

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 3, 2022

Полигонная технология обращения с отходами

В. И. Осипов, И. В. Галицкая, В. Г. Заиканов

3

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПРИРОДНЫХ И ПРИРОДНО-ТЕХНИЧЕСКИХ СИСТЕМ

Структурно-геоморфологические условия площадки размещения
Балаковской АЭС в аспекте устойчивости ее сооружений

*И. М. Кравченко, Е. А. Пикулик, В. М. Макеев,
А. С. Гусельцев, Е. А. Макеева*

16

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ

Признаки и геологические предпосылки интрузии морской воды
в прибрежные водоносные горизонты (на примере Черного моря)

С. Г. Миронюк, О. А. Хлебникова

24

Геоэкологическая оценка состава воды в водотоках бассейна реки Буря
на участках распространения многолетней мерзлоты

Л. М. Кондратьева, З. Н. Литвиненко, Д. В. Андреева, Е. М. Голубева

38

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Ртуть в донных отложениях малых рек г. Хабаровск

О. С. Хомченко

51

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

Изучение фильтрационной неоднородности кембрийских глин
при обосновании окончательной изоляции токсичных отходов

М. В. Вилькина, А. М. Никуленков, В. Г. Румынин

57

Продукты механико-биологической обработки твердых коммунальных
отходов: состав, сравнение биоактивности с захороненными ТКО,
тяжелые металлы

Т. И. Юганова

69

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Геоэкологические процессы в городе и оценка их опасности

В. Г. Заиканов, Т. Б. Минакова, Е. В. Булдакова

82

Contents

Number 3, 2022

Landfill technology of waste management

V. I. Osipov, I. V. Galitskaya, V. G. Zaikanov

3

FUNCTIONING OF NATURAL AND NATURAL-ANTHROPOGENIC SYSTEMS

Structural-geomorphological conditions of the Balakovo nuclear power plant site in terms of the stability of its buildings

*I. M. Kravchenko, E. A. Pikulik, V. M. Makeev,
A. S. Gousseltsev, E. A. Makeeva*

16

NATURAL AND HUMAN-INDUCED PROCESSES

Signs and geological prerequisites of seawater intrusion into coastal aquifers (the example of the Black Sea)

S. G. Mironyuk, O. A. Khlebnikova

24

Geocological assessment of water composition in watercourses of Bureya River basin in the permafrost zone

L. M. Kondratyeva, Z. N. Litvinenko, D. V. Andreeva, E. M. Golubeva

38

ENVIRONMENT CONTAMINATION

Mercury in bottom sediments of small rivers in Khabarovsk city

O. S. Khomchenko

51

UTILIZATION AND DISPOSAL OF WASTE

The study of the flow heterogeneity of the Cambrian blue clay in scope of hazardous waste disposal

M. V. Vilkina, A. M. Nikulenkov, V. G. Rumynin

57

Products of mechanical-biological treatment of municipal solid waste: composition, comparison of bioactivity with buried MSW, and heavy metals

T. I. Yuganova

69

RESEARCH METHODS AND TECHNIQUES

Geoenvironmental processes in the city and assessment of their hazard

V. G. Zaikanov, T. B. Minakova, E. V. Buldakova

82

УДК 502/504

ПОЛИГОННАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ОБРАЩЕНИЯ С ОТХОДАМИ

© 2022 г. В. И. Осипов^{1,*}, И. В. Галицкая¹, В. Г. Заиканов¹¹ Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН, Уланский пер., 13, стр. 2, Москва, 101000, Россия

*E-mail: osipov@geoenv.ru

Поступила в редакцию 09.04.2022 г.

После доработки 09.04.2022 г.

Принята к публикации 14.04.2022 г.

Рассматривается широко применяющаяся в России практика размещения твердых коммунальных отходов (ТКО) в виде свалок на открытых площадках и неровностях рельефа, приводящая к многочисленным экологическим нарушениям, загрязнению окружающей среды и снижению качества жизни. Указывается, что основная причина происходящих нарушений заключается в неконтролируемом процессе обращения с отходами и отсутствием научного подхода к развитию этой хозяйственной деятельности человека. В статье предлагается техногенно-природоподобная технология создания безопасных полигонов, основывающаяся на процессах биологического разложения с применением системы дренирования и утилизации отходящих газов и фильтрационных стоков. Показана роль геологических условий при создании безопасных полигонов. Отмечается, что применение полигонной технологии может стать основой системы обращения с ТКО в России, позволяющей обеспечить безопасность такой системы и существенно минимизировать экономические затраты обращения с отходами.

Ключевые слова: сортировка, переработка и захоронение отходов, утилизируемые и не утилизируемые отходы, технологии обезвреживания и ликвидации отходов: сжигание, пиролиз, плазменная обработка, полигонная технология

DOI: 10.31857/S0869780922030079

ВЕДЕНИЕ

Из 70 млн т твердых коммунальных отходов, ежегодно образующихся в России, 89% без какой-либо переработки и сортировки размещаются на поверхности Земли или захораниваются в верхних слоях литосферы. При этом почти 60% таких образований являются несанкционированными, а, следовательно, незаконными. Отходы накапливаются часто на открытых площадках в виде свалок, никак незащищенных от выпадающих атмосферных осадков. Для этого используются различные неровности в рельефе: овраги, заброшенные карьеры, загрязненные производственные территории и другие неудобья.

Современная практика обращения с отходами в нашей стране носит бессистемный характер и не опирается на научно-технические достижения, что приводит к загрязнению атмосферного воздуха, почв, горных пород, подземных вод – важнейших жизнеобеспечивающих ресурсов и, как следствие, нарастающему экологическим проблемам, ухудшению качества окружающей среды и здоровья людей. К этому необходимо добавить, что сформированные в предыдущие годы свалки ТКО являются длительно действующими источниками загрязнения природной среды. Сказан-

ное вызывает напряжение в обществе и требование пересмотра государственной системы обращения с отходами.

Большую роль в решении этого вопроса призван сыграть национальный проект “Экология”. В программу этого проекта входит удаление к 2021 г. 191 крупной свалки и 75 наиболее опасных объектов “накопленного экологического ущерба”. Для сравнения можно сказать, что при создании в стране ФГУП “Федеральный экологический оператор” было указано 5365 объектов, требующих ликвидации. Спрашивается, как решить этот вопрос для остальных свалок?

Важнейшая проблема сложившейся в России системы накопления и размещения отходов в виде свалок – отсутствие научного подхода к ведению этой хозяйственной деятельности. Эта задача выглядит вполне решаемой, если учесть, что у нас в стране создана система захоронения в земной коре радиоактивных отходов, относящихся к более опасным и имеющим более продолжительный срок существования, чем коммунальные отходы. Опираясь на этот опыт необходимо создать теоретическую и методическую базу обращения с твердыми коммунальными отходами, которая могла бы быть основой разработки безопасной и

экономически приемлемой полигонной системы обращения с ТКО в России.

В официальных кругах считается, что выходом из этой ситуации является применение технологии сжигания, используемой в ряде западных стран. Однако в последние годы среди экологов все активнее утверждается мнение о том, что технологию сжигания нельзя считать безопасной [5–7, 14, 18, 20]. В 2017 г. эта точка зрения получила признание в Евросоюзе, где было принято решение о принципиальном отказе от технологии сжигания.

Помимо этого, необходимо учитывать, что стоимость одного мусоросжигательного завода (МСЗ) с ежегодной производительностью 650 тыс. т, предлагаемого корпорацией Hitachi Zosen Inova, составляет 35 млрд руб. Согласно проекта “Экология”, Россия намерена создать к 2024 г. систему МСЗ мощностью 37,1 млн т/год, для чего требуется возвести не менее 57 мусоросжигательных заводов. Такое количество заводов приближается к числу МСЗ, построенных, например, в Германии за последние 50 лет. Реализация такого проекта в России в ближайшее время с экономической точки зрения едва ли возможна.

Следует отметить, что имеющиеся технологии ликвидации отходов, основанные на применении сжигания или высокотемпературной обработки, не являются природоподобными. В природе отходы не сжигаются и не подвергаются высокотемпературной обработке, а происходит их медленное биоразложение и деструкция. Поэтому нами предлагается технология обращения с отходами, заключающаяся в использовании процессов разложения и деструкции биоты, происходящих в природе, дополненная техногенными процессами дренирования вредных газообразных и жидких продуктов разложения [9]. Формирующиеся при разложении продукты распада участвуют в процессах синтеза и естественного оборота вещества Земли и, в конечном итоге, ассимилируются самой биосферой.

Подобную технологию создания полигонов можно назвать *полигонной техногенно-природоподобной, в которой совмещается природный процесс разложения отходов и техногенная система удаления и утилизации накапливающихся в теле отходов вредных продуктов распада*. Сознанный на такой основе полигон через 30–50 лет существования перестает генерировать вредные продукты разложения и превращается в безопасное захоронение. Таким образом, применение полигонной технологии позволяет, не нарушая естественного процесса биоразложения, предотвращать загрязнение окружающей среды вплоть до полного прекращения процесса разложения.

Предлагаемая полигонная технология обращения с отходами включает ряд процедур таких,

как сортировка отходов, поиск места размещения полигонов, контроль процессов разложения и образования вредных продуктов разложения, обеспечение экологической безопасности полигонов.

СОРТИРОВКА ОТХОДОВ

Для создания безопасных полигонов требуется сортировка отходов до их укладки на хранение. Твердые коммунальные отходы представляют неупорядоченные смеси остатков продуктов питания, бытовых и промышленных предметов потребления, различной бытовой утвари. Подсчитано, что в ТКО могут содержаться до 1700 различных компонентов, многие из которых сохраняют полезные качества и могут быть вторичным сырьем для воспроизводства новой продукции и производства электроэнергии. Эта часть отходов должна быть выделена из общей массы отходов и направлена на переработку. Следует подчеркнуть, что обращение с отходами без сортировки делает эту систему неэффективной и относит ее к затратному производству. Поэтому одним из требований реализации полигонной технологии является сортировка отходов с выделением вторичных ресурсов.

Сортировка отходов – трудоемкий и дорогостоящий процесс. По данным западной прессы, цена сортировки составляет около 35% от общей стоимости обращения с отходами и равняется примерно 300–400 евро за 1 т отходов. По этой причине многие субъекты Российской Федерации отдают предпочтение полигонному захоронению ТКО без их сортировки и переработки, что не согласуется с мировой тенденцией.

Сортировка может осуществляться населением и носить селективный характер. Наряду с этим, она может быть механизированной с применением промышленных методов. На практике часто используется комбинированная сортировка с применением обоих подходов. Для организации селективной сортировки в жилых районах создается необходимая инфраструктура – емкости, маркированные для сбора отдельных видов отходов. При использовании промышленных комплексов мусор подвергается дроблению и сепарированию с применением специальных методов в соответствии с ресурсным предназначением. Компоненты, представляющие вторичные ресурсы, направляются на переработку, а не утилизируемая часть отходов – на полигоны, где она обезвреживается и захоранивается.

РАЗМЕЩЕНИЕ ОТХОДОВ

Общие требования к размещению отходов

Размещение отходов является ответственной процедурой обращения с ними, определяющей

шей условия накопления, переработки и дальнейшего их захоронения в геологической среде. По своему содержанию требования к размещению отходов могут быть разнообразными, начиная от санитарно-эпидемиологических, социальных, хозяйственно-управленческих и заканчивая природно-климатическими.

Государственное регулирование всех перечисленных требований представляется достаточно сложной проблемой. Считается, что ответственность за размещение отходов и выдачу разрешения на открытие полигонов возлагается на органы исполнительной власти, уполномоченные осуществлять федеральный государственный эпидемиологический контроль. Другие организации, например, экологической экспертизы, недропользования и т.д. не принимают участия в принятии этих решений.

Важными государственными документами, призванными регулировать размещение отходов, являются территориальные схемы обращения ТКО, функции эксперта которых призвана осуществлять публично-правовая компания «Российский экологический оператор». В постановлении Правительства РФ №430 от 22 сентября 2018 г. «О разработке, общественном обсуждении, корректировке территориальных схем в области обращения с отходами производства и потребления, в том числе с твердыми коммунальными отходами, а также о требованиях к составу и содержанию таких схем» указывается в основном на необходимость сбора информации о накоплении отходов, их количестве, наличии объектов переработки и утилизации и т.д. Наряду с этим, отсутствуют требования к сведениям о геологии, геоморфологии, гидрогеологии, охраняемых природных территориях, природно-климатических и других природных особенностях т.д. Таким образом, содержащаяся в конечном документе информация о степени загруженности территории отходами и объектами обращения с ними не отражает самое главное – механизм определения мест размещения полигонов. Основной причиной этого положения является то, что территориальная привязка объектов размещения ТКО носит чисто топографический характер и не связана с особенностями природных условий, являющимися основными факторами определения риска размещения отходов в земной коре.

Необходимо отметить, что, называя полигоны «площадками», составители схем, видимо, не учитывают того, что полигоны являются объемными, достаточно сложными сооружениями, с часто меняющимися по глубине геологическим строением, гидрогеологическими условиями и другими природными условиями. По сути любой полигон с течением времени становится частью геологической среды (точнее – техносферы) и

функционирует по ее природным законам. Таким образом, территориальная схема должна содержать не только топографическую привязку места накопления отходов и объектов обращения с ними, но и характеристику природных условий, обуславливающих расположение полигонов как пространственных тел. Такая характеристика должна, по существу, представлять карту инженерно-геологического районирования территории, с выделением на ней отдельных областей или районов по степени пригодности природных условий для создания полигонов [4, 8, 10].

Инженерно-геологическая карта позволяет существенно повысить практическую ценность территориальных схем. Ее необходимо использовать как территориальную матрицу, на которую накладывается информация, предусмотренная в постановлении Правительства РФ № 1130. Только после создания такой информационной системы должна рассматриваться возможность разработки различных логических схем связи между объектами обращения с ТКО и прогнозируемыми местами расположения полигонов.

В дальнейшем, в пределах благоприятных областей, находятся наиболее перспективные площадки для размещения полигонов ТКО, на которых проводятся инженерные изыскания с целью получения показателей, необходимых для их проектирования. По данным изысканий и анализа существующих планов по социальному и хозяйственному использованию, а также кадастровых ограничений, окончательно решается вопрос, какая площадка в наибольшей мере будет отвечать требованиям создания безопасного полигона. Таким образом, инженерно-геологическое районирование, уже на первых этапах решения вопроса о размещении пунктов захоронения ТКО, позволяет оценивать принципиальную возможность принятия управленческих решений по созданию безопасного полигона с учетом его экологической и экономической эффективности.

В Институте геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН (ИГЭ РАН) разработана методика инженерно-геологического районирования применительно к решению упомянутых выше задач. Методика апробирована при проведении районирования Центрального Федерального округа. ИГЭ РАН готов внедрить эту методику и осуществлять ее научное сопровождение при использовании в субъектах Федерации [4].

Геологические условия размещения полигонов

Полигоны размещаются в геологической среде – приповерхностной толще пород, состав и свойства которых являются важнейшими факторами безопасности создаваемых полигонов. В зависимости от геологических условий, полигоны

Таблица 1. Водопроницаемость различных грунтов (по Н.Н. Маслову)

Грунты	K_f , м/сут	Характеристика грунтов по водопроницаемости
Глины, монолитные скальные грунты	$< 5 \cdot 10^{-5}$	Практически непроницаемые
Суглинки, тяжелые супеси, нетрещиноватые песчаники	до $5 \cdot 10^{-3}$	Весьма слабо проницаемые
Супеси, слабо трещиноватые глинистые сланцы, песчаники, известняки	до 0.5	Слабо проницаемые
Пески тонко-, мелкозернистые, трещиноватые скальные грунты	до 5	Проницаемые
Пески среднезернистые, скальные грунты повышенной трещиноватости	до 50	Хорошо проницаемые
Галечники, гравелистые пески, сильно трещиноватые скальные грунты	≥ 50	Сильно проницаемые

могут быть заглублены частично в геологический массив (полуподземный вариант) или полностью погружены в толщу пород (подземный вариант). В первом случае дно и часть боковых стенок полигона находятся в природном массиве, а сверху перекрываются слоем грунта глинистого состава в сочетании с водонепроницаемыми пленками или другими гидроизолирующими материалами. При создании подземных вариантов дно и борта полигонов оказываются полностью в толще природного массива.

Таким образом, изолирующие свойства полигонов и их безопасность во многом определяются составом и свойствами пород, в которых они находятся. Важнейшими геологическими факторами, определяющими условия создания полигонов, являются: литологический состав пород и их свойства, гидрогеологические условия и развитие опасных природных явлений (землетрясения, наводнения, оползни, карстовые провалы и др.).

Литологический состав пород и их свойства. С литологическим составом пород связаны их изолирующие свойства и способность исполнять роль природных геологических барьеров, препятствующих распространению загрязнения. Основными критериями изолирующих свойств пород являются коэффициент фильтрации (K_f , м/сут) и удерживающая (поглощающая) способность (мг/г). В зависимости от литологического состава фильтрационные показатели могут существенно меняться (табл. 1).

Наилучшими защитными характеристиками обладают глинистые породы, поровое пространство которых представлено тонкими порами (от долей миллиметра до микронных величин), часто закрытыми и недоступными для фильтрации воды. Кроме того, на поверхности глинистых минералов формируются гидратные пленки адсорбированной воды, обладающие повышенной вязкостью и также препятствующие фильтрации [11]. Пески и, тем более гравий, свободно пропускают фильтрационный поток и практически не создают защитного барьера.

С фильтратом во вмещающие породы поступают различные загрязнители, в том числе токсичные вещества, которые, взаимодействуя с минеральными частицами, удерживаются в породе.

Общее содержание загрязнителей, накапливающихся в породе, характеризуется показателем массовой концентрации загрязнителей (мг/кг):

$$C_3 = M_3 / M_{TB},$$

где M_3 – масса накопленных загрязнителей всех видов; M_{TB} – масса минеральной части пород.

Физическая природа механизма удержания загрязнителей может быть различной: механической, физико-химической (адсорбционной), химической [1]. При этом загрязнители могут находиться в виде привнесенных или вновь образующихся (в результате раскристаллизации) твердых включений в порах или формирующих цемент на контактах частиц, скоплений ионов или химических образований, адсорбирующихся на активных поверхностях минералов, гелеобразных органоминеральных комплексов и жидких образований в виде эмульсий.

Помимо осадочных пород для создания полигонов могут быть использованы сцементированные породы такие, как аргиллиты и алевролиты, известняки, доломиты, мел, гипсы, ангидриты. Однако массивы этих пород характеризуются высокой трещиноватостью, содержат неоднородности структуры в результате литогенеза, выветривания и растворения. Поэтому наилучшими изоляционными свойствами обладают галоидные породы, обладающие пластичностью и подвижностью, что позволяет им восстанавливать монолитность при различных внешних воздействиях.

РАЗЛОЖЕНИЕ ОТХОДОВ И ОБРАЗОВАНИЕ ВРЕДНЫХ ПРОДУКТОВ РАСПАДА

Разложение отходов как физико-химический и микробиологический процесс

В свалочном теле полигона ТКО протекают сложные физико-химические и биохимические процессы, приводящие к разложению отходов. Один из основных компонентов свалочных тел, с которым связаны процессы разложения, – органическое вещество, поступающее с отходами,

либо образующееся в процессе их трансформации уже в свалочном теле. Дegradaция органического вещества свалочного тела проходит по различным механизмам, но основной из них – это микробиальная дegradaция в аэробных и анаэробных условиях. Биодegradaция наиболее полно осуществляется в условиях, пригодных для жизни микроорганизмов (определенный для каждой трофической группы температурный интервал, влажность, рН).

В процессе разложения отходов выделяются четыре этапа.

Первый этап (аэробная фаза) характеризуется расходом кислорода и нитрата. Присутствующие в свежих отходах сахара (углеводы) преобразуются в диоксид углерода и воду, при этом происходит снижение рН от 7.5 в отходах до 6.2 [15]. Органическое вещество на первых этапах складирования отходов подвергается аэробному окислению кислородом, который присутствует в порах свалочного тела, однако его запасы могут быть израсходованы в течение нескольких дней. Прежде всего, органическое вещество подвергается процессу гидролиза. Гидролиз входящих в состав биодegradiруемых отходов белков, жиров, и углеводов сопровождается образованием более простых соединений. Обычно аэробная фаза разложения органики длится от года до 10 лет, что определяется условиями складирования отходов и режимом рециркуляции фильтрата [17, 19]. По мере расходования кислорода активность аэробных процессов снижается, в качестве окислителей используются такие соединения, как нитраты, сульфаты, оксиды железа и марганца. В массиве начинают преобладать анаэробные условия, чему способствуют уплотнение и перекрытие отходов новыми слоями.

Второй этап – анаэробная кислая фаза (ацетогенез). Трансформация сахаров, начавшаяся в аэробных условиях, продолжается в анаэробных условиях в фазе ацетогенеза (кислотообразования). Анаэробная кислая фаза характеризуется накоплением карбоновых кислот и дальнейшим снижением рН до 5.7. Размеры микробиальных популяций возрастают при переходе от аэробных условий к анаэробным.

Третий этап – стадия активного метаногенеза – характеризуется снижением содержания карбоновых кислот, сопровождающимся резким ростом скорости образования метана. Потребление кислот микроорганизмами превышает скорость гидролиза отходов. Концентрация сульфата увеличивается до начала заметного образования метана, а затем уменьшается.

Максимальная степень разложения органического вещества достигается *на четвертом этапе*, когда образование метана замедляется (стадия стабильного метаногенеза). Содержание карбо-

новых кислот падает до предела обнаружения, рН среды возрастает до значений выше 8. Снижение содержания целлюлозы и медленный гидролиз оставшихся твердых отходов, которые обогащены лигнином, тормозят процесс образования метана. На этой стадии дegradaция органических веществ идет медленно, ее скорость зависит от условий окружающей среды. После резкого роста на третьем этапе скорости образования метана на четвертом этапе наблюдается ее устойчивое снижение, а также снижение концентрации карбоновых кислот.

Не более 30% органического вещества на полигонах ТКО разлагаются полностью с образованием метана. Большое количество органического углерода представлено трудно разлагаемыми веществами и надолго остается в теле свалки.

Заключительным *пятым этапом является гумификация свалочных отходов*. В процессе трансформации в свалке остается твердая фаза, устойчивая к микробиальной дegradaции.

Этапы ацетогенеза и активного метаногенеза могут продолжаться до 30–40 лет, а при низком содержании влаги (<40%) – до 50 лет. Процесс гумификации твердых бытовых отходов может продолжаться сотни и даже тысячу лет [2, 17].

Образование экологически опасных продуктов при разложении отходов

С экологической точки зрения основными загрязнителями природной среды на территориях размещения свалок и полигонов ТКО являются фильтрат и биогаз.

Газообразные продукты возникают в результате брожения материала ТКО и формирования биогаза (свалочного газа). Биогаз состоит на 95–98% из тепляющих газов – метана и углекислого газа. Одна тонна ТКО может служить источником образования до нескольких сотен кубометров биогаза.

При взаимодействии содержащейся в свалочном теле воды с твердыми компонентами образуются растворы, загрязненные неорганическими и органическими веществами. Поступление фильтрата в подземные и поверхностные воды приводит к их значительному загрязнению, поэтому с экологической точки зрения ТКО могут служить опасным загрязнителем воды – важнейшего жизненнообеспечивающего ресурса.

В природных условиях газовые образования и жидкие растворы, образующиеся при разложении отходов, хорошо ассимилируются биосферной средой. Однако, в условиях техногенеза природный процесс их разложения в биосфере усложняется за счет увеличения массы отходов и появления в избыточном количестве газообразных и жидких соединений. Это приводит в местах

скопления отходов к превышению экологической емкости биосферы к утилизации продуктов разложения. В результате образующиеся газообразные и жидкие продукты распространяются вокруг свалки, загрязняя окружающую среду и создавая экологические проблемы. Особую опасность представляют материалы, такие как пластик, резиновые изделия, металлы, минералы, некоторые медицинские товары, имеющие длительный период разложения: от нескольких сот и нескольких десятков тысяч лет. Их разложение идет так медленно, что можно считать, что они не ассимилируются природной средой и должны удаляться в процессе сортировки.

Очевидно, чтобы создать безопасный полигон прежде всего требуется провести сортировку и переработку компонентов, содержащих вторичные ресурсы. Всю оставшуюся массу не утилизируемых отходов следует направлять для дальнейшего разложения на полигон, оборудованный техногенными системами дренирования, сбора и утилизации вредных газообразных и жидких компонентов разложения отходов.

ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПОЛИГОНОВ

В основе создания безопасного полигона лежат два основных принципа, представляющие теоретическую основу полигонной технологии. Первый принцип заключается в предотвращении контакта ТКО с элементами окружающей среды. Это достигается путем размещения полигона в геологическом массиве пород с высокими изоляционными характеристиками, создающими природные барьеры (экраны), препятствующие взаимодействию отходов с атмосферой, а также с поверхностными и подземными водами. Важно добиваться всесторонней изоляции отходов с поверхности, основания и бортов. Для этого необходимо создавать своеобразный “мешок”, в котором отходы находились бы в замкнутом пространстве.

В случае, когда массив, в котором создается полигон, сложен породами с недостаточными изоляционными показателями, обусловленными литологическим составом, трещиноватостью, структурной неоднородностью, а также их небольшой мощностью, возникает необходимость перехода на многобарьерную защиту полигона. Она заключается в том, что наряду с природным барьером, создается искусственный (техногенный) барьер из различных непроницаемых пленок, глинистых матов, песчано-цементных смесей и др. В этом случае гидроизоляционная система полигона становится двухбарьерной.

Второй принцип полигонной технологии — создание системы дренирования биогаза и за-

грязненных вод. Такие системы основываются на имеющихся методах дренирования газо- и водонасыщенных пористых тел. Важно, чтобы эти системы входили в инфраструктуру полигона и функционировали на протяжении всего срока его существования. С помощью этих устройств собиравшийся биогаз передается в действующую электро- или топливную систему и утилизируется, а фильтрационные растворы, в зависимости от степени их очистки, используются при решении различных хозяйственных задач.

Создаваемые таким образом полигоны, окруженные природными и техногенными барьерами, позволяют удалять и утилизировать образующийся в отходах биогенный (свалочный) газ и загрязненную воду, что является важным фактором экологической безопасности полигонной технологии обращения с ТКО.

