков, О. Л. Ташлыков, С. Е. Щеклеин ; под общей редакцией профессора, доктора технических наук Г. А. Новикова ; Министерство образования и науки Российской Федерации, Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б. Н. Ельцина. – Екатеринбург: Издательство Уральского университета, 2017. – Серия «Учебник УрФУ». – 552 с. – ISBN 978-5-7996-2125-4
11. КЛАССИФИКАЦИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В РФ И США / Д. Д. Десятов, И. С. Батаков, Д. А. Терентьев, А. А. Екидин // Ядерная физика и инжиниринг. – 2020. – 11(5). – С. 251–259. – DOI 10.1134/S2079562920040053
12. Djokić, D. A. Characteristics Based Approach to Radioactive Waste Classification in Advanced Nuclear Fuel Cycles. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy. University of California. Berkeley, 2013.
13. International Atomic Energy Agency, General Safety Guide No. GSG1, Classification of Radioactive Waste, Vienna, 2009.
14. [Электронный ресурс] // Официальный сайт комиссии по лицензированию и выработке стандартов в области ядерной энергии США. – URL: <https://www.nrc.gov/reactors/operating/ops-experience/tritium/plant-info.html> (Дата обращения: 01.09.2022 г.).
15. Критерий согласия: критерий Колмагорова [Электронный ресурс]. URL: <https://nsu.ru/mmfm/tvims/chernova/ms/lec/node45.html> (дата обращения: 20.05.2022).
16. Shapiro, S.S. An analysis of variance test for normality (complete samples) / S.S. Shapiro, M.B. Wilk. – Biometrika. – 1965. Vol. 52, № ¾ – P. 591– 611.

Сведения об авторах:

Десятов Денис Дмитриевич, инженер-исследователь Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия. Эл. почта: desyatovdenis1995@gmail.com.

Терентьев Данила Андреевич, аспирант Уральского Федерального Университета, г. Екатеринбург, Россия.

Фадеева Анастасия Сергеевна, студент Уральского Федерального Университета, г. Екатеринбург, Россия.

Екидин Алексей Акимович, канд. физ.-мат. н., доцент, ведущий научный сотрудник Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия.

Пышкина Мария Дмитриевна, канд. тех. н., научный сотрудник Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия.

SPECIFIC RADIOACTIVE WASTE RATES AT PWR AND BWR NUCLEAR POWER PLANTS

D. D. Desyatov¹, D. A. Terentiev², A. C. Fadeeva², A. A. Ekinin¹, M. D. Pyshkina¹

¹ Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

² Ural Federal University, Ekaterinburg, Russia

The article shows the differences in the specific waste rate generation during the electricity production at NPPs of the two most common types of reactor facilities PWR and BWR in the world. The specific waste rate is special for each NPP and shows the generation of each radioactive waste category during electricity generation in units of activity and/or volume of radioactive waste per unit of electricity generated (GBq/GW·h) and (m³/GW·h). According to published data on the radioactive waste generation from US NPPs for the period 2005-2020 the average and median values of the annual specific waste rates generation for each NPP, taking into account the type of reactor installations, were obtained. The highest values of specific waste rates for almost all categories of radioactive waste were typical for NPPs with BWR reactor installations. The medians of the specific waste rate of solid waste at the BWR NPP according to the classes a, b, c, d adopted in the USA are equal 6,00·10⁻¹ (1,80·10⁻³), 4,82·10⁻³ (2,13·10⁻²), 1,70·10⁰ (1,05·10⁻⁴), 2,30·10⁻⁴ (1,80·10⁻³) GBk/Gwh (m³/Gwh). NPPs with BWR-type reactor plants are characterized by a high value of specific waste rates (GBk/GWh) and (m³/Gwh).

Key words: radioactive waste; specific waste rate; nuclear power plant; reactor facility.

References

1. Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, INFCIRC/546, IAEA, Vienna (1997); see Second Review Meeting, <http://www-ns.iaea.org/conventions/waste-jointconvention.htm> (Accessed: 01.09.2022 г.)
2. Policies and Strategies for Radioactive Waste Management, № NW-G-1.1, IAEA, 2012.
3. Predisposal Management of Radioactive Waste from Nuclear Power Plants and Research Reactors, No. SSG-40, МАГАТЭ, 2016.
4. Waste from Innovative Types of Reactors and Fuel Cycles, No. NW-T-1.7, МАГАТЭ, 2019.
5. Guidance for the Application of an Assessment Methodology for Innovative Nuclear Energy Systems. INPRO Manual. V. 1–9. IAEA-TECDOC-1575/Rev.1. Vienna: IAEA, 2008.
6. INPRO Methodology for Sustainability Assessment of Nuclear Energy Systems: Environmental Impact of Stressors. IAEA Nuclear Energy Ser. No. NG-T-3.15, Vienna: IAEA, 2016.
7. INPRO Methodology for Sustainability Assessment of Nuclear Energy Systems: Safety of Nuclear Reactors. INPRO Manual. IAEA-TECDOC-1902. Vienna: IAEA, 2020.
8. OPEX_2021 [Electronic resource] // Official site of International Atomic Energy Agency. Available at: <https://www.iaea.org/PRIS> (accessed: 01.10.2021.)
9. PRISReport: cnpp.iaea.org/countryprofiles/UnitedStatesofAmerica/UnitedStatesofAmerica.htm (Accessed: 01.09.2022 г.).

10. G. A. Novikov, O. L. Tashlykov, and S. E. Scheklein, Ensuring Safety in the Field of Atomic Energy Use, The School-Book (YuUrGU, Yekaterinburg, 2017) [in Russian].
11. RADIOACTIVE WASTE CLASSIFICATION IN THE RUSSIAN FEDERATION AND THE USA / D. D. Desyatov, I. S. Batakov, D. A. Terentiev, A. A. Ekidin // Nucl. Physics and engineering. – 2020. Vol. 11(5). – P. 251–259. – DOI 10.1134/S2079562920040053
12. Djokić, D. A. Characteristics Based Approach to Radioactive Waste Classification in Advanced Nuclear Fuel Cycles. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy. University of California. Berkeley, 2013.
13. International Atomic Energy Agency, General Safety Guide No. GSG1, Classification of Radioactive Waste, Vienna, 2009.
14. [Electronic resource] // Official site of the United States Nuclear Regulatory Commission. Available at: <https://www.nrc.gov/reactors/operating/ops-experience/tritium/plant-info.html> (Accessed: 01.09.2022 г.).
15. Kriterij soglasiya: kriterij Kolmagorova [Criterion of consent: Kolmogorov criterion]. Available at: <https://nsu.ru/mmfm/tvims/chernova/ms/lec/node45.html> (Accessed: 20.05.2022) (in Russian).
16. Shapiro, S.S. An analysis of variance test for normality (complete samples) / S.S. Shapiro, M.B. Wilk. – Biometrika. – 1965. Vol. 52, № ¾ – P. 591– 611.

СМЕРТНОСТЬ ОТ ЗЛОКАЧЕСТВЕННЫХ НОВООБРАЗОВАНИЙ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ НА ТЕРРИТОРИЯХ ЧЕЛЯБИНСКОЙ, СВЕРДЛОВСКОЙ И КУРГАНСКОЙ ОБЛАСТЕЙ, ПОСТРАДАВШИХ ОТ РАДИАЦИОННЫХ АВАРИЙ

Л. Г. Коньшина¹, А. А. Живодеров^{1,2}

¹ *Институт промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия*

² *Уральский федеральный университет им. первого Президента России Б.Н. Ельцина, г. Екатеринбург, Россия*

С середины XX в. наблюдался неуклонный рост заболеваемости и смертности от рака щитовидной железы (ЩЖ), что в основном является следствием роста загрязнения йодом-131. Основными источниками поступления йода-131 на территории Уральского региона были выбросы комбината «Маяк», испытания ядерного оружия и катастрофа на ЧАЭС. Целью работы является изучение уровней и динамики смертности от злокачественных новообразований ЩЖ в городах и сельских районах трех областей: Челябинской, Курганской и Свердловской, расположенных вблизи комбината «Маяк», за 50-летний период. Наблюдается рост показателей смертности от злокачественных новообразований ЩЖ в 1950–1960-х гг. в Кыштыме и Касли: до 2,3–3,0 на 100 000; в Аргаяшском, Каслинском районах – до 1,2 – 2,1. В Свердловской области наиболее высокие цифры зафиксированы у жителей Синарского района г. Каменска-Уральского: в 1950-х и начале 1960-х гг. до 2,5 на 100 000 населения. В г. Камышлове с середины 1950-х по 1970-е гг. значения колебались от 1,4 до 1,8. В Каменском, Богдановичском и Камышловском районах коэффициенты смертности в 1950–1960-е гг. не превышали 0,9 на 100 000 населения. В городах и сельских районах Курганской области в 1950-е и в 1960-е гг. смертность составляла 0,7–0,8. Установлено статистически значимое превышение шансов умереть от злокачественных новообразований ЩЖ в рассмотренных городах Челябинской и Свердловской области с 1947 по 1976 г. по сравнению с контролем. Превышение риска смерти над контрольными территориями по сельским районам не выявлено. В возрастной структуре смертности на данных территориях наблюдается повышение доли детского и молодого возраста.

Ключевые слова: рак; щитовидная железа; смертность; радиация.

1. Введение

Рак щитовидной железы (ЩЖ) – относительно редкое заболевание. Тем не менее начиная с середины XX в. и по настоящее время эта патология становится все более актуальной. Данные российской и мировой статистики свидетельствуют о неуклонном росте заболеваемости и смертности от рака ЩЖ, который в значительной мере объясняют влиянием средовых факторов – прежде всего радиационного и химического [1, 2]. Определенная роль отводится йодной недостаточности, эндемическому зобу, нарушению иммунитета, наследственности, но главным фактором риска считается ионизирующая радиация. Мировые

коэффициенты смертности в 1950 – 1970 гг. у женщин доходили до 0,9, у мужчин до 0,6 на 100 000 населения. С 1975 по 1988 г. отмечалась некоторая тенденция к снижению, и уровень смертности находился в пределах 0,5 на 100 000 [1, 3]. Злокачественные новообразования ЩЖ у женщин встречаются от 1,5 до 3 раз чаще, чем у мужчин [3–6]. На фоне радиационных аварий частота возникновения рака ЩЖ еще более смещается в сторону женского населения по сравнению с мужским [6]. Известно, что в обычных условиях рак ЩЖ регистрируется в основном у людей пожилого и преклонного возраста: 60 лет и старше. Пик по возрастных показателей смертности локализуется в возрастной группе старше 70 лет. У детей и людей до 40 лет случаи смерти от злокачественных новообразований ЩЖ крайне редки. В то же время на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению (1–2 Ки/км² и выше) учащение случаев злокачественных новообразований ЩЖ сопровождается ростом возникновения рака в молодом возрасте [7, 8]. У детей, которые получили облучение в возрасте до 5 лет, вероятность развития злокачественных новообразований ЩЖ значительно выше, чем при облучении в более позднем возрасте [9–11].

Итак, одной из основных причин роста заболеваемости и смертности от рака ЩЖ является загрязнение радиоактивным йодом.

В Уральском регионе наиболее значимым источником поступления ¹³¹I в атмосферу была деятельность комбината «Маяк». С момента пуска в эксплуатацию первых производственных мощностей по радиохимической переработке облученного топлива и вплоть до 1953 г. наблюдалось резкое увеличение выбросов ¹³¹I в атмосферу, значения возросли с нескольких десятков до 4 000 Ки/мес. Максимального уровня мощность выброса ¹³¹I в атмосферу достигла в конце 1954 г. (5 200 Ки/мес). Начиная с середины 1957 г. вплоть до 1961 г. в динамике мощности выбросов ¹³¹I наблюдалось резкое снижение значений: в продолжение неполных пяти лет уровни рассматриваемого показателя снизились более чем на четыре порядка величины. С 1965 по 1986 г. мощность выбросов снизилась на пять порядков: с 200 Ки/мес в 1965 г. до ~0,002 Ки/мес в 1986 г. [12]. В зону распространения выбросов ¹³¹I в атмосферу и воздействия на население могли попасть ближайшие населенные пункты Челябинской области.

Важным фактором радиоактивного глобального загрязнения биосферы стали испытания ядерного оружия. Максимумы этих испытаний приходятся на два периода: 1954–1958 и 1961–1962 гг. При этом наибольшие расчетные годовые эффективные дозы на человеческую популяцию от радиоактивных выпадений наблюдались в 1963–1964 гг. и составляли около 0,11 мЗв/год. Согласно оценкам НКДАР ООН, в суммарной активности нуклидов, поступивших в атмосферу в результате ядерных взрывов, преобладают относительно короткоживущие радионуклиды (в частности, йод-131), вклад которых составляет около 91 %. Время пребывания радиоактивных продуктов ядерных взрывов в атмосфере зависит от высоты взрыва, широты местности, сезона, а также от их физико-химического состояния. В среднем для смеси радионуклидов время пребывания продуктов ядерных взрывов в атмосфере составляет 3–5 лет [12].

Третьим мощным источником загрязнения территории Урала радиоактивным йодом явилась авария на Чернобыльской АЭС. Через всю территорию Европейской части России прошел чернобыльский радиоактивный след, охвативший южную часть Пермской области и распространившийся вдоль оси: Ачит – Первоуральск – северная часть Екатеринбурга – Верхняя Пышма – Сухой Лог. Прохождение чернобыльского облака над территорией Свердловской области сопровождалось выпадением осадков в виде дождя и мокрого снега. В первый год после аварии

индивидуальная годовая доза облучения для жителей г.Каменска-Уральского составила 41,7 мкЗв [13]. Изучение структуры радиоактивного следа позволило установить в нем пятнистую неравномерность радиоактивного загрязнения, которая от нескольких раз до порядка величин превышает средний уровень загрязнения местности. В пределах Восточно-Чернобыльского следа среднее поверхностное радиоактивное загрязнение территории составляло 7,5 ГБк/км², а в пятнах – до 18–37 ГБк/км² [13]. В момент Чернобыльской катастрофы системных радиометрических измерений в Свердловской области органами Гидромета и ЦСЭН не проводилось [13].

Период 4–5 лет после загрязнения ¹³¹I рассматривается как минимальный латентный период для радиогенного рака ЩЖ [11, 14, 15]. Период повышенной заболеваемости и смертности после аварийного выброса ограничивается 40 годами [11,16], а максимум наблюдается в промежутке от 5 до 20 лет после выброса ¹³¹I [10, 16], Радиогенный рак ЩЖ характеризуется крайне агрессивным течением. После аварии на Чернобыльской АЭС на территориях Украины, Белоруссии и ряде областей России: Брянской, Белгородской, Смоленской отмечался значительный рост заболеваемости и смертности от рака ЩЖ [8–10,15,17]. Повышение смертности после 1986 г. описано также и во многих регионах мира [18,19].

Цель работы – изучение уровней и динамики смертности от злокачественных новообразований ЩЖ в городах и сельских районах Челябинской области, расположенных вблизи комбината «Маяк» (источник выбросов ¹³¹I в результате штатной деятельности), а также в ближайших населенных пунктах Курганской и Свердловской областей за 50-летний период.