Природные и техногенные барьеры

Барьеры на нижней границе полигона. Монолитность основания полигона и его противодиффузионная способность имеет первостепенное значение для предотвращения фильтрации из тела ТКО растворов и загрязненных подземных вод. Наиболее эффективные природные экраны образуют влажные глины монтмориллонитового, гидрослюдистого и смешаннослойного состава. Поэтому массивы, сложенные такими глинами, имеют наименьшие фильтрационные характеристики, не более 10^{-5} м/сут. Такие природные экраны толщиной от 1.5 м могут полностью обеспечить изоляцию ТКО в основании полигона (рис. 1а).

При наличии в основании полигона менее гидрофильных глинистых пород (суглинки, тяжелые супеси) с коэффициентом фильтрации 10^{-5} – 10^{-3} м/сут природный барьер можно считать эффективным при мощности толщи более 3 м. При меньшей мощности природного барьера или его большей фильтрационной способности (10^{-3} – 10^{-1} м/сут) потребуются применение комбинированного (природно-техногенного) барьера. В этом случае над природным создается техногенный барьер (рис. 1б), включающий (в основании) плотный гидроизолирующий слой, поверх которого укладывается основной гидроизоляционный слой в виде 1–2 слоев полиэтиленовой пленки или покрытия из горячего битума, асфальтобетона или других материалов, перекрытых сверху защитным слоем из песка и супеси, обработанным нефтью или горячим битумом. На техногенный барьер сверху насыпается 50–80 см дренажного материала, в котором укладывается перфорированная дренажная труба.

Барьеры на бортах полигонов. Наибольшую сложность представляет создание изоляционных барьеров в бортах полигонов, если они слагаются

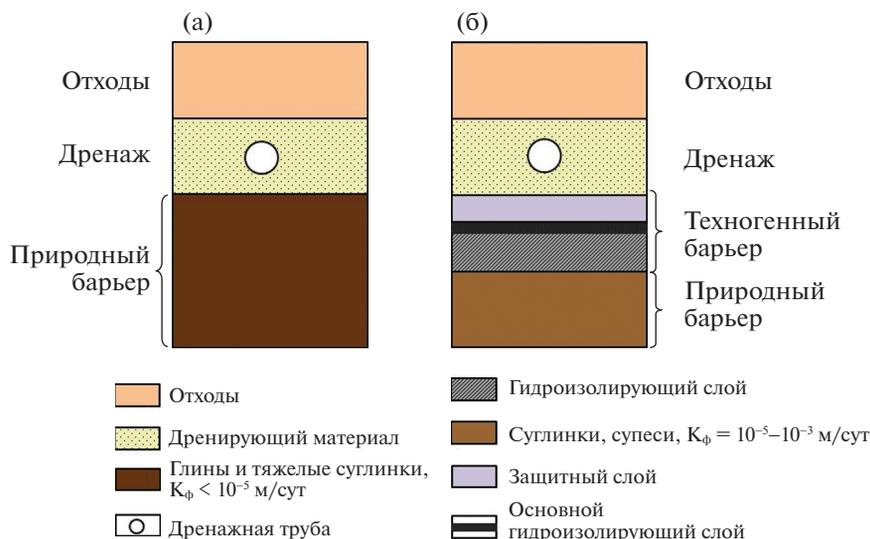


Рис. 1. Природный (а) и комбинированный природно-техногенный барьер (б) на нижней границе полигона.

породами с невысокими изоляционными свойствами. Для обеспечения всесторонней изоляции полигона необходимо создание техногенного барьера по всему периметру полигона. Создание такого барьера в разрезе, состоящем из пород различного состава, который сохранял бы свою монолитность и изолирующие свойства, — задача довольно сложная. Тем более, что боковые стенки котлована полигона могут иметь различную крутизну, в связи с чем удержание на них полиэтиленовых пленок, глинистых матов и других гидроизолирующих покрытий часто не представляется возможным. Поэтому при создании техногенных барьеров в таких условиях целесообразно применять методы технической мелиорации грунтов, позволяющих преобразовывать структуру и свойства грунтовых массивов. К числу таких методов относятся методы цементации, глинизации, горячей битумизации грунтов и др. [1, 3]. Весьма перспективным для этих целей является метод “геокомпозит” [12, 13].

Применение методов технической мелиорации заключается в том, что в массиве пород на расстоянии 3–5 м от стенки котлована по всему периметру котлована создается техногенный барьер (рис. 2). Барьер имеет вид пояса шириной 3–5 м и глубину, соответствующую глубине котлована. Вдоль всего пояса на расстоянии 3–6 м одна от другой бурятся скважины для нагнетания в породы вяжущих и цементирующих смесей, существенно изменяющих их свойства. В результате таких процедур фильтрационные свойства пород снижаются, и они начинают выполнять функцию изолирующего барьера для миграции через борта полигона газов и растворов, образующихся в теле отходов.

Барьеры при создании перекрытия полигонов. Барьер, перекрывающий тело отходов с поверхности, возводится при заполнении полигона или при его реконструкции. Защитный поверхностный барьер является техногенным и имеет мощность не менее 1.5 м (см. рис. 2).

Перед созданием барьера поверхность отходов выравнивается и засыпается хорошо уплотняющимся материалом, на который накладывается гидроизоляционный слой, выполняющий основные защитные функции в создаваемом барьере. Для создания гидроизоляционного слоя применяются различные синтетические пленки, битумный материал, водонепроницаемые маты. Поверх гидроизоляционного слоя отсыпается рекультивационный материал, который покрывается сверху 0.15–0.30 м слоем почвы.

Системы сбора и утилизации биогаза и фильтрационных растворов

Для реализации техно-природного принципа обращения с отходами создающиеся полигоны должны включать постоянно действующую систему дренирования накапливающихся внутри полигона свальных газов и загрязненных вод. Такие системы позволяют собирать вредные продукты разложения отходов и их утилизировать, обеспечивая экологическую безопасность создаваемых полигонов.

Система дренирования и утилизации свальных газов. Система вентиляции и утилизации свальных газов включает в себя создание в теле отходов вентиляционных проходов (каналов) для накопления, транспортировки и последующей утилизации газов. Каналы представляют собой прослойки обломочного материала (крупный песок, гравий,

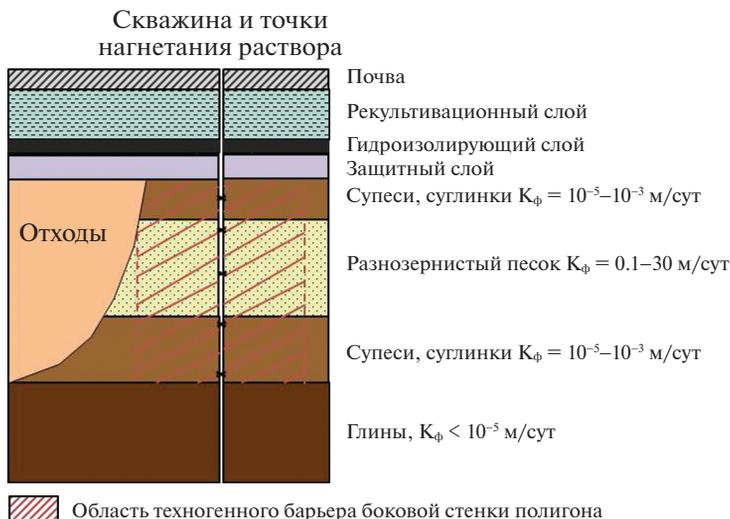


Рис. 2. Изоляция боковых стенок и поверхности полигона от внешней среды.

битый кирпич), толщиной около 0.5 м, укладываемые с расстоянием 2.5–3.0 м между ними. Вертикальная связь между вентиляционными слоями осуществляется с помощью перфорированных труб, постепенно наращиваемых при заполнении полигона. Система вентиляционных труб заканчивается магистральной трубой, по которой газ выходит на поверхность и направляется на утилизацию (рис. 3).

Система сбора и утилизации загрязненных вод.

Дополнительно полигоны оборудуются системой сбора и удаления загрязненных поровых вод, образующихся при разложении и уплотнении отходов. Для этого на дне полигона создается дренажный слой мощностью не менее 0.5 м подобно слоям, предназначенных для дренирования и сбора газов. Дренажный слой и уложенные в нем трубы создают водозаборную систему полигона (см. рис. 3).

Описанные системы удаления с полигона свалочных газов и загрязненных вод могут носить нестандартный характер. Важно, чтобы эти сооружения входили в состав инфраструктуры полигона и функционировали на протяжении всего срока его существования.

Экологические требования к созданию безопасных полигонов ТКО

Рассмотренные выше принципы обращения с отходами на основе их разложения и последующей ликвидации (захоронения) позволяют сформулировать общие требования к размещению и созданию экологически безопасных полигонов. Общий вид такого полигона показан на рис. 3.

Основываясь на изложенном выше, можно сформулировать геоэкологические требования к

полигонной технологии и созданию безопасных полигонов.

1. Отходы, укладываемые на полигоне, должны быть изолированы от компонентов биосферы и не создавать угрозы загрязнения и снижения качества окружающей среды.

2. Размещение безопасных полигонов должно осуществляться на основании инженерно-геологического районирования территории с учетом литологического состава пород, гидрогеологических условий и развития опасных природных явлений.

3. Отходы должны размещаться на полигоне послойно, чередуясь со слоями песка и гравия.

4. Для обеспечения надежной изоляции отходов следует применять природные и техногенные барьеры.

5. Важнейшей задачей при создании полигона является изолирование его основания. Наиболее благоприятной ситуацией следует считать наличие природного барьера достаточной мощности, сложенного породами (например, глинистыми) с низким коэффициентом фильтрации. При отсутствии природных барьеров допускается применение многобарьерной защиты с сочетанием природных и техногенных барьеров.

6. По техническим соображениям при создании барьерной защиты на боковых сторонах полигонов следует применять методы технической мелиорации грунтов.

7. Сверху полигон должен перекрываться техногенными барьерами толщиной не менее 1.5 м, содержащими на поверхности слой почвы.

8. Полигон должен быть оборудован дренажной системой для сбора и утилизации свалочного

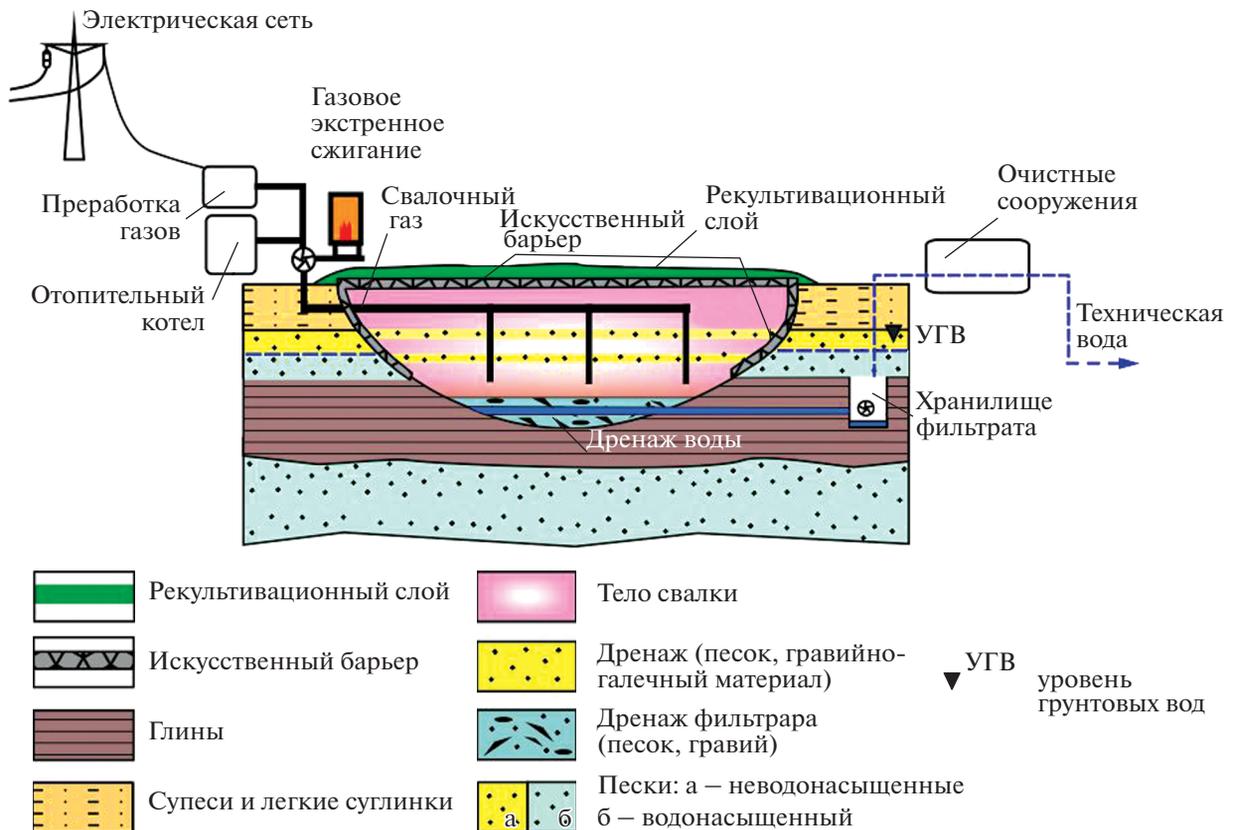


Рис. 3. Схема строения безопасного полигона в геологическом массиве.

газа и очистки образующихся инфильтрационных вод.

9. Территория полигона не должна подвергаться действию опасных природных процессов (сейсмических явлений, подтопления, наводнения, оползневые явления, карстовые и другие процессы).

Примеры создания безопасных полигонов в различных геологических условиях

Рассмотренные выше геоэкологические требования к созданию полигонов ТКО свидетельствуют о том, что к числу важнейших факторов обеспечения их безопасности относятся состав и свойства геологической среды. На основе их учета в пределах изучаемой территории обособляются участки по степени пригодности для создания безопасных полигонов. В качестве примера такого выделения можно привести районирование центральных областей Европейской части России, выполненное в Институте геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН. Изученная территория была подразделена на четыре типа участков по степени пригодности для строительства безопасных полигонов: благоприятные, условно благоприятные, условно неблагоприятные, неблаго-

приятные. Обобщенные модели таких участков приведены на рис. 4.

Участки, относящиеся к благоприятному типу по условиям размещения полигонов, характеризуются хорошими природными изолирующими свойствами: наличием в основании и кровле сооружений слабопроницаемых глинистых толщ, отсутствием контакта с подземными водами, а также геодинамических явлений и опасных природных процессов. На таких участках возможно строительство объектов ТКО с минимальными финансовыми затратами и соблюдением требований экологической безопасности и социальных условий проживания людей. Пример такого участка показан на рис. 4а. Участок полностью сложен глинистой толщей, являющейся хорошим геологическим барьером, предотвращающим загрязнение атмосферы и подземных вод. Объемы работ по инженерной защите тела отходов минимальны и заключаются в создании в его основании дренажной системы для сбора биогаза и загрязненных вод и перекрытии с поверхности (после закрытия) непроницаемым (для воды и газов) экраном, а также организации мониторинга.

Участки, относящиеся к условно благоприятному типу, приурочены к массивам полупроницаемых и проницаемых пород, но имеющих в

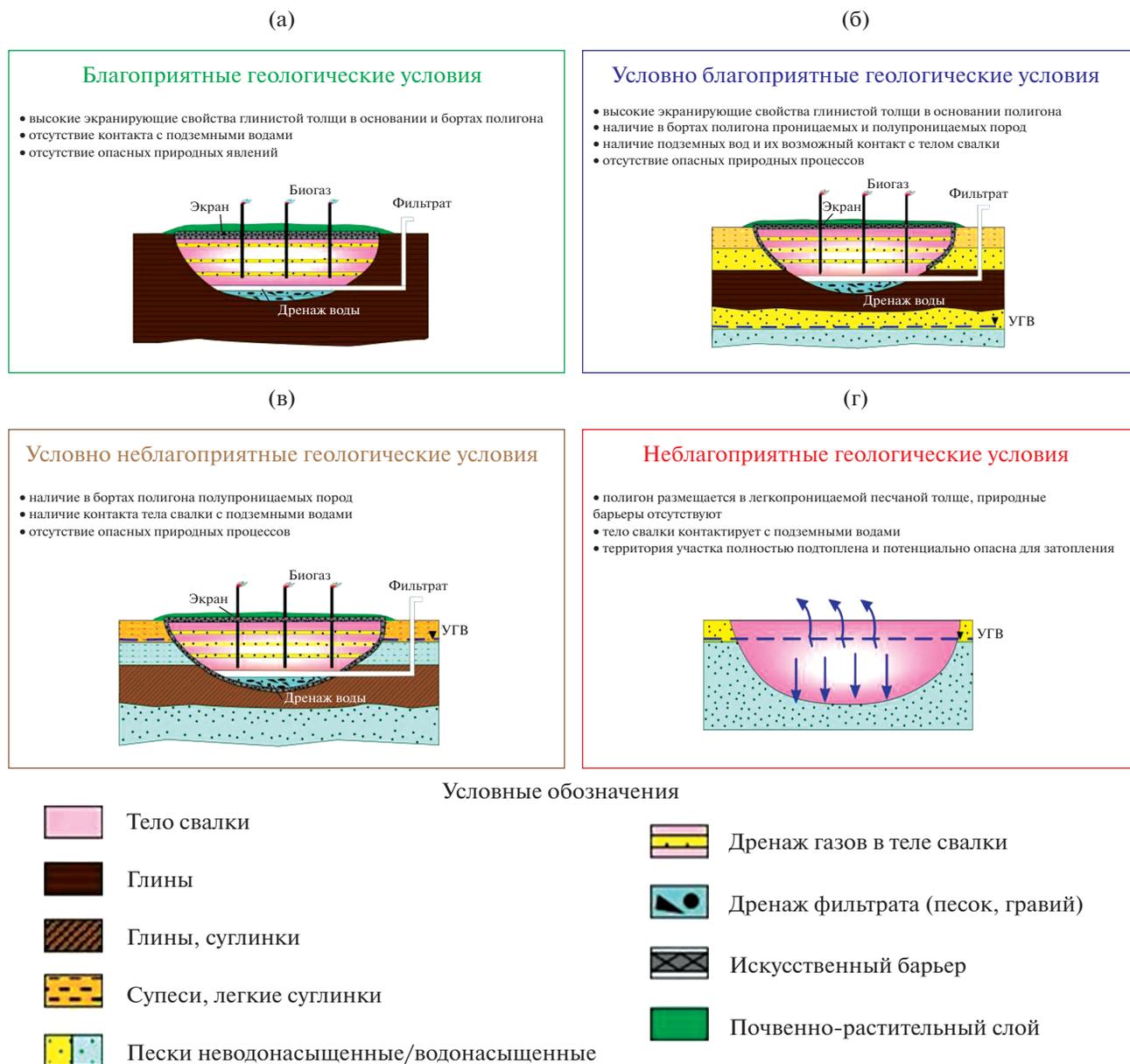


Рис. 4. Размещение отходов на участках различной степени пригодности.

основании полигона толщу глин или тяжелых суглинков, которая может служить надежным геологическим барьером (рис. 4б). Важно, что на такой площадке подземные воды, залегающие в пределах зоны влияния отходов, размещаемых на полигоне, находятся ниже его основания. Это не исключает, однако, что даже при незначительном поднятии УГВ может возникнуть контакт свалочного тела с подземными водами. Чтобы его предотвратить, необходимо возводить по периметру полигона природно-техногенный барьер с применением методов технической мелиорации грунтов, опирающийся на непроницаемый глинистый слой в его основании. Кроме того, необ-

ходима организации системы дренирования биогаза и загрязненного фильтрата воды.

Территории, относящиеся к третьему, условно непригодному типу участков, характеризуются распространением проницаемых обводненных пород (супесей, песков). В основании участков залегают полупроницаемая толща легких или средних суглинков (рис. 4в). Наличие проницаемых водонасыщенных пород в бортах полигонов и полупроницаемых отложений в основании полигона требует создания техногенных защитных барьеров по всему контуру полигона, в том числе и в его основании. Строительство полигона в таких условиях требует значительных финансовых

затрат, поэтому условно неблагоприятные территории используются для создания полигонов размещения ТКО в исключительных случаях.

К четвертому типу относятся участки непригодные для размещения отходов. К ним относятся обводненные территории, сложенные толщей легко водопроницаемых пород (крупнообломочных, трещиноватых, песчаных), в геологическом разрезе которых отсутствуют подстилающие и перекрывающие непроницаемые или полупроницаемые горизонты (рис. 4г). К ним же относятся территории интенсивного развития карстовых, суффозионных, оползневых и других опасных процессов. Инженерная подготовка таких участков требует огромных финансовых затрат на создание природно-техногенных барьеров в основании и контуре сооружения, систем для дренажа биогаза, загрязненных подземных вод и мониторинга. Поэтому размещение объектов ТКО на таких участках должно быть категорически запрещено.

Применение полигонной технологии при реабилитации “объектов накопленного ущерба”

Изложенное выше относится к созданию новых полигонов. Однако задача обращения с объектами “накопленного экологического ущерба” до настоящего времени остается нерешенной. Поэтому многие такие объекты остаются постоянными источниками загрязнения окружающей среды, а решение проблемы ликвидации старых или несанкционированных свалок в стране представляет еще более трудную задачу, чем размещение новых объектов складирования ТКО.

При решении данной проблемы предлагаемая полигонная технология обладает значительными возможностями. Для этого, как указано в проекте “Экология”, необходимо провести инвентаризацию сформированных свалок и решить: какие из них в ходе реконструкции можно довести до состояния полигона, удовлетворяющего требованиям безопасности, а какие нельзя. Очевидно, что при проведении инвентаризации знание геологических условий расположения свалок также имеет большое значение. Исходя из этого, решается вопрос об объектах ТКО пригодных для рекультивации и их сохранения на прежнем месте размещения. Свалки, отнесенные к разряду непригодных для применения полигонной технологии, должны быть закрыты, а содержащиеся в них отходы переработаны или перемещены на другие заранее подготовленные безопасные полигоны.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Несмотря на постоянные совершенствования различных технологий переработки ТКО, по-

лигонное размещение отходов остается неотъемлемой частью системы обращения с ними. Задача заключается в том, чтобы полигоны отвечали современным научным достижениям, соответствовали требованиям законодательных и нормативных документов и обеспечивали экологическую безопасность.

2. Предлагается новая полигонная техногенно-природоподобная технология, основанная на сочетании природного процесса разложения отходов и техногенной системы удаления и утилизации продуктов распада, накопленных в теле отходов. Созданный на этой основе полигон через 30–50 лет существования перестает генерировать вредные продукты разложения и превращается в безопасное захоронение. Применение этой технологии позволяет создавать с экологической и экономической точки зрения более эффективную систему обращения с отходами.

3. Дальнейшая разработка предлагаемой технологии и строительство на ее основе безопасных полигонов могут стать основой для развития оригинальной системы обращения с ТКО в России.

Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания ИГЭ РАН по теме НИР № г.р. 122022400104-2 “Техногенез и природа: геоэкологические проблемы” и частично при финансовой поддержке гранта РНФ №22-17-00045 “Научное обоснование безопасного захоронения ТКО в геологической среде”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Воронкевич С.Д.* Основы технической мелиорации грунтов. М.: Научный мир, 2005. 504 с.
2. *Глушанкова И.С.* Моделирование состава фильтратных вод санитарных полигонов захоронения твердых бытовых отходов // *Геоэкология*. 2004. № 4. С. 334–341.
3. *Гончарова Л.В.* Основы искусственного улучшения грунтов. М.: МГУ, 1973. 376 с.
4. *Козлякова И.В., Кожевникова И.А., Анисимова Н.Г., Иванов П.В.* Инженерно-геологическое районирование Центрального Федерального округа России по условиям размещения предприятий и полигонов утилизации твердых бытовых отходов // *Сергеевские чтения*. Вып. 20. М.: РУДН, 2018. С. 74–78.
5. *Мазурин И., Понуровская В., Колотухин С.* О принципиальной непригодности технологий мусоросжигания для России. <https://regnum.ru/news/innovatio/2512284.html>
6. *Мазурин И.М., Понуровская В.В.* Сжигание мусора несовместимо с концепцией устойчивого развития // *Всерос. междисциплинарный семинар-конференция геологического факультета МГУ “Система Планета Земля”*, 31 января 2017. <https://regnum.ru/news/innovatio/2240524.html>
7. *Мазурин И.М., Понуровская В.В., Колотухин С.П.* Системный анализ задачи переработки твердых

- бытовых отходов // Вестник РАЕН. 2018. № 5. С. 76–84.
8. Осипов В.И. Управление твердыми коммунальными отходами как федеральный экологический проект // Геоэкология. 2019. № 3. С. 3–11. <https://doi.org/10.31857/S0869-7809201933-11>
 9. Осипов В.И. Что лучше – сжигать или разлагать твердые коммунальные отходы // Вестник РАН. 2021. № 8. С. 769–778. <https://doi.org/10.31857/S0869587321080089>
 10. Осипов В.И., Мамаев Ю.А., Козлякова И.В. Территориальное размещение полигонов твердых коммунальных отходов // Вестник РАН. 2020. Т. 90. № 6. С. 567–574. <https://doi.org/10.31857/S0869587320040106>
 11. Осипов В.И., Соколов В.Н. Глины и их свойства. М.: ГЕОС, 2013. 575 с.
 12. Осипов В.И., Филимонов С.Д. Уплотнение и армирование слабых грунтов методом “Геокомпозит” // Основания, фундаменты и механика грунтов. 2002. № 5. С. 15–21.
 13. Патент 2015248 RU. Способ создания противоточной завесы в лессовом грунте. Авт.: Осипов В.И., Филимонов С.Д., Мельников Б.Н., Кайль Е.В. // Изобретения. 1994. № 12. С. 95.
 14. Рыбальченко В.С., Рыбальченко И.В. Перевод дискуссии о способах утилизации мусора из плоскости бизнес-решений в сферу научного обсуждения, как важнейшая государственная задача // Экологический вестник России. 2019. № 8. С. 28–33.
 15. Barlaz M.A., Schaefer D.M., Ham R.K. Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill // Applied and Environmental Microbiology. 1989. V. 55. № 1. P. 55–65.
 16. Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I. Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release // The Science of the Total Environment. 1999. V. 228. № 2–3. P. 135–152.
 17. Ehrig H.-J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate // Waste Management and Research. 1983. V. 1. P. 53–68.
 18. Elliott P., Eaton N., Shaddick G., Carter R. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: Histopathological and case-note review of primary liver cancer cases // British Journal of Cancer. 2000. 85 (5): 1103–6. <https://doi.org/10.1054/bjoc.1999.1046>
 19. Harmsen J. Identification of organic compounds in leachate from a waste tip // Water Research. 1983. V. 17. № 6. P. 699–705.
 20. Javier Garsia-Pereza, Pablo Fernandez-Navarro, Adela Castello, et al. Cancer mortality in towns in the vicinity of incinerators and installations for the recovery or disposal of hazardous waste // Environment International. 2013. V. 51. P. 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.10.003>

LANDFILL TECHNOLOGY OF WASTE MANAGEMENT

V. I. Osipov^{a, #}, I. V. Galitskaya^a, and V. G. Zaikanov^a

^a *Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Ulanskii per., 13, bld. 2, Moscow, 101000 Russia*

[#] *E-mail: osipov@geoenv.ru*

The paper discusses a widely used practice in Russia of municipal waste (MSW) storage in dumps on open sites and in landscape depressions, which leads to ecological disturbance, environment pollution and worsening human life quality. The uncontrolled waste management and lacking scientific approach to this kind of economic activity is proved to be the main reason for this ongoing disturbance. The technogenic and nature-like technology is proposed for creating safe landfills, based on the biological decomposition with the use of a drainage system and utilization of waste gases and filtration effluents. The role of geological conditions in the creation of safe landfills is shown. It is noted that the landfill technology may form the basis of MSW management in Russia. It will ensure the MSW management system safety and reduce significantly expenses for waste management.