2. Материалы и методы

Проанализирована смертность от злокачественных новообразований ЩЖ на территориях, которые могли подвергаться воздействию радиоактивных выбросов в атмосферу от ПО «Маяк». Это населенные пункты в четырех районах Челябинской области: Каслинском, Аргаяшском, Кунашакском, Красноармейском; города Касли и Кыштым; в 3 сельских районах Свердловской области: Каменском, Богдановичском, Камышловском; Синарский район г. Каменска-Уральского, г. Камышлов; в 5 районах Курганской области: Катайском, Далматовском, Шадринском, Шатровском, Каргапольском; города Далматово, Шадринск. Изучены только населенные пункты, находящиеся в зоне радиоактивного загрязнения, согласно Федеральной целевой программе «Социальная и радиационная реабилитации населения и территорий Уральского региона, пострадавших вследствие деятельности производственного объединения "Маяк", на период до 2000 года». В этих населенных пунктах проведено ретроспективное эпидемиологическое исследование смертности населения. В качестве контрольной территории для городов использовался усредненный контроль по городам: Чебаркуль, Ирбит, Петухово; для районов – региональный контроль – усредненные данные по трем районам: Увельскому, Ирбитскому, Петуховскому, находящимся вне зоны радиоактивного загрязнения. Выбор контрольных территорий определялся также сопоставимостью по уровню медицинского обслуживания, национальному составу населения, уровню социально-экономического развития, климатическим характеристикам.

Источником информации о случаях смерти служили актовые записи о смерти в архиве областных ЗАГСов Челябинской, Свердловской и Курганской областей за 1947 – 1996 гг. Обработано более 350 тысяч актовых записей. Сведения разрабатывались по полу, возрасту наступления смерти, основной причине, адресу, с какого года проживал в данном населенном пункте, месту рождения. Анализ

проводился по злокачественным новообразованиям щитовидной железы (С73), согласно МКБ-10 пересмотра, по полу и возрасту. Изучены все возрастные группы: дети, подростки и взрослые. Средневзвешенные по возрасту коэффициенты смертности для объединенного контроля определялись с учетом численности населения каждого города и района соответствующего пола и возраста. Данные по численности населения получены из результатов переписей населения 1939, 1959, 1970, 1989, 2002 гг., микропереписи 1994 г., а также на основании запросов в Управления статистики трех областей: Челябинской, Свердловской и Курганской.

Формула расчета коэффициента смертности:

$$K = \frac{N \cdot 100000}{S}, \quad (1)$$

где K – коэффициент смертности на 100 000;

N – число смертей от данной причины;

S – численность населения.

Вычисленные относительные показатели смертности стандартизовались. Стандартом служил возрастной состав населения Европы в соответствующие временные периоды [20]. Использовался прямой метод стандартизации. Для удобства анализа рассчитывались усредненные коэффициенты смертности за 5-летние периоды.

Для оценки риска использован показатель «отношение шансов», OR , который рассчитывается по формуле [21]:

$$OR = \frac{W_1 / (1 - W_1)}{W_0 / (1 - W_0)}, \quad (2)$$

где W_1 и W_0 – это отношение числа умерших к общему числу населения в данном населенном пункте для опытной и контрольной территорий соответственно. Оценка значимости отношения шансов и доверительных интервалов проводилась в соответствии с работой [21].

3. Результаты

Наблюдается увеличение коэффициентов смертности от злокачественных новообразований щитовидной железы в г. Кыштыме уже в начале 1950-х гг. В конце 1950-х увеличение выявлено и в г. Касли: 2,3 и 3,0 на 100 000 в год, Кыштым и Касли соответственно. В 1960-х гг. коэффициенты смертности достигали в Касли 2,4, в Кыштыме – 1,2 на 100 000. Затем смертность постепенно снижалась: в 1980–1990-х гг. вплоть до уровня 0,2 на 100 000. Среди сельских районов наиболее высокая смертность в 1950–1960 гг. регистрировалась в Аргаяшском и Каслинском районах, значения до 2 и более раз превосходили контрольные цифры. Максимальный уровень среди всех территорий зафиксирован в Аргаяшском районе в 1947–1951 гг. – 4,0 случая на 100 000 населения. В Каслинском районе повышенные коэффициенты смертности от злокачественных новообразований ЩЖ относительно контроля эпизодически обнаруживались в 1970–1990-е гг. В Кунашакском и Красноармейском районах в подавляющем числе случаев в течение всего изучаемого периода коэффициенты смертности колебались от 0,3 до 0,6 на 100 000 населения. В контроле величины в среднем составляли 0,3–0,4 на 100 000 (табл. 1). Сравнение уровней смертности от рака ЩЖ на контрольных территориях с мировыми, европейскими и среднероссийскими цифрами показало, что коэффициенты смертности в контроле укладываются в коридор величин, приводимых в разных источниках. Смертность от рака щитовидной железы в европейских странах, как правило, не превышает 0,5 на 100 000 населения в год [1–4].

Коэффициенты смертности от рака ЩЖ в городах и сельских районах Свердловской области ниже, чем в Челябинской. Наиболее высокие цифры зафиксированы у жителей Синарского района г. Каменска-Уральского: в 1950-х и начале 1960-х гг. до 2,5 на 100 000 населения. В г. Камышлове с середины 1950-х и по начало 1970-х гг. значения колебались от 1,4 до 1,8 на 100 000 населения. В Каменском, Богдановичском и Камышловском районах коэффициенты в 1950–1960-е гг. не превышали 0,9 на 100 000. В более поздние годы смертность снизилась до 0,3–0,5 на 100 000 населения. В отличие от остальных территорий, в Синарском районе г. Каменска-Уральского в 1992–1996 гг. величины выросли до 0,8 на 100 000 (табл. 1).

Изученные территории Курганской области хотя и находятся в направлении преобладающих ветров со стороны ПО «Маяк», однако значительно удалены: от 130 до 250 км, в связи с этим влияние атмосферных выбросов ПО «Маяк» было менее выраженным. Уровни смертности от злокачественных новообразований ЩЖ в 1950–1960-е гг. составляли: в городах 1,1–1,2 на 100 000; в сельских районах 0,7–0,8 на 100 000. В 1970, 1980 и 1990-е гг. коэффициенты смертности в городах колебались от 0,3 до 0,8 на 100 000 населения, в районах, как правило, около 0,6 на 100 000, и только в Далматовском районе коэффициент смертности достиг 1,7 на 100 000 (в связи с низкой численностью населения) (табл. 1).

Во всех случаях превышение коэффициентов смертности от рака ЩЖ над контрольными значениями было статистически не значимо, однако тенденция увеличения коэффициентов смертности прослеживается для ряда городов и районов, а также периодов наблюдения.

Сравнение риска смерти от рака ЩЖ по пятилетиям по городам и районам трех областей показало статистически значимое превышение шансов смерти в городах Касли и Кыштым с 1957 по 1971 г. В остальные годы превышения над контролем систематические, но незначимые. По городам Свердловской области систематические превышения над контролем выявлены с 1952 по 1971 г. (табл. 2). В городах Курганской области, в разрезе пятилетних периодов, значимого роста риска смерти от рака ЩЖ не установлено. Также не обнаружено значимых различий риска смерти по сельским районам по сравнению с контрольными территориями во всех трех областях.

Заметим, что в динамике смертности, как в контрольных городах, так и в контрольных районах, наивысшие уровни обнаруживаются в период 1962–1966 гг. и 1967–1971 гг., что, возможно, также является последствием глобального радиоактивного загрязнения ¹³¹I в результате испытаний ядерного оружия [22]. Во всех изученных городах и районах, как на радиоактивно загрязненной местности, так и в контроле, смертность женского населения превышает показатели мужского в 2–3 раза.

В связи с тем, что основное число смертей от рака ЩЖ после радиационных инцидентов сосредоточено в пределах от 4 до 30 лет с момента загрязнения, был проведен анализ смертности за укрупненный период времени 1947 – 1976 гг. В результате удалось обнаружить значимые превышения риска смерти не только для городов Челябинской области, но и для городов Свердловской области. В Курганской области достоверной разницы в рисках умереть от рака ЩЖ, даже в укрупненный период времени, 1947–1976 гг., по сравнению с контрольными территориями не установлено. В рассмотренных городах Челябинской области риск в среднем в 8,06 раза больше, чем в контроле. В городах Свердловской области, расположенных вблизи комбината «Маяк», риск смерти от рака ЩЖ в 3,37 раза больше, чем в контроле (табл. 3).

Таблица 1. Стандартизованные показатели смертности взрослого населения территорий Челябинской, Свердловской и Курганской областей от ЗН ЦЖ, на 100 000

	1947–1951	1952–1956	1957–1961	1962–1966	1967–1971	1972–1976	1977–1981	1982–1986	1987–1991	1992–1996
Челябинская область										
Касли	0,41	0	2,95	2,36	0	0	0,58	0	0	0,95
Кыштым	2,26	0,56	2,32	0,90	1,24	1,44	0,25	0,52	0,21	0
Контрольные города	0	0,16	0,26	0,62	0,50	0,42	0,32	0,30	0,25	0,09
Аргаяшский	4,02	1,46	1,06	0,49	0	0,99	0	0	0	0
Каслинский	0,67	0	0	1,18	0	1,04	0,55	1,68	0,38	1,40
Кунашакский	0	0,42	0	0,61	0,33	0,37	0,53	0	0,26	0
Красноармейский	0	0,41	0	0,40	0	0,51	1,04	0,38	0,58	0,44
Контрольные районы	0,24	0,22	0,24	0,25	0,52	0,24	0,26	0,42	0,38	0,25
Свердловская область										
Каменск-Уральский	н/д	2,11	2,52	1,11	1,10	0,53	0	0,62	0	0,84
Камышлов	н/д	0	1,41	1,29	1,81	0	0,29	0	0,59	0
Контрольные города	0	0,16	0,26	0,62	0,50	0,42	0,32	0,30	0,25	0,09
Каменский р-н	н/д	0,76	0,33	0,76	0	0	0,31	0	0,35	0
Богдановичский	н/д	0	0	0,80	0	1,09	0	0	0	0
Камышловский	н/д	0	0	0,94	0,45	0	0	0	0,54	0
Контрольные районы	0,24	0,22	0,24	0,25	0,52	0,24	0,26	0,42	0,38	0,25
Курганская область										
Далматово	0	0	0	1,08	0	0	0	0	0,54	0
Шадринск	0	0	0	1,22	0,27	0,26	0,63	0,62	0,81	0,81
Контрольные города	0	0,16	0,26	0,62	0,50	0,42	0,32	0,30	0,25	0,09
Катайский р-н	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Далматовский	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,72
Шадринский	0	0,75	0	0	0	0	0,56	0	0	0
Шатровский	0	0,69	0,84	0	0	0	0	0,61	0,64	0
Каргапольский	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Контрольные районы	0,24	0,22	0,24	0,25	0,52	0,24	0,26	0,42	0,38	0,25

Таблица 2. Отношение шансов смерти от злокачественных новообразований щитовидной железы в городах Челябинской и Свердловской областей, расположенных вблизи комбината «Маяк», с контрольными территориями, по пятилетним периодам

	Города Челябинской области			Города Свердловской области		
	Число смертей	Средняя численность населения	Отношение шансов с 95 % доверительным интервалом	Число смертей	Средняя численность населения	Отношение шансов с 95 % доверительным интервалом
1947–1951	6	59 843	4,06 (0,48–33,7)	нет данных	нет данных	нет данных
1952–1956	2	60 724	2,73 (0,24–30,1)	4	91 167	3,64 (0,41–32,6)
1957–1961	10	61 913	7,2 (1,57–32,8)*	7	96 160	3,24 (0,67–15,6)
1962–1966	7	63 757	10,33 (1,27–83,9)*	5	105 909	4,44 (0,51–38,0)
1967–1971	6	71 292	9,31(1,12–77,4)*	5	115 658	4,27 (0,50–36,8)
1972–1976	5	72 149	3,55 (0,68–18,29)	2	121 872	1,68 (0,15–18,5)
1977–1981	2	73 005	2,9 (0,26–31,9)	1	128 086	0,82 (0,05–13,2)
1982–1986	3	74 342	4,45 (0,46–42,8)	2	133 355	1,65 (0,15–16,3)
1987–1991	1	75 679	0,5 (0,05–4,86)	1	138 624	0,27 (0,03–2,65)
1992–1996	2	75 359	3,08(0,27–33,9)	2	138 198	0,84 (0,05–13,5)

* $p < 0,05$ - различия с контролем статистически значимы

Таблица 3. Отношение шансов смерти от злокачественных новообразований щитовидной железы на территориях Челябинской, Свердловской и Курганской областей, расположенных вблизи комбината «Маяк», с контролем, за период 1947–1976 гг.

Челябинская область		Свердловская область		Курганская область	
города	районы	города	районы	города	районы
8,06 (3,39–18,1)*	1,59 (0,76–3,31)	3,37 (1,37–8,27)*	1,58 (0,58–3,38)	2,35 (0,43–12,9)	0,34 (0,1–1,24)

* $p < 0,05$ - различия с контролем статистически значимы

Проанализирована повозрастная структура смертности за 1947–1976 гг. В результате обнаружен явный перекоп на территориях, расположенных вблизи комбината «Маяк», в сторону детского населения и молодого возраста, в то время как в контроле наблюдается характерное для интактных районов повозрастное распределение смертности с резким преобладанием доли смертей в возрасте 50 лет и старше. Процентное распределение умерших в возрасте младше 50 лет на загрязненных территориях следующее: Челябинская область – 46,4 %, Свердловская область – 40,0 %, Курганская область – 6,9 %. В контроле эта доля равнялась 12,1 %. Наиболее наглядно изменение повозрастного распределения произошло в Челябинской области (рис. 1).

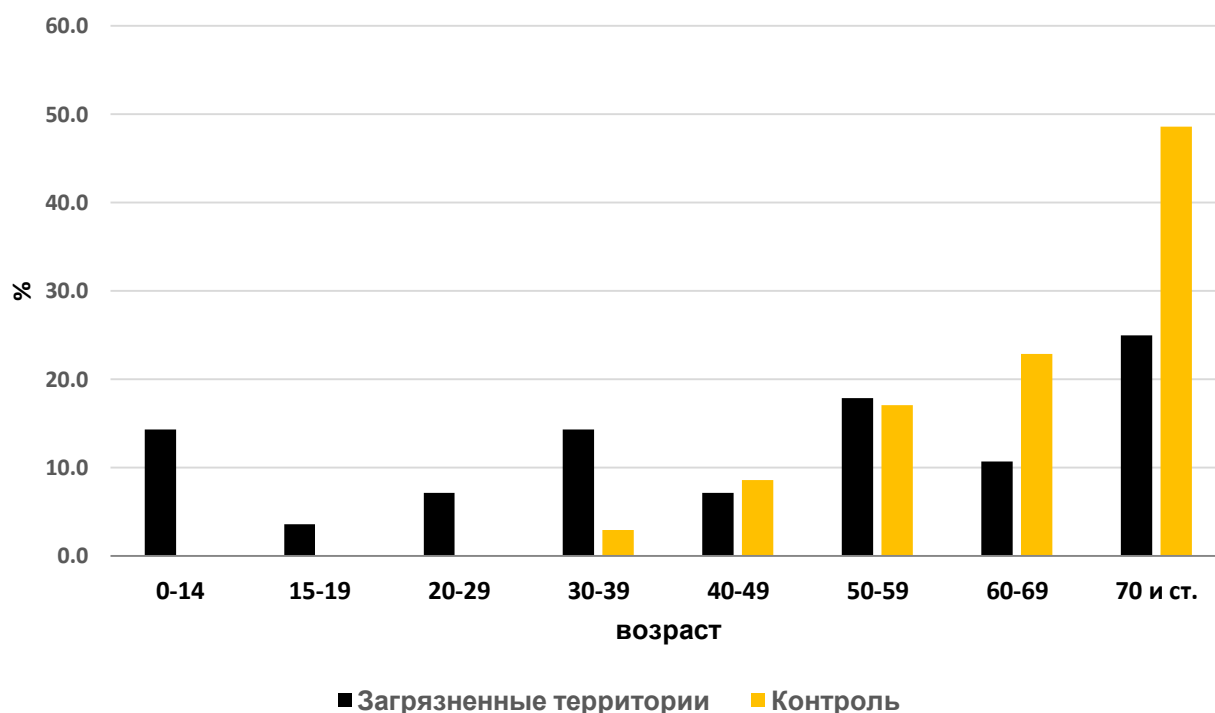


Рис. 1. Возрастная структура смертности населения от рака ЩЖ на территориях Челябинской области, расположенных вблизи комбината «Маяк», %, период 1947–1976 гг.