Keywords: *sorting, processing and disposal of waste, recyclable and non-recyclable wastes, waste disposal technologies: incineration, pyrolysis, plasma treatment, landfill technology*

REFERENCES

1. Voronkevich, S.D. *Osnovy tekhnicheskoi melioratsii gruntov* [Fundamentals of artificial improvement of soils and rocks]. Moscow, Nauchnyi mir Publ., 2005, 504 p. (in Russian)
2. Glushankova, I.S. *Modelirovanie sostava fil'tratsionnykh vod sanitarnykh poligonov zakhoroneniya tverdykh bytovykh otkhodov* [Modeling of waste water composition in the storage sites for solid municipal waste]. *Geoekologiya*, 2004, no. 4, pp. 334–341. (in Russian)
3. Goncharova, L.V. *Osnovy isskustvennogo uluchsheniya gruntov* [Fundamentals of artificial improvement of soils and rocks]. Moscow, MGU Publ., 1973, 376 p. (in Russian)
4. Kozliakova, I.V., Kozhevnikova, I.A., Anisimova, N.G., Ivanov, P.V. *Inzhenerno-geologicheskoe raionirovanie Tsentral'nogo Federal'nogo okruga Rossii po usloviyam*

- razmeshcheniya predpriyatii i poligonov utilizatsii tverdyykh bytovykh otkhodov* [Engineering geological zoning of the Central Federal district in Russia by the conditions for allocation of MSW storage sites and processing facilities]. *Sergeevskie chteniya, vypusk 20*. [Proc. Sci. Conference in commemoration of academician E.M. Sergeev, issue 20]. Moscow, RUDN Publ., 2018, pp. 74–77. (in Russian)
5. Mazurin, I., Ponurovskaya, V., Kolotukhin, S. *O printsipial'noi neprigodnosti tekhnologii musoroszhiganiya dlya Rossii* [About the absolute unsuitability of waste incineration technique for Russia]. URL: <https://regnum.ru/news/innovatio/2512284.html> (in Russian)
 6. Mazurin, I.M., Ponurovskaya, V.V. *Szhiganiye musora nesovmestimo s kontseptsiei ustoichivogo razvitiya* [Garbage incineration is incompatible with the sustainable development concept]. All-Russia interdisciplinary workshop at the Geological Faculty of Lomonosov Moscow State university “Planet Earth System”, January 31, 2017. URL: <https://regnum.ru/news/innovatio/2240524.html> (in Russian)
 7. Mazurin, I.M., Ponurovskaya, V.V., Kolotukhin, S.P. *Sistemnyi analiz zadachi pererabotki tverdyykh bytovykh otkhodov* [System analysis of the problem of processing municipal solid waste]. *Vestnik RAEN*, 2018, no. 5, pp. 76–84. (in Russian)
 8. Osipov, V.I. *Upravleniye tverdymi kommunal'nymi otkhodami kak federal'nyi ekologicheskii projekt* [Management of municipal solid waste as the Federal ecological project]. *Geoekologiya*, 2019, no. 3, pp. 3–11. (in Russian)
 9. Osipov, V.I. *Chto luchshe- szhigat' ili razlagat' tverdye kommunal'nye otkhody?* [What is better – to burn or to decompose municipal solid waste?]. *Vestnik RAN*, 2021, no. 8, pp. 769–778. (in Russian)
 10. Osipov, V.I., Mamaev, Yu.A., Kozliakova, I.V. *Territorial'noye razmeshcheniye poligonov tverdyykh kommunal'nykh otkhodov* [Territorial allocation of municipal solid waste disposal sites]. *Vestnik RAN*, 2020, vol. 90, no. 6, pp. 567–574. (in Russian)
 11. Osipov, V.I., Sokolov, V.N. *Gliny i ikh svoystva* [Clays and their properties]. Moscow, GEOS Publ., 2013, 575 p. (in Russian)
 12. Osipov, V.I., Filimonov, S.D. *Uplotneniye i armirovaniye slabyykh gruntov metodom “Geokompozit”* [Compaction and reinforcing of weak soils using the Geocomposite method]. *Osnovaniya, fundamenty i mekhanika gruntov*, 2002, no. 5, pp. 15–21. (in Russian)
 13. Patent 2015248 RU. *Sposob sozdaniya protivofil'tratsionnoi zavesy v lessovom grunte* [The method of creating an anti-seepage curtain in loess soil]. Authors: Osipov, V.I., Filimonov, S.D., Mel'nikov, B.N., Kail' E.V. *Izobreteniya*, 1994, no. 12, p. 95. (in Russian)
 14. Rybal'chenko, V.S., Rybal'chenko I.V. *Perevod diskussii o sposobakh utilizatsii musora iz ploskosti biznes-reshenii v sferu nauchnogo obsuzhdeniya kak vazhneishaya gosudarstvennaya zadacha* [Transfer of the discussion about the garbage utilization methods from the area of business solutions to the scientific discussion as the most important state task]. *Ekologicheskii vestnik Rossii*, 2019, no. 8, pp. 28–33. (in Russian)
 15. Barlaz, M.A., Schaefer, D.M., Ham, R.K. Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. *Applied and environmental microbiology*, 1989, vol. 55, no. 1, pp. 55–65.
 16. Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I. Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *The Science of the total environment*, 1999, vol. 228, no. 2–3, pp. 135–152.
 17. Ehrig, H.-J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste management and research*, 1983, vol. 1, pp. 53–68.
 18. Elliott, P., Eaton, N., Shaddick, G., Carter, R. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: Histopathological and casenote review of primary liver cancer cases. *British Journal of Cancer*, 2000, vol. 85, no. 5, pp. 1103–1106. <https://doi.org/10.1054.bjoc.1999.1046>.
 19. Harmsen, J. Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water research*, 1983, vol. 17, no. 6, pp. 699–705.
 20. Javier Garsia-Pereza, Pablo Fernandez-Navarroa, Adela Castelloa, Maria Lopez-Cima, Rebeca Ramis, Elena Boldo, Gonzalo Lopez-Abente. Cancer mortality in towns in the vicinity of incinerators and installations for the recovery or disposal of hazardous waste. *Environment International*, 2013, vol. 51, pp. 31–44.

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПРИРОДНЫХ И ПРИРОДНО-ТЕХНИЧЕСКИХ СИСТЕМ

УДК 624.131.3

**СТРУКТУРНО-ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ПЛОЩАДКИ
РАЗМЕЩЕНИЯ БАЛАКОВСКОЙ АЭС В АСПЕКТЕ УСТОЙЧИВОСТИ
ЕЕ СООРУЖЕНИЙ**© 2022 г. И. М. Кравченко^{1,*}, Е. А. Пикулик¹, В. М. Макеев¹, А. С. Гусельцев^{2,**}, Е. А. Макеева¹¹ Институт геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН, Уланский пер., 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия² Научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности,
ул. Малая Красносельская, 2/8, к. 5, Москва, 107140 Россия*E-mail: kravchenkoilyamax@yandex.ru**E-mail: gouselsev@secnrs.ru

Поступила в редакцию 17.01.2022 г.

После доработки 17.01.2022 г.

Принята к публикации 24.01.2022 г.

В статье рассмотрена проблема изучения погребенных форм рельефа при проведении инженерно-геологических изысканий. На примере площадки Балаковской атомной электростанции, относящейся к особо опасным и технически сложным объектам, показана необходимость выявления и всестороннего изучения четвертичных русел, ложбин и других врезов, которые могут наследовать линейные зоны. Эти нарушения рассматриваются в качестве зон повышенной проницаемости, выраженных пониженными физико-механическими характеристиками грунтов. Исследованы структурно-геоморфологические, геологические и гидрогеологические условия площадки Балаковской АЭС (БалАЭС). Выделено десять линейных зон, которые согласуются с протяженными неровностями погребенного рельефа – палеоврезами. На земной поверхности с ними согласуются малозаметные ложбины, которые на космоснимках дешифрируются в виде линейных зон. Анализ данных многолетних геодезических наблюдений за деформациями фундаментов сооружений БалАЭС показал, что реакторные отделения энергоблоков 1–4 претерпевают неравномерные сверхнормативные осадки и крены, направление которых в той или иной степени согласуется с выявленными погребенными палеоврезами, выполненными разнотипными по составу и строению отложениями, с которыми связывается перераспределение грунтовых и напорных вод, а также возможное развитие суффозионных процессов. Сделан вывод, что при прогнозировании поведения грунтовых оснований зданий и сооружений необходимо учитывать неровности погребенного рельефа, связанные с особенностями строения четвертичных аллювиальных грунтов и локальной изменчивостью их физико-механических свойств.

Ключевые слова: неотектоника, погребенный рельеф, палеоврезы, фациальная изменчивость, линейные зоны, зоны повышенной проницаемости, грунтовое основание, технический мониторинг, осадки и крены реакторных отделений

DOI: 10.31857/S0869780922030043

ВВЕДЕНИЕ

Балаковская АЭС (БалАЭС) расположена в одноименном районе Саратовской области, на левом берегу Саратовского водохранилища (рис. 1). Урез воды (межень) этого искусственного водного объекта поднят до абс. отметки +28 м, что привело к полному затоплению поймы и первой террасы р. Волга. Площадка АЭС приурочена ко II надпойменной террасе р. Волга, поверхность которой находится на с абс. отметках +(30–38) м.

Атомные электростанции относятся к особо опасным и технически сложным объектам повышенного уровня ответственности, которые требуют специального подхода к проведению инже-

нерных изысканий¹. Расположение АЭС в долинах крупных рек определяет специфику изучения террасовых отложений, которые, как правило, являются фациально изменчивыми, песчаными и глинистыми. Отложения характеризуются различным водонасыщением и консистенцией. Изучение условий залегания этих отложений позволяет получить представление о погребенных формах рельефа – палеоврезах. Неровности

¹ Федеральный закон от 29.12.2004 N 190-ФЗ “Градостроительный кодекс Российской Федерации” // <http://www.pravo.gov.ru>. Федеральный закон от 30.12.2009 N 384-ФЗ “Технический регламент о безопасности зданий и сооружений” // <http://www.pravo.gov.ru>.

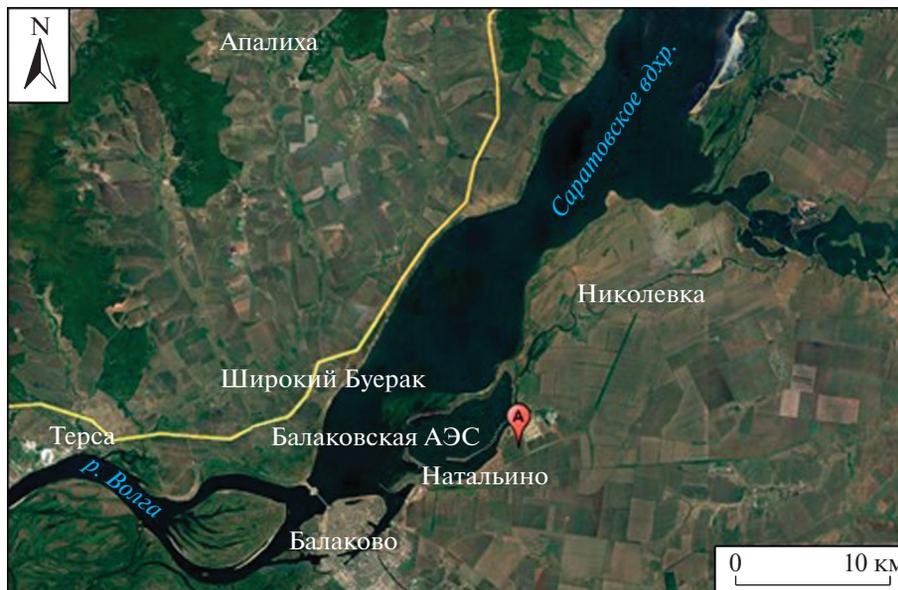


Рис. 1. Местоположение площадки Балаковской АЭС (снимок Google Earth).

погребенных форм часто сопровождаются изменением состава отложений, гидрогеологическими особенностями, нередко обусловленными неотектоническими причинами — зонами повышенной трещиноватости и проницаемости.

Несмотря на комплексность изучения инженерно-геологических условий площадки БалАЭС, в том числе физико-механических свойств грунтов, основные здания и сооружения электростанции испытывают неравномерные осадки и крены, причины которых до настоящего времени в полной мере не изучены. Одной из причин смещений инженерных сооружений могут быть погребенные формы рельефа, выполненные разными по составу и свойствам отложениями [3, 5]. Выражением этих форм являются локальные русла, ложбины и др. неровности — все вместе рассматриваемые в качестве палеоврезов. Они считаются своеобразными суффозионными “каналами”, по которым происходит переток мелких частиц под влиянием грунтовых и подземных вод. Палеоврезы могут являться одним из факторов, влияющих на осадки и крены фундаментов зданий и сооружений атомных станций [3, 4].

В соответствии с действующими нормативными документами², изучение палеорельефа площадки размещения АЭС не входит в задачи инженерно-геологических изысканий. Однако погребенные формы фациально изменчивы. Они

заполнены изменяющимися по вещественному и гранулометрическому составу отложениями — русловыми, пойменными и старичными фациями, для которых характерны повышенная проницаемость и пониженные физико-механические свойства локального характера. Эти особенности могут оказывать влияние на напряженно-деформированное состояние грунтовых оснований зданий и сооружений АЭС [4].

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Определение влияния погребенных форм рельефа (палеоврезов) на устойчивость площадки размещения БалАЭС основано на структурно-геоморфологических (геодинамических) исследованиях, включая дешифрирование космоснимков и построение геологических разрезов на основе геолого-геофизических и буровых данных. С целью оценки величин и направленности техногенных смещений были привлечены фондовые данные многолетних геодезических наблюдений (техногенный мониторинг) за осадками и кренами фундаментов основных зданий и сооружений БалАЭС. Хорошим подспорьем были данные гидрогеологических, гелиевых и радоновых наблюдений, а также другие фондовые карты и разрезы разнообразного геологического назначения. Комплексный подход позволил выявить возможную связь деформаций фундаментов реакторных отделений с палеоврезами, наследующих зоны повышенной проницаемости грунтов.

² СП 151.13330.2012 Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Часть I. Инженерные изыскания для разработки предпроектной документации (выбор пункта и выбор площадки размещения АЭС). <https://docs.cntd.ru/document/1200103171>

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для оценки влияния палеоврезов на устойчивость площадки АЭС на исследуемой территории проведены следующие работы: 1) рассмотрено геологическое строение, 2) определены структурно-геоморфологические условия, 3) оценена гидрогеологическая обстановка и 4) выполнен анализ данных многолетних геодезических наблюдений.

Геологическое строение площадки БалАЭС изучено до глубины 150 м. Она сложена отложениями верхнего, среднего и нижнего отделов четвертичной системы, залегающими на эрозионной поверхности среднеюрских отложений [1].

Верхний отдел четвертичной системы (aQ_{III}) состоит из верхне-, средне- и нижнехвалынских аллювиальных отложений. По генезису они являются аллювиальными (I терраса соответствует сарпинскому и енотаевскому горизонтам) и аллювиально-морскими (II терраса соответствует терешкинскому горизонту). Обе террасы соответствуют хвалынскому надгоризонту.

Верхне- и среднехвалынские отложения являются лиманными ($fsQ_{III}hv_3$, $limQ_{III}hv_2$) и озерно-лиманными ($l-limQ_{III}hv_2$). Первые представлены суглинками с включениями гидроокислов марганца и перегнивших корней растений мощностью до 1.5 м и ниже глинами твердыми и полутвердыми мощностью до 2 м, они полностью удалены в процессе сооружения котлована под реакторные отделения и машинные залы. Вторые представлены суглинками макропористыми, известковистыми от полутвердой до текучепластичной консистенции. Эти отложения фрагментарно присутствуют под машинными залами первого, четвертого и пятого энергоблоков, заполняя локальные понижения в палеорельефе.

Нижнехвалынские отложения ($aQ_{III}hv_1$) по литолого-генетическим признакам разделены на пойменную ($a^{pt}Q_{III}hv_1$), старичную ($a^{st}Q_{III}hv_1$) и русловую ($a^{r}Q_{III}hv_1$) фации. Пойменная фация залегают под щебеночной подушкой и озерно-лиманными отложениями и представлена преимущественно глинами. В верхней части разреза глины характеризуются от твердой до мягко пластичной консистенции с прожилками карбонатов и вкраплениями гидроокислов марганца мощностью до 7.0 м. В нижней части разреза глины характеризуются от твердой до тугопластичной консистенцией и являются комковатыми и известковистыми мощностью до 9.2 м. Старичная фация сложена суглинками и глинами от полутвердой до текучепластичной консистенции с включениями карбонатов и прослоями пылеватого песка мощностью до 5 м. Русловая фация представлена песками пылеватыми, мелкой и

средней крупности с редкими прослоями глин и суглинков общей мощностью от 11 до 21 м.

Средний отдел (aQ_{II}) состоит из верхнего и нижнего горизонтов. Верхний горизонт представлен отложениями русловой фации (aQ_{II}^2), песками преимущественно мелкой и средней крупности, реже пылеватыми с тонкими прослоями суглинка мощностью 2.6–15.5 м. Нижний горизонт соответствует русловой и старичной фациям. Старичная фация ($a^{st}Q_{II}^1$) сложена глинами, суглинками и супесями с тонкими прослоями и гнездами песка мощностью 0.7–13.0 м. Русловая фация (aQ_{II}^1) представлена песками от пылеватых до крупных, реже супесями, в подошве с включениями гравия и гальки песчаника общей мощностью 16.4–23.0 м.

Нижний отдел (aQ_I) сложен аллювиальными отложениями IV (тарлыкской) террасы: глинами, суглинками, супесями и песками различной зернистости мощностью от 37.7 до 40.7 м. Их формирование связывается с верхнебакинской регрессией морского бассейна.

Среднеюрские отложения батского яруса (J_2bt) представлены глинами от полутвердой до твердой консистенции, с прослоями и линзами алевролита и известняка, с включениями пирита, с редкими тонкими прослоями песчаника. Вскрытая мощность отложений составляет порядка 40 м.

В связи с планировочными работами на геологических отложениях залегают техногенные образования. Среди них различаются грунты балластной “подушки”, представленные щебенчистыми, дресвяными и гравийными разностями доломитового состава. Широко представлены искусственные грунты обратной засыпки пазух котлованов энергоблоков, состоящие из мелких и средних песков с включением щебня и дресвы доломита. Глиняный “замок” сложен перемещенными суглинками и глинами. Общая мощность техногенных грунтов составляет 14–20 м. Площадка АЭС спланирована до уровня +34 м, что на 6 м выше межennale уровня Саратовского водохранилища.

Структурно-геоморфологические исследования были нацелены на изучение четвертичных отложений, речных террас и палеоврезов. Речной режим, изменяющийся под влиянием тектоники и климата, сформировал в регионе разнотипные по генезису аллювиальные и морские отложения, частично заполняющие и погребенные локальные русла, врезы и ложбины. Эти отложения формировались в условиях неотектонических движений, характеризующихся эпейрогеническим характером развития. При поднятии и отступании моря в низах четвертичных врезов накапливались аллювиальные фации, при опуска-

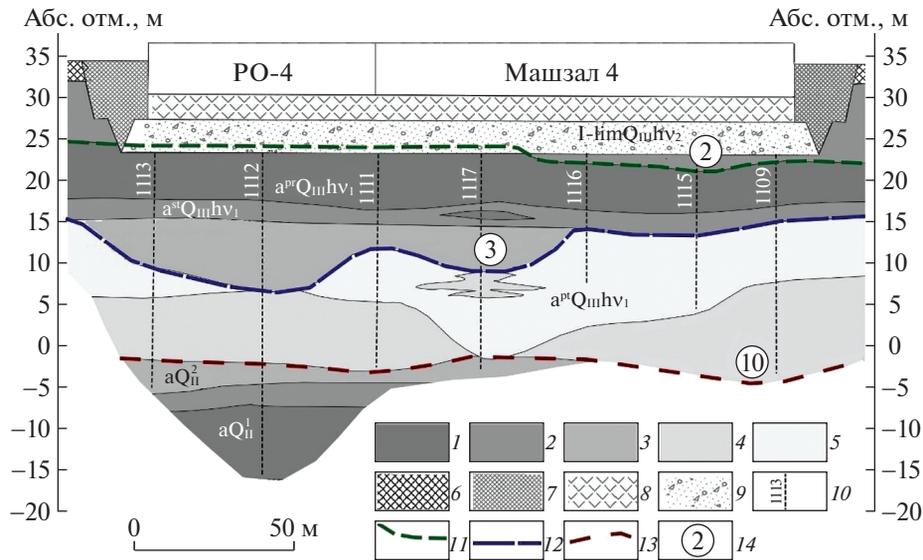


Рис. 2. Фрагмент структурно-геоморфологического разреза. Средне-позднечетвертичные аллювиальные отложения: 1 – глины, 2 – суглинки, 3 – супесь, 4 – песок мелкий, 5 – песок средней крупности, 6 – насыпной грунт. Элементы техногенного строения АЭС: 7 – глиняный “замок”, 8 – фундаментные плиты, 9 – щебеночная “подушка”, 10 – инженерно-геологические скважины и их номер. Погребенные границы II террасы (терешкинский горизонт), выделенные по подошвам: 11 – озерно-лиманных отложений (I-lim $Q_{III}hv_2$), 12 – пойменных ($a^{pr}Q_{III}hv_2$) и старичных ($a^{st}Q_{III}hv_1$) отложений, 13 – русловых отложений ($a^{pr}Q_{III}hv_1$), 14 – номера линейментных зон (см. рис. 3).

нии и трансгрессии в верхах разрезов появлялись морские фации.

На площадке АЭС тип строения речных террас является наложенным аккумулятивным. На отложениях III террасы залегает II терраса, к которой прислонена I терраса, расположенная за пределами площадки и ныне затопленная водохранилищем. Площадка с реакторными отделениями расположена на II террасе, в которой на основе особенностей геологического строения были выделены три границы (уровни): 1) по подошве озерно-лиманных отложений, 2) по подошве пойменных и старичных отложений и 3) по подошве русловой фации II террасы, т.е. между II и III террасами (рис. 2). В подошвах этих отложений были выявлены погребенные формы рельефа (русла и ложбины) и установлено их наследование (согласованность).

Палеоврезы трех разноглубинных уровней являются протяженными и одинаково ориентированными в северо-западном направлении. Такие формы рельефа, как правило, являются древними ложбинами стока временных и постоянных вод, отчасти наследующими ослабленные зоны, выраженные вертикальной трещиноватостью. Признаками влияния трещиноватости в песчаных породах могут служить устойчивое образование вертикальных (столбчатых) фациальных границ, выраженные изменениями состава отложений, включая их гранулометрию. Такие неоднородности обычно формируются русловыми потоками, которые наследуют зоны вертикальных трещин.

При этом появление более крупного песка среди более мелкого говорит об увеличении скорости потока воды в первых. В нарушенных зонах инфильтрация водно-газовых флюидов, как правило, является более интенсивной, чем вне этих зон, что доказывается измерениями радона и гелия. В настоящее время с погребенными формами рельефа (палеоврезами) может быть связана циркуляция подземных вод, поэтому это важно учитывать при прогнозировании вероятности развития суффозионных процессов.

Выделенные палеоврезы II террасы, очевидно, связаны с более крупными палеодолинами. Под II террасой залегает III терраса, в основании которой находится ниже-среднечетвертичная сингильская палеодолина ($aQ_{III}sn$). Она наложена на более древние доапшеронские и доакчагыльские палеодолины, формирование которых связано с эволюцией самой крупной артерии – реки Волга. Тальвеги палеодолин находятся на относительно небольшой глубине от –35 до –75 м. Затопленная Саратовским водохранилищем пойма Волги находится на высоте +12 м. Небольшая глубина их тальвегов (не более 47–87 м) и наличие Западно-Волжской геодинамически активной зоны не могло не сказаться на повышенном перетоке (обмене) и инфильтрации поверхностных и подземных вод [2].