4. Обсуждение

Наблюдавшийся низкий уровень смертности от злокачественных новообразований ЩЖ в г. Касли и Каслинском районе в начале изучаемого периода можно связать с очень высокой смертностью населения от других причин. Так, в 1950-х гг. в городе и районе были установлены максимальные коэффициенты смертности детей от патологии перинатального периода, инфекций, врожденных пороков развития, новообразований других локализаций; у людей преклонного возраста: от инфекций, болезней органов пищеварения, новообразований, болезней

сердечно-сосудистой системы [23, 24]. Это согласуется с данными Челябинского областного управления статистики: смертность населения Каслинского района в 1960–1970-е гг. значительно превышала уровни прочих территорий области, смертность в г. Касли также была выше значений по г. Кыштыму [25]. Ранний рост смертности от рака ЩЖ в Кыштыме, Касли и Аргаяшском районе может рассматриваться как одно из доказательств радиогенности возникшего рака. Такой же эффект наблюдался для постчернобыльских раков ЩЖ [26, 27]. Одним из важных результатов исследования можно считать то, что на расстоянии 200 км и более от ПО «Маяк» с подветренной стороны влияния выбросов радиоактивных изотопов йода на смертность от рака ЩЖ практически не обнаруживается. Наибольшие риски смерти от рака ЩЖ зарегистрированы в городах в непосредственной близости от промышленной площадки ПО «Маяк». С удалением от нее риски быстро снижаются. Так, в загрязненных городах Свердловской области риски в три раза ниже, чем в Челябинской области, в Курганской области значимого превышения над смертностью от рака ЩЖ в контрольных городах не выявлено, что естественно, так как концентрация радиойода с удалением от источника выброса быстро уменьшается. Обнаруженное увеличение смертности от рака ЩЖ с начала 1950-х по 1970-е гг. в загрязненных районах и снижение ее в последующие годы до значений, характерных для контрольных территорий, коррелирует с динамикой выбросов радиойода от ПО «Маяк» [12]. Повсеместно зарегистрированная более высокая вероятность умереть от рака ЩЖ в городах по сравнению с сельскими территориями, особенно в 1950–1970-е гг., по-видимому, в значительной степени связана с худшей обеспеченностью врачами, в частности, онкологами и низким уровнем диагностики рака ЩЖ.

В 1960–1970 гг. нельзя исключить воздействия на уровень смертности как на изучаемых, так и на контрольных территориях испытаний ядерного оружия. Некоторое увеличение смертности от рака щитовидной железы в конце 1980-х и в 1990-х гг. в Касли, Каслинском районе, Синарском районе г. Каменска-Уральского и на ряде территорий Курганской области (Шадринск, Далматовский район), возможно, является последствием Чернобыльской аварии. Однако значимой разницы в рисках умереть от рака ЩЖ на загрязненных территориях в сравнении с контролем не выявлено. В эти же годы также наблюдалась тенденция к росту смертности на ряде контрольных территорий (до 0,8 на 100 000).

Необходимо иметь в виду, что в исследовании присутствует ряд неопределенностей, которые не удалось устранить: не за все изученные годы имеются сведения об обеспеченности районов онкологами; отсутствуют данные об уровнях радиоактивного загрязнения местности после Чернобыльской аварии. Значительный рост смертности в ряде городов и районов часто не достигает уровня достоверности в силу редкости наступления события и недостаточной численности изученного населения. В связи с этим данное исследование может рассматриваться как начальный этап. Желательно продолжить изучение смертности от рака ЩЖ на группах населения большей численности, охватывающей пострадавшие районы целиком.

5. Выводы

1. Обнаружено увеличение риска смерти от злокачественных новообразований щитовидной железы в городах, расположенных вблизи комбината «Маяк», с 1947 по 1976 г. Превышение риска смерти над контрольными территориями по сельским районам не выявлено.

2. В возрастной структуре смертности на территориях, расположенных вблизи комбината «Маяк», наблюдается повышение доли детского и молодого возраста.

6. Список литературы

1. База данных совместного интерактивного проекта ВОЗ и МАИР GLOBOCAN 2012. – URL: <http://globocan.iarc.fr>. (Дата обращения:15.05.2022).
2. *Zvezda, S.A.* Morbidity and mortality from thyroid cancer in the Tyumen region for the period 2008 – 2017 / S. A. Zvezda, N. M. Fedorov // *Universitetskaja medicina Urala*. – 2019; (2): 24–26.
3. SEER Cancer Statistics review (CSR) 1975 – 2015. URL: https://seer.cancer.gov/archive/csr/1975_2015/ (Дата обращения: 04.10.2022).
4. *Петрова, Г.В.* Злокачественные новообразования щитовидной железы в России в 1994 – 2014 гг. / Г. В. Петрова, В. В. Старинский, О. П. Грецова // *Онкология. Журнал им. П. А. Герцена*. – 2017; (2): 33–36.
5. Рак щитовидной железы / В. Э. Ванушко, Н. С. Кузнецов, П. И. Гарбузов, В. В. Фадеев // *Проблемы эндокринологии*. – 2005;51 (4): 43 – 53.
6. *Голивец, Т.П.* Рак щитовидной железы у детей и взрослых Белгородской области в постчернобыльский период / Т. П. Голивец // *Современная онкология*. – 2002. Т. 4, (№ 4): 194–199.
7. *Адылханов, Т. А.* Частота, структура и динамика рака щитовидной железы в Семипалатинском и северо-восточном регионах республики Казахстан / Т. А. Адылханов, М. В. Березина, Г. Т. Кенжина // *Вестник НЯЦ РК*. – 2002, (3):199–201.
8. Рак щитовидной железы в Смоленской области / С. В. Коренев, В. И. Соловьев, В. В. Тугай [и др.] // *Российский онкологический журнал*. – 2005, (2): 43–46.
9. Злокачественные новообразования щитовидной железы на территориях Российской Федерации, пострадавших вследствие аварии на Чернобыльской АЭС / Л. В. Ременник, В. В. Старинский, В. И. Чиссов [и др.] // *Вопросы онкологии*. – 1995, 41, (2): 29–34.
10. Рак щитовидной железы у жителей Брянской области после аварии на Чернобыльской АЭС / И. А. Звонова, А. А. Братилова, Г. Т. Почтенная, Г. В. Петрова // *Вопросы онкологии*. – 2005, 51, (5): 540–545.
11. Последствия для щитовидной железы / Э. Д. Уильямс, А. Пинкер, Д. Бекер [и др.] // *Бюллетень МАГАТЭ*. – 1996, (3): 31–33.
12. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Государственной корпорации по атомной энергии / С. В. Панченко, М. В. Ведерникова, И. И. Линге [и др.]; под редакцией И. И. Линге, И. И. Крышева. – М. : Росатом, 2021. – 555 с.
13. Радиоактивные беды Урала / В. И. Уткин, М. Я. Чеботина, А. В. Евстигнеев [и др.]; Екатеринбург : УрО РАН, 2000. – 93 с.
14. Induction of Thiroid Cancer by Ionizing Radiation: Recommendation of the National Council on Radiation Protection and Measurement (NCRP Report, 80). – Bethesda, NCRP, 1985.
15. *Шалимов, С. А.* Структура заболеваемости населения Украины злокачественными новообразованиями / С. А. Шалимов, З. П. Федоренко, Л. О. Гулак // *Онкология*. – 2001. – Т.3, 2,3. – С. 91–95.
16. *Рожко, А. В.* Зависимость роста заболеваемости раком щитовидной железы от пола, возраста и дозы облучения у населения, пострадавшего в результате аварии на ЧАЭС / А. В. Рожко // *Радиационная гигиена*. – 2011. – 4, (1): 27–34.
17. *Океанов, А.Е.* Заболеваемость раком щитовидной железы в республике Беларусь / А. Е. Океанов, Е. П. Демидчик, М. А. Анкудович // *Радиация и риск*. – 1995, (6): 236-239.
18. The global burden of thyroid cancer in high-incom Asia-Pacific: a systematic analysis of the Global Burden of Disease study / Y. Li, Y.Huang, X. He [et al.] // *Ther. Adv. in Endocrin. And Metab.* – 2022. – Vol. 13:1–12.
19. Municipal mortality due to thyroid cancer in Spain / Lope V., Pollan M., Perez-Gomez B. [et al.] // *BMC Pubic Health*. – 2006, 6:302. DOI 10.1186/1471-2458-6-302.
20. Population Pyramids of the World from 1950 to 2100. Available at: <https://www.populationpyramid.net>. (Accessed: 21.09.2022).
21. *Fletcher, R. H.* (2012). *Clinical epidemiology: The essentials* / R. H. Fletcher, S. W. Fletcher. – 5. – Lippincott Williams & Wilkins, 272 p. – ISBN 978-1451144475.

22. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКАДАР ООН. – 2000. – Т. I. – 220 с.
23. *Коньшина, Л. Г.* Ретроспективный анализ смертности детского населения от злокачественных новообразований на территориях Челябинской области, пострадавших от аварийных ситуаций на ПО «Маяк» /Л. Г. Коньшина, Л. Л. Липанова // Вестн. Урал. Медич. Акад. Науки. – 2017, 14, (2): 209 – 219. – DOI 10.22138/2500-0918-2017-14-2-209-219.
24. *Коньшина, Л. Г.* Ретроспективный анализ смертности от злокачественных новообразований населения, пострадавшего от аварийных ситуаций на ПО «Маяк» / Л. Г. Коньшина // Гигиена и санитария. – 2018, 97, (2): 138 – 143. – DOI 10.18821/0016-9900-2018-97-2-138-143.
25. Основные показатели медицинского обслуживания населения и работы учреждений здравоохранения области: статистический сборник. – Челябинск : Челябоблстат, 1986. – 215 с.
26. Характеристика тиреоидной патологии детей и подростков наиболее загрязненных радионуклидами территорий Брянской области России после Чернобыльской аварии / А. Ф. Цыб, Е. М. Паршков, В. В. Шахтарин [и др.] // Международная программа по медицинским последствиям Чернобыльской аварии (IPHECA), Пилотный проект «Щитовидная железа». Документ ВОЗ WHO/EOS/94.15. – Женева. – 1994. – С.1–48.
27. *Сосновская, Е. Я.* Динамика и уровни онкологической заболеваемости населения Могилевской области за десятилетний период после катастрофы на ЧАЭС / Е. Я. Сосновская, В. А. Остапенко, А. Е. Океанов / под ред. Т. В. Белоокой Экологическая антропология. – Минск; Люблин; Лодзь, 1997: С. 131–134.

Сведения об авторах:

Коньшина Лидия Геннадьевна, канд. мед. н., старший научный сотрудник Института промышленной экологии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия. Эл. почта: loda@ecko.uran.ru.

Живодеров Андрей Алексеевич, канд. физ.-мат. н., старший научный сотрудник Института промышленной экологии УрО РАН; доцент кафедры технической физики УрФУ, г. Екатеринбург, Россия.

MORTALITY FROM MALIGNANT NEOPLASMS OF THE THYROID GLAND IN THE TERRITORIES IN THE CHELYABINSK, SVERDLOVSK AND KURGAN REGIONS AFFECTED BY RADIATION ACCIDENTS

L. G. Konshina ¹, A. A. Zhivoderov ^{1,2}

¹ *Institute of Industrial Ecology of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia*

² *Ural Federal University, Ekaterinburg, Russia*

Since the middle of the twentieth century, there has been a steady increase in the incidence and mortality from thyroid cancer (thyroid gland), which is mainly a consequence of the increase in iodine-131 contamination. The main sources of which in the studied area were: emissions from the Mayak plant, nuclear weapons tests and the Chernobyl disaster. The standardized mortality from malignant neoplasms of the thyroid gland in the territories exposed to radioactive emissions into the atmosphere from the activities of the Mayak project was analyzed. The aim of the work is to study the levels and dynamics of mortality from malignant neoplasms of the thyroid gland in cities and rural areas of three regions: Chelyabinsk, Kurgan and Sverdlovsk, in vicinity of the Mayak plant, over a 50-year period. Results. There is an increase in mortality rates from malignant neoplasms of the thyroid gland in the 1950s and 1960s in the cities of Kyshtym and Kasli: up to 2.3–3.0 per 100,000, in Argayash and Kasli districts – up to 1.2–2.1. In the Sverdlovsk region, the highest figures were recorded among residents of the Sinarsky district of Kamensk-Uralsky: in the 1950s and early 1960s, up to 2.5 per 100,000 population. In Kamyshlov from the mid-1950s to the 1970s, the values ranged from 1.4 to 1.8. In Kamensky, Bogdanovichsky and Kamyshlovsky districts, mortality rates in the 1950s and 1960s did not exceed 0.9 per 100,000 population. In the cities and rural areas of the Kurgan region in the 1950s and in the 1960s, the mortality rate was 0.7–0.8. There was a significant excess of the chances of dying from malignant neoplasms of the thyroid gland in the polluted cities of the Chelyabinsk and Sverdlovsk regions from 1952 to 1976 compared with the control. An increase in the risk of death from malignant neoplasms of the thyroid gland was found in vicinity of the Mayak plant in the period 1947–1976. The excess of the risk of death over the control territories in rural areas was not revealed. In the age structure of mortality in radioactively contaminated territories, there is an increase in the proportion of children and young people.

Key words: cancer; thyroid gland; risk, mortality; radiation.