По протяженным палеоврезам были выделены линейментные зоны в основном северо-западно-го и субширотного простирания (рис. 3). На зем-

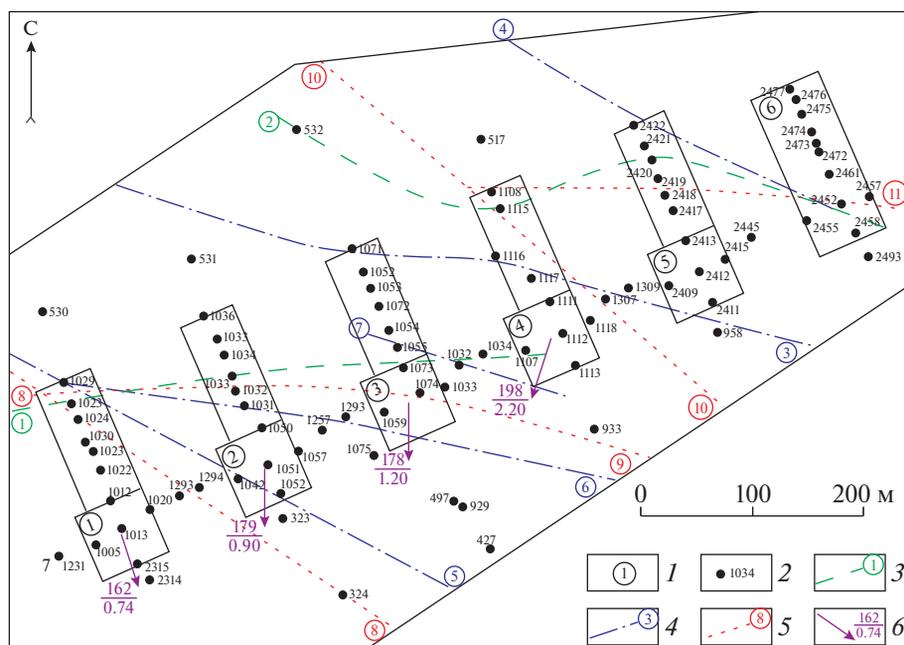


Рис. 3. Линеаментные зоны площадки БалАЭС и крены фундаментов реакторных отделений. 1 – реакторные отделения (РО) и их номер; 2 – инженерно-геологические скважины и их номер; 3–5 – линеаментные зоны, их номер, согласующиеся с палеоврезами, установленные: 3 – в подошве озерно-лиманных отложений (№ 1, 2), 4 – в подошве пойменных и старичных отложений (№ 3–7), 5 – в подошве русловых отложений (№ 8–11); 6 – направление кренов фундаментов РО: в числителе – азимут, град., в знаменателе – величина относительного крена, мм/м.

ной поверхности с ними согласуются малозаметные ложбины, которые на космоснимках дешифрируются в виде однопятных линеаментов. Характерным для них является согласованность с простиранием расположенного рядом с площадкой прямолинейным оврагом Котомин, включая транзитные зоны линеаментов, пересекающих правобережье и левобережье Волги. На правобережье Волги в юрских отложениях эти линеаменты выражены повышенной трещиноватостью сбросового типа.

Формирование протяженных линеаментов связывается с геодинамической активностью Прикаспийского неотектонического прогиба. Под влиянием опускающегося прогиба в приповерхностной зоне земной коры образуются зоны сбросовых напряжений. В коренных породах под их влиянием создается трещиноватость сбросового типа. В нелитифицированных обводненных четвертичных отложениях с ними связываются образование столбчатых фациальных границ, газо-флюидных аномалий и снижение физико-механических свойств грунтов. Эти и другие аргументы позволили отнести рассматриваемые линеаменты площадки АЭС к категории геодинамических.

Гидрогеологические условия площадки АЭС изменяются под влиянием проницаемых геодинамических зон. Как правило, эти зоны могут перераспределять и концентрировать потоки грунтовых и напорных вод. В отложениях формируются

фильтрационные гидрогеологические окна (депрессии), образуются избыточное обводнение с образованием куполов и градиентные зоны изменения скорости потока. Геодинамические зоны часто являются своеобразными “каналами”, по которым происходит интенсивная суффозия и др. интенсивные процессы [1]. Эти процессы могут приводить к развитию негативных осадков и кренов зданий и сооружений.

Гидрогеологические условия БалАЭС характеризуются наличием двух основных водоносных горизонтов: верхнего грунтового и нижнего напорного. Первый безнапорный горизонт со средним многолетним уровнем 3.5 м приурочен к озерно-лиманным суглинкам, распространенным локально. Второй – напорный, приурочен к аллювиальным отложениям. Воды аллювиального горизонта вскрыты на глубинах от 16 до 21 м, их напор изменяется от 4 до 17 м. При этом пьезометрическая поверхность водоносного горизонта на участке энергоблоков 1–4 располагается ниже поверхности озерно-лиманного горизонта.

С учетом того, что фундаментные плиты энергоблоков уложены на балластную “подушку”, подошва которой лежит на слабопроницаемых глинах пойменной фации нижнехвалынского аллювия, а по периметру она ограждена глиняным “замком”, выполненным от верха щебеночной “подушки” до кровли пойменных глин, можно утверждать, что фундаменты энергоблоков по при-

нятым проектным решениям должны быть изолированы от окружающего их озерно-лиманного горизонта. Тем не менее, за счет инфильтрации атмосферных осадков, техногенных утечек из водонесущих коммуникаций, и, возможно, в результате перетекания из грунтового водоносного горизонта, в щебенистом основании энергоблоков сформировался техногенный водоносный горизонт, водовмещающими грунтами которого являются щебень доломита и песчано-щебенистые грунты.

Таким образом, наличие двух безнапорных и напорного водных горизонтов, из которых последний находится ниже первых двух на 1–4 м, на площадке созданы условия для перетока разноглубинных (разнотипных) вод друг в друга и переноса мелких песчаных и глинистых частиц по проницаемым геодинамическим зонам. Эти нарушения, рассматриваемые в качестве зон повышенной трещиноватости, наследуются погребенными палеоврезами, в которых фациальные границы песчаных и глинистых отложений нередко являются субвертикальными и прямолинейными.

Анализ данных многолетних геодезических наблюдений, проводимых на площадке БалАЭС с начала момента ее строительства, позволил выявить возможную связь неравномерных сверхнормативных осадок и кренов фундаментов РО энергоблоков 1–4 с выделенными геодинамическими зонами. Согласно мониторинговым (режимным) наблюдениям, проведенным Московским филиалом АО «Атомэнергопроект» (Московский проектный институт, МПИ АЭП), для РО БалАЭС были получены следующие результаты.

РО-1 подвергается осадке, равной 43.6 см, что соответствует 145% от предельного значения. Относительный крен фундамента РО-1 равен 0.74 мм/м, что составляет 74% от контролируемого предельного значения (1.0 мм/м). Крен фундамента ориентирован по азимуту 162° в направлении протяженной линеamentной зоны северо-западного простирания. Зона согласуется с погребенными эрозийными формами, находящимися на разных глубинах четвертичных отложений (см. рис. 3).

РО-2 испытывает среднюю осадку фундамента, которая составляет 50.8 см, что соответствует 169% от предельного значения. Относительный крен фундамента РО-2 равен 0.9 мм/м, что составляет 90% от предельного значения. Крен фундамента ориентирован по азимуту 179° в сторону локализации двух разобщенных друг от друга, но согласных по простиранию линеamentных зон северо-западного простирания. Они согласуются с пологими и широкими врезами, выделен-

ными на разных глубинах четвертичных отложений.

РО-3 претерпевает осадку, средняя величина которой составляет 55.0 см, что соответствует 183% от предельно-допустимого значения. Крен фундамента РО-3 равен 1.2 мм/м, что отвечает 120% от предельного значения (1.0 мм/м). Направление крена – 178°. Грунтовое основание РО-3 пересекается несколькими геодинамическими зонами. Часть их них (№ 6 и 9) согласуется с относительно глубоким врезом ступенеобразной формы, амплитуда которого составляет от 4 до 6 м. Три других зоны (№ 1, 3 и 7) пересекают машзал РО-3. Субширотная зона № 1, выделенная по подошве озерно-лиманных отложений, очень протяженная. У РО-2 она согласуется с понижением подошвы доломитовой подушки, толщина которой несколько увеличена. Характерно, что три РО (1–3) кренятся по азимуту 162°–178° исключительно в сторону этих зон.

РО-4 подвергается осадке фундамента в среднем на 47.3 см, что соответствует 158% от предельного значения. Относительный крен фундамента РО-4 составляет 2.2 мм/м, что соответствует 221% от предельного значения. Направление крена – 198°. Грунтовое основание РО-4 пересекается двумя линеamentными зонами (№ 1 и 7), перпендикулярно к простиранию которых направлен крен фундамента. Зона № 1 согласуется с Котоминским линеamentом, проходящим севернее площадки АЭС. Зона № 7 согласуется с погребенным углубленным врезом (8 м), выполненным супесчаными отложениями.

Отметим, что здания РО-5 и РО-6, находящиеся в стадии строительства, также испытывают осадки фундаментов, средние величины которых составляют 21.5 и 2.2 см соответственно, что меньше предельно допустимого значения. При этом крен фундамента РО-5 имеет юго-восточное направление, что отчасти согласуется с простиранием линеamentной зоны № 3, пересекающей его грунтовое основание.

Следует признать, что в большинстве случаев скважины, необходимые для выявления погребенных неровностей рельефа, пробурены на площадках реакторных отделений и машзалов, и мало за их пределами. Многие имеющиеся скважины не глубокие и не вскрывают подошву II террасы, что не позволяет выявить все неровности погребенного рельефа. С этой точки зрения требуются дополнительные исследования на площадке АЭС в рамках охраняемого периметра и за ее пределами, включая выявление геодинамических зон, рассматриваемых в качестве ослабленных проницаемых.

ВЫВОДЫ

Состав и строение II верхнечетвертичной террасы, на которой расположена площадка Балаковской АЭС, неоднородны. В ней выделяются разнотипные по морфологии погребенные врезы локального характера (палеоврезы), сложенные разными по составу и строению аллювиальными отложениями. Для них характерна относительно большая протяженность и часто сквозной снизу вверх по разрезу тип строения. В современном рельефе, достаточно выравненном, они согласуются со слабо выраженными ложбинами, которые наследуют линеаменты. В среднеюрских отложениях, поверхность которых залегает на глубине более 50 м под рассматриваемыми аллювиальными отложениями, они согласуются с зонами трещиноватости сбросового типа. Подобного типа нарушения были выявлены в юрских и меловых отложениях во время полевых работ 2014 г.

Линеаменты характеризуются преимущественно северо-западным простиранием и глубинным характером заложения. Сравнение с более протяженными трансзональными региональными линеаментами, пересекающими левобережье и правобережье Волги, показало их согласованность. Эти линеаменты отчасти наследуются притоками более крупных доакчагыльских, доапшеронских и сингильских палеорусел, широко распространенных в рассматриваемом регионе и связанных с эволюцией долины р. Волга.

Формирование локальных и региональных линеаментных зон связывается с геодинамической активностью опускающейся Прикаспийской впадины, находящейся в юго-восточной части Русской плиты. Ее активность распространяется довольно широко, что позволило, в свое время, выделить Циркум-Прикаспийскую геодинамическую систему [2]. В приповерхностной части земной коры ее активность выражена напряжениями растяжения. В этих условиях в рассматриваемых зонах формируется повышенная трещиноватость открытого типа со сбросовым характером развития, что выражается повышенной их проницаемостью и снижением физико-механических свойств грунтов. Эти и другие признаки позволяют отнести рассматриваемые линеаментные зоны к категории геодинамических.

Результаты многолетних геодезических наблюдений за реакторными отделениями БалАЭС показали, что осадки их фундаментов превышают предельно допустимые значения, как и величины относительных кренов фундаментов РО-3 и РО-4. Исключением являются РО-1 и РО-2, где относительные крены меньше предельного — 1 мм/м. Причины такого поведения фундаментов реакторных отделений могут быть обусловлены лине-

аментными (геодинамическими) зонами, характеризующимися повышенной проницаемостью. Они согласуются с погребенными, относительно высокоградиентными палеоврезами, выполненными разнотипными по составу и строению отложениями, с которыми связывается перераспределение грунтовых и напорных вод.

Исследования показали, что разнотипность состава отложений, слагающих погребенные палеоврезы, и их повышенная проницаемость недооценивается при определении причин и механизмов активизации осадок энергоблоков. С палеоврезами связывается пространственная изменчивость динамических фаз аллювия, определяющих интенсивность осадконакопления, состав отложений и их современные свойства.

При прогнозировании поведения грунтовых оснований зданий и сооружений, а также при оценке возможного развития суффозионных процессов необходимо учитывать погребенные неоднородности, связанные с особенностями строения четвертичных отложений и степенью изменчивости их физико-механических характеристик.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Востряков А.В.* Четвертичные отложения, рельеф и неотектоника Нижнего Поволжья. Саратов: Изд. СГУ, 1978. 184 с.
2. *Макаров В.И.* Новейшая тектоника и рельеф Восточно-Европейской платформы (общие и частные вопросы) // Глубинное строение и современные геодинамические процессы в литосфере Восточно-Европейской платформы. Екатеринбург: УрО РАН, 2003. С. 145–245.
3. *Макарова Н.В., Гусельцев А.С., Суханова Т.В., Макеев В.М.* Геологические условия развития суффозионных процессов и их активность на Сальско-Донском неотектоническом поднятии // Геоэкология. 2019. № 6. С. 19–29.
4. *Макеев В.М., Гусельцев А.С., Кравченко И.М.* Проблема выявления ослабленных зон при изучении инженерно-геологических условий (на примере территории Бушерской АЭС) // Геоэкология. 2020. № 5. С. 24–31.
5. *Пикулик Е.А., Макеев В.М., Суханова Т.В.* Структурно-геоморфологические исследования района среднего течения Дона // VIII Шукинские чтения: рельеф и природопользование. М.: Географический факультет МГУ имени М.В. Ломоносова. 2020. С. 225–230.

STRUCTURAL-GEOMORPHOLOGICAL CONDITIONS OF THE BALAKOVO NUCLEAR POWER PLANT SITE IN TERMS OF THE STABILITY OF ITS BUILDINGS

I. M. Kravchenko^{a,#}, E. A. Pikulik^a, V. M. Makeev^a, A. S. Gousseltsev^{b,##}, and E. A. Makeeva^a

^a *Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Ulanskii per., 13, str. 2, Moscow, 101000, Russia*

^b *Scientific and Engineering Centre for Nuclear and Radiation Safety, M. Krasnoselskaya ul., 2/8, str. 5, Moscow, 107140 Russia*

[#] *E-mail: kravchenkoilyamax@yandex.ru*

^{##} *E-mail: gousseltsev@secnrs.ru*

The study of buried landforms during engineering-geological surveys is considered. The necessity of tracing and comprehensive studying Quaternary channels, troughs, and other cuttings, which may inherit lineament zones is shown by the example of Balakovo NPP site, which belongs to especially hazardous and complicated engineering objects. These zones show high water permeability and weak physico-mechanical properties of soils. Structural geomorphological, geological, and hydrogeological conditions at the Balakovo NPP site were investigated. Most of data were obtained from borehole cores. Ten lineament zones were identified, which follow paleocuttings in the buried relief. On the Earth's surface, they are marked by small depressions, which are interpreted as lineaments on satellite images. The long-term geodetic observations over deformations of ground bases of NPP buildings revealed uneven deformations and tilts at the compartment units 1–4 of the reactor. Tilting direction more or less fits the location of paleocuttings filled with deposits of different composition and structure. The groundwater and confined aquifers are redistributed there, and suffosion may also develop. Thus, to predict the behavior of ground bases of buildings and engineering structures, it is necessary to consider buried landforms related to the specific structure of the Quaternary alluvial soils and local variability of their physical and mechanical properties.

Keywords: *neotectonics, buried relief, paleocuttings, facies variability, lineament zones, zones of increased permeability, ground base, technical monitoring, deformations of nuclear power plant buildings*

REFERENCES

1. Vostryakov, A.V. *Chetvertichnye otlozheniya, rel'ef i neotektonika Nizhnego Povolzh'ya* [Quaternary deposits, relief and neotectonics of the Lower Volga region]. Saratov, SGU Publ., 1978, 184 p. (in Russian)
2. Makarov, V.I. *Noveishaya tektonika i rel'ef Vostochno-Evropeiskoi platformy (obshchie i chastnye voprosy)*. [The newest tectonics and relief of East European platform (general and specific issues)]. Glubinnoe stroenie i sovremennye geodinamicheskie protsessy v litosfere Vostochno-Evropeiskoi platformy [Deep structure and modern geodynamic processes in the lithosphere of the East European platform]. Yekaterinburg, Urals Branch RAS, 2003, pp. 145–245. (in Russian)
3. Makarova, N.V., Gousseltsev, A.S., Sukhanova, T.V., Makeev, V.M. *Geologicheskie usloviya razvitiya suffozionnykh protsessov i ikh aktivnost' na Sal'sko-Donskom neotektonicheskom podnyatii* [Geological conditions of suffosion development and its activity at Sal'sko-Donское neotectonic uplift]. *Geoekologiya*, 2019, no. 6, pp. 19–29. (in Russian)
4. Makeev, V.M., Gousseltsev, A.S., Kravchenko, I.M. *Problema vyavleniya oslablennykh zon pri izuchenii inzhenerno-geologicheskikh uslovii (na primere territorii Busherskoi AES)* [The problem of distinguishing weakened zones upon the study of engineering geological conditions]. *Geoekologiya*, 2020, no. 5, pp. 24–31. (in Russian)
5. Pikulik, E.A., Makeev, V.M., Sukhanova, T.V. *Strukturno-geomorfologicheskie issledovaniya raiona srednego techeniya Dona* [Structural geomorphological studies in the middle reaches of Don River]. *VIII Shchukinskie chteniya: rel'ef i prirodopol'zovanie*. Moscow, Faculty of geography, Lomonosov Moscow State University, pp. 225–230. (in Russian)

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ

УДК 532.546

**ПРИЗНАКИ И ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ИНТРУЗИИ
МОРСКОЙ ВОДЫ В ПРИБРЕЖНЫЕ ВОДОНОСНЫЕ ГОРИЗОНТЫ
(НА ПРИМЕРЕ ЧЕРНОГО МОРЯ)**© 2022 г. С. Г. Миронюк^{1,*}, О. А. Хлебникова^{1,**}¹ Геологический факультет МГУ имени М. В. Ломоносова, Ленинские горы, д. 1, Москва, 119991 Россия

*E-mail: mironyuksg@gmail.com

**E-mail: oxana.khlebnikova@gmail.com

Поступила в редакцию 17.01.2022 г.

После доработки 06.03.2022 г.

Принята к публикации 14.04.2022 г.

Рассматриваются признаки интрузии морских вод в водоносные горизонты побережья Черного моря. Обзор литературных источников показал, что этот опасный гидрогеологический процесс формируется под действием природных и антропогенных факторов и имеет практически глобальный характер в связи с повышением уровня Мирового океана и усилением урбанизации приморских территорий. Указаны локальные геоморфологические, геологические и гидрологические факторы, оказывающие решающее влияние на развитие интрузии. Обозначены наиболее уязвимые в отношении развития интрузии участки побережья морей. Описаны негативные последствия внедрения морских вод в водоносные горизонты суши (усиление коррозии, ухудшение качества подземных вод, деградация прибрежных экосистем и др.). На основе обобщения материалов инженерно-геологических изысканий, выполненных на девяти участках береговых примыканий трубопроводов, приведены данные иллюстрирующие признаки и масштабы внедрения морских вод в отдельные прибрежные районы черноморского побережья. Основные методы изучения гидрогеологической обстановки на участках изысканий: буровые работы, анализ гидрогеологического разреза, лабораторные исследования состава подземных вод, малоглубинные электроразведочные методы (вертикальное электрическое зондирование, электротомография, симметричное электропрофилирование) и др. Основным признаком, указывающим на внедрение морских вод в прибрежные водоносные горизонты, принят уровень солености грунтовых вод и вод первых от поверхности напорных водоносных горизонтов. Наибольшие масштабы интрузии морских вод зафиксированы на участках, сложенных в верхней части геологического разреза дисперсными сильноводопроницаемыми песчаными, гравийно-галечниковыми отложениями или сильнотрещиноватыми породами.

Ключевые слова: Черное море, береговые примыкания трубопроводов, пляжевая зона, интрузия морской воды, коррозия, водоносный горизонт, электротомография

DOI: 10.31857/S0869780922030067**ВВЕДЕНИЕ**

Интрузия (внедрение) морских (океанических) вод в прибрежные водоносные горизонты и водные объекты суши – сложный по механизму процесс, формирующийся под действием природных и антропогенных факторов. Этот процесс достаточно хорошо изучен как в естественных, так и в нарушенных условиях [35]. Под интрузией, по определению Р.Д. Де Уист [8], понимают “внедрение клина соленых морских вод в прибрежные напорные или безнапорные водоносные горизонты”. Гидродинамическая сущность движения клина морской воды в сторону суши заключается в совместном движении пресных и со-

леных вод, различающихся плотностью и другими физическими характеристиками. В естественных условиях факторами возникновения интрузии являются приливы, штормовые нагоны, сейши, морская трансгрессия и др. Совпадение неблагоприятных факторов на каком-либо участке побережья, например, сизигийного прилива, крупной сейши и длительного штормового нагона может привести к катастрофическому подъему уровня моря и затоплению низменных территорий побережья с последующей инфильтрацией морской воды через зону аэрации в водоносные пласты.

Практически во всех странах, обладающих протяженными урбанизированными побережья-

ми, предотвращение затопления территорий, интрузии морских вод, абразии берегов, оползней и других неблагоприятных процессов стало особенно актуальной проблемой в последние десятилетия [4, 10, 17, 20, 24, 32, 36], что не в последнюю очередь связано с планетарной трансгрессией Мирового океана. Не являются исключением в этом отношении и государства, имеющие выход к внутриконтинентальному полузамкнутому Черному морю [27, 29]. В указанном водоеме, согласно данным спутниковой альтиметрии и мареографов, уровень моря в период с 1993 по 2017 гг. повышался в среднем на 2.5 ± 0.5 мм/год [26], что согласуется с оценками глобального повышения среднего уровня Мирового океана [30]. С учетом средней скорости подъема уровня Мирового океана прогнозируется, что к 2100 г. по наиболее пессимистическому сценарию его уровень может подняться на 52–98 см [31]. Уровень Черного моря за последние 50–60 лет повысился на величину ~15 см. При сохранении указанной выше скорости подъема уровня моря он возрастет к 2050 г. приблизительно “еще на такую же величину” [5]. Прогнозируемый подъем уровня моря является серьезной угрозой для рекреационной инфраструктуры и прибрежных экосистем России, Украины, Румынии, Грузии, Турции и Болгарии. Отмечается, что наибольшую опасность представляют береговая абразия и вторжение соленой воды в прибрежные водоносные горизонты [27]. В России интрузия прослеживается преимущественно в низинных прибрежных районах Балтийского, Черного, Азовского, Каспийского, дальневосточных морей [4, 15, 21, 34].

В частности, в Черном море в период активизации штормовых процессов в пределах Имеретинской низменности наблюдалась интрузия морских вод на расстояние до 200 м вглубь суши [1]. Аналогичные явления при штормовых нагонах отмечаются в районе г. Сочи, в Черноморском и частично Раздольненского районов Крыма. Превышения предельно допустимых концентраций (ПДК) по минерализации, хлоридам и жесткости в некоторых скважинах на территории г. Севастополь [20], береговой зоны полуостровов Малый и Большой Утриш [12] также могут быть связаны с интрузией морских вод. Ряд природных и антропогенных факторов обусловили внедрение морских вод в подземные воды Пицундской низменности (Республика Абхазия) [7]. Согласно многочисленным наблюдениям, интрузии подвержены, как правило, грунтовые воды и первые от поверхности напорные водоносные горизонты.

Интрузия морской воды в соответствии с “Общей классификацией опасных природных процессов и явлений” отнесена к группе медленно развивающихся “прогрессирующих” процессов, часто влекущих экологические последствия [22]. К таковым, прежде всего, относятся засоление

почв и угнетение почвенной фауны, деградация прибрежных лесов (в аридном климате – гибель фреатофитов), водно-болотных угодий, сокращение биоразнообразия стигофауны и др. [37].

Негативные последствия интрузии проявляются также в ухудшении качества питьевых вод (их засолении), сельскохозяйственных земель, в повышении агрессивности грунтовых вод и коррозионной активности грунтов по отношению к металлу и бетону заглубленных частей зданий и сооружений, коммуникаций [11] и др.

На основе исследований особенностей устьевых областей рек выявлено, что в качестве ведущего показателя проникновения морских вод в устья (эстуарии) рек может служить полоса перехода хлоридно-натриевых вод моря в карбонатные (гидрокарбонатные) пресные речные воды, соленость которых не превышает 1‰. Полоса перехода – это узкая зона вод с минерализацией от 0.5 до 1.5‰ [23]. Ситуация признается опасной при превышении соленостью воды показателя в 1‰, особо опасной – в 2.5–3‰ [13].

В данной статье в качестве основной исследовательской задачи авторами была определена попытка оценить признаки и масштабы внедрения морских вод в отдельные прибрежные районы черноморского побережья Кавказа в полосе от Имеретинской низменности до п-ва Абрау, а также в районе г. Варна (Болгария).

Для решения этой задачи были обобщены литературные сведения, систематизированы и проанализированы материалы инженерно-геологических изысканий, выполненные рядом организаций в 1998–2013 гг. при проектировании и строительстве газопроводов на участках береговых примыканий (их вариантов) газопроводов Голубой поток, Джубга–Лазаревское–Сочи и Южный поток. Всего были изучены гидрогеологические условия на территории девяти участков береговых примыканий (названия даны по ближайшему населенному пункту): Константиновский (Имеретинская низменность), Кудепста, Туапсе (Скала Киселева), Якорная Щель, Новомихайловский, Джубга, Архипо-Осиповка, Сукко, Варна (Паша Деро).

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Основные данные, собранные и изученные для решения главной задачи исследований:

1. Материалы буровых работ, выполненных по профилям перпендикулярных береговой линии. Как правило, участок буровых работ включал пляж, собственно берег и нижнюю часть приморского склона с древними морскими террасами.

2. Материалы гидрогеологических наблюдений при бурении скважин.

3. Результаты лабораторных исследований состава подземных вод в соответствии с требованиями ГОСТ 9.602–2005¹ и СНиП 2.03.11–85².

4. Данные наземных и скважинных электромагнитных исследований³.

Малоглубинные электроразведочные методы, как показал опыт, являются наиболее эффективными полевыми методами исследования интрузии, в том числе для приближенной оценки пространственного распространения интрузии в прибрежные водоносные горизонты от уреза воды и распределения пресной, солоноватой и соленой вод [19, 25, 28, 33, 37]. Установлены следующие диапазоны значений удельного электрического сопротивления (УЭС) подземных вод: для зоны пресных вод от 25 до 100 Ом·м, для солоноватых – от 5 до 25 Ом·м и для соленых – от 1 до 5 Ом·м [19]. Основным признаком, указывающим на проникновения морских вод в береговые массивы, был принят уровень солености грунтовых вод, который определялся, в основном, методом сопротивлений (МС). В ходе инженерно-геологических изысканий организациями, выполнявшими электроразведочные работы (ООО “Питер Газ”, ООО “Северо-Запад”, ООО ПНКЦ “Инж-Geo”, ООО “Велко”, ООО “НПЦ Геотех”), применялись следующие разновидности МС:

1. Вертикальное электрическое зондирование (ВЭЗ). Исследования методом ВЭЗ проводились с помощью 4-электродной симметричной установкой Шлюмберже AMNB с максимальным разносом питающей линии АВ/2 до 100 м (шаг измерений составлял 10 м) и комбинированной 3-электродной AMN+MNB. Зондирования 3-электродной установкой отличаются повышенной чувствительностью к наклонным пластам и другим изменениям геологического разреза в горизонтальном направлении. 4-электродная установка применялась в случае невозможности применения удаленного электрода (“бесконечности”) в силу орографических или иных причин.

2. Симметричное электропрофилирование (СЭП). СЭП выполнялось установкой AMNB с разносами питающей линии АВ = 10 и 40 м с шагом по линии профиля 10 м. Такая методика заме-

ров позволяет проследить изменение литологии в интервалах глубин 2–3 м и 7–10 м соответственно.

3. Электротомография (ЭТ). ЭТ – основной метод при изучении интрузии, приоритетный по отношению к другим методам для определения минерализации подземных вод и засоленности дисперсных пород. Метод дает более надежные результаты по сравнению с другими методами при изучении геоэлектрических разрезов, значительно отличающихся от горизонтально-слоистых [2], каковыми и является большинство разрезов береговой зоны черноморского побережья Кавказа. На участках береговых примыканий ЭТ проводилась ООО “НПЦ Геотех” с применением одноканальной аппаратуры “ЭРП-1” с коммутированием приемных электродов с использованием коммутатора “СОМх64” (МГУ имени М.В. Ломоносова). В качестве приемной линии использовалась 64 канальная коса, к которой подключались электроды. Длина одной расстановки 189 м. Расстояние между электродами составляло 3 м, что позволяло использовать сетку разносов от 4.5 до 120 м с линейным шагом по разносам. Глубина исследований достигала 50 м. ООО “Питер Газ” применялась аппаратура “SYSCAL Pro Switch-48”, которая позволила проводить измерения одновременно для 10 диполей, что существенно повысило скорость измерений (до 100 измерений в минуту). Аппаратура “SYSCAL Pro Switch-48” дала возможность использовать при работе электроразведочные косы на 48 электродов с шагом 5 и 10 м. Максимальная глубина исследований при этом составляла приблизительно 70 и 110 м соответственно. Использовалось несколько электроразведочных установок: комбинированная 3-электродная и 4-электродная установки Шлюмберже, дипольная осевая установка (максимальный разнос $OO'/2 = 80$ м и $OO'/2 = 160$ м). Обработка электротомографических данных выполнялась в следующей последовательности: 1) загрузка результатов измерений в персональный компьютер с помощью программы Prosys (Iris Instruments), 2) обработка данных ЭТ в программе x2ipi (МГУ имени М.В. Ломоносова), 3) для инверсии данных ЭТ использовалась программа “Res2din” версия 3.58.16 (Geotomo Software, Малайзия). Комбинирование различных установок позволило добиться наилучших результатов соотношения глубинности и детальности ЭТ исследований.

4. Электрокаротаж-каротаж сопротивления (КС). Электрический каротаж скважин выполнялся в обводненной части разреза двумя зондами: потенциал- и градиент-зондом. Измерения проводились в точечном режиме, через каждые 10 см, в режиме поднятия каротажного зонда. Каротаж проводился с использованием электроразведочной аппаратуры “ЭРП-1” с точечной реги-

¹ ГОСТ 9.602-2005. Единая система защиты от коррозии и старения. Сооружения подземные. Общие требования к защите от коррозии. М.: Стандартинформ, 2006. 59 с. <https://docs.cntd.ru/document/1200042293/titles>

² СНиП 2.03.11-85. Защита строительных конструкций от коррозии. М.: ФГУП ЦПП, 2006. 56 с. <https://docs.cntd.ru/document/871001005>

³ СП 11-105-97. Свод правил инженерно-геологические изыскания для строительства. Часть VI. Правила производства геофизических исследований. Госстрой России. М.: Производственный и научно-исследовательский институт по инженерным изысканиям в строительстве (ПНИИИС) Госстроя России, 2004. 50 с. <https://docs.cntd.ru/document/1200037607>



Рис. 1. Обзорная карта района работ с положением участков береговых примыканий трубопроводов (их вариантов): 1 – Константиновский (Имеретинская низменность); 2 – Кудепста; 3 – Туапсе (Скала Киселева); 4 – Якорная Шель; 5 – Новомихайловский; 6 – Джубга; 7 – Архипо-Осиповка; 8 – Сукко; 9 – Варна (Паша Дере).

страцией показаний. Расстояние между электродами на зонде: для потенциал-зонда – N0.95M0.1A, для градиент-зонда – A0.95M0.1N⁴.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Согласно [3], на Черноморском побережье Кавказа на участке от Анапы до Сочи в отложениях нижнего мела распространены воды хлоридно-натриевого типа, а в четвертичных – хлоридные натриево-магниевые, пресные и с повышенной минерализацией. Инженерно-геологические изыскания, выполненные на территории указанных девяти участков береговых примыканий (рис. 1), показали следующее.

Константиновский (Имеретинская низменность). Согласно материалам инженерно-геологических изысканий, низменность представляет собой поверхность новочерноморской и нимфейской аккумулятивных террас, сочленяющихся в устьях рек с одновозрастными речными террасами. Поверхность ее приподнята над уровнем моря на 0.5–4.0 м. Центральная часть низменности

имеет абс. отметки ниже уровня моря. Мощность голоценовых отложений колеблется в пределах 60–100 м. Надводная часть берегового примыкания расположена в пределах пляжа и нимфейской террасы (mQIV nf). Терраса сложена гравийно-галечниковыми отложениями с прослоями песка, с поверхности в ряде мест прослеживаются суглинки. Пляж полного профиля, прислоненный, шириной 35–40 м сложен галечниковыми и гравийно-галечниковыми отложениями с песчаным заполнителем, реже песками, перекрытыми галечниковым грунтом. В соответствии с гидрогеологическим районированием в пределах Имеретинской долины выделено несколько водоносных горизонтов в четвертичных и неоген-палеогеновых отложениях [6]. На примыкающей к морю территории распространен первый от поверхности ундулювиальный голоценовый (основной) водоносный горизонт. Глубина установившегося уровня воды в скважинах 0.0–3.9 м. Химический состав подземных вод различный: хлоридный, гидрокарбонатный, гидрокарбонатно-хлоридный, хлоридно-гидрокарбонатный. Водо-вмещающими отложениями являются пески с галькой и гравием. Питание грунтовых вод смешанное: за счет инфильтрации пресных вод из русел рек и за счет внедрения морских вод, особенно во время сильных штормов (минерализация

⁴ РСН 75–90. Инженерные изыскания для строительства. Технические требования к производству геофизических работ. Каротажные методы. Госстрой РСФСР. М.: МосЦТИСИЗ. 1990. 75 с. <https://docs.cntd.ru/document/1200003363>

вод Черного моря в районе исследований составляет 18.0 г/л). На соленых водах часто формируются плавающие линзы пресных и солоноватых вод. Наиболее интенсивное проявление интрузии отмечается в районе м. Константиновский. Здесь вторжение морских вод прослеживается на расстоянии до 200 м от береговой линии. Минерализация преимущественно хлоридных вод в зоне интрузии достигает 3.3 г/л, а за ее пределами распространены пресные гидрокарбонатные кальциевые воды с минерализацией 0.24–0.41 г/л.

К континентальным гравийно-галечниковым отложениям приурочен напорный понтический водоносный горизонт (N_{1-2p}). Глубина залегания зеркала горизонта изменяется от 32.0 до 101.5 м. В верхней части горизонта состав подземных вод гидрокарбонатный натриево-кальциевый и гидрокарбонатный натриевый с минерализацией 0.3–1.0 г/л. В нижней части водоносного горизонта тип воды хлоридный натриевый с минерализацией 15.7 г/л.

Кудепста. Береговой участок расположен между поселками Хоста и Кудепста в Хостинском районе г. Сочи (см. рис. 1). В геоморфологическом отношении участок расположен в пределах приморского склона низкогорного (максимальная высота 229 м) Хостинского хребта юго-западной экспозиции, ограниченного полосой абразионно-аккумулятивной пляжа.

Надводная часть пляжа шириной 35–40 м находится под периодическим воздействием штормов, вследствие чего происходит почти полная переработка его поверхности с созданием новых абразионно-аккумулятивных форм микрорельефа. Берег от разрушения штормами защищен волноотбойной стеной высотой до 3 м. Абсолютные отметки этой части территории колеблются от 0.0 до 2.8 м.

Морские накопления мощностью до 4.3 м в пляжевой зоне современной морской террасы представлены гравийно-галечниковыми отложениями с песчаным заполнителем до 35%, с включением валунов до 10%. Галька и гравий хорошей степени окатанности.

В процессе изысканий установлено наличие двух водоносных горизонтов:

а) в пляжевой зоне развит водоносный горизонт, приуроченный к гравийно-галечниковым отложениям с линзами песка современной морской террасы. Галечниковые грунты обладают высокими фильтрационными свойствами. Значение коэффициента фильтрации (K_f) по данным опытных откачек составляет 34–72 м/сут. Установившийся уровень зафиксирован на глубине 2.4 м (абс. отметки ~0.0 м). По химическому составу подземные воды гидрокарбонатно-хлоридные магниевые-натриево-кальциевые с минерализацией 3.4–14.5 г/л. Химический состав и высокое

содержание солей в подземных водах этого горизонта указывают на их гидравлическую связь с морскими водами. Влияние морского бассейна на минерализацию подземных вод прослежено на 50 м вглубь суши;

б) к наиболее проницаемым отложениям палеогена и оползневым накоплениям приурочены грунтовые воды трещинно-пластового типа. Этот горизонт вскрыт в интервале 14–51 м. Глубина установившегося уровня изменяется в пределах 1.5–14.1 м. По химическому составу воды описываемого горизонта сульфатно-гидрокарбонатные магниевые-кальциевые с минерализацией 0.6–1.5 г/л. Общее направление грунтового потока в сторону моря. В дождливое время года в зоне аэрации возможно образование верховодки.

Туапсе (Скала Киселева). Участок берегового примыкания в районе г. Туапсе приурочен к прибрежно-морской абразионно-аккумулятивной террасе. Пляж на обследованном участке практически отсутствует. Лишь на отдельных небольших вогнутых участках берега отмечаются так называемые “карманные” пляжи прислоненного типа шириной до 7–8 м. Вдоль берега моря простирается абразионный уступ (клиф), сложенный пластами песчаников и слабоокремненных мергелей. Высота и крутизна уступа в точке выхода газопровода составляет 15–30 м и 35°–50° соответственно. На его поверхности активно развиваются осыпи и обвалы.

Гидрогеологический режим по данным изысканий характеризуется наличием одного горизонта подземных вод. Они вскрыты в двух скважинах на глубинах 41.3 и 20.2 м и установились на глубинах 39.0 и 18.5 м соответственно. Водоносный горизонт приурочен к трещиноватой зоне коренных пород терригенно-карбонатного флиша верхнего мела. Подземные воды трещинного типа имеют один гидравлический уровень. Режим подземных вод безнапорный. Разгрузка водоносного горизонта происходит непосредственно в Черное море. По химическому составу подземные воды хлоридно-сульфатно-натриево-магниевые. Общее содержание солей 0.9 г/л. Признаков интрузии морской воды не обнаружено.

Якорная Щель. Участок расположен в пределах хорошо выраженных в рельефе древнеэвксинской, ашейской и шахейской (карангатской) морских террас. Вдоль берега моря развит прислоненный, гравийно-галечный пляж шириной 6–8 м. Четвертичные морские отложения, перекрывающие коренной цоколь террас, представлены галечниками, песками с галькой и гравием, прослоями и линзами глин. Мощность отложений от 1.5 до 6.0 м. Водоносный горизонт спорадического распространения в морских отложениях развит в осадках древнеэвксинской, ашейской

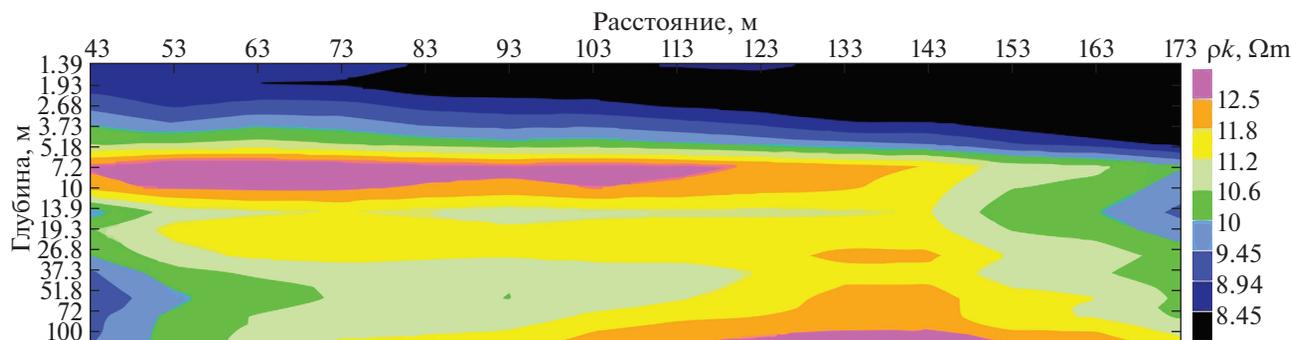


Рис. 2. Участок Новомихайловский. Разрез кажущихся сопротивлений. В левой части рисунка на глубине 40–41 м зона пониженных значений УЭС – признак внедрения морских вод в водоносные горизонты суши.

и шахейской террас. Водовмещающими отложениями являются галечники и пески.

Глубина залегания уровня подземных вод в пределах древнеэвксинской террасы составляет 9.0–18.0 м. Питание подземных вод в основном атмосферное. Грунтовые воды в галечниках и песках ашейской и шахейской террас залегают на глубине от 3.0 до 5.0 м. По химическому составу подземные воды описываемых отложений гидрокарбонатно-кальциевые с минерализацией до 0.4–0.6 г/л. Внедрение морских вод в водоносные горизонты суши не обнаружено.

Новомихайловский. Участок расположен в пределах шахейской (карангатской) среднеплейстоценовой террасы на отметках 30.0–45.0 м. В границах участка прослеживается протяженный береговой уступ (клиф), высотой до 30.0 м. К уступу примыкают узкий пляж шириной 2–5 м и конус выноса балки Рубцовая шель. Маломощные отложения пляжевой зоны представлены плохо окатанной плоской галькой, гравием (до 15%), глыбами скальных пород размером от 0.5 м и более. Местами на урзе моря на поверхность выходят выветрелые скальные породы. Подземные напорные воды вскрыты на глубине 20.5–40.0 м и установились на глубине 18.0–26.0 м соответственно. Водоносный горизонт распространен в коренных трещиноватых породах терригенно-карбонатного флиша верхнего мела. Подземные воды трещинного типа, их питание происходит за счет фильтрации атмосферных осадков (дождевых, и, отчасти, талых вод). Наблюдается их высачивание в бортах балок и берегового уступа. В свою очередь, в зоне заплеска штормовых волн наблюдается внедрение морской воды в толщу коренных пород (переслаивание мергеля с песчаниками и алевролитами) по трещинам различной природы.

По химическому составу подземные воды сульфатно-хлоридно-натриевые. Общее содержание солей в пробе воды взятой из скважины, расположенной в 310 м от уреза воды в море –

1.6 г/л (солончатые воды). В нижней части разреза на ПК 40–80 на глубине около 40–41 м фиксируется понижение УЭС до 9–10 Ом·м, что, по видимому, связано с присутствием в разрезе минерализованных вод смешанного происхождения (рис. 2), приуроченных, как следует из геологических материалов, полученных при бурении скважины вблизи бровки клифа, к мергелям глинистым, трещиноватым.

Джубга. Участок расположен в пределах низкорного эрозионно-денудационного, а в береговой зоне – абразионно-денудационного рельефа. В его геологическом строении, по данным инженерно-геологических изысканий, принимаюте участие ниже- и верхнемеловые, палеоценовые флишевые и субфлишевые отложения, а также четвертичные образования различного генезиса.

Непосредственно на побережье распространены терригенный флиш нижнего палеоцена (свита циде), представленный переслаиванием песчаников, аргиллитов и мергелей. В разрезе преобладают песчаники и аргиллиты (до 80%). Пляж на участке прислоненный, абразионно-аккумулятивный, шириной 2–5 м. Сложен обломочным материалом, представленным крупной галькой, щебнем и глыбами (более 1 м) песчаника. Мощность отложений составляет 0.5–1.0 м. Повсеместно развит клиф высотой около 7 м, крутизной 50°–60°.

Подземные воды распространены в аллювиальных, аллювиально-пролювиальных, пролювиальных, делювиальных, оползневых и элювиальных отложениях. Глубины залегания уровней подземных вод четвертичных отложений – от 1.5 до 5.0 м. В элювии коренных пород (выветрелые мергели, известняки, песчаники и др.) в районах главных и боковых водоразделов, морских террас на приморском склоне они находятся на глубине более 10 м. По химическому составу подземные воды гидрокарбонатно-кальциевые, натриевые, либо гидрокарбонатно-сульфатно-кальциевые с минерализацией от 0.1 до 0.8 г/л (пресные). Пита-

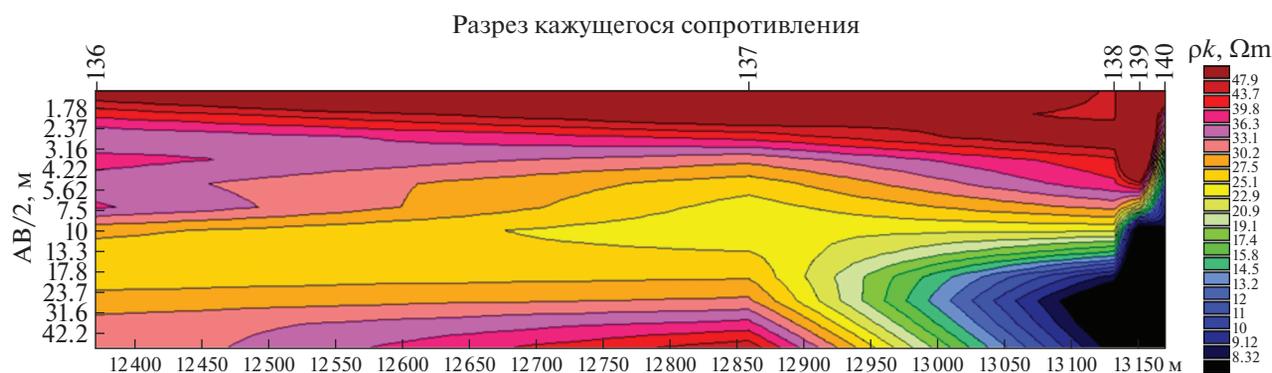


Рис. 3. Разрез кажущегося сопротивления по данным ВЭЗ на участке берегового примыкания Джубга с низкоомным горизонтом в береговой зоне.

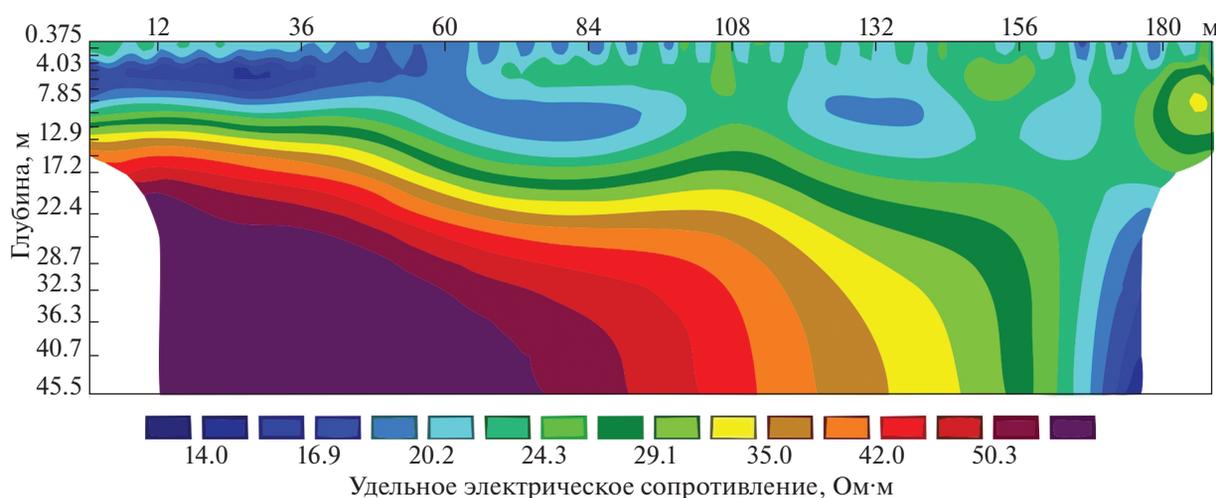


Рис. 4. Электротомографический разрез через зону Тенгинского разлома (фрагмент профиля).

ние подземных вод атмосферное и за счет инфильтрации поверхностных вод из русел рек и балок в водовмещающие отложения. В нижней части склона, на побережье подземные воды солоноватые, их минерализация составляет 11.3–11.9 г/л, глубина залегания зеркала более 20 м. Водовмещающими отложениями служат малопрочные, выветрелые трещиноватые аргиллиты (полевое описание). Судя по данным ВЭЗ (рис. 3) и химического анализа подземных вод, на участке Джубга имеются признаки проникновения морских вод в горизонт трещинных вод, как и на участке Новомихайловский. Как видно, в правой части рис. 4 на расстоянии около 200 м от уреза воды в море, вглубь суши прослеживается низкоомный горизонт ($УЭС = 7–16 \text{ Ом}\cdot\text{м}$), в целом совпадающий с водоносной зоной трещиноватости.

Такую относительно большую глубину вторжения морских вод в прибрежные водоносные горизонты массивов, сложенных, как правило, породами флишевой формации, можно объяс-

нить их увеличенной проницаемостью в пределах рассматриваемой территории прибрежной зоны Черного моря. Здесь, по данным комплексных геофизических исследований, включающих в себя наземные сейсморазведочные и электроразведочные наблюдения, прослеживается зона повышенной трещиноватости, вероятно, приуроченная к ранее выделенному активному разрыву (Тенгинскому сбросу) [16]. Зона разрыва в правой части рисунка, связанная с обводненными трещиноватыми породами, выделяется значительным понижением электрических сопротивлений на фоне высокоомных ненарушенных блоков пород с УЭС в диапазоне 50–110 Ом·м (см. рис. 4).

Архипо-Осиповка. Участок расположен в пределах поверхности и склонов апшерон-куяльницкой поверхности выравнивания, второй надпойменной террасы и конуса выноса балки Дровяная щель и полосы прилоненного морского пляжа неполного профиля (рис. 5). Абсолютные отметки местности колеблются от 0.0 до 216 м. Берег аб-



Рис. 5. Панорама долины Дровяная щель.

разионного типа характеризуется активным клиффом. Во флишевой толще мергели, песчаники, мергели глинистые, известняки глинистые составляют около 90%. На долю песчаников приходится 10%.

Голоценовые осадки представлены аллювиально-пролювиальными отложениями, развитыми вдоль балки Дровяная щель, приуроченной к разрывному нарушению. Чехол пляжевых отложений сложен гравийно-галечными отложениями с включением валунов местных пород. Крупность наносов уменьшается к урезу: в верхней части пляжа, начиная от подошвы клифа, прослеживаются плитчатые глыбы песчаника и известняка, полностью перекрывающие коренные породы. К средней части пляжа крупность материала уменьшается, а его окатанность увеличивается. Вблизи уреза на поверхности лежит средняя и мелкая галька преимущественно плоской формы. Ширина пляжа в центральной части 10–12 м, а по направлению к бортам долины балки уменьшается до 2–3 м.

В гидрогеологическом отношении горная часть участка характеризуется наличием грунтовых вод, приуроченных к трещинной зоне элювия коренных пород (трещинные воды) и четвертичным отложениям. Питание грунтовых вод осуществляется за счет инфильтрации атмосферных осадков. По данным ГУП «Кубаньгеология», грунтовые воды относятся к гидрокарбонатно-кальциевому типу (минерализация 0.36–0.6 г/л) [18]. В зоне пляжа на глубинах 3.0–10.0 м были встречены солоноватые трещинные воды. Минерализация их составляет 13.1 г/л. Влияние морского бассейна прослежено до глубины 10.0 м и на 18.0 м вглубь суши. Для расчета возможных водопритоков подземных вод был принят $K_{\phi} = 1-5$ м/сут.

Сукко. В геоморфологическом отношении участок берегового примыкания расположен в пределах вдольберегового хребта Семисам и долины р. Шингарь. Высота хребта около 148 м над уровнем моря. Он сложен флишем маастрихтского ярусамеловой системы и терригенным флишем

эоцена и палеоцена палеогеновой системы. Приморский оползневой склон юго-западной экспозиции имеет уклон $40^{\circ}-70^{\circ}$ и более. Склон осложнен крупными трещинами и разрывными нарушениями. Примыкающий к подножью берегового обрыва пляж имеет неполный профиль и ширину 8–10 м.

В пределах мористого склона были встречены нерасчлененные деляпсивные верхнечетвертичные-современные отложения (dIII-N), слагающие тело скального оползня [14]. Они представлены глыбами мергеля, песчаника и известняка, характеризуются мощностью до 51 м.

Максимальная мощность пляжевых отложений (mH) достигает 1.8 м на гребне штормового вала. В тыловой части пляж сложен крупной галькой и обломками флишевых пород глыбовой размерности, средняя часть сложена, в основном, крупной галькой (60%), а в приурезовой зоне преобладает мелкая галька (50%). В составе пляжевых отложений почти отсутствует гравийная фракция, что свидетельствует об интенсивном выносе мелких фракций с выровненных участков берега и их концентрации в микробухтах.

На участке берегового примыкания выделено два водоносных горизонта. Первый от поверхности водоносный горизонт вскрыт на глубинах 0.8–34.1 м, приурочен к аллювиально-делювиальным песчано-глинистым отложениям (долина р. Шингарь), элювиальным и делювиальным отложениям склонов вдольберегового хребта, трещиноватым коренным отложениям флишевой толщи. Данный водоносный горизонт относится к типу «верховодка» и носит сезонный характер. Питание горизонта осуществляется за счет инфильтрации атмосферных осадков, разгрузка происходит по направлению к р. Шингарь и Черному морю, а также путем инфильтрации в нижележащий основной водоносный горизонт. По химическому составу подземные воды характеризуются в основном как гидрокарбонатные кальциевые. Воды пресные, общая минерализация около 1 г/л.