References

1. Database of the WHO and IARC joint interactive project GLOBOCAN 2012. – URL: <http://globocan.iarc.fr>. 15.05.2022.
2. Zvezda, S.A. Morbidity and mortality from thyroid cancer in the Tyumen region for the period 2008 – 2017 / S. A. Zvezda, N. M. Fedorov // *Universitetskaja medicina Urala*. – 2019; (2): 24–26.
3. URL. SEER Cancer Statistics review (CSR) 1975-2015 <https://seer.cancer.gov/archive/csr/1975-2015/>. 4.10.2022.
4. Petrova G.V. Malignant neoplasms of the thyroid gland in Russia in 1994-2014. / G.V. Petrova, V.V. Starinskij, O.P. Grecova // *Onkologija*. 2017; (2): 33–6. [in Russian]
5. Thyroid cancer / V.Je. Vanushko, N.S. Kuznecov, P.I. Garbuzov, V.V. Fadeev B.B. // *Problemy jendokrinologii*. 2005; 51 (4):43–53. (In Russian).
6. Golivec T.P. Thyroid cancer in children and adults of the Belgorod region in the post-Chernobyl period. /T.P. Golivec // *Sovremennaja onkologija*, 2002, 4, (4): 194–199. [in Russian]
7. Adylhanov T.A. The frequency, structure and dynamics of thyroid cancer in the Semipalatinsk and northeastern regions of the Republic of Kazakhstan. /T.A. Adylhanov, M.V. Berezina, G.T. Kenzhina // *Vestnik NJaC RK*. 2002; (3):199–201. (In Russian).
8. Thyroid cancer in the Smolensk region. / S.V. Korenev, V.I. Solov'ev, V.V. Tugaj [et al.] // *Rossijskij onkologicheskij zhurnal*. 2005; (2): 43–46. (In Russian).
9. Malignant neoplasms of the thyroid gland in the territories of the Russian Federation affected by the Chernobyl accident. / L.V. Remennik, V.V. Starinskij, V.I. Chissov [et al.] // *Voprosy onkologii*, 1995, 41 (2): 29–34. (In Russian).
10. Thyroid cancer in residents of the Bryansk region after the Chernobyl accident. I.A. Zvonova, A.A. Bratilova, G.T. Pochtennaja, G.V. Petrova // *Voprosy onkologii*, 2005, 51, (5): 540–545. (In Russian).
11. Consequences for the thyroid gland. / Je.D. Uil'jams, A. Pinker, D. Beker [et al.]; // *IAEA Bulletin*. 1996, (3): 31–33. (In Russian).
12. Radioecological situation in the regions of the location of enterprises State Atomic Energy Corporation. / S V. Panchenko, M. V. Vedernikova, I. I. Linge [et al.]; I. I. Linge, I. I. Krysheva. ed. — Moscow: Rosatom, 2021. – 555 p. (In Russian).
13. Radioactive disasters of the Urals. V. I. Utkin, M. Ja. Chebotina, A. V. Evstigneev [et al.] – Ekaterinburg: UrO RAN; 2000. – 93 p. (In Russian).
14. Induction of Thyroid Cancer by Ionizing Radiation: Recommendation of the National Council on Radiation Protection and Measurement (NCRP Report, 80). – Bethesda, NCRP, 1985.
15. Shalimov S. A. The structure of morbidity of the population of Ukraine with malignant neoplasms. / S.A. Shalimov, Z.P. Fedorenko, L.O. Gulak // *Onkologija*. – 2001. – Vol. 3, N 2-3, P. 91–95. (In Russian).
16. Rozhko A.V. The dependence of the increase in the incidence of thyroid cancer on gender, age and radiation dose in the population affected by the Chernobyl accident. / A.V. Rozhko // *Radiacionnaja gigiena*, 2011, 4, (1): 27–34. (In Russian).
17. Okeanov A. E. Incidence of thyroid cancer in the Republic of Belarus. / A. E. Okeanov, E. P. Demidchik, M.A. Ankudovich // *Radiacija i risk*, 1995, (6): P. 236–239. (In Russian).
18. The global burden of thyroid cancer in high-incom Asia-Pacific: a systematic analysis of the Global Burden of Disease study / Y. Li, Y.Huang, X. He [et al.] // *Ther. Adv. in Endocrin. And Metab.* – 2022. – Vol. 13:1–12.
19. Municipal mortality due to thyroid cancer in Spain / Lope V., Pollan M., Perez-Gomez B. [et al.] // *BMC Public Health*. – 2006, 6:302. DOI 10.1186/1471-2458-6-302.
20. Population Pyramids of the World from 1950 to 2100. Available at: <https://www.populationpyramid.net>. (Accessed: 21.09.2022).
21. Fletcher, R. H. (2012). *Clinical epidemiology: The essentials* / R. H. Fletcher, S. W. Fletcher. – 5. – Lippincott Williams & Wilkins, 272 p. – ISBN 978-1451144475.
22. Sources and effects of ionizing radiation. The report of the NCDAR of the United Nations – 2000. V. I. 220 p.

23. *Kon'shina, L.G.* Retrospective analysis of infant mortality from malignant neoplasms in the territories of the Chelyabinsk region affected by accidents on the Mayak software. / L.G. Kon'shina, L.L. Lipanova. // Vestnik Ural'skoj medicinskoj akademicheskoi nauki. – 2017. – 14 (2): 209–219. – DOI 10.22138/2500-0918-2017-14-2-209-219. (In Russian).
24. *Kon'shina L.G.* Retrospective analysis of the population's death rate from malignant neoplasms in the territories of the Chelyabinsk region affected by accidents on the "Mayak" software. L.G. Kon'shina // Gigiena i sanitariya. –2018. – 97, (2). – P. 138–143. – DOI 10.18821/0016-9900-2018-97-2-138-143. (In Russian).
25. The main indicators of medical care of the population and the work of healthcare institutions in the region: statistical collection. Cheljabinsk: Cheljaboblstat, 1986. – 215 p. (In Russian).
26. Characteristics of thyroid pathology of children and adolescents of the most radionuclide-contaminated territories of the Bryansk region of Russia after the Chernobyl accident // International Program on the Medical Consequences of the Chernobyl Accident (IPHECA), Pilot project "Thyroid gland" / A. F. Cyb, E. M. Parshkov, V. V. Shahtarin [et al.] // WHO document WHO/EOS/ 94.15. – Geneva. –1994. – P.1–48. (In Russian).
27. *Sosnovskaja, E. Ja.* Dynamics and levels of oncological morbidity of the population of the Mogilev region for a ten-year period after the Chernobyl disaster. / E. Ja. Sosnovskaja, V. A. Ostapenko, A. E. Okeanov // Jekologicheskaja antropologija. Belookaja T.V. ed. – Minsk; Lublin; Lodz. – 1997. – P. 131–134. (In Russian).

АДАПТАЦИЯ МЕТОДА ДСК ПОД ИССЛЕДОВАНИЯ КОЭФФИЦИЕНТА ТЕПЛОПРОВОДНОСТИ ПОРШКООБРАЗНЫХ МАТЕРИАЛОВ

Н. П. Старовойтов, С. А. Лукин, С. В. Корнеев, В. А. Казаков, В. А. Дудкин, П. В. Козлов,
П. А. Боброва

*Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное
объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия*

Путем модификации известной ранее методики измерения теплопроводности твердых, композитных материалов методом дифференциально сканирующей калориметрии была предложена и опробована новая методика экспериментального исследования теплофизических характеристик порошкообразных материалов на примере U_3O_8 . Показано преимущество данной методики измерений при исследовании активных порошков. Для порошкообразных материалов различных веществ определены зависимости коэффициента теплопроводности от температуры. Доказана применимость данного метода при работе с реальными активными образцами порошкообразных материалов для изучения их теплофизических свойств и в дальнейшем для оценки параметров безопасного обращения и хранения. Совместная обработка результатов термографирования эталонных образцов и порошкообразных материалов на примере U_3O_8 с плотностью $6,326 \text{ г/см}^3$ позволила с погрешностью не более 1 % найти значения коэффициента теплопроводности последнего: $\lambda(T, K) = 0,197 (429,75); 0,210 (505,05); 0,225 (692,65) \text{ Вт/(м}\cdot\text{К)}$ при температурах плавления образцов индия, цинка и олова соответственно.

Ключевые слова: порошкообразные материалы, закись-окись, безопасное хранение, теплопроводность, плавление металла, тепловой поток, дифференциально сканирующая калориметрия (ДСК).

1. Введение

В результате производства изделий из обедненного урана на ФГУП «ПО «Маяк» образуется некоторое количество отходов в виде стружки. В настоящее время реализуется способ обращения со стружкой из обедненного урана, предусматривающий частичное вовлечения металла в производство и временное хранение неостребованной части материала. Однако в процессе хранения происходит окисление поверхностного слоя стружки, при этом образуется некоторое количество продуктов коррозии урана. В связи с этим были проведены опытные операции по оптимизации технологии обращения с продуктами коррозии стружки металлического урана с получением закиси-окиси урана, как более устойчивой формы хранения урана. Проведены термоаналитические исследования указанного процесса методом термогравиметрии.

В настоящей работе для решения вопросов по обеспечению взрывопожаробезопасности [1] была предложена и опробована новая методика экспериментального определения теплопроводности материалов в форме порошка на примере закиси-окиси урана методом дифференциально сканирующей

калориметрии (далее – ДСК) на приборе синхронного термического анализа. До недавнего времени данным методом теплопроводность порошкообразных материалов не определялась. Теплопроводность, наряду с теплоемкостью и температуропроводностью, широко используется для численного моделирования условий безопасного хранения получаемых порошкообразных материалов. В настоящее время проведена экспериментальная и расчетная работа с обоснованием возможности применения указанной методики.

2. Материалы и методы

Практическая процедура для изучения теплопроводности была описана в 1985 г. Хаквортом и Ван-Райеном [2].

Хакворт и Ван-Райен предложили метод определения коэффициента теплопроводности для твердых композиционных материалов. В этом методе кусочек чистого материала (например, индия или галлия) помещается на верхнюю круговую поверхность твердого образца в форме прямого цилиндра или диска, а затем образец (без тигля) помещается непосредственно в измерительную ячейку ДСК-анализатора. В ходе нагревания достигается точка плавления металла, и его температура остается постоянной, пока весь металл не расплавится. Таким образом, температура верхней поверхности диска в этот момент постоянна и известна. Температура нижней поверхности диска и подводимый к ней тепловой поток измеряются ДСК-анализатором. Из известной разности температур между двумя поверхностями диска и потока тепла можно затем вычислить теплопроводность образца.

Помимо чистого ДСК-анализатора, сегодня доступны и другие приборы для измерения теплопроводности материалов. Главным преимуществом ДСК-измерений является возможность измерить еще и удельную теплоемкость материала на том же приборе. Это позволяет определить температуропроводность исследуемого материала. Описанный метод сравнительно недавно стал использоваться для определения свойств композитных [3] и новых материалов [4].

Специалистами ФГУП «ПО «Маяк» был изучен метод, предложенный Хаквортом и Ван-Райеном, а затем модернизирован для изучения теплофизических свойств активных порошкообразных материалов. Измерения теплопроводности данным модифицированным методом были выполнены на приборах синхронного термического анализа SDT Q600 (рис. 1) и STA F3 Jupiter (рис. 2). Прибор STA F3 Jupiter использовался в комплектации для работы с активными пробами, когда измерительная ячейка прибора располагается в перчаточном боксе отдельно от основного корпуса управления.



Рис. 1. Совмещенный термоанализатор SDT Q600 для методов ТГА/ДСК



Рис. 2. Совмещенный термоанализатор STA F3 Jupiter для методов ТГА/ДСК

Новая методика проведения экспериментов по определению теплопроводности порошкообразных материалов методом ДСК заключалась в следующем.

1. В качестве эталонного образца сравнения использовался пустой тигель объемом 90 мкл (рис. 3а).

2. Навеску (около 80 мг) чистого металла (индий, олово, цинк) из выбранного диапазона значений температур плавления помещали в алюминиевый тигель объемом 20 мкл без крышки (рис. 3в) с таким расчетом, чтобы при плавлении металл полностью покрыл дно тигля. Подготовленный таким образом тигель можно использовать несколько раз. Кроме того, после проведения двух экспериментов проверяли, чтобы температура плавления и энтальпия плавления металла в тигле не изменились, т. к. любые отклонения от исходных значений означают либо образование сплава (возможно появление второго пика), либо окисление.

3. Образец порошкообразного материала засыпался в керамический тигель объемом 40 мкм (рис. 3б).

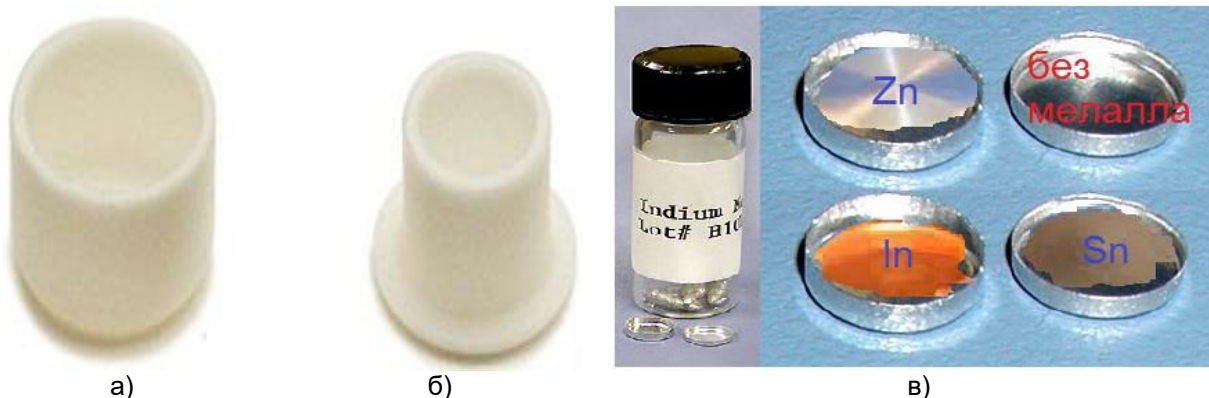


Рис. 3. Оксидированные алюминиевые тигли и образцы чистого металла в тиглях:

а) керамический тигель, Al_2O_3 объем 90 мкл
б) керамический тигель, Al_2O_3 объем 40 мкл

в) образцы чистого металла в тиглях объемом 20 мкл без крышки

4. Затем тигель объемом 20 мкл без крышки с выбранной навеской из чистого металла размещали на верхней поверхности порошкообразного исследуемого материала, который был засыпан в тигель объемом 40 мкм. Вся конструкция устанавливалась в измерительную ячейку прибора (рис. 4, 5).

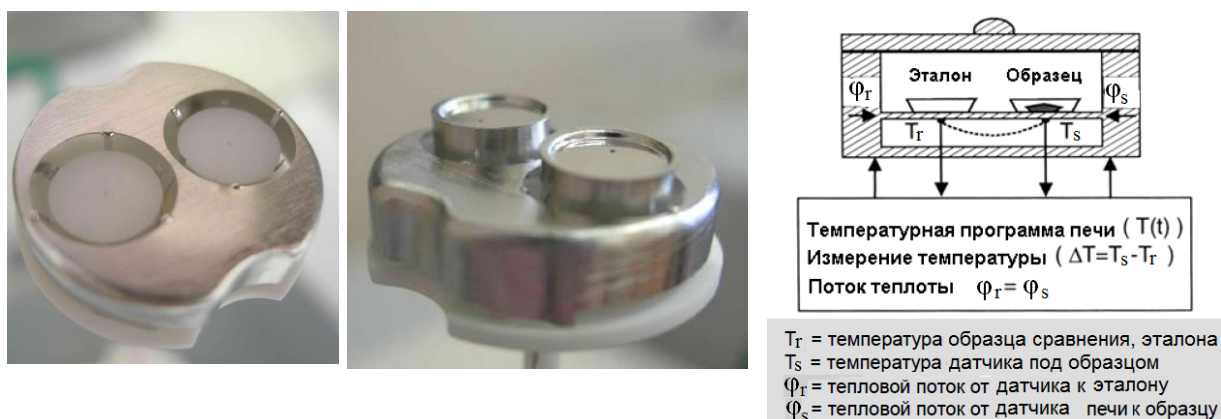
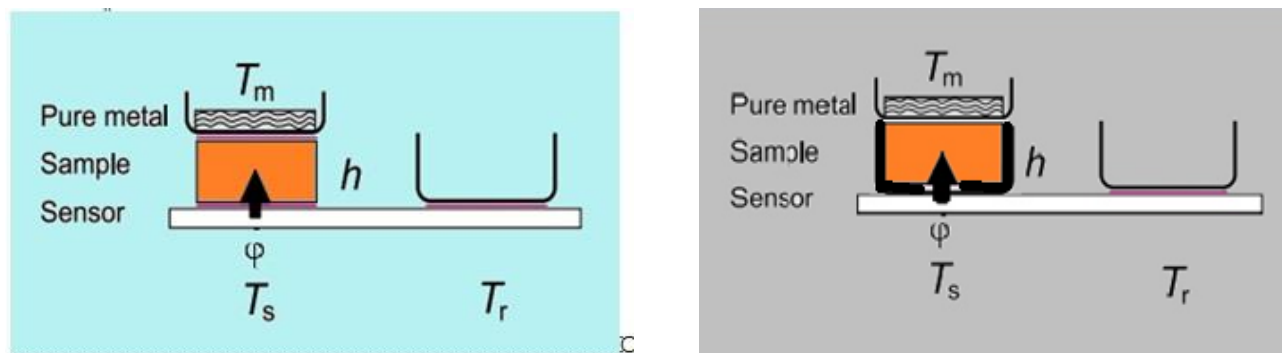


Рис. 4. Измерительная ячейка прибора для эталона и образца (фото и схема)

Схема эксперимента для определения коэффициента теплопроводности материала методом ДСК до и после его модификации представлена на рис. 5.