Ниже по разрезу залегает основной водоносный горизонт, приуроченный к трещиноватым скальным породам. Гидравлически он связан непосредственно с уровнем Черного моря. В районе р. Шингарь основной водоносный горизонт сливается с водами «верховодки». Подземные воды основного водоносного горизонта безнапорные, они распространены повсеместно и вскрыты на глубинах до 132.5 м (его кровля полого наклонена в сторону морского бассейна). Питание водоносного горизонта происходит за счет инфильтрации атмосферных осадков и фильтрационных потерь из речной сети.

В районе бассейна р. Шингарь (область питания) по химическому составу подземные воды ха-

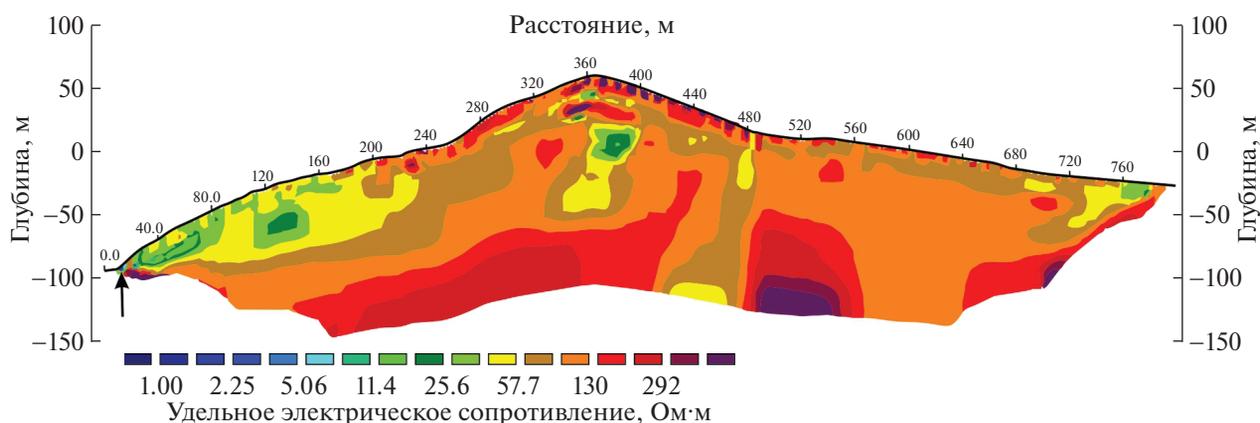


Рис. 6. Электротомографический разрез приморского хребта Семисам (п. Сукко) с зоной интрузии морских вод (стрелка).

рактируются как гидрокарбонатные кальциево-натриевые, гидрокарбонатные кальциевые, реже хлоридно-гидрокарбонатные кальциевые, пресные, с общей минерализацией до 1 г/л.

В пляжевой зоне (область смешения морских и пресных подземных вод) воды по химическому составу хлоридные магниевые-натриевые, солоноватые, с общей минерализацией до 4.6–13.4 г/л. По данным ЭТ, диапазон УЭС в верхней части водовмещающих пород (трещиноватые мергели, известняки, песчаники) изменяется приблизительно от 3 до 15 Ом·м. Судя по данным электро-разведочных работ, внедрение (интрузия) морских вод прослеживается на 5–10 м вглубь суши (рис. 6).

Варна (Паша Дер). Геологическое строение и геоморфологическая обстановка болгарского побережья принципиально отличается от геологического строения и рельефа кавказского побережья РФ. Участок берегового примыкания в районе г. Варна расположен в пределах причерноморского склона Авренского плато с абс. отметками 100–102 м и береговой зоны, которая включает зону пляжа шириной 25–30 м и абразионный уступ высотой 6–8 м с уклоном 35°–40°.

Береговая зона сложена осадками галатской свиты. Они представлены миоценовыми отложениями и характеризуются преобладанием песков и песчаников с отдельными прослоями глин, сулинков, редко конгломератов и известняков мощностью от 50–60 м до 180–200 м [9]. Пески от мелко- до крупнозернистых, преобладают средне- и крупнозернистые разновидности (рис. 7).

Отложения галатской свиты вскрываются на глубинах от 0.5 до 6 м и более. Перекрываются нерасчлененными элювиально-делювиальными и аллювиальными верхнечетвертичными отложениями (представлены галькой, песками и глиной), либо залегают непосредственно под современными

морскими песчаными отложениями пляжа. Подземные воды в четвертичных отложениях и в осадках галатской свиты гидрокарбонатно-кальциево-магниевые с минерализацией 0.4–1.0 г/л. В береговой зоне, в результате интрузии морской воды, состав подземных вод постепенно меняется на гидрокарбонатно-хлоридно-кальциево-натриевый и хлоридно-натриевый. Глубина залегания подземных вод на склоне плато составляет 10.0–28.7 м, а в пляжевой зоне – 2.6–2.9 м. Гидростатический уровень воды находится почти на уровне моря. Химические анализы проб воды показали, что грунтовые воды в пределах пляжа по содержанию хлоридов (2.9 г/л) имеют смешанный характер (в морской воде концентрация хлоридов 8.5 г/л).

На всем протяжении профиля ЭТ (рис. 8а) выше уровня подземных вод здесь выделяется высокоомный слой песков мощностью около 2.5 м (желтый и коричневый цвет на рисунке) с УЭС 80–150 Ом·м и УЭС 200–400 Ом·м (оранжевый, ярко красный и бордовый цвета на рисунке). Ниже прослеживается низкоомная часть разреза с УЭС песков преимущественно до 10 Ом·м (синий и голубой цвета) вплоть до изученной глубины около 45 м, что свидетельствует о сильной обводненности пород соленой морской водой.

В изученном поперечном разрезе берегового примыкания, как видно на рис. 8б, также наблюдаются в его восточной части низкоомные участ-



Рис. 7. Песчано-глинистые отложения галатской свиты.

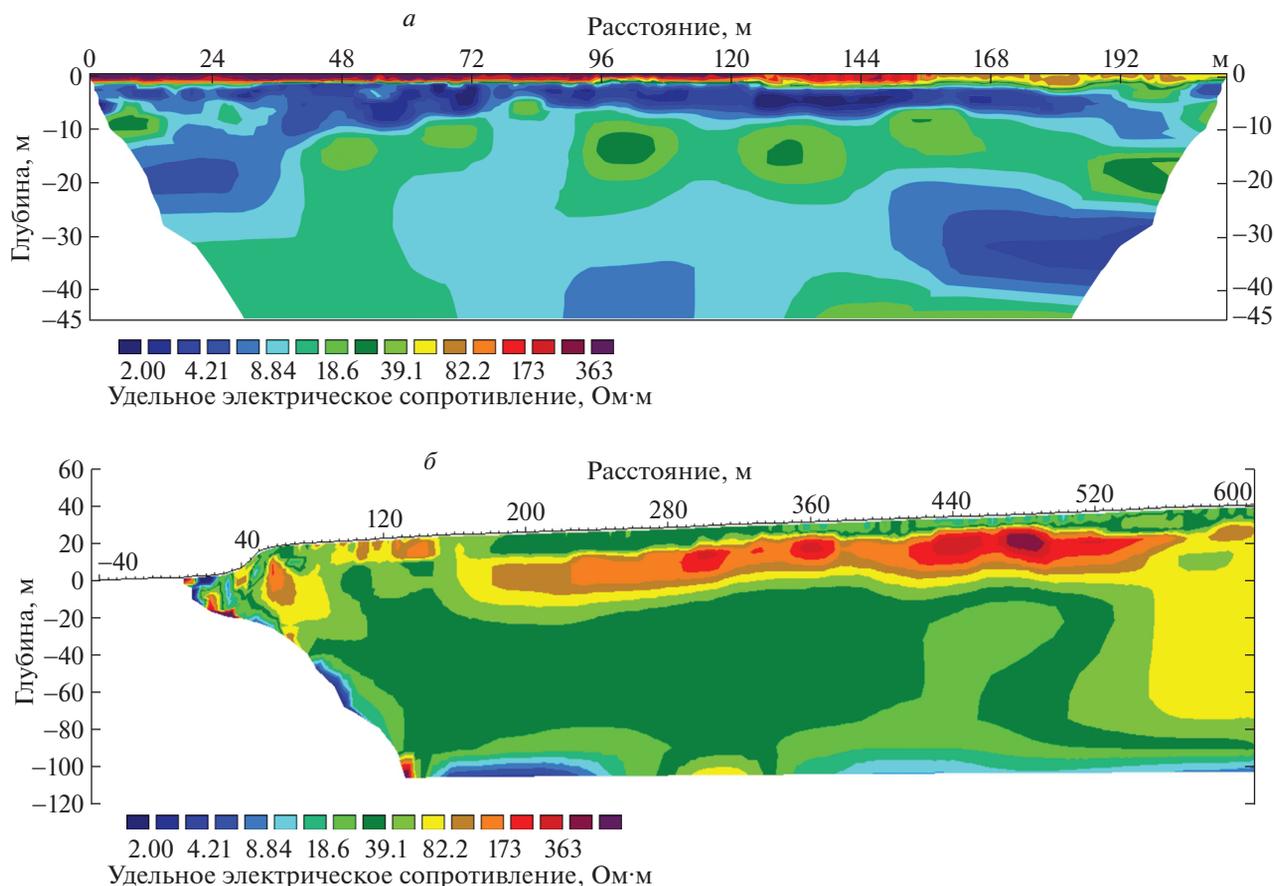


Рис. 8. Электротомографический разрез в пляжевой зоне участка берегового примыкания в районе г. Варны: *a* – продольный, *б* – поперечный.

ки (УЭС до 10 Ом·м) в форме клина (“языка”), что свидетельствует о проникновении морских вод в прибрежную полосу суши и за пределы пляжа.

Наличие низких значений УЭС на глубине 100 м указывает, видимо, о существовании в границах изученного участка протяженного водоносного горизонта с повышенной минерализацией.

ВЫВОДЫ

В ходе изысканий на участках береговых примыканий газопроводов были выявлены зоны вторжения морской воды в прибрежные водоносные горизонты. Об этом свидетельствуют данные химического анализа подземных вод и электротомографических исследований. В силу ряда причин (особенности горного рельефа, литология пород береговой зоны, слабое развитие приливотливных явлений) масштабы этого явления на черноморском побережье невелики.

Наиболее масштабное проявление интрузии отмечено в пределах Имеретинской низменности. Ее развитие здесь определяется сочетанием

геологических и геоморфологических факторов, создающих условия для активного внедрения морских вод в водоносные горизонты суши.

В береговой зоне Западного Кавказа, сложенной преимущественно карбонатно-терригенными породами флишевой формации, повышенная минерализация подземных вод характерна, как правило, для первого от поверхности водоносного горизонта, развитого в крупнообломочных отложениях пляжевой зоны.

Масштабы проникновения (интрузии) морских вод в водоносные горизонты суши увеличиваются на участках развития сильнотрещиноватых пород коренной основы, приуроченных к разрывным нарушениям и низменным участкам побережья, сложенных дисперсными, преимущественно песчаными породами. Наиболее значительные проявления интрузии зафиксированы на побережье Болгарии в районе Варны благодаря присутствию здесь мощной толщи преимущественно песчаных отложений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антошкина Е.В. Инженерно-геологические условия Имеретинской низменности // Географические исследования Краснодарского края: сб. науч. тр. Вып. 5. Краснодар: Кубан. гос. ун-т, 2010. С. 42–46.
2. Бобачев А.А., Горбунов А.А., Модин И.Н., Шевнин В.А. Электротомография методом сопротивлений и вызванной поляризации // Приборы и системы разведочной геофизики. 2006. № 2. С. 14–17.
3. Гидрогеология СССР. Т. 9. Северный Кавказ / Редакторы: Н.А. Григорьев, Н.С. Погорельский М.: Недра, 1968. 488 с.
4. Гольдберг В.М. Интрузия морских вод в горизонты пресных подземных вод // Гидрологические исследования за рубежом / Под ред. Н.А. Маринова. М.: Недра, 1982. С. 74–88.
5. Горячкин Ю.Н., Иванов В.А. Уровень Черного моря: прошлое, настоящее и будущее. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. 210 с.
6. Громов В.Е., Пашковский И.С. Геофильтрационная модель Имеретинской низменности для проектирования инженерной защиты территории и олимпийских объектов // Геоэкология. 2009. № 3. С. 214–227.
7. Дбар Р.С., Жига Р.Ю., Ивлиева О.В. Искусственное регулирование приморской гидроэкологической системы полуострова Пицунда // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2019. Т. 5 (15). Вып. 1. С. 206–216.
8. Де Уист Р.Д. Гидрогеология с основами гидрологии суши. Т. 1. М.: Мир, 1965. 312 с.
9. Димитров П., Димитров Д., Пейчев В., Цанева М. Физико-географическая и геолого-литологическая характеристика болгарского сектора Черного моря // Геология и полезные ископаемые Мирового океана. 2015. № 2. С. 170–176.
10. Зекцер И.С. Подземные воды как компонент окружающей среды. М.: Научный мир, 2001. 328 с.
11. Зырянов В.П., Чебанова М.К., Филатов Н.Н. Интрузия морских вод в устья рек // Водные ресурсы. 2015. Т. 42. № 5. С. 492–503.
12. Кухарев И.Л., Шереметьев А.В. Гидрогеологическое строение // Государственный природный заповедник “Утриш”. Атлас. Т. 2. Анапа; Новороссийск: ИП Гуца Е.В., 2013. С. 20–23.
13. Магрицкий Д.В. Опасные гидрологические процессы и явления в устьях рек России // Анализ, прогноз и управление природными рисками с учетом глобального изменения климата “ГЕОРИСК – 2018”: Т. 1. М.: РУДН, 2018. С. 82–87.
14. Миронюк С.Г., Ионов В.Ю. Опыт и проблемы оценки устойчивости обвальнo-оползневых склонов морских побережий (на примере хр. Семисам, Краснодарский край) // Сб. материалов Международного семинара “Опасные для строительства геологические процессы”. М.: МИСИ – МГСУ, 2019. С. 33–38.
15. Михневич Г.С., Кречик В.А., Крек А.В., Данченков А.Р. Взаимодействие морских и подземных вод в прибрежной зоне Юго-Восточной Балтики и его экологические последствия // Водные биоресурсы, аквакультура и экология водоемов: матер. VII Международн. Балтийского морского форума. Калининград, 2019. Т. 3. С. 369–380.
16. Несмеянов С.А. Неоструктурное районирование Северо-Западного Кавказа: (Опережающие исследования для инженерных изысканий). М.: Недра, 1992. 254 с.
17. Павловский А.А. Повышение уровня Финского залива в XXI веке: сценарии и последствия. К вопросу о затоплении береговой зоны в пределах Курортного района Санкт-Петербурга // Общество. Среда. Развитие (Terra Humana). 2010. № 4. С. 219–226.
18. Попков В.И., Соловьев В.А., Соловьева Л.П. Геоэкология подводных трубопроводов (на примере черноморского отрезка трассы “Голубой поток”) // Южно-российский вестник геологии, географии и глобальной энергии. 2006. № 10 (23). С. 66–75.
19. Равиндран А.А. Исследование характеристик приповерхностного водоносного горизонта в береговой зоне с использованием геоэлектрических и геохимических методов в циркониевом комплексе, Пажайякал (Тутукуди, Индия) // Геология и геофизика. 2013. Т. 54. № 12. С. 1961–1971.
20. Расторгуев А.В., Левицкая Е.В. Интрузии морских вод к прибрежным водозаборам // Инновации в геологии, геофизике и географии – 2019: матер. 4-й Междунар. научно-практ. конф. М.: Перо, 2019. С. 113–115.
21. Семенчук А.В. Условия формирования подземных вод Балтийской косы (Калининградская область): автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. СПб.: СПбГГУ, 2018. 19 с.
22. Систематика природных опасностей и чрезвычайных ситуаций [Осипов В.И., Мамаев Ю.А., Жигалин А.Д., Кузнецов И.В., Куринов М.Б., Писаренко В.Ф., Родкин М.В.] // Природные опасности России. Природные опасности и общество. Т. 1. Гл. 2. М.: Изд-во КРУК, 2002. С. 57–93.
23. Третьяков М.В., Иванов В.В. Состояние и проблемы развития технологий оценки и прогнозирования интрузии морских вод в устьевые области рек Арктики в условиях регулирования стока и климатических изменений // Тр. Государственного океанографического института. 2013. № 214. С. 200–212.
24. Шестаков В.М. Гидрогеодинамика. М.: Изд-во МГУ, 1995. 368 с.
25. Юровский Ю.Г. Подземные воды шельфа. Задачи и методы изучения. Симферополь: ДиАйПи, 2013. 260 с.
26. Avsar N.B., Jin, S., Kutoglu, S.H. Recent sea level changes in the Black sea from satellite gravity and altimeter measurements // Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci., 2018. XLII–3/W4, 83–85. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-3-W4-83>
27. Avsar N.B., Kutoglu S.H., Erol B., Jin S. Coastal risk analysis of the Black Sea under the sea level rise. FIG Working Week 2015 from the Wisdom of the Ages to the Challenges of the Modern World, Sofia, 17–21 May 2015. https://fig.net/resources/proceedings/fig_pro

- ceedings/fig2015/papers/ts05a/TS05A_avsar_kuto-glu_et_al_7725.pdf
28. *Buquet D., Sirieix C., Anschutz P., Malaurent P., Charbonnier C., et al.* Shape of the shallow aquifer at the fresh water-sea water interface on a high-energy sandy beach // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2016. V. 179. P. 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.08.019>
 29. *Chitea F., Georgescu P., Ioane D.* Geophysical detection of marine intrusions in Black Sea coastal areas (Romania) using VES and ERT data // *Geo-Eco-Marina*, 2011. № 17. P. 95–102. <https://doi.org/10.5281/zenodo.56903>
 30. *Church J.A., White, N.J.* Sea-Level Rise from the Late 19th to the Early 21st Century // *Surv. Geophys.* 2011. V. 32. № 4. P. 585–602. <https://doi.org/10.1007/s10712-011-9119-1>
 31. *Church, J. A., et al.* Sea Level Change. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.026>.
 32. *Genser E.A.* Natural Disasters, Urban Vulnerability, and Risk Management: A Theoretical Overview // In *The Interplay between Urban Development, Vulnerability, and Risk Management*. Springer Briefs in Environment, Security, Development and Peace, 2013. V. 7. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-29470-9_2
 33. *Golshan, M., Colombani, N., Mastrocicco, M.* Assessing Aquifer Salinization with Multiple Techniques along the Southern Caspian Sea Shore (Iran) // *Water (Switzerland)*. 2018. V. 10. № 4. <https://doi.org/10.3390/w10040348>
 34. *Khublaryan M.G., Frolov A.P., Yushmanov I.O.* Seawater intrusion into coastal aquifers // *Water Resources*. 2008. V. 35. № 3. C. 274–286.
 35. Park Chan-Hee. *Saltwater intrusion in coastal aquifers*. Georgia Institute of Technology. ProQuest Dissertations Publishing, 2004. 259 p.
 36. *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Concepts, Methods and Practices*. Bear, J., Cheng, AH-D., Sorek, S., Ouazar, D., Herrera, I. (Eds.) Springer Science+Business Media Dordrecht. 1999. 627 p.
 37. *Werner A.D., Bakker M., Post Vincent E.A., Vandenhede A., et al.* Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges // *Advances in Water Resources*. V. 51. January 2013. P. 3–26.

SIGNS AND GEOLOGICAL PREREQUISITES OF SEAWATER INTRUSION INTO COASTAL AQUIFERS (THE EXAMPLE OF THE BLACK SEA)

S. G. Mironyuk^{a,#} and O. A. Khlebnikova^{a,##}

^a *Lomonosov Moscow State University, Geological Faculty, Leninskie gory, 1, Moscow, 119991 Russia*

[#] *E-mail: mironyuksg@gmail.com*

^{##} *E-mail: oxana.khlebnikova@gmail.com*

Signs of seawater intrusion into aquifers at the Black Sea coast are considered. Review of publications showed that this dangerous hydrogeological process develops under the influence of natural and anthropogenic factors, being almost global due to rising sea level and growing urbanization of coastal areas. Local geomorphological, geological and hydrological factors that have a decisive influence on the development of intrusion are indicated. The analysis of publications allowed us to outline the most vulnerable seashore areas as regards the intrusion development. Hazardous consequences of sea-water intrusion into land aquifers (intensification of corrosion, deterioration of groundwater quality, degradation of coastal ecosystems, etc.) are described. The data illustrating the signs and scale of sea water intrusion into certain coastal areas of the Black Sea coast are presented. The main methods to study the hydrogeological situation at the survey sites were drillings, analysis of the hydrogeological section, laboratory studies of groundwater composition, shallow electrical survey methods (vertical electrical sounding, electro-tomography, symmetrical electro-profiling), etc. The main feature indicating the intrusion of seawater into the coastal aquifers was taken to be the salinity level of groundwater and water first from the surface of the pressure aquifers. The greatest extent of seawater intrusion was recorded in the areas composed in the upper part of the geological section by dispersed highly permeable sand, gravel and pebble deposits or highly fractured rocks.

Keywords: *the Black Sea, pipeline abutment, beach zone, seawater intrusion, corrosion, aquifer, electro-tomography*

REFERENCES

1. Antoshkina, E.V. *Inzhenerno-geologicheskie usloviya Imeretinskoj nizmennosti* [Engineering geological conditions in the Imereti Lowlands]. *Geograficheskie issledovaniya Krasnodarskogo kraja* [Geographical studies in the Krasnodar krai]. Krasnodar, Kuban State University, 2010, pp. 42–46. (in Russian)
2. Bobachev, A.A., Gorbunov, A.A., Modin, I.N., Shevnin, V.A. *Elektrotomografiya metodom soprotivlenii i vyzvannoi polarizatsii* [Resistance and induced polar-

- isation electrotomography]. *Pribory i sistemy razvedochnoi geofiziki*, 2006, no. 2, pp. 14–17. (in Russian)
3. *Gidrogeologiya SSSR. Tom 9. Severnyy Kavkaz*. [Hydrogeology of the USSR. Vol. 9. North Caucasus]. Grigoriev, N.A., Pogorelskii, N.S., Eds., Moscow, Nedra Publ., 1968, 488 p. (in Russian)
 4. Gol'dberg, V.M. *Intruziya morskikh vod v gorizonty presnykh podzemnykh vod* [Intrusion of seawater into fresh groundwater aquifers]. *Gidrologicheskiye issledovaniya za rubezhom* [Hydrological studies abroad], Marinov, N.A., Ed., Moscow, Nedra Publ., 1982, pp. 74–88. (in Russian)
 5. Goryachkin, Yu.N., Ivanov, V.A. *Uroven' Chernogo morya: proshloe, nastoyashchee i budushchee* [The Black Sea level: past, present and future]. Sevastopol, EKO-SI-Gidrofizika Publ., 2006, 210 p. (in Russian)
 6. Gromov, V.Ye., Pashkovskii, I.S. *Geofil'tratsionnaya model' Imeretinskoj nizmennosti dlya proektirovaniya inzhenernoi zashchity territorii i olimpiiskikh ob'ektov* [Geofiltration model of the Imereti Lowlands for the design of engineering protection of the area and Olympic venues]. *Geoekologiya*, 2009, no. 3, pp. 214–227. (in Russian)
 7. Dbar, R.S., Zhibba, R.Yu., Ivlieva, O.V. *Iskusstvennoe regulirovanie primorskoj gidroekologicheskoi sistemy poluostrova Pitsunda* [Artificial regulation of the coastal hydro-ecological system of the Pitsunda Peninsula]. *Geopolitika i ekogeodinamika regionov*, 2019, vol. 5 (15), no. 1, pp. 206–216. (in Russian)
 8. De Uist, R.D. *Gidrogeologiya s osnovami gidrologii sushi* [Hydrogeology with basic terrestrial hydrology]. Moscow, Mir Publ., 1965, vol. 1, 312 p. (in Russian)
 9. Dimitrov, P., Dimitrov, D., Peichev, V., Tsaneva, M. *Fiziko-geograficheskaya i geologo-litologicheskaya kharakteristika bolgarskogo sektora Chernogo morya* [Physico-geographical and geological-lithological characteristics of the Bulgarian sector of the Black Sea]. *Geologiya i poleznye iskopayemye Mirovogo okeana*, 2015, no. 2, pp. 170–176. (in Russian)
 10. Zektser, I.S. *Podzemnye vody kak komponent okruzhayushchei sredy* [Groundwater as a component of the environment]. Moscow, Nauchnyi Mir Publ., 2001, 328 p. (in Russian)
 11. Zyryanov, V.P., Chebanova, M.K., Filatov, N.N. *Intruziya morskikh vod v ust'ya rek* [Intrusion of seawater into river mouths]. *Vodnye resursy*, 2015, vol. 42, no. 5, pp. 492–503. (in Russian)
 12. Kukharev, I.L., Sheremet'ev, A.V. *Gidrogeologicheskoe stroenie* [Hydrogeological structure]. *Gosudarstvennyi prirodnyi zapovednik "Utrish". Tom 2. Anapa* [Utrish State Nature Reserve. Vol. 2. Anapa]. Novorossiisk, IP Gushcha E.V. Publ., 2013, pp. 20–23. (in Russian)
 13. Magritskii, D.V. *Opasnye gidrologicheskie protsessy i yavleniya v ust'yakh rek Rossii* [Hazardous hydrological processes and phenomena in Russian river mouths]. *Analiz, prognoz i upravleniye prirodnyimi riskami s uchetom global'nogo izmeneniya klimata "GEORISK – 2018"* [Analysis, forecasting and management of natural risks in the context of global climate change "GEORISK – 2018"]. Proc. the 10th Int. Sci. and Pract. Conf., vol. 1. Moscow, RUDN Publ., 2018, pp. 82–87. (in Russian)
 14. Mironyuk, S.G., Ionov V.Yu. *Opyt i problemy otsenki ustoychivosti obval'no-opolznevykh sklonov morskikh poberezhii (na primere khr. Semisam, Krasnodarskii krai)* [Experience and problems in assessing the stability of rockfall-landslide slopes on seashores (case study of the Semisam Ridge, Krasnodar Krai)]. Proc. Int. Workshop "Geological Processes Hazardous to Construction". Moscow, MISI – MGSU Publ., 2019, pp. 33–38. (in Russian)
 15. Mikhnevich, G.S., Krechik, V.A., Krek, A.V., Danchenkov, A.R. *Vzaimodeistvie morskikh i podzemnykh vod v pribrezhnoi zone Yugo-Vostochnoi Baltiki i ego ekologicheskie posledstviya* [Sea- and groundwater interaction in the coastal zone of the South-Eastern Baltic and its ecological consequences]. *Vodnye bioresursy, akvakul'tura i ekologiya vodoemov* [Aquatic bioresources, aquaculture and ecology of water bodies]. Proc. the VII Intern. Baltic Marine Forum. Kaliningrad, 2019, vol. 3, pp. 369–380. (in Russian)
 16. Nesmeyanov, S.A. *Neostrukturnoe raionirovaniye Severo-Zapadnogo Kavkaza: (Operezhayushchie issledovaniya dlya inzhenernykh izyskaniy)* [Neostructural zoning of the North West Caucasus: (Frontier Studies for Engineering Survey)]. Moscow, Nedra Publ., 1992, 254 p. (in Russian)
 17. Pavlovskii, A.A. *Povyshenie urovnya Finskogo zaliva v XXI veke: stsenarii i posledstviya. K voprosu o zatoplenii beregovoi zony v predelakh Kurortnogo raiona Sankt-Peterburga* [The rising level of the Gulf of Finland in the 21st century: scenarios and consequences. On the issue of coastal flooding within the Kurortny District of St. Petersburg]. *Obshchestvo. Sreda. Razvitiye (Terra Humana)*, 2010, no. 4, pp. 219–226. (in Russian)
 18. Popkov, V.I., Solov'ev, V.A., Solov'eva, L.P. *Geoekologiya podvodnykh truboprovodov (na primere chernomorskogo otrezka trassy "Goluboi potok")* [Geoecology of submarine pipelines (case study of the Black Sea section of the Blue Stream pipeline)]. *Yuzhno-rossiiskii vestnik geologii, geografii i global'noi energii*, 2006, no. 10 (23), pp. 66–75. (in Russian)
 19. Ravindran, A.A. *Issledovanie kharakteristik pripoverkhnostnogo vodonosnogo gorizonta v beregovoi zone s ispol'zovaniem geoelektricheskikh i geokhimicheskikh metodov v tsirkonievom komplekse, Pazhayakayal (Tutukudi, Indiya)* [Investigation of the characteristics of the near-surface aquifer in the coastal zone using geoelectrical and geochemical methods in the zirconium complex, Pajayakayal (Tutukudi, India)]. *Geologiya i geofizika*, 2013, vol. 54, no. 12, pp. 1961–1971. (in Russian)
 20. Rastorguev, A.V., Levitskaya, E.V. *Intruzii morskikh vod k pribrezhnym vodozaboram* [Seawater intrusions to coastal water storage facility]. *Innovatsii v geologii, geofizike i geografii*. [Innovations in Geology, Geophysics and Geography]. Proc. the 4th Int. Sci. and Pract. Conf.]. Moscow, Pero Publ., 2019, pp. 113–115. (in Russian)
 21. Semenchuk, A.V. *Usloviya formirovaniya podzemnykh vod Baltiiskoi kosi (Kaliningradsкая oblast')* [Conditions of formation of underground waters of the Baltic Spit (Kaliningrad region)]. Extended Abstract Cand. Sci. (Geol.-Min.) Diss. St. Petersburg, St.Petersburg State Mining University Publ., 2018, 19 p. (in Russian)

22. *Sistematika prirodnykh opasnostei i chrezvychainykh situatsii* [Systematics of natural hazards and emergency situations]. *Prirodnye opasnosti Rossii. Prirodnye opasnosti i obshchestvo* [Natural hazards of Russia. Natural hazards and society]. Osipov, V.I., Shoigu, S.K. Eds., Moscow, KRUK Publ., 2002, pp. 57–93. (in Russian)
23. Tret'yakov, M.V., Ivanov, V.V. *Sostoyanie i problemy razvitiya tekhnologii otsenki i prognozirovaniya intruzii morskikh vod v ust'evye oblasti rek Arktiki v usloviyakh regulirovaniya stoka i klimaticheskikh izmenenii* [The state and problems of development of technologies for assessing and predicting the intrusion of marine waters into the estuaries of Arctic rivers under the conditions of flow regulation and climate change]. *Trudy Gos. okeanograficheskogo instituta*, Moscow, 2013, no. 214, pp. 200–212. (in Russian)
24. Shestakov, V.M. *Gidrogeodinamika* [Hydrogeodynamics]. Moscow, Moscow St. Univ. Publ., 1995, 368 p. (in Russian)
25. Yurovskii, Yu.G. *Podzemnye vody shel'fa. Zadachi i metody izucheniya* [Underground waters of the shelf. Tasks and methods of study]. Simferopol: DIP Publ., 2013, 260 p. (in Russian).
26. Avsar, N.B., Jin, S., Kutoglu, S.H. Recent sea level changes in the Black sea from satellite gravity and altimeter measurements. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, 2018, XLII-3/W4, 83–85, <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-3-W4-83-2018>
27. Avsar, N.B., Kutoglu, S.H., Erol, B., Jin, S. Coastal risk analysis of the Black Sea under the sea level rise. FIG Working Week 2015 from the Wisdom of the Ages to the Challenges of the Modern World, Sofia, May 17–21, 2015. https://fig.net/resources/proceedings/fig_proceedings/fig2015/papers/ts05a/TS05A_avsar_kutoglu_et_al_7725.pdf
28. Buquet, D., Sirieix, C., Anschutz, P., Malaurent, P., et al. Shape of the shallow aquifer at the fresh water-sea water interface on a high-energy sandy beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2016, vol. 179, pp. 79–89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.08.019>
29. Chitea, F., Georgescu, P., Ioane, D. Geophysical detection of marine intrusions in Black Sea coastal areas (Romania) using VES and ERT data. *Geo-Eco-Marina*, 2011, no. 17/2011, pp. 95–102. <https://doi.org/10.5281/zenodo.56903>
30. Church, J.A., White, N.J. Sea-Level Rise from the Late 19th to the Early 21st Century. *Surv. Geophys.*, 2011, vol. 32, no. 4, pp. 585–602. <https://doi.org/10.1007/s10712-011-9119-1>
31. Church, J.A., White, N.J. Sea Level Change. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, doi:10.1017/CBO9781107415324.026
32. Genser, E.A. Natural Disasters, urban vulnerability, and risk management: a theoretical Overview. In: The Interplay between urban development, vulnerability, and risk management. Springer briefs in environment, security, development and peace, 2013, vol. 7, Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-29470-9_2
33. Golshan, M., Colombani, N., Mastrocicco, M. Assessing aquifer salinization with multiple techniques along the Southern Caspian Sea Shore (Iran). *Water (Switzerland)*, 2018, vol. 10, no. 4. <https://doi.org/10.3390/w10040348>
34. Khublaryan, M.G., Frolov, A.P., Yushmanov, I.O. Seawater intrusion into coastal aquifers. *Water Resources*, 2008, vol. 35, no. 3. pp. 274–286.
35. Park, Chan-Hee. Saltwater intrusion in coastal aquifers. Georgia Institute of Technology. ProQuest Dissertations Publ., 2004. 259 p.
36. Seawater intrusion in coastal aquifers: concepts, methods and practices. Bear, J., Cheng, AH-D., Sorek, S., Ouazar, D., Herrera, I. (Eds.) Springer Science+Business Media, Dordrecht, 1999, 627 p.
37. Werner, A.D., Bakker, M., Post Vincent, E.A., Vandenhede, A., et al. Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, vol. 51, January 2013, pp. 3–26.

УДК 579.68;551.34

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТАВА ВОДЫ В ВОДОТОКАХ БАСЕЙНА РЕКИ БУРЕЯ НА УЧАСТКАХ РАСПРОСТРАНЕНИЯ МНОГОЛЕТНЕЙ МЕРЗЛОТЫ

© 2022 г. Л. М. Кондратьева¹, З. Н. Литвиненко^{1,*}, Д. В. Андреева¹, Е. М. Голубева²¹ *Институт водных и экологических проблем Дальневосточного отделения РАН,
ул. Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680000 Россия*² *Институт тектоники и геофизики им. Ю.А. Косыгина Дальневосточного отделения РАН
ул. Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680000 Россия*

*E-mail: zoyana2003@mail.ru

Поступила в редакцию 27.01.2022 г.

После доработки 16.03.2022 г.

Принята к публикации 17.03.2022 г.

Представлены результаты исследования состава воды в притоках разного порядка р. Буря (Дальний Восток) с учетом геоэкологических процессов трансформации органического углерода в активном слое биосферы (сезонно оттаивающие/замерзающие почвы) на границе с многолетней мерзлотой. Для оценки изменения состава воды использованы спектральная характеристика растворимых органических веществ (РОВ) в водных экстрактах почв из разных горизонтов сезонно-талого слоя и активность микробных комплексов по отношению к гуминовым веществам. Установлено, что определяющую роль в составе РОВ играли микробные комплексы активного слоя и глубина залегания горизонта многолетнемерзлых пород. Экспериментально показано, что при одинаковой температуре качественный состав РОВ в водотоках при таянии мерзлых пород может существенно отличаться.

Ключевые слова: *состав воды, многолетняя мерзлота, активный слой, микробные комплексы, гуминовые вещества*

DOI: 10.31857/S0869780922030031

ВВЕДЕНИЕ

В связи с изменением климата особое внимание уделяется факторам, определяющим динамику геохимических процессов в активном слое биосферы (сезонно оттаивающие/замерзающие почвы). Существуют геологические, геоморфологические, погодные условия, связанные с атмосферными осадками, которые определяют различия в дифференциации и глубине оттаивания мерзлоты в разных регионах. Наши исследования проведены в бассейне р. Буря на участках многолетней мерзлоты в пределах уникальных ландшафтных единиц – марей. Они формируются на заболоченных, плохо дренируемых участках, где активный слой почв контактирует с многолетнемерзлыми породами, и оказывают непосредственное влияние на качество поверхностных вод.

В толщах многолетнемерзлых пород (ММП) арктических и субарктических регионов сосредоточены огромные запасы углерода, которые в условиях продолжающегося изменения климата могут быть мобилизованы и преобразованы в парниковые газы [31]. Важным механизмом этого

преобразования является микробный метаболизм [27], в результате которого водные экосистемы получают растворенные и нерастворенные формы органического углерода из тающих мерзлых почв. В последние годы регистрируют сильное влияние деградации водосборов с многолетней мерзлотой на состояние водных экосистем, с вероятным сдвигом в сторону доминирования торригенного органического углерода [36].

Таяние мерзлых почв и грунтов является наиболее важным геоэкологическим фактором, влияющим на состав поверхностных вод, характеристики растворимых органических веществ (РОВ) и особенности их трансформации в водных экосистемах и регулирующим гидрологическую связь между торфяниками и водотоками [23, 26].

Особое внимание уделяется рекам, на водосборе которых происходит сезонное оттаивание ММП, особенно в, так называемом, активном слое (слой почвы, который оттаивает с весны до осени и замерзает зимой) [16, 20]. Предполагается, что сезонная динамика таяния почв влияет на концентрации многих химических веществ в

реках, долины которых находятся в зонах распространения многолетней мерзлоты [9], в том числе растворенного железа ($Fe_{\text{раств}}$), вступающего во взаимодействие с гуминовыми веществами (гуминовые и фульвокислоты) [18]. Наиболее существенные изменения качества воды и состава РОВ наблюдали в реках Западной Сибири, русла которых расположены в низменностях богатых торфяниками, на границе многолетней мерзлоты [13]. Миграция элементов в реках этого региона также определяется преобладанием торфяных почв, которые являются источником поступления РОВ [25].

Формирующиеся в пределах заболоченных участков малые водотоки имеют повышенную концентрацию многих ионов Ca^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_2^- , высокую минерализацию и значительное содержание органического вещества (ОВ). В топиях и протоках микроэлементы сорбируются в достаточном количестве на тонкодисперсных частицах детрита, гуминовых кислотах, в меньшей степени микроэлементы выводятся из раствора и концентрируются в верховых частях болот на торфах [4].

Известно, что разные типы торфяников отличаются по составу РОВ поровых вод [34]: в богатых питательными веществами болотах в зоне прерывистой многолетней мерзлоты входит меньше ароматических соединений, чем на торфяных плато [28]. Высокая биоразлагаемость РОВ связана с присутствием азотсодержащих ОВ (включая белки и аминокислоты) [10]. Сильное влияние на различия в составе РОВ оказывают происходящие биогеохимические процессы в незамерзших или оттаявших почвах. При дальнейшем потеплении климата оценка изменчивости состава РОВ становится все более актуальной в связи с ростом продолжительности оттаивания [21]. Глубина активного слоя и локализация кровли ММП определяют физико-химические свойства почвы, оказывают преимущественное влияние на разнообразие и вертикальное распределение микробных комплексов (МК), участвующих в трансформации растительных органических веществ [11].

Микробиологические исследования многолетнемерзлых почв в Арктике и Антарктике с помощью молекулярных исследований структуры сообществ микроорганизмов и методов культивирования на питательных средах показали необходимость определения функционально активных (жизнеспособных) клеток [30, 35]. Использование только молекулярно-генетических методов и библиотеки клонов вносит ошибку в интерпретацию данных за счет того, что может быть идентифицирована нефункциональная часть микробного сообщества [15]. Из многолетнемерзлых почв на Шпицбергене было выделено 158 штам-

мов чистых культур, отличающихся по своей биохимической активности [14]. Среди них преобладали представители рода *Cellulomonas*, что может быть связано с относительно высоким количеством растительных остатков, которые обеспечивают селективный отбор бактерий с целлюлолитическими способностями. Однако, значительную долю бактерий (69%), выделенных из многолетнемерзлых почв Канады, составляли спорообразующие бактерии [32]. Эти данные указывают на то, что в многолетнемерзлых почвах и грунтах из разных географических регионов структура сообществ и их активность могут существенно отличаться.

Первые исследования, проведенные на водосборе с распространением многолетней мерзлоты в бассейне р. Бурей, были связаны с изучением сезонного изменения концентраций $Fe_{\text{раств}}$ и РОВ в реках и поровых водах почвенного покрова. Было установлено, что интенсивность оттаивания мерзлых почв оказывает существенное влияние на концентрацию растворенного железа в водотоках. Важным контролирующим фактором механизма его поступления из почвы в речные воды выступали гуминовые вещества [33]. Согласно выполненным исследованиям, многолетнемерзлые заболоченные участки в долине р. Тырма (один из крупных притоков Буреи) играют важную роль в обеспечении многих водотоков РОВ в ответ на сезонные гидрологические явления (весеннее таяние снега, летние осадки) и глубину оттаивания почвы. Существует гипотеза о том, что в результате транзита по водотокам $Fe_{\text{раств}}$ выносятся в р. Амур, а затем в прибрежные морские акватории [22].

Цель настоящих исследований состояла в комплексной оценке состава поверхностных вод в притоках р. Бурей на заболоченных участках (марях) в зависимости от глубины залегания ММП с использованием спектрофотометрического метода определения состава РОВ и экспериментальных исследований активности микробных комплексов активного слоя по отношению к гуминовым веществам.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Основные факторы, определяющие климат в Приамурье и бассейне р. Бурей: географическое положение на восточной окраине обширного Азиатского континента, граничащего с Тихим океаном, сложная орография, муссонный характер циркуляции атмосферы и циклоническая деятельность [1].

В бассейне Буреи, особенно в северной его части, встречаются ММП и выделяются три геокриологических района. *Первый* из районов включает в основном северную часть бассейна,

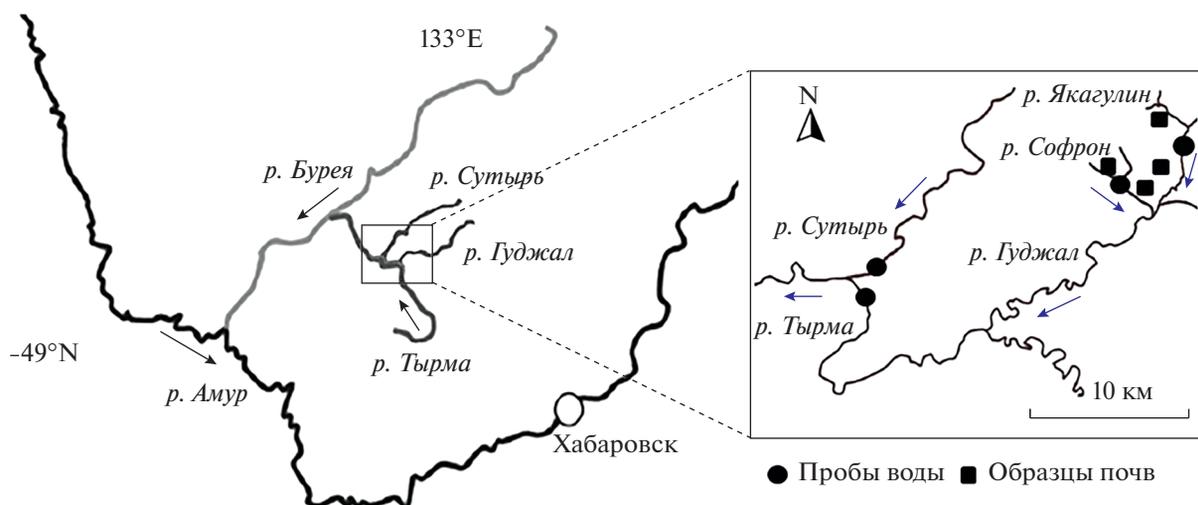


Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб воды и почв в бассейне р. Тырма.

характеризуется преимущественно сплошным типом распространения ММП до 90–95%, слабо прерывистым (70–95%), а по долинам и нижним склонам рек Акишма, Ниман, Правая и Левая Бурея – сильно прерывистым (50–75%). Мощность ММП доходит до 300–500, 100–200 и 50–100 м соответственно. Температура этих типов ММП составляет от -1.5 до -2°C . Второй район охватывает центральную часть водосбора Буреи. Район отличается преобладающим распространением ММП сильно прерывистого типа (долины и нижние части склонов долин рек) и массивно-островного типа (25–50% территории). Мощность первого типа варьирует в пределах 50–100 м, второго – не превышает 50 м. Третий район в южной части водосбора Буреи представлен бассейнами ее притоков: Тырма, Дубликан, Ягдынья, Верхний и Нижний Мельгин. Для них характерно распространение массивно-островного (долины рек) и островного типов ММП. В самой южной части бассейна Буреи развит редкоостровной тип ММП толщиной менее 50 м.

За период наблюдений 1936–2008 гг. в приземной температуре воздуха в бассейне Буреи выявлен положительный линейный тренд роста среднегодовой температуры воздуха со скоростью 0.23°C за 10 лет [5]. Наибольшее потепление по сезонам года отмечается в зимне-весенний период (0.30 – $0.47^{\circ}\text{C}/10$ лет); оно в 2–3 раза превышает потепление летом и осенью. Выявленные тенденции потепления климата показывают, что к 2050 г. среднегодовая температура воздуха в бассейне Буреи может увеличиться на 0.9 – 1.9°C , что равносильно смещению природных зон на 100–200 км к северу, а и в горных районах на 100–200 м вверх по вертикали. Потепление климата будет способствовать деградации многолетней мерзло-

ты, особенно на южной границе ее распространения [1].

Для Приамурья характерны уникальные ландшафтные единицы – мари. Они распространены в пределах аккумулятивных и аккумулятивно-денудационных междуречий, на заболоченных, наиболее выровненных плоских поверхностях, пологих склонах с близким залеганием многолетней мерзлоты. На таких поверхностях образуются торфяно-болотные и лугово-болотные почвы, где растительность представлена редкими лиственными кустарниками, ерниками и болотными мхами. По экологическим условиям мари близки к лесотундре [2].

Важным фактором формирования качества воды в основных притоках р. Бурея является глубина залегания многолетней мерзлоты. Один из крупных притоков Буреи – р. Тырма, площадь ее водосбора составляет $15\,100\text{ км}^2$, длина – 334 км. Основными притоками являются р. Яурин (площадь водосбора 3160 км^2 , длина 195 км), р. Гуджал (2750 км^2 и 171 км соответственно) и р. Сутырь (2160 км^2 и 174 км). Наблюдения Росгидромета за химическим составом воды осуществляются только на р. Яурин. Гидрохимическая изученность р. Тырма и ее притоков низкая, первые исследования в ее бассейне были начаты в 2015 г. [6].

В октябре 2017 г. были проведены комплексные исследования в бассейнах р. Бурея и ее притоков: Тырма, Сутырь, Софрон и Якагулин (рис. 1) с использованием спектрофотометрических и микробиологических методов. Пробы воды отбирали батометром с поверхностного слоя.

Почвенные разрезы были заложены на левом пологом берегу р. Софрон, где мерзлота отсутствовала, а также на участках с разной глубиной залегания ММП в долинах рек Софрон (на глуби-

не 40 см) и Якагулин (на глубине 60 см). Согласно ранее проведенным исследованиям, в долине р. Софрон [33] на заболоченных участках (марях) содержание ОВ изменялось с глубиной по-разному: увеличивалось или уменьшалось. Например, на пологих склонах наблюдали скопление ОВ на глубине 10–20 см, на вершине холмов регистрировали повышенное содержание ОВ в верхнем слое, с глубиной содержание ОВ снижалось в 3–6 раз.

Оттаивание мерзлых пород до глубины 10 см на участке, расположенном недалеко от левого берега р. Софрон, завершилось 24 мая, а на глубине 25 см только 15 июня. На участке, расположенном на границе долины р. Софрон и склона холма, оттаивание верхнего слоя происходило на месяц раньше. На этом участке 1 июля температура почвы на глубине 10 и 25 см составляла 9.1 и 4.2°C соответственно. На участках, где мерзлота отсутствовала, максимальная температура почв по глубинам изменялась следующим образом (10 см – 13.1°C; 25 см – 9.6°C; 50 см – 7.9°C).

Для моделирования выноса РОВ в водотоки из переувлажненных почв во время интенсивных осадков и таяния мерзлых пород была проведена серия экспериментальных исследований с использованием водных экстрактов почв, отобранных из разных горизонтов, в том числе контактирующих с многолетней мерзлотой. Приготовление водных вытяжек почв проводили следующим образом: 1 г субстрата вносили в 100 мл стерильной дистиллированной воды, встряхивали автоматически на шейкере (150 об/мин) в течение 20 минут. Затем почвенную суспензию выдерживали в течение 10 сут в холодильнике при 2°C и использовали для спектральных и микробиологических исследований.

Определение содержания ОВ в водных экстрактах почвенных субстратов, отобранных в долинах малых водотоков и на заболоченных участках в бассейне р. Тырма, проводили спектрофотометрическим методом (спектрофотометр Shimadzu UV-3600). Суммарное содержание растворенных ОВ (ОВ₂₅₄) определяли при длине волны $\lambda = 254$ нм, а ароматических соединений (ОВ₂₇₅) при $\lambda = 275$ нм [17]. Для определения особенностей микробиологической трансформации гуминовых веществ микроорганизмами активного слоя при разных температурах (2 и 23°C) использовали гумат натрия (ГNa), активность процесса определяли по изменению значений абсорбции культуральной жидкости (КЖ) на 30-е сутки при разных длинах волн: $\lambda = 254$ нм; $\lambda = 275$ нм.

Численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) в пробах воды и почвенных вытяжках определяли на рыбо-пептонном агаре

(РПА), разбавленном в 10 раз (РПА:10); аммонифицирующих бактерий (АМБ), участвующих в процессе аммонификации ОВ, выращивали на РПА; нитрифицирующих бактерий (НБ), усваивающих аммонийный азот и утилизирующих в качестве источника углерода крахмал, учитывали на крахмал-аммиачном агаре (КАА). Численность выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ/мл для воды и КОЕ/г для почвы) [3].

Потенциальную микробную активность по отношению к гуминовым веществам (0.2 г/л ГNa) определяли по результатам их культивирования на среде М9 следующего состава (г/л): дистиллированная вода – 1, KH_2PO_4 – 1.33; K_2HPO_4 – 2.67; NH_4Cl – 1; Na_2SO_4 – 2; KNO_3 – 2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.001; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.1.

Определение литогенных элементов в водном экстракте почв проводили после отделения крупнозернистых частиц путем фильтрации через бумажный фильтр “синяя лента” (диаметр пор 2–3 мкм). Фильтрат переносили в полипропиленовые пробирки на 50 мл и консервировали свежеприготовленной 1% HNO_3 . В фильтрате, представляющем комплекс растворенных и коллоидных форм химических элементов, определяли их общее содержание методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на приборе Elan 9000 (Perkin Elmer, Канада) в Хабаровском инновационно-аналитическом центре коллективного пользования ИТиГ ДВО РАН по стандартным методикам.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Один из крупных притоков р. Буря (р. Тырма) и ее притоки характеризуются хорошо выраженной сезонной динамикой стока основных ионов, обусловленной изменениями водного режима и наличием ММП. Подробные гидрохимические исследования притоков р. Буря показали [7], что состав воды зависит от водного режима, состава подстилающих пород и растительного покрова. Содержание РОВ было определено традиционными в гидрохимии методами по величине перманганатной окисляемости (ПО), химическому потреблению кислорода (ХПК) и цветности (Цв). Принято считать, что цветность характеризует водорастворимые окрашенные гумусовые соединения почв и болот, а по величине ПО оцениваются бесцветные и мало окрашенные вещества, образующиеся в результате продукционно-деструкционных процессов; ХПК считают индикаторным показателем присутствия стойких трудно минерализуемых ОВ. Установлено [7], что максимальное содержание ОВ, отмеченное во время паводков в водотоках бассейна р. Буря, дренирующих заболоченные территории, достигали зна-

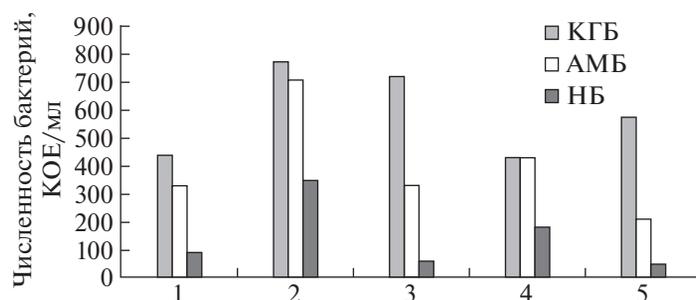


Рис. 2. Изменение численности физиологических групп культивируемых бактерий в основных притоках р. Тырма: КГБ – культивируемые гетеротрофные бактерии, АМБ – аммонифицирующие бактерии, НБ – нитрифицирующие бактерии; 1 – р. Тырма, 2 – р. Сутырь, 3 – р. Софрон; 4-5 – р. Якагулин, пробы от: 4 – 6.10.2017 г., 5 – 14.10.2017 г.