а) образец расположен без тигля

б) образец засыпан в тигель

Рис. 5. Схема размещения исследуемого твердого образца без тигля до модификации (а) и после (б) для сыпучего материала в керамическом тигле в ячейке ДСК-анализатора.

h – высота цилиндрического образца или засыпанного материала; ϕ – измеряемый тепловой поток от датчика к образцу без тигля и к образцу в тигле; T_m – температура расплавленного чистого металла; T_s – температура датчика под образцом; T_r – температура образца сравнения

5. Затем снимали кривые плавления металла для пустого тигля и тигля с образцом (рис. 6). Зазоры между тиглем и образцом, между тиглем и датчиком в ячейке минимальны.

Для снижения температурного градиента в образце измерения велись при малой скорости нагрева ($1\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{мин}$). Использовалась следующая тепловая программа:

- нагрев от комнатной температуры до температуры, близкой к температуре плавления металла ($140\text{ }^{\circ}\text{C}$ – индий, $220\text{ }^{\circ}\text{C}$ – олово, $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ – цинк);
- нагрев до температуры, когда образец металла полностью расплавился ($170\text{ }^{\circ}\text{C}$ – индий, $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ – олово, $440\text{ }^{\circ}\text{C}$ – цинк) со скоростью $1\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{мин}$;
- охлаждение до комнатной температуры.

Для того, чтобы можно было оценивать статистическую погрешность полученных результатов, одна температурная программа калибровки включала 3 цикла плавления (нагревание) и 2 цикла кристаллизации образца (охлаждение), т. е. программа разбивалась на пять сегментов для индия и олова и на 3 сегмента для цинка. При первичном плавлении навески образца металла температура плавления всегда получается завышенной по сравнению с температурами плавления второго и третьего пиков. Это можно объяснить тем, что изначально образец металла представлял кусок неидеальной формы, который не полностью соприкасался с дном тигля и покрыл его поверхность. Это приводит к неоднородному нагреванию материала и запаздыванию его температуры плавления на фиксируемом сигнале. При повторном нагревании температуры плавления согласуются между собой и близки к температуре плавления эталона.

Образец с навеской чистого металла (индий, олово, цинк) всегда нагревался выше его температуры плавления в среднем не более чем на $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ для полного плавления.

Кривая плавления для пустого тигля без образца с навеской чистого металла представлена на рис. 6.

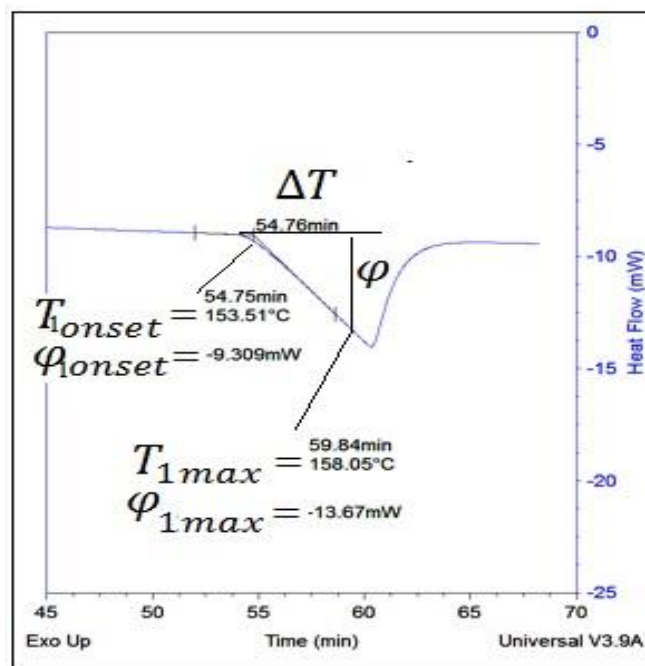


Рис. 6. Кривая плавления для пустого тигля без образца со стандартным металлом (определение углового коэффициента S)

6. В ходе нагревания тигля с навеской чистого металла достигалась точка плавления, и температура оставалась постоянной, пока вся навеска металла не расплавится. Таким образом, температура верхней поверхности порошкообразного материала, засыпанного в тигель, была постоянна и известна. Температура нижней поверхности исследуемого образца и подводимый к ней поток измерялись термоанализатором. По полученной зависимости вычисляли угловой коэффициент наклона S линейного участка пика плавления. Проводя два измерения (с порошкообразным материалом образца и без него), рассчитывали величину теплопроводности с учетом тепловых сопротивлений.

3. Теоретическая часть

В стационарных условиях поток тепла φ , Вт, через образец с тепловым сопротивлением пропорционален разности температур между нижней и верхней границами образца и вычисляется по формуле:

$$\varphi = \frac{1}{R_s} \cdot \Delta T, \quad (1)$$

где R_s – тепловое сопротивление образца, °С/Вт;

ΔT – разность температур на границе образца, °С.

Тепловое сопротивление образца определяется коэффициентом теплопроводности материала и геометрией образца и вычисляется по формуле:

$$R_s = \frac{h}{\lambda \cdot A}, \quad (2)$$

где λ – коэффициент теплопроводности образца, Вт/(м·°С);

A – площадь поперечного сечения образца в тигле, м²;

h – высота засыпанного исследуемого порошкообразного материала образца в тигле, м.

Для образца с диаметром D площадь поперечного сечения образца в тигле вычисляется по формуле:

$$A = \frac{\pi \cdot D^2}{4}, \quad (3)$$

где D – внутренний диаметр тигля с порошкообразным материалом образца, м.

Величина потока тепла от датчика анализатора к металлу в алюминиевом тигле на верхней поверхности образца зависит не только от теплового сопротивления самого образца, но и от теплового сопротивления границ датчик – образец (R_1) и образец – металл (R_2). Поэтому формула (1) должна быть переписана в следующем виде:

$$\varphi = \frac{(T_s - T_m)}{R_1 + R_s + R_2}, \quad (4)$$

где T_s – температура датчика под образцом, °С;

T_m – температура расплавленного чистого металла (эталона), °С;

R_1 – тепловое сопротивление границ датчик – тигель – образец, °С/Вт;

R_2 – тепловое сопротивление границ образец – тигель – металл, °С/Вт.

В экспериментах для воспроизводимости величин R_1 и R_2 зазоры на границах устанавливали минимальными. В этих условиях можно считать, что при использовании образцов с одинаковым поперечным сечением величины R_1 и R_2 не зависят от образца, и можно ввести параметр R_t :

$$R_t = R_1 + R_2. \quad (5)$$

Параметр R_s и искомый коэффициент теплопроводности образца λ может быть определен при условии, что известны входящие в уравнения (4) и (5) величины φ , R_t , T_s , T_m . Поскольку используется чистый металл, то величина T_m во время плавления известна. Величины φ и T_s определяются ДСК-анализатором в ходе измерений, а величина R_t может быть найдена из серии измерений. Если $R_t \ll R_s$, то им вообще можно пренебречь. В этом случае для определения коэффициента теплопроводности λ достаточно снять всего одну кривую плавления.

Подставив уравнение (2) в выражение (1), получим формулу (6):

$$\lambda = \frac{\varphi}{\Delta T} \cdot \frac{h}{A}. \quad (6)$$

Формула (6) справедлива только в ходе плавления чистого металла. В этом случае ΔT в формуле (6) численно равна разности температуры T_s в любой момент времени t и точки плавления металла (т. е. температуры начала плавления T_{onset}):

$$\varphi = \frac{(T_s - T_m)}{R_1 + R_s + R_2}, \quad (7)$$

где φ_t – тепловой поток в момент времени t , Вт;

φ_{onset} – тепловой поток в точке начала плавления металла, Вт;

T_{onset} – температуры начала плавления металла, °С;

S – угловой коэффициент, тангенс угла наклона кривой ДСК, Вт/°С.

Соответствующий тепловой поток φ в формуле (7) выражается разностью теплового потока в момент времени t , φ_t и потока в начале плавления φ_{onset} (рис. 6).

Из уравнений (4) – (7) получаем уравнение:

$$\frac{1}{S} = R_t + \frac{h}{A \cdot \lambda} \quad (8)$$

Проведя два измерения (одно с образцом в тигле и металлом, а второе с пустым тиглем и металлом), можно вычислить значение коэффициента теплопроводности λ с учетом тепловых сопротивлений R_t :

$$\lambda = \frac{\Delta h}{A \cdot \left(\frac{1}{S_2} - \frac{1}{S_1}\right) \cdot R_t} = \frac{\Delta h}{A \cdot \left(\frac{T_{2max} - T_{2onset}}{\varphi_2} - \frac{T_{1max} - T_{1onset}}{\varphi_1}\right) \cdot R_t} \quad (9)$$

где Δh – высота образца в тигле, м;

S_1 – угловой коэффициент наклона кривой ДСК для пустого тигля и металла, отн.ед;

S_2 – угловой коэффициент наклона кривой ДСК для тигля, заполненного образцом и металлом в алюминиевом тигле, отн.ед;

R_t – тепловое сопротивление находится из серии измерений со стандартными образцами, °С/Вт, вычисляется по формуле:

$$R_t = \left(\frac{1}{S_2} - \frac{1}{S_1}\right) + \frac{\Delta h}{A \cdot \lambda_{табл}} \quad (10)$$

где $\lambda_{табл}$ – табличное значение коэффициента теплопроводности стандартного образца, Вт/(м·°С);

T_{2max} – температура в любой момент времени t_2 , взятая на кривой плавления металла в алюминиевом тигле при измерении образца в тигле, °С;

T_{2onset} – температура начала плавления металла в алюминиевом тигле при измерении образца в тигле, °С;

T_{1max} – температура в любой момент времени t_1 , взятая на кривой плавления металла в алюминиевом тигле при измерении пустого тигля без образца, °С;

T_{1onset} – температура начала плавления металла в алюминиевом тигле при измерении пустого тигля без образца, °С;

$\varphi_{1(2)}$ – тепловой поток в момент времени t , взятый на кривой плавления металла в алюминиевом тигле при измерении пустого тигля без образца (с образцом), Вт, вычисляется по формуле:

$$\varphi_{1(2)} = \varphi_{1(2)onset} - \varphi_{1(2)max} \quad (11)$$

4. Результаты

Известно, что для порошковых материалов коэффициент теплопроводности изменяется от 0,1 до 0,6 Вт/(м·°С) [5]. Для проверки возможности использования новой методики по расчету коэффициента теплопроводности порошкообразных материалов были выбраны материалы (эталон), теплопроводность которых находилась в данных пределах. Были выбраны следующие материалы: тефлон (цилиндрический твердый образец), древесная зола (порошок) и оксид магния (порошок).

На начальных этапах адаптируемой методики со стандартными образцами (тефлон и порошковые материалы) с известной теплопроводностью $\lambda_{табл}$ из серии измерений термографирования (изменение теплового потока во времени) находят коэффициенты теплового сопротивления (для конкретного прибора при определенной температуре плавления применяемого чистого металла), которые затем применяются для учета получаемых экспериментальных значений.

Расчетные значения теплового сопротивления R_t , полученные расчетным путем по формуле (10) из серии измерений со стандартным образцом (древесная зола) для температурного диапазона от 156,6 до 419,5 °С, приведены в табл. 1. Расчетные значения теплового сопротивления R_t , полученные для тефлона и для оксида магния для выбранных температур плавления чистого металла, совпадают.

Таблица 1. Расчетные значения теплового сопротивления для разных температур на примере стандартного материала – древесной золы.

ρ , г/см ³	t , °С	$\lambda_{\text{табл.}}$, $\frac{\text{Вт}}{\text{м}\cdot\text{К}}$, [7]	φ_{1onset} , мВт	φ_{1max} , мВт	φ_1 , мВт	φ_{2onset} , мВт	φ_{2max} , мВт	φ_2 , мВт	T_{1onset} , °С	T_{1max} , °С	T_{2onset} , °С	T_{2max} , °С	R_t , °С/Вт
4,509	156,6	0,15	-5,473	-13,47	7,997	-9,222	-12,18	2,958	155,46	157,03	153,37	156,59	3,062
4,509	231,9		-8,249	-19,92	11,671	-11,64	-18,28	6,64	229,79	233,07	228,10	234,12	2,796
4,509	419,5		-18,16	-30,78	12,62	-16,36	-19,56	3,2	415,40	420,24	416,65	418,61	2,399

Измерения коэффициента теплопроводности при температуре 419,5 °С для тефлона не проводили, так как при достижении данной температуры тефлон разлагается.

Затем приступили к экспериментам непосредственно с порошкообразными материалами.

Образец порошкообразного материала U_3O_8 засыпали в тигель из Al_2O_3 объемом 40 мкл (рис. 4(б)), предварительно уплотнив специально изготовленным грузиком массой 100 г (рис. 7).

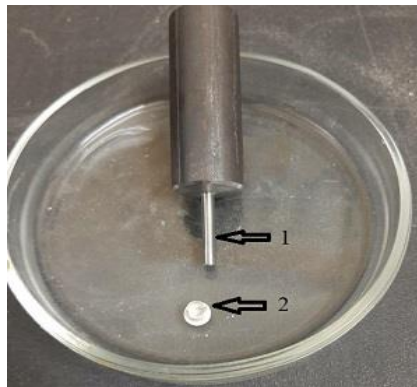


Рис. 7. Уплотнитель и тигель
1 – уплотнитель массой 100 г,
2 – тигель объемом 40 мкл

На образец порошкообразного материала U_3O_8 , имеющий форму цилиндра, сверху помещали алюминиевый тигель со стандартным образцом чистого металла (индий, олово, цинк) (рис. 3(в)).

Статистическую обработку результатов экспериментов проводили по формулам:

$$\mu(x) = N^{-1} \sum_{i=1}^N x_i, \quad (12)$$

$$\delta = ((N \cdot (N - 1))^{-1} \cdot \sum_{i=1}^N (x_i - \mu)^2)^{1/2}, \quad (13)$$

где δ – средняя квадратическая погрешность;

μ – среднее значение;

x_i – результат единичного измерения;

N – число измерений.

Как было сказано в методической части, для проверки адекватности предложенного способа определения теплопроводности были проведены пробные эксперименты для образцов из тефлона, древесной золы и оксида магния. При этом рассмотрены зависимости коэффициента теплопроводности от плотности «неактивных» образцов, близких по гранулометрическому составу к закиси-окиси урана.

Полученные экспериментальные данные приведены на рис. 8 и в табл. 2.

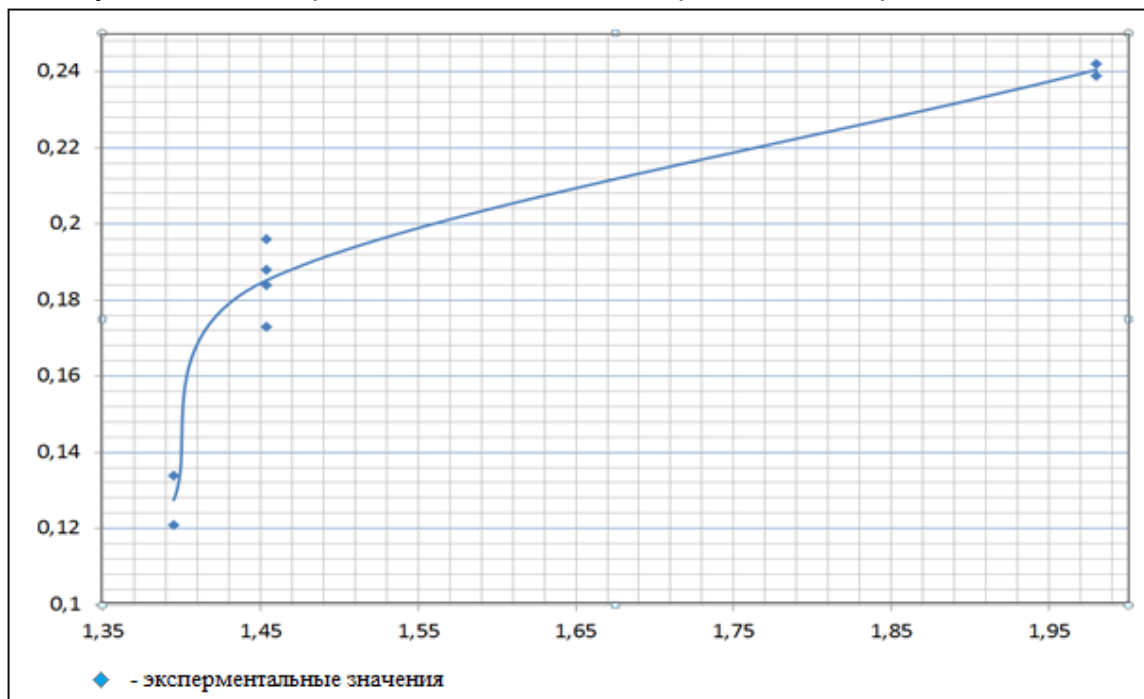


Рис. 8. Экспериментальные значения коэффициента теплопроводности для магниевой матрицы MgO

Таблица 2. Результаты измерений теплопроводности на пробных образцах тефлона, древесной золы и оксида магния

Материал, стандарт	Размер гранул, мкм	Температура, °С	Плотность, г/см ³	Коэффициент			Теплопроводности (табличные значения) $\lambda_{\text{табл}}$, Вт/(м·°С)
				Теплового сопротивления R_t , °С/Вт	Теплопроводности, λ , Вт/(м·°С)		
					Эксперимент	Среднее	
Тефлон	—	20	2,2	—	—	—	0,239
		156,6 ¹⁾	2,2	3,062	0,239	0,239	
		231,9 ²⁾	2,2	2,796	0,282	0,282	
		260	2,2	—	—	—	
Древесная зола	2,83 – 21,6	156,6 ¹⁾	4,509	3,062	0,119	0,119 ± 0,001	0,15
		231,9 ²⁾	4,509	2,796	0,186	0,186 ± 0,001	
		419,5 ³⁾	4,509	2,399	0,593	0,593 ± 0,001	
Оксид магния	6,13 – 22,3	90	0,475	—	—	—	0,079
		156,6 ¹⁾	1,13	3,062	0,059	0,065 ± 0,006	
			1,687	3,062	0,0715		
		231,9 ²⁾	1,395	2,796	0,121	0,128 ± 0,007	
			1,395	2,796	0,134		
			1,454	2,796	0,196		
			1,454	2,796	0,173		
		1,454	2,796	0,184	0,185 ± 0,005		
			2,796	0,188			
2,796	0,239						
1,98	2,796	0,242	0,024 ± 0,002				
	2,796	0,242					
419 ³⁾	—	2,399	—	—	—		

* Прочерк означает, что данные отсутствуют или измерение не проводили.

1) Температура плавления индия.

2) Температура плавления олова.

3) Температура плавления цинка.

Анализируя представленные на рис. 8 и в табл. 2 данные, можно сделать вывод, что полученные экспериментальные значения теплопроводности хорошо согласуются с литературными табличными данными для выбранных материалов. Погрешность данного метода находится в диапазоне от ± 1 до ± 10 % [2] и зависит от качества пробоподготовки образцов.

Установлено, что с ростом плотности порошка оксида магния (см. рис. 8, табл. 2) от 1,395 до 1,980 г/см³ значение коэффициента теплопроводности при температуре 231,9 °С растет от 0,121 до 0,242 Вт/(м·°С).

Результаты экспериментов с порошкообразными материалами на основе закиси-оксида урана (U_3O_8), проведенные на приборе STA F3 jupiter, представлены на рис. 9–12 и в табл. 3.

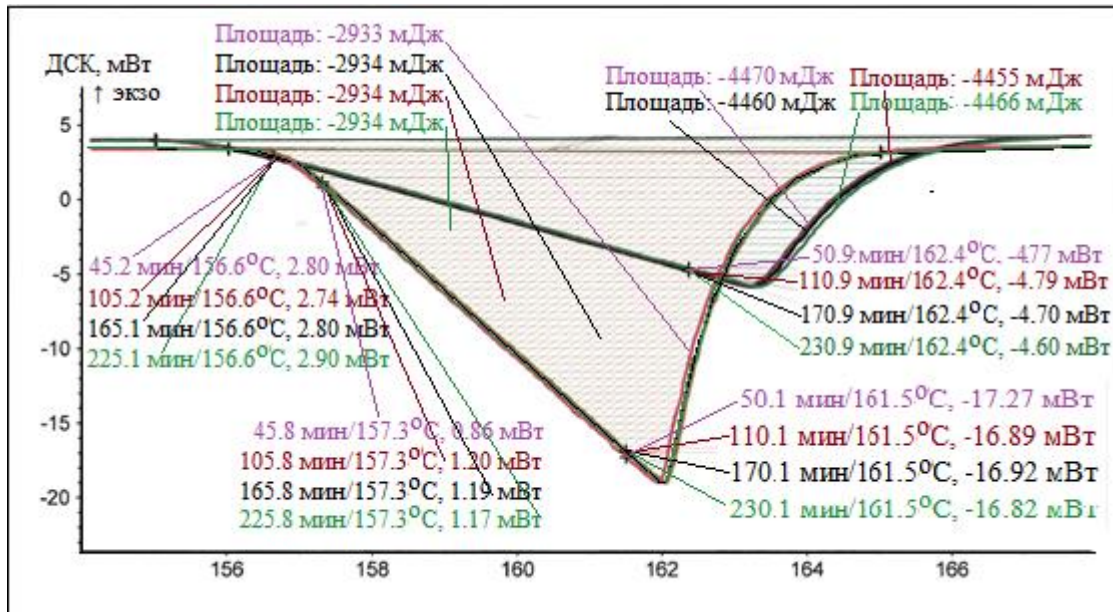


Рис. 9. Совмещенные кривые плавления, или зависимость теплового потока ДСК от температуры, и определение углового коэффициента для пустого тигля без образца со стандартным металлом (индий) и образцом (U_3O_8)

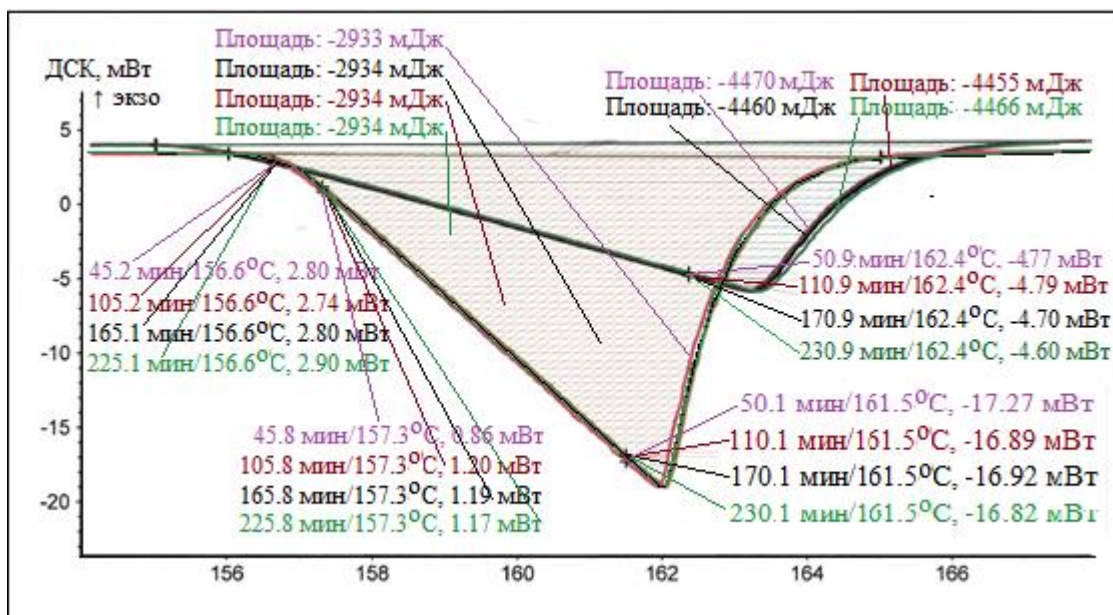


Рис. 10. Совмещенные кривые плавления, или зависимость теплового потока ДСК от температуры, и определение углового коэффициента для пустого тигля без образца со стандартным металлом (олово) и образцом (U_3O_8)

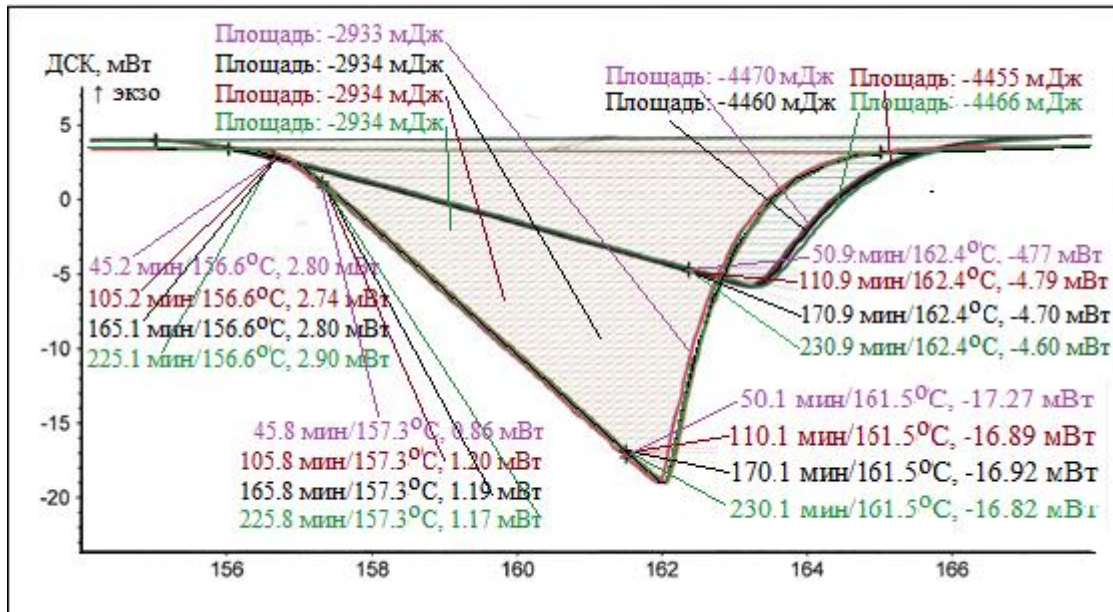


Рис. 11. Совмещенные кривые плавления, или зависимость теплового потока ДСК от температуры, и определение углового коэффициента для пустого тигля без образца со стандартным металлом (цинк) и образцом (U_3O_8)

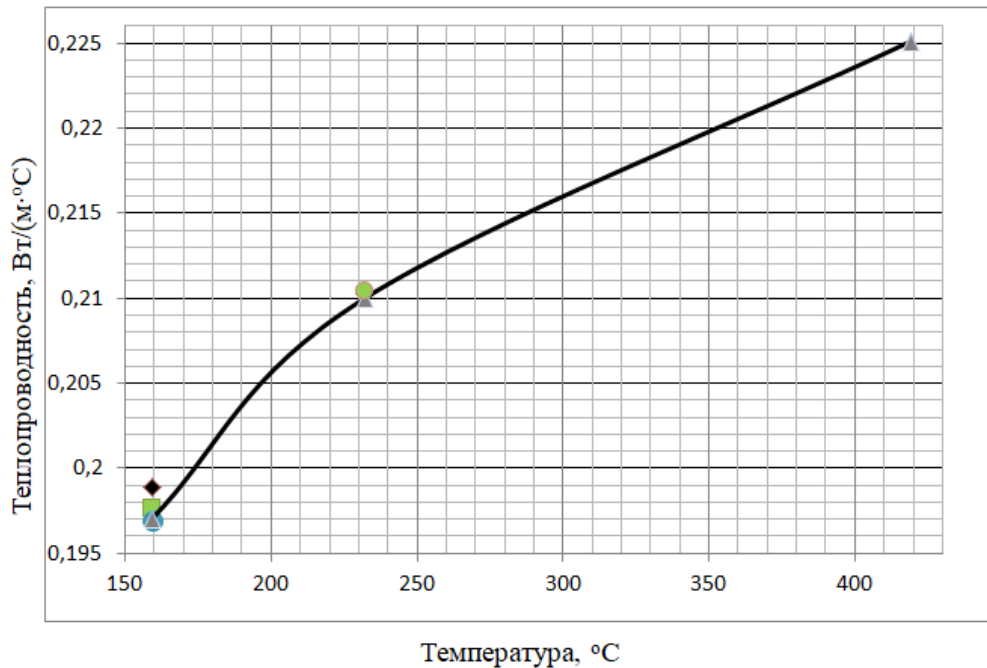


Рис. 12. Экспериментальная зависимость теплопроводности для порошковой матрицы из U_3O_8 для насыпной плотности $6,326 \text{ г/см}^3$ от температуры (квадратики, треугольники, кружки, ромбики – экспериментальные значения)

Таблица 3. Результаты измерений теплопроводности для порошковой матрицы из U_3O_8 для насыпной плотности $6,326 \text{ г/см}^3$

Материал образца	Температура, °C	Плотность, г/см^3	Коэффициент			Погрешность	
			Теплового сопротивления R_t , °C/Вт	Теплопроводности, λ , Вт/(м·°C)		Средняя квадратическая	Относительная, %
				Экспериментальная	Средняя		
Закись-окись урана	156,6	6,326	3,062	0,1989 0,1976 0,1964 0,1969	0,197	0,001	0,3
	231,9	6,326	2,796	0,2102 0,2104	0,2103	0,0001	0,1
	419,5	6,326	2,399	0,2251	0,2251		

5. Выводы

1. Предложена методика определения теплофизических свойств образцов в форме порошка методом ДСК.

2. Полученные экспериментальные значения коэффициента теплопроводности неактивных и активных порошкообразных материалов хорошо согласуются с данными, опубликованными в справочной литературе [5]. Погрешность данного метода не превышает $\pm 10\%$ [2].

3. На примере матрицы из оксида магния показано, что с увеличением плотности от 1,40 до 1,98 г/см³ теплопроводность матриц в виде порошка растет от 0,121 до 0,242 Вт/(м·°С) при постоянной температуре.

4. Определена зависимость теплопроводности порошковой матрицы закиси окиси урана (U₃O₈) от температуры (рис. 12 и табл. 3), которая необходима в дальнейшем для численного моделирования безопасного обращения с материалом.

5. Показано, что главными преимуществами ДСК-измерений являются небольшие размеры образцов, что является важным критерием для работы с активными материалами. Доказана применимость данного метода при работе с реальными активными образцами порошкообразных материалов для изучения их теплофизических свойств и в дальнейшем для оценки параметров безопасного обращения и хранения.