чений ПО 13.7–16.2 мгО/л¹ при цветности 86–103°Pt–Со шкалы. Величины отношения Цв/ПО в водотоках отличались незначительно (6.3–6.4). По мнению авторов, это свидетельствует о близком уровне трофности этих рек. В маловодные годы цветность воды в р. Тырма снижалась в 2 раза.

Проведенные исследования свидетельствуют, что основным отличительным признаком вод в р. Тырма и ее притоков является различие в содержании РОВ. Максимальное содержание ОВ по двум показателям (ПО, ХПК) установлено в р. Тырма. Однако по минимальным значениям этих показателей обнаружены существенные различия. Так минимальное количество соединений по ХПК было установлено в р. Сутырь, а по значениям ПО – в р. Якагулин.

Содержание ОВ разного генезиса зависело от динамики биогеохимических процессов в почвенных горизонтах, в том числе контактирующих с ММП. Индикатором этих процессов выступало растворенное железо ($Fe_{\text{раств}}$), концентрация которого в поровых водах изменялась по сезонам и горизонтам [33]. Так, сезонное оттаивание почвы вниз по профилю от 20 до 40 см происходило в мае на гребнях и склонах холмов, а в июне в долинах. Образование $Fe_{\text{раств}}$ на этих глубинах происходило через 2–3 месяца после оттаивания. Концентрации $Fe_{\text{раств}}$ на глубинах 20 и 40 см в многолетнемерзлых почвах на марях с августа по сентябрь быстро увеличивались до 2.00–6.90 мг/л. При отсутствии мерзлых пород такого увеличения концентраций $Fe_{\text{раств}}$ не наблюдали. В конце октября, когда почвы начинали промерзать на поверхности, концентрации $Fe_{\text{раств}}$ в поровых водах снижались до менее 1.00 мг/л.

¹ ПДК перманганатной окисляемости для питьевой воды составляет 5 мгО/л. Нормы качества питьевой воды СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода.
URL: <https://eksorb.com/analiz-vody/osnovnye-pokazateli/>

Микробиологические исследования в долине р. Тырма и ее притоках

Органические вещества, поступающие в речные экосистемы в период таяния снега, весенне-осенних осадков и таянии ММП, вовлекаются в биогеохимические процессы при участии микроорганизмов-деструкторов. Благодаря разнообразию состава ОВ и физико-химических условий формируются сложные микробные комплексы (МК), участвующие в круговороте углерода, азота и ключевых элементов обеспечивающих стабильность экосистем.

Согласно микробиологическим исследованиям в осенний период максимальная численность трех физиологических групп бактерий, принимающих участие в трансформации и деструкции ОВ, была установлена в р. Сутырь (рис. 2). Водотоки отличались по соотношению физиологических групп бактерий-деструкторов. Это может быть связано с разным составом ОВ. В реках Тырма и Софрон численность бактерий, участвующих в деструкции азотсодержащих ОВ (АМБ, НБ), была сопоставимой, но ниже, чем в р. Сутырь. На примере р. Якагулин, в которой пробы воды отбирали дважды при разном водном режиме, было показано, что структура МК существенно изменялась. При повышении водности увеличивалась общая численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ), однако снижалась численность бактерий, участвующих в цикле азота (аммонификаторы, нитрификаторы). Такая закономерность может быть связана с поступлением в речную сеть трудно минерализуемых ОВ и снижением концентрации лабильных источников углерода. В структуре сообщества микроорганизмов из проб воды, отобранных в реках Тырма и Сутырь, присутствовали микроорганизмы, обладающие амилазной активностью (способность разлагать полимер крахмал).

Проведенный анализ численности микроорганизмов в главных притоках р. Тырма вполне согласуется с ранее полученными гидрохимическими

Таблица 1. Микробиологическая характеристика водных экстрактов почв на участке с разной глубиной залегания ММП в бассейне р. Тырма

Местоположение и слой (см)	Численность ($N \cdot 10^3$ КОЕ/г) и разнообразие микробных комплексов (P)					
	КГБ	P	АМБ	P	НБ	P
	Верховье р. Софрон					
0–15	326.7 ± 36.8	3	76.7 ± 13.7	1	363.3 ± 12.5	3
Левый берег р. Софрон (мерзлый горизонт отсутствовал)						
0–15	76.7 ± 8.1	3	3.7 ± 0.6	1	16.7 ± 4.5	1
30–40	126.7 ± 4.5	4	106.7 ± 25.0	3	73.3 ± 2.2	2
70–80	583.3 ± 5.9	6	456.7 ± 13.6	4	290.0 ± 10.3	5
Марь в долине р. Софрон (мерзлый горизонт на глубине 40 см)						
0–10	933.3 ± 16.2	3	206.7 ± 19.2	3	363.3 ± 19.2	3
10–20	790.0 ± 33.9	3	200.0 ± 17.8	1	146.7 ± 13.7	2
30–40	263.3 ± 5.9	4	133.3 ± 14.7	3	120.0 ± 11.6	2
Марь в долине р. Якагулин (мерзлый горизонт на глубине 60 см)						
0–15	1310.0 ± 192.1	4	196.7 ± 19.9	4	1303.3 ± 56.7	2
20–30	703.3 ± 25.9	3	733.3 ± 42.8	2	590.0 ± 84.8	2
50–60	370.0 ± 17.8	3	270.0 ± 17.8	1	226.6 ± 29.4	2

Примечание. P – разнообразие морфотипов колоний, вырастающих на агаризованных питательных средах.

ми данными по определению содержания ОВ в разные сезоны. Так, максимальное содержание ОВ отмечено в половодье в реках Сутырь и Софрон, дренирующих заболоченные территории [6]. Ранжирование водотоков по снижению общей численности гетеротрофных бактерий можно представить в следующей последовательности (Сутырь > Софрон > Якагулин > Тырма), которая отражает характер поступления РОВ с атмосферными осадками и паводками с территории водосбора. Принимая во внимание, что качество поверхностных вод в значительной степени зависит от особенностей поступления ОВ с водосбора, были проведены исследования спектральных характеристик растворенных ОВ из водных экстрактов почв и потенциальной роли микробных комплексов в биогеохимических процессах на заболоченных участках с многолетней мерзлотой.

Биогеохимические исследования активного слоя

Поступление ОВ из активного слоя почв после обильных дождевых осадков может оказывать большое влияние на динамику биогеохимических процессов в водных экосистемах. Подповерхностные слои почвы (20–40 см) после насыщения водой имеют существенное влияние на обогащение поверхностных вод широким спектром ОВ. Свой вклад в пополнение ОВ вносят тающие мерзлые почвы и породы. Важную роль играют разные физиолого-биохимические группы мик-

роорганизмов, участвующие в деструкции ОВ, входящих в состав растительных остатков.

Для сравнения были использованы 10-суточные водные экстракты почв с трех участков с разной глубиной залегания ММП (табл. 1). Как показали исследования, численность различных эколого-физиологических групп микроорганизмов в почвах, отобранных в зоне многолетней мерзлоты в бассейне р. Тырма, изменялась по горизонтам неравномерно.

Максимальная численность КГБ зарегистрирована в поверхностном слое (0–15 см) почвенного разреза, отобранного на мари в долине р. Якагулин ($1310 \cdot 10^3$ КОЕ/г). В водном экстракте этого почвенного субстрата содержалось большое количество полуразложившихся растительных остатков. С глубиной численность этой группы микроорганизмов снижалась, минимальные значения ($370 \cdot 10^3$ КОЕ/г) регистрировали на глубине 50–60 см, непосредственно над слоем мерзлых пород. В почвенных экстрактах, отобранных на мари в долине р. Софрон, наблюдали аналогичную закономерность распределения численности КГБ, но при других показателях численности.

В почвенном разрезе на левом берегу р. Софрон при отсутствии мерзлого горизонта в разрезе отмечена обратная закономерность распределения численности гетеротрофных бактерий. С увеличением глубины почвенного горизонта происходило увеличение содержания КГБ. Мак-

симальные их значения были зафиксированы в слое 70–80 см, водная вытяжка почвы которого была мутной и содержала большое количество коллоидных фракций и частиц детрита разного размера.

Численность аммонифицирующих бактерий (АМБ), участвующих в деструкции быстро разлагаемых азотсодержащих органических соединений на начальном этапе трансформации ОВ, зависела от глубины залегания ММП и увеличивалась в контактном слое. Максимальная численность АМБ ($733.3 \cdot 10^3$ КОЕ/г) зарегистрирована в экстракте почв, отобранных с глубины 20–30 см на мари в долине р. Якагулин. Эта вытяжка отличалась повышенным содержанием ароматических ОВ и присутствием неразложившейся биомассы мхов *Sphagnum*.

С геоэкологической точки зрения растительность и почвы относятся к числу главных факторов деградации многолетней мерзлоты при потеплении климата. На водосборах с торфяниками важную роль в обогащении природных вод ОВ играют мхи (*Sphagnum spp.*). Их вклад в углеродное обогащение рек и озер сопоставим с макрофитами. Лабильные терригенные ОВ быстро метаболизируются бактериями, в результате чего более стойкие фракции также постепенно растворяются в водной среде [36].

В водных экстрактах почвенных образцов, отобранных на мари в долине р. Софрон, значения численности АМБ были намного ниже в верхних слоях ($\sim 200.0 \cdot 10^3$ КОЕ/г) и постепенно снижались в слое, граничащим с мерзлым слоем. В экстрактах этих почвенных субстратов присутствовали игольчатые частицы детрита и микроорганизмы, образующие колонии черно-фиолетового цвета. Такие культуральные свойства характерны для микроорганизмов, участвующих в разложении растительных остатков. В водных экстрактах почв, отобранных на левом берегу р. Софрон (при отсутствии мерзлоты), закономерность распределения численности аммонификаторов соответствовала распределению КГБ. Их численность увеличивалась с глубиной и достигала максимальных значений в слое 70–80 см (см. табл. 1).

Максимальная численность нитрифицирующих бактерий (НБ), которые окисляют аммонийный азот до нитритов и нитратов, зарегистрирована в экстрактах поверхностного слоя почв, отобранного на мари в долине р. Якагулин ($1303.3 \cdot 10^3$ КОЕ/г). В экстрактах почв, отобранных на мари в долине р. Софрон, численность НБ также снижалась с глубиной почвенного горизонта. В отличие от марей, в водных экстрактах почвенных образцов, отобранных на левом берегу р. Софрон, где отсутствовала мерзлота, численность НБ в верхних слоях была довольно низкой и уве-

личивалась с глубиной незначительно (до $290.0 \cdot 10^3$ КОЕ/г).

Выполненные исследования свидетельствуют о том, что на распределение численности разных физиологических групп микроорганизмов, участвующих в разложении ОВ, влияет не только их генезис, но и присутствие многолетней мерзлоты. На марях с разной глубиной залегания мерзлого слоя численность бактерий, участвующих в цикле углерода и азота, постепенно снижается. Фактически наличие в разрезе слоя ММП оказывало существенное влияние на распределение микроорганизмов по почвенному горизонту, особенно в приконтактной зоне с их кровлей.

Спектральная характеристика водных экстрактов почв активного слоя

Недавние исследования показали, что во всех продуктах выщелачивания ММП, как правило, было больше алифатических соединений и меньше ароматических углеводородов, чем в продуктах, обнаруженных в активном слое [21]. Исследования активного слоя и неглубоких горизонтов ММП, проведенные на трех участках северной части Аляски, показали, что они различались по оптическим свойствам РОВ и способности к бактериальному разложению. Многолетнемерзлые почвы выделяли больше растворенных источников углерода и азота на грамм субстрата, чем выщележащие сезонно мерзлые почвы, в которых ежегодно происходит выщелачивание и разложение ОВ разного строения [37].

Анализ спектральных характеристик ОВ, присутствующих в водном экстракте почв активного слоя и на границе с многолетней мерзлотой в долине р. Тырма показал, что они отличаются в зависимости от места отбора проб. Высокое содержание ОВ, включая ароматические соединения, было обнаружено в экстракте поверхностных слоев (0–15; 20–40 см) почвенного разреза на берегу р. Софрон, где отсутствовал горизонт мерзлых пород. Содержание $ОВ_{254}$ и $ОВ_{275}$ оказалось значительно ниже на заболоченных участках (марях), подстилаемых ММП. Минимальные значения обоих показателей количества ОВ отмечены в экстракте поверхностного 10–20 см слоя на мари в бассейне р. Софрон. Однако содержание экстрагированных $ОВ_{254}$ и $ОВ_{275}$ увеличивалось непосредственно над слоем ММП (рис. 3).

Пространственное распределение ОВ в экстрактах почв, отобранных на марях в бассейне р. Якагулин, было совсем иным. Особенно выделялся слой 20–30 см, в водном экстракте из которого отмечено повышенное содержание ароматических $ОВ_{275}$. В водной суспензии (до фильтрации перед спектрометрией) присутствовала слаборастворившаяся масса мхов. Одна-

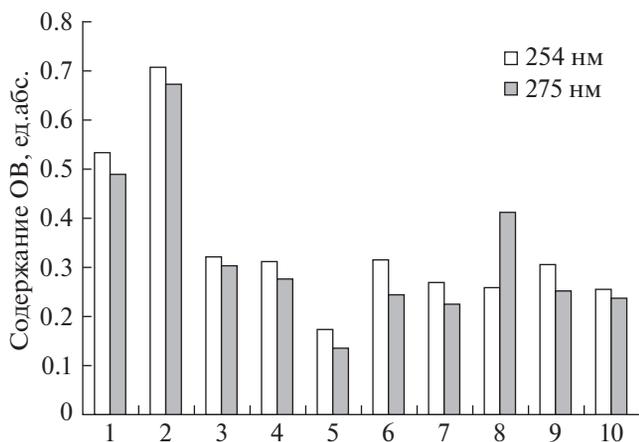


Рис. 3. Общее содержание растворенных веществ (OB₂₅₄) и ароматических соединений (OB₂₇₅) в водных вытяжках почвенных субстратов, отобранных в бассейне р. Тырма. Почвенный разрез на левом берегу р. Софрон (100 м от берега), слой: 1 – 0–15 см; 2 – 20–40 см, 3 – 60–80 см; марь в бассейне р. Софрон: 4 – 0–10 см, 5 – 10–20 см, 6 – 20–40 см (ниже горизонт мерзлых пород); марь в бассейне р. Якагулин: 7 – 0–15 см, 8 – 20–30 см, 9 – 50–60 см (ниже горизонт мерзлых пород); 10 – верховье р. Софрон, 0 – 15 см.

ко содержание ОВ в экстрактах почв, расположенных над мерзлыми горизонтами на марях вблизи обследованных водотоков (Софрон и Якагулин), было сопоставимым. Возможно, что мерзлые породы выступали в роли своеобразного биогеохимического барьера для накопления ОВ.

Микробиологическая трансформация гуминовых веществ in vitro

Гуминовые вещества (ГВ) рассматриваются как неотъемлемый компонент ОВ природных экосистем, который выполняет множество жизненно важных функций. Их вклад в пул ОВ особенно возрастает на заболоченных участках. Макромолекула ГВ состоит из ряда ароматических и алифатических структур с различными функциональными группами [8, 19]. Гетерогенность макромолекулярной структуры ГВ влияет в первую очередь на их физико-химические особенности, приводит к уникальным и разнообразным взаимодействиям с разными соединениями и элементами [24]. Предполагается, что температурный фактор может оказывать существенное влияние на проявление микробной активности по отношению к стойким органическим веществам, включая ГВ.

Для выявления особенностей трансформации ГВ микробными комплексами активного слоя, в качестве инокулята² были использованы водные

² Инокулят – суспензия живых клеток, вводимая в питательную среду с целью получения новой культуры микроорганизма и для оценки активности микробных комплексов.

экстракты образцов почв, отобранных в бассейне р. Софрон на двух участках (с наличием и без подстилающего горизонта мерзлых пород). Культивирование проводили в течение 30 сут при разной температуре (2, 23°C) с использованием основного источника углерода гумата натрия (ГNa). В качестве контроля использовали минеральную среду с ГNa без инокулята.

Наиболее активными по отношению к ГNa оказались МК из поверхностных слоев (0–15 см, 20–40 см) на левом берегу р. Софрон, которых культивировали при 23°C (рис. 4б). В культуральной жидкости (КЖ) через 30 сут увеличивалось содержание алифатических и ароматических соединений по сравнению с контролем. Активность МК из разных слоев почв, отобранных на мари и в верховье р. Софрон (поверхностный слой), была низкой; спектральные характеристики КЖ фактически не отличались от контроля. При температуре 2°C общая закономерность трансформации ГВ сохранялась (рис. 4а). По-прежнему выделялись МК из поверхностных слоев почв, отобранных вне зоны мерзлоты, однако их активность была значительно ниже, чем при 23°C. Микробные сообщества на марях из разных слоев почв оказались мало активными при пониженной температуре. Было зарегистрировано незначительное снижение содержания OB₂₅₄ и OB₂₇₅ по сравнению с контролем, возможно за счет изменения конфигурации молекул ГВ при отщеплении отдельных функциональных групп.

Особенности распределения литогенных элементов

По данным предшествующих исследований, проведенных в бассейне р. Тырма [33], содержание растворенного железа в воде ее притоков, изменялось в широких пределах. Наименьшими значениями характеризуются воды р. Якагулин, дренирующей преимущественно лесные массивы, а наибольшими значениями – воды рек с заболоченных территорий (Тырма и Сутырь). В результате проведенных сезонных исследований было показано, что содержание Fe_{раств} в р. Софрон было связано с органическими веществами, поступающими из почв вместе с поровыми водами. Авторы связывают это с таянием снега и присутствием мерзлых пород на небольших глубинах.

Согласно нашим экспериментальным микробиологическим исследованиям, содержание ОВ в почвах и их лабильность также зависели от глубины залегания мерзлого слоя. Это существенным образом влияло на структуру микробных комплексов, участвующих в трансформации ОВ и их активность. В конечном счете это находило свое отражение в динамике биогеохимических процессов и специфике поведения многих литоген-

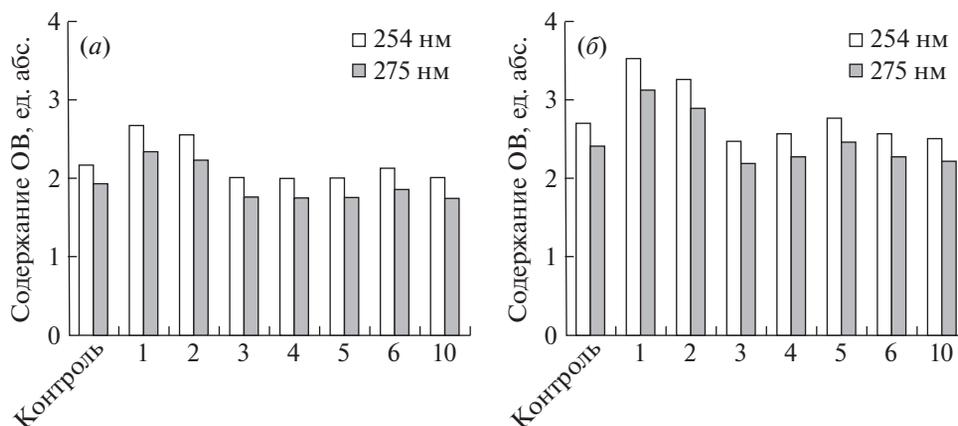


Рис. 4. Особенности трансформации ГВ микробными комплексами из водных вытяжек почвенных субстратов, отобранных в бассейне р. Софрон при 25°C (а) и 23°C (б). Почвенный разрез на левом берегу р. Софрон (100 м от берега), слой: 1 – 0–15 см; 2 – 20–40 см, 3 – 60–80 см; марль в бассейне р. Софрон: 4 – 0–10 см, 5 – 10–20 см, 6 – 20–40 см (ниже горизонт мерзлых пород); 10 – верховье р. Софрон, 0–15 см.

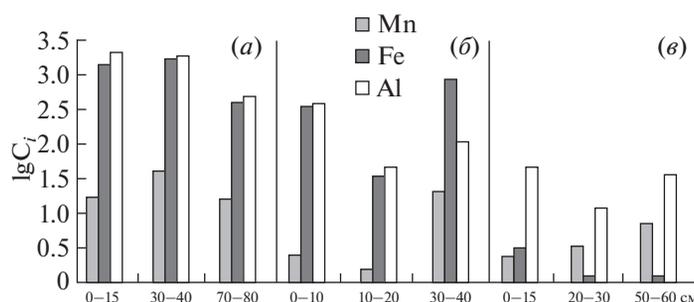


Рис. 5. Распределение литогенных элементов (Fe, Mn, Al) в водных экстрактах почв разных горизонтов в районах, не затронутых мерзлотой (а – левый берег р. Софрон), и на марях (б – долина р. Софрон; в – долина р. Якагулин).

ных элементов, включая железо, марганец и алюминий.

Ранее, в результате сезонных исследований водотоков долины р. Тырма, было установлено, что при минимальном уровне воды в конце июня в воде р. Софрон регистрировали низкие значения $Fe_{раств}$ и РОВ. Однако во время июльских паводков отмечали только рост концентрации РОВ, а содержание железа увеличивалось незначительно. С начала июля до конца августа на фоне снижения уровня воды отмечали постепенное уменьшение $Fe_{раств}$ и РОВ [33].

Как показали наши исследования, общее содержание ионов Fe (растворенных и коллоидных) в экстрактах почв существенно изменялось в зависимости от места отбора образцов и наличия слоя ММП. Повышенные концентрации основных литогенных элементов (Fe, Mn, Al) были установлены в пробах почв, отобранных на левом берегу р. Софрон вне зоны влияния мерзлоты (рис. 5). Максимальное их содержание в верхних слоях почвы может быть связано с повышенным содержанием подвижных органоминеральных

комплексов. При сравнении содержания литогенных металлов на марях установлено, что они неравномерно распределяются по горизонтам на разных участках. Например, на марях в бассейне р. Софрон (рис. 5б) в водном экстракте образца, контактирующего с мерзлым слоем, отмечено увеличение концентрации Fe и Mn.

Иная картина распределения литогенных элементов установлена для образцов, отобранных на марях бассейна р. Якагулин. Концентрация Mn увеличивалась в экстрактах почв, контактирующих с ММП, а содержание Fe снижалось до минимальных значений. Возможно, соотношение между содержанием марганца и железа связано с активностью бактерий, которые в своем метаболизме отдают предпочтение в первую очередь Mn(IV), а восстановление Fe(III) не начинается, пока не будет полностью истощен запас Mn(IV) [29].

Считают, что присутствие ГВ в почвенном растворе приводит к образованию растворимых соединений Al с органическими лигандами [12]. В соответствии с этой гипотезой наибольшие концентрации Al наблюдали в пробах экстрактов

почв, отобранных на левом берегу р. Софрон вне зоны влияния мерзлоты, а на марях – в верхних слоях почвенного фильтрата. Незначительное увеличение содержания алюминия в контактной зоне с мерзлыми породами может быть связано с поступлением ОВ во время их оттаивания и образованием лабильных форм этого элемента.

Полученные результаты по содержанию основных литогенных элементов отражают особенности распределения ОВ в активном слое и на границе с ММП, а также коррелируют с активностью МК по отношению к гуминовым веществам (см. рис. 4). Биогеохимические процессы, происходящие в активном слое, отражаются на дальнейшем поведении ОВ и литогенных элементов при поступлении в малые водотоки, которые формируются в зоне таяния многолетней мерзлоты. Поэтому сток с заболоченных участков в более крупные реки может изменять их трофический статус.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Многочисленные публикации о последствиях изменения климата связывают с таянием многолетней мерзлоты и эмиссией парниковых газов в атмосферу. Однако менее изучены вопросы, касающиеся поступления в водные экосистемы аккумулярованного в мерзлых породах ОВ, механизмов его трансформации и влияния на качество природных вод. Значительные запасы ОВ, освобождаясь при таянии мерзлых пород, вовлекаются в разнообразные биогеохимические процессы в активном (сезонно мерзлом) слое почв и поступают в водные экосистемы, изменяя их качественный состав.

Ответные реакции экосистем могут иметь региональные особенности, обусловленные литологией ММП и активного слоя, растительным покровом, количеством атмосферных осадков и активностью микроорганизмов-деструкторов. На примере разных регионов было показано, что не только температура является главенствующим фактором, контролирующим скорость деградации мерзлоты и динамику поступления ОВ. Многие зависят от механизмов трансформации ОВ, их стойкости к ферментативному разложению микробными сообществами и активности микроорганизмов-деструкторов.

Лабораторные исследования водных экстрактов из разных слоев почв, отобранных на специфических ландшафтах – марях, свидетельствуют о существенном изменении численности и структуры микробных комплексов в слое, непосредственно контактирующим с ММП. Различия в динамике вымывания ОВ из активного слоя зависят от локализации и глубины залегания слоя ММП. Были установлены значимые различия в

спектральных характеристиках водных экстрактов почв из активного слоя в зависимости от места отбора, состава (почвенные коллоиды, растительный детрит, мхи, частицы глины) и глубины залегания ММП под марями в долинах разных притоков.

Микробные комплексы из активного слоя проявляют *in vitro* разную активность по отношению к гуминовым веществам в зависимости от температуры. В водных экстрактах из разных слоев почв изменяется общее содержание растворенных ОВ и доля фракции ароматических соединений в зависимости от глубины залегания ММП.

Вынос ОВ и их ароматической составляющей из активного слоя в водотоки определяется составом и локализацией отобранных образцов, составом почв активного слоя, глубиной залегания ММП и присутствием таких макроэлементов как Fe, Mn и Al.

При изменении климата мобилизованное в мерзлых породах ОВ поступает не только в атмосферу в виде парниковых газов, но и в водные экосистемы, оказывая влияние на состав воды и их трофический статус.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Мордовин А.М., Шестеркин В.П., Антонов А.Л.* Река Буря: гидрология, гидрохимия, ихтиофауна. Хабаровск: ДВО РАН, 2006. 149 с.
2. *Мурашова Е.Г.* Заболочивание в Приамурье // Строительство и природообустройство. Сб. научных трудов. Отв. ред. М.В. Маканикова. Благовещенск: Изд-во: ДВ ГАУ, 2016. С. 72–75.
3. *Намсараев Б.Б., Бархутова Д.Д., Хасинов В.В.* Полевой практикум по водной микробиологии и гидрохимии. Методическое пособие. Улан-Удэ: Изд-во БГУ