6. Список литературы

1. Результаты опытных операций по временному отключению системы охлаждения в емкостях-хранилищах радиоактивных суспензий / Н. П. Старовойтов, В. А. Казаков, В. А. Дудкин [и др.] // Траектория исследований – человек, природа, технологии. – 2022. – № 1(1). – С.16–25.
2. *Harkvoort, G. L.L.* Measurement of the conductivity of solid substances by DSC / G. Harkvoort, V. Reijen // *Thermochimica Acta.* – 1985. – № 93. – P. 317–320.
3. *Price, D. M.* Thermal conductivity of PTFE and PTFE composites / D. M. Price, M. Jarratt // *Thermochimica Acta.* – 2002. – № 392–393. – P. 231–236.
4. *Camirand, C. P.* Measurement of thermal conductivity by differential scanning calorimetry / C. P. Camirand // *Thermochimica Acta.* – 2004. – № 417. – P. 1–4.
5. *Шевельков, В. А.* Теплофизические характеристики изоляционных материалов / В. А. Шевельков. – М. : Госэнергоиздат, 1958. – 96 с.

Сведения об авторах:

Старовойтов Николай Петрович, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, начальник группы взрывопожаробезопасности ЦЗЛ, starov-nik@yandex.ru, старший преподаватель ОТИ НИЯУ МИФИ.

Лукин Сергей Александрович, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, ученой степени не имею, заместитель начальника ЦЗЛ по науке.

Корнев Станислав Вениаминович, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, ученой степени не имею, инженер физик 2 категории группы взрывопожаробезопасности ЦЗЛ.

Казаков Виталий Анатольевич, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, инженер технолог 2 категории группы взрывопожаробезопасности ЦЗЛ.

Дудкин Владимир Алексеевич, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, инженер технолог 2 категории группы взрывопожаробезопасности ЦЗЛ.

Козлов Павел Васильевич, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, к. т. н., начальник исследовательской лаборатории ЦЗЛ по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов, доцент ОТИ НИЯУ МИФИ.

Бобров Павел Адександрович, Федеральное государственное унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк», г. Озёрск, Россия, инженер технолог 2 категории лаборатории ЦЗЛ по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов.

ADAPTATION OF THE DSC METHOD TO STUDY THE THERMAL CONDUCTIVITY COEFFICIENT OF POWDER MATERIALS

N. P. Starovoitov, S. A. Lukin, S. V. Korenev, V. A. Kazakov, V. A. Dudkin, P.V. Kozlov,
P. A. Bobrov

Federal State Unitary Enterprise "Production Association "Mayak", Ozersk, Russia

By modifying the previously known method for measuring the thermal conductivity of solid, composite materials using differential scanning calorimetry, a new method for experimentally studying the thermophysical characteristics of powdered materials was proposed and tested using U3O8 as an example. The advantage of this measurement technique in the study of active powders is shown. For powdered materials of various substances, the dependences of the thermal conductivity coefficient on temperature are determined. The applicability of this method was proved when working with real active samples of powdered materials to study their thermophysical properties and, in the future, to evaluate the parameters of safe handling and storage. Joint processing of the results of thermography of reference samples and powdered materials using the example of U3O8 with a density of 6.326 g/cm³ made it possible, with an error of no more than 1 %, to find the values of the thermal conductivity coefficient of the latter: $\lambda(T, K) = 0.197 (429.75); 0.210 (505.05); 0.225 (692.65) \text{ W/(m}\cdot\text{K)}$ at the melting temperatures of samples of indium, zinc and tin, respectively.

Key words: radioactive waste; specific waste rate; nuclear power plant; reactor facility.

References

1. Results of experimental operations on temporary disconnecting the cooling system in radioactive suspension storage containers / N. P. Starovoitov, V. A. Kazakov, R. E. Abdulvagidov [et al.] // Research trajectory – human, nature, technology. – 2022. – № 1(1). – P.16–25.
2. *Hakvoort, G. L.L.* Measurement of the conductivity of solid substances by DSC / G. Harkvoort, V. Reijen // *Thermochimica Acta.* – 1985. – № 93. – P.317– 20.
3. *Price, D. M.* Thermal conductivity of PTFE and PTFE composites / D. M. Price, M. Jarratt // *Thermochimica Acta.* – 2002. – № 392 – 393. – P. 231–236.
4. *Camirand, C. P.* Measurement of thermal conductivity by differential scanning calorimetry / C. P. Camirand // *Thermochimica Acta.* – 2004. – № 417. – P. 1–4.
5. *Shevelkov, V. A.* Thermophysical characteristics of insulating materials / V.A. Shevelkov. – M. : Gosenergoizdat, 1958. – 96 p.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ РАЗРУШЕНИЯ ВЗРЫВОМ ОБРАЗЦОВ ПЕСЧАНИКА УГОЛЬНОЙ ШАХТЫ В ЛАБОРАТОРНОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ

К. Н. Лабинский ¹, А. Н. Медведев ²

¹ Донецкий национальный технический университет, г. Донецк, Россия

² Уральский Федеральный Университет им. первого Президента
России Б.Н. Ельцина», г. Екатеринбург, Россия

Статья посвящена актуальному вопросу расчета параметров разрушения взрывом образцов вмещающих пород с глубоких горизонтов угольной шахты, знание которых требуется для оперативной корректировки технологии взрывных работ с учетом свойств пород, по которым проводится каждая выработка. Корректировка проводится с целью минимизации образования незапланированных полостей, требующих дополнительной забутовки, а также сверхнормативных объемов пылегазовых выбросов, способствующих ухудшению экологической обстановки в районе шахты. Приведены результаты лабораторного исследования влияния параметров детонации заряда взрывчатого вещества (ВВ) на скорость ударной волны в образцах выбросоопасного песчаника шахты им. А. А. Скочинского (г. Донецк). Установлена зависимость между относительной скоростью ударной волны в песчанике и его плотностью, плотностью и массой ВВ и относительным расстоянием от центра заряда. Предложен дискретный подход к определению нелинейной зависимости скорости распространения ударной волны в горной породе от параметров детонации. Разработан простой алгоритм и программа для построения кривой затухания ударной волны. Предложена методика расчета радиуса разрушения горной породы по результатам лабораторного эксперимента, которая может быть использована на практике для повышения эффективности, а также экологической безопасности горного производства.

Ключевые слова: параметры детонации; дискретный подход; радиус разрушения горной породы; экологическая безопасность.

1. Введение

Проблема борьбы с выбросами породы и газа на угольных шахтах возникла с развитием горных работ на глубинах 700 м и более при строительстве буровзрывным способом горных выработок по крепким песчаникам [1]. Решением этой сложной проблемы занимались многие ученые, и ее актуальность не уменьшается, так как глубина добычи полезных ископаемых постоянно возрастает [1–5].

В отличие от внезапных выбросов угля и газа, где газовый фактор является определяющим, выбросы песчаника не являются внезапными. На достигнутых к настоящему времени глубинах эксплуатации угольных месторождений они происходят только при взрывных работах, в момент производства взрыва. При этом размеры полости выброса могут намного превзойти проектные размеры выработки и привести к образованию полостей, требующих дополнительной забутовки [6, 7], что снижает общую эффективность горных работ. Кроме того, образуются

сверхнормативные объемы пылегазовых выбросов, которые, поступая на поверхность по вентиляционным выработкам, способствуют ухудшению экологической обстановки в районе шахты [8].

Объемы выброса породы определяются величиной динамических напряжений в массиве при взрыве, которые можно существенно снизить корректировкой технологии взрывных работ, в частности, подбором взрывчатого вещества (ВВ), массы одновременно взрываемого заряда в шпуре и на весь забой, схемы расположения и очередности взрывания шпуровых зарядов [1, 9–11].

Степень выбросоопасности пород неодинакова даже в пределах контура одной выработки. Изменение прочностных свойств и условий залегания выбросоопасных песчаников по простиранию может наблюдаться через 15–20 м. Частое изменение горно-геологических свойств пород, по которым проводится выработка, должно учитываться при выборе параметров буровзрывных работ для конкретных условий [1].

Разрушение горных пород взрывным способом происходит под воздействием ударной волны, которая продуцируется на границе раздела сред, ВВ – порода, и распространяется в массиве. При этом скорость ударной волны по мере удаления от заряда ВВ снижается вплоть до величины, численно равной скорости распространения продольной волны в разрушаемой породе, где ударная волна переходит в волну напряжений. Разрушение массива происходит за фронтом ударной волны до тех пор, пока массовая скорость разрушенных частиц превышает некоторое критическое значение. Взаимосвязь скорости ударной волны и массовой скорости потока частиц породы описывается уравнением ударной адиабаты для горной породы [12].

Актуальной является задача оперативного определения зависимости скорости затухания ударной волны от свойств породы в разрушаемом горном массиве с целью определения радиуса разрушения горных пород и обоснования оптимальных технологических показателей взрывных работ для снижения частоты проявления выброса породы и его интенсивности, что будет способствовать повышению эффективности горных работ и экологической безопасности.

В данной статье приведены результаты лабораторного исследования влияния параметров детонации заряда ВВ на скорость ударной волны в образцах выбросоопасного песчаника шахты им. А. А. Скочинского (г. Донецк). Установлена зависимость между относительной скоростью ударной волны в песчанике и его плотностью, плотностью и массой ВВ и относительным расстоянием от центра заряда. Предложен дискретный подход к определению нелинейной зависимости скорости распространения ударной волны в горной породе от параметров детонации. Разработаны простой алгоритм и программа для расчета кривой затухания ударной волны. Предложена методика расчета радиуса разрушения горной породы, которая может быть использована при проектировании и оперативной корректировке параметров взрывных работ.

2. Материалы и методы

Экспериментальное измерение скорости распространения ударной волны в горной породе возможно с использованием дискретных датчиков, фиксирующих момент прихода ударной волны к точке их расположения. Это позволяет достаточно просто определить среднюю скорость распространения ударной волны на участке между двумя произвольными датчиками. Однако изменение скорости носит нелинейный характер, поэтому при работе как с цифровыми, так и с аналоговыми датчиками необходимо интегрирование их показаний.

В лаборатории буровзрывных работ Донецкого национального технического университета (ДНТУ) были проведены эксперименты по измерению скорости распространения ударной волны в образцах выбросоопасного песчаника при использовании различных ВВ. Схема измерения скорости детонации ВВ и скорости ударной волны в образцах песчаника приведена на рис. 1.

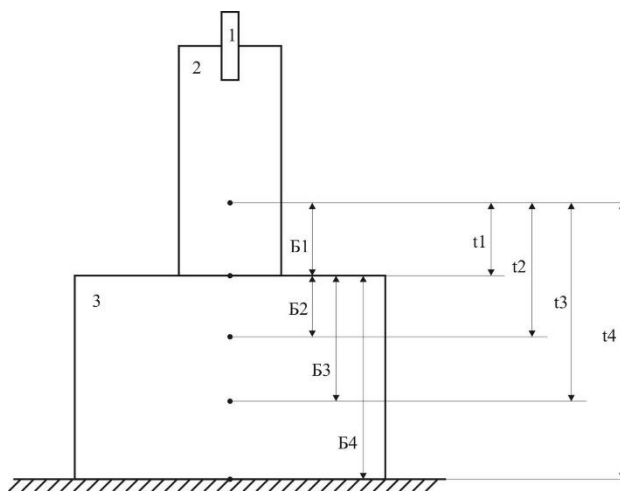


Рис. 1. Схема измерения скорости детонации ВВ и скорости ударной волны в образцах горной породы: 1 – электродетонатор; 2 – взрывчатое вещество; 3 – образец горной породы; Б1...Б4 – базы измерения скоростей между соответствующими датчиками; t1...t4 – время между срабатыванием соответствующих датчиков

При проведении измерений использовался измеритель интервалов времени ИИВ-16/496 УХЛ 4.2 (ТУУ 33.5-3169501990-001:2011, разработка ДНТУ). Абсолютная погрешность измерения интервалов времени в соответствии с ТУУ составляет $1,6 \cdot 10^{-8}$ с.

На жесткое горизонтальное основание устанавливались образцы испытуемой горной породы, в которой размещались ионизационные датчики, а сверху устанавливался заряд ВВ (рис. 2). Заряд помещался в цилиндрическую оболочку из полихлорвинила с внутренним диаметром 34 мм и толщиной стенок 1,5 мм. Масса заряда составляла 0,1 кг, плотность – $1\,100 \text{ кг/м}^3$. Иницирование заряда осуществлялось электродетонатором ЭД-КЗ-ОП [13, 14]. Для каждого ВВ серия исследований состояла из нескольких независимых опытов (до 6).

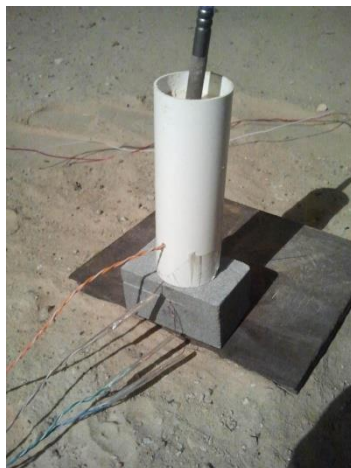


Рис. 2. Вид экспериментальной установки

3. Результаты

Результаты измерения скорости ударной волны в песчанике в зависимости от используемых зарядов различных ВВ представлены в табл. 1. Относительное расстояние R/r от границы раздела сред до точки измерения определялось по следующей формуле:

$$R/r = \frac{B_i}{r}, \quad (1)$$

где B_i – база измерения в песчанике Б2...Б4, м (рис. 1);

r – приведенный радиус заряда, м:

$$r = \sqrt[3]{\frac{3m_{ВВ}}{4\pi\rho_{ВВ}}}, \quad (2)$$

где $m_{ВВ}$ – масса заряда ВВ, кг;

$\rho_{ВВ}$ – плотность патронирования ВВ, кг/м³.

Исследования показали, что при небольших массах заряда, по мере удаления от границы раздела ВВ – порода, наблюдается затухание скорости ударной волны, которое можно описать линейной зависимостью с величиной достоверности аппроксимации, равной коэффициенту парной корреляции $R^2 > 0,9$. Это позволяет с достаточной точностью определить начальную скорость ударной волны на границе раздела сред. Также следует отметить, что чем ниже начальная скорость ударной волны в песчанике, тем медленнее идет ее затухание по мере удаления от границы раздела ВВ – порода.

Таблица 1. Результаты измерения скорости ударной волны в песчанике

ВВ	R/r	V/C_p (среднее значение)	Относительная погрешность, %
Аммонит 6ЖВ	0,49	1,192	3,2
	0,54	1,131	2,7
	0,77	1,041	5,5
	1,24	0,871	0,9
	1,32	0,761	7,9
	1,34	0,860	6,1
Аммонит ПЖВ20	0,54	1,054	4,9
	1,19	0,863	5,7
Опытный образец ВВ IV класса	0,41	1,122	3,8
	1,43	0,990	6,1
Опытный образец ВВ V класса	0,43	0,939	6,4
	0,89	0,857	3,9

* V - абсолютное значение скорости ударной волны, C_p – скорость распространения продольной волны.

Анализ результатов измерений показывает, что увеличение числа датчиков (и, соответственно, баз измерений), располагаемых между плоскопараллельными пластинами образцов горной породы, существенно снижает точность определения скорости распространения ударной волны, что связано с искусственно создаваемыми границами раздела сред на стыке между пластинами. Поэтому целесообразно использовать минимальное количество датчиков, при котором наиболее адекватные результаты можно получить в ближней зоне заряда ВВ.

При проведении достаточного количества серий испытаний с различными ВВ мы получим набор линейных уравнений, описывающих различную скорость затухания ударной волны в породе в зависимости от начального значения скорости ударной волны на границе раздела сред. Это позволяет использовать для обработки результатов один из методов дискретного интегрирования – метод

трапеций. Зная, что характер затухания ударной волны описывается экспоненциальной функцией, можно разбить искомую кривую затухания на трапеции, каждая левая грань которых будет очередной начальной скоростью ударной волны при использовании разных ВВ. И в пределах одного участка можно использовать линейную зависимость затухания ударной волны до тех пор, пока ее значение не станет равным следующей, меньшей начальной скорости ударной волны на границе раздела сред при использовании другого ВВ. Таким образом, ширина каждой трапеции будет определяться углом наклона текущего линейного участка для уравнения затухания скорости ударной волны, ее начальным значением и следующим меньшим начальным значением.

При таком подходе можно получить точки излома, в которых будет изменяться уравнение затухания ударной волны в пределах каждой трапеции, что позволит по ним установить экспоненциальную зависимость затухания ударной волны.

Для каждой серии исследований с использованием одного ВВ необходимо определить коэффициенты A и B линейного уравнения $y = Ax + B$, описывающего затухание ударной волны в ближней к заряду зоне. Так как коэффициенты B показывают начальное значение скорости ударной волны, они будут формировать левую грань трапеций дискретного интегрирования. Порядок расположения трапеций будет определяться сортировкой коэффициентов B по убыванию, а ширина трапеций будет определяться с использованием соответствующего коэффициента A , описывающего линейное затухание ударной волны в пределах каждой трапеции.

Для автоматизации расчетов разработана и реализована компьютерная программа, функционал которой включает следующее: сначала открывается для чтения файл с данными, каждая строка которого обрабатывается отдельно, и значения рассчитанных коэффициентов A и B сохраняются и сортируются по убыванию значения коэффициента B . Затем рассчитывается ширина каждой трапеции, и координаты точек излома сохраняются в формате, удобном для импортирования в программу CurveExpert для Windows. Для увеличения числа точек в выходном файле добавляются координаты середины каждой трапеции и значения скорости ударной волны в этой точке. Далее генерируется график точек излома, пример которого представлен на рис. 3.

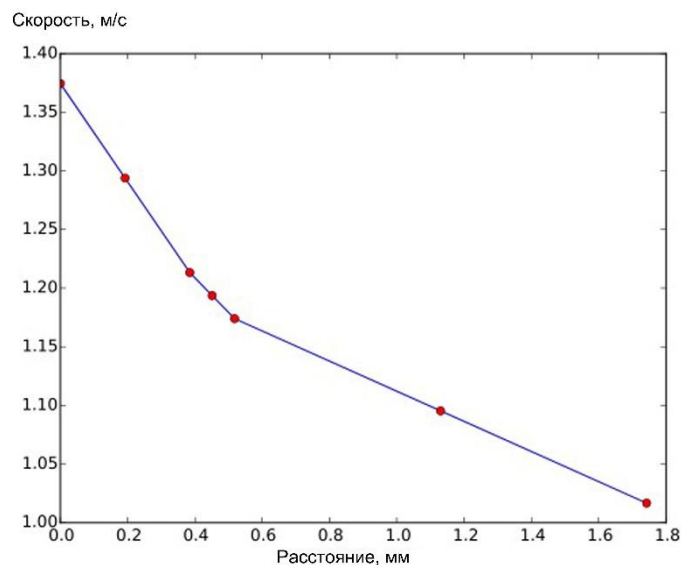


Рис. 3. График точек изломов при дискретном интегрировании скорости ударной волны в песчанике

Обработанные результаты экспериментов позволили установить экспоненциальную зависимость затухания скорости ударной волны в песчанике, которая имеет следующий вид:

$$\frac{V}{C_p} = 0,997 + 0,377 \cdot 0,227^{\frac{R/r}{1,07}} \quad (3)$$

График функции (3) представлен на рис. 4.

Задавая превышение скорости ударной волны над скоростью распространения продольной волны как условие разрушения породы, с учетом (3), можно установить зависимость, описывающую относительный радиус разрушения породы в диапазоне значений $V/C_p \geq 1,01$:

$$R/r = 6,6039 + 0,7216 \cdot \ln\left(\frac{V}{C_p} - 0,997\right). \quad (4)$$

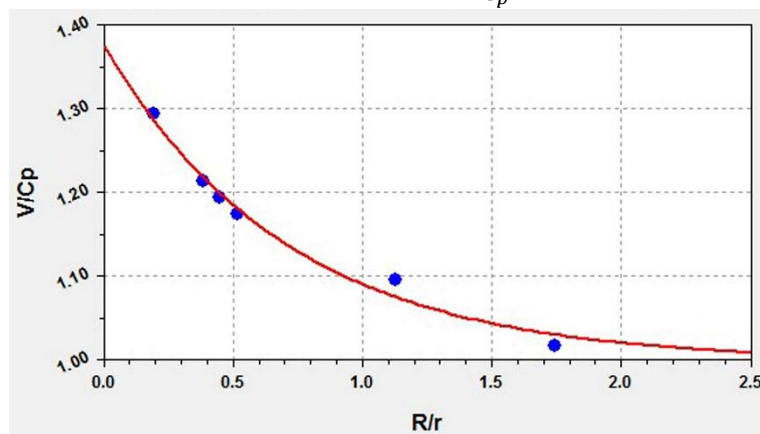


Рис. 4. График зависимости (3) относительной скорости ударной волны от относительного радиуса разрушения

Для исследованного песчаника радиусы разрушения шпуровыми зарядами различных ВВ с патронами диаметром 36 мм, определенные по зависимости (4), приведены в табл. 2.

Абсолютная погрешность измерения внутреннего диаметра трубы и массы заряда незначимо мала, поэтому погрешностью при расчете относительного радиуса разрушения можно пренебречь как не оказывающей влияние на результаты исследований.

Таблица 2. Радиусы разрушения выбороопасного песчаника в зависимости от используемых ВВ

ВВ	V/C_p на границе ВВ – порода	Радиус разрушения, мм
Аммонит 6ЖВ	1,3745	218
Аммонит ПЖВ20	1,2133	203
Опытный образец ВВ IV класса	1,1741	198
Опытный образец ВВ V класса	1,0168	139

4. Выводы

В результате лабораторных экспериментов с помощью предложенной методики изучена скорость затухания ударной волны в образцах выбороопасного песчаника горизонта 1 400 м шахты им. А. А. Скочинского (г. Донецк). Предложенный алгоритм позволяет определять радиус разрушения породы в зависимости от применяемого ВВ. Он может быть использован для проектирования и оперативной корректировки технологических показателей взрывных работ на отдельных горизонтах с целью повышения общей эффективности, а также экологической безопасности горного производства.

5. Список литературы

1. *Ефремов, Э. И.* Взрывное разрушение выбросоопасных пород в глубоких шахтах / Э. И. Ефремов, В. Н. Харитонов, И. А. Семенюк. – М. : Недра, 1979. – 253 с.
2. Залегание и строение выбросоопасных пород, 01.12.2020, электронный ресурс: – URL: <https://fccland.ru/vzryvnoe-razrushenie-porod/11824-zaleganie-i-stroenie-vybrosoopasnyh-porod.html> (Дата обращения: 18.04.2022).
3. *Sato, K.* The Occurrence and Mechanism of Outbursts in Sandstone / K. Sato, K. Itakura // Paper presented at the ISRM International Symposium, Pau, France, August 1989 (Published: August 30, 1989), Paper Number: ISRM-IS-1989-081.
4. Characterization of the Permeability and Acoustic Properties of an Outburst-Prone Sandstone / S. D. Butt, P. K. Frempong, C. Mukherjee, J. Upshall // J. of Applied Geophysics, Vol. 58, Issue 1 (2005). P. 1–12, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.04.002>.
5. Discussion of Sandstone Outburst Mechanism by Rock Drivage in Deep Mine Coal-Bearing Strata / G. J. Cheng // Advanced Materials Research 1092 – 1093 (March 2015): 1388–93, <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amr.1092-1093.1388>.
6. *Трощенко, В.В.* К вопросу о выбросах песчаников. 2011. – Электронный ресурс: – URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/k-voprosu-o-vybrosah-peschanikov> (Дата обращения: 18.04.2022).
7. *Формос, В. Ф.* К вопросу о прогнозировании выбросоопасности песчаников. В. Ф. Формос, Б. А. Лысиков, В. А. Бабичев // Проблемы горного давления. – 2018. – № 34–35. – С. 87–94. ГОУВПО «Донецкий национальный технический университет».
8. Cleaner Production in Mining Industry: A Flowsheet for Underground Mining of Iron Ore Deposit / A. Medvedev, I. Sokolov, N. Gobov, A. Smirnov // SGEM 2014 Conference Proceedings. Vol.3. Exploration and Mining. Mineral Processing (STEF92 Technology Ltd., 2014). P. 85 – 90. – DOI 10.5593/sgem2014B13.
9. *Калякин, С. А.* Современные проблемы разрушения горных пород взрывом / С. А. Калякин, К. Н. Лабинский // Перспективы развития Восточного Донбасса. Ч. 1. Сб. науч. тр. Шахтинский ин-т ЮРГТУ (НПИ). – Новочеркасск, 2008. – С. 348 – 361.
10. Mathematical model of blasting schemes management in mining operations in presence of random disturbances / E. I. Kazakova, A. N. Medvedev, A. O. Kolomytseva, M. I. Demina // AIP Conference Proceedings 1906, 070010 (2017); <https://doi.org/10.1063/1.5012336>.
11. Blast Parameter Optimization Study Based on a Blast Crater Experiment / X. Zhang, H. Yi, H. Ma, Z. Shen // Shock and Vibration. Vol. 2018. Article ID 8031735; <https://doi.org/10.1155/2018/8031735>.
12. Физика взрыва / под ред. К. П Станюковича. – М. : Физматлит, 2004. – Т. 2.– 656 с.
13. ЭкспертВР. Электродетонаторы ЭД-КЗ-ОП, ЭД-КЗ-П, ЭД-КЗ-ПМ. – Электронный ресурс. URL: https://expertvr.ru/explosives/elektrodetonatory_ed-kz-op_ed-kz-p_ed-kz-pm/.
14. ГОСТ 21806-76. Электродетонаторы предохранительные короткозамедленного действия (Действующий. Ограничение срока действия снято Постановлением Госстандарта N 155 от 14.02.92).

Сведения об авторах:

Лабинский Константин Николаевич, д. т. н., доцент Донецкого технического университета, г. Донецк, Россия. Эл. почта: konstantin.labinskiy@gmail.com.

Медведев Александр Николаевич, канд. т. н., доцент, Уральский Федеральный Университет им. первого Президента России Б.Н. Ельцина», г. Екатеринбург, Россия.

DETERMINATION OF PARAMETERS OF DESTRUCTION BY EXPLOSION OF COAL MINE SANDSTONE SAMPLES IN A LABORATORY EXPERIMENT

K. N. Labinsky ¹, A. N. Medvedev ²

¹ Donetsk National Technical University, Donetsk, Russia

² Ural Federal University, Ekaterinburg, Russia, Ekaterinburg, Russia

The article is devoted to the topical issue of calculating the explosion destruction parameters of samples of host rocks from deep horizons of a coal mine. Knowledge of these parameters is required for operational adjustment of blasting technology, taking into account the rocks properties on which each mining is carried out. The adjustment is carried out in order to minimize the generation of unplanned vesicles that require additional backfilling, as well as excess volumes of dust and gas emissions that contribute to the deterioration of the environmental situation in the mine area. The laboratory study results of the effect of the explosive charge detonation parameters on the shock wave velocity in explosive sandstone samples of the A.A. Skochinsky mine (Donetsk) are presented. The dependence between the relative velocity of the shock wave in sandstone and its density, the density and mass of explosives and the relative distance from the center of the charge is established. A discrete approach to determining the nonlinear dependence of the velocity of shock wave propagation in rock on the detonation parameters is proposed. A simple algorithm and a program for constructing a shock wave damping curve have been developed. An approach for calculating the radius of rock destruction based on the results of a laboratory experiment is proposed, which can be used in practice to improve the efficiency and environmental safety of mining production.

Key words: detonation parameters; discrete approach; surface rock radius of destruction; environmental safety.

References

1. *Efremov, E. I.* Vzryvnoe razrushenie vybrosoopasnyh porod v glubokih shahtah / E. I. Efremov, V. N. Haritonov, I. A. Semenyuk. – M. : Nedra, 1979. – 253 p.
2. Zaleganie i stroenie vybrosoopasnyh porod, 01.12.2020,: – URL: <https://fccland.ru/vzryvnoe-razrushenie-porod/11824-zaleganie-i-stroenie-vybrosoopasnyh-porod.html> (18.04.2022)
3. *Sato, K.* The Occurrence and Mechanism of Outbursts in Sandstone / K. Sato, K. Itakura // Paper presented at the ISRM International Symposium, Pau, France, August 1989 (Published: August 30, 1989), Paper Number: ISRM-IS-1989-081.
4. Characterization of the Permeability and Acoustic Properties of an Outburst-Prone Sandstone / S. D. Butt, P. K. Frempong, C. Mukherjee, J. Upshall // *J. of Applied Geophysics*, Vol. 58, Issue 1 (2005). P. 1–12, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.04.002>.
5. Discussion of Sandstone Outburst Mechanism by Rock Drivage in Deep Mine Coal-Bearing Strata / G. J. Cheng // *Advanced Materials Research* 1092 – 1093 (March 2015): 1388–93, <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amr.1092-1093.1388>.
6. *Troshchenko, V.V.* K voprosu o vybrosah peschanikov. 2011. – Elektronnyj resurs: – URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/k-voprosu-o-vybrosah-peschanikov> (18.04.2022).
7. *Formos, V. F.* K voprosu o prognozirovanii vybrosoopasnosti peschanikov. V. F. Forsmos, B. A. Lysikov, V. A. Babichev // *Problemy gornogo davleniya*. – 2018. – № 34–35. – P. 87–94.
8. Cleaner Production in Mining Industry: A Flowsheet for Underground Mining of Iron Ore Deposit / A. Medvedev, I. Sokolov, N. Gobov, A. Smirnov // *SGEM 2014 Conference Proceedings*. Vol.3. Exploration and Mining. Mineral Processing (STEF92 Technology Ltd., 2014). P. 85 – 90. – DOI 10.5593/sgem2014B13.
9. *Kalyakin, S. A.* Sovremennye problemy razrusheniya gornyh porod vzryvom / S. A. Kalyakin, K. N. Labinskij // *Perspektivy razvitiya Vostochnogo Donbassa*. CH. 1. Sb. nauch. tr. SHahtinskij in-t YURGTU (NPI). – Novocherkassk, 2008. – P. 348 – 361.
10. Mathematical model of blasting schemes management in mining operations in presence of random disturbances / E. I. Kazakova, A. N. Medvedev, A. O. Kolomytseva, M. I. Demina // *AIP Conference Proceedings* 1906, 070010 (2017); <https://doi.org/10.1063/1.5012336>.
11. Blast Parameter Optimization Study Based on a Blast Crater Experiment / X. Zhang, H. Yi, H. Ma, Z. Shen // *Shock and Vibration*. Vol. 2018. Article ID 8031735; <https://doi.org/10.1155/2018/8031735>.
12. *Physics of explosion* / K. P Stanyukovich. – M. : Fizmatlit, 2004. – T. 2.– 656 p.
13. EkspertVR. Elektrodetonatory ED-KZ-OP, ED-KZ-P, ED-KZ-PM. – Elektronnyj resurs. URL: https://expertvr.ru/explosives/elektrodetonatory_ed-kz-op_ed-kz-p_ed-kz-pm/.
14. GOST 21806-76. Elektrodetonatory predohranitel'nye korotkozamedlennogo dejstviya (Dejstvuyushchij. Ogranichenie sroka dejstviya snyato Postanovleniem Gosstandarta N 155 ot 14.02.92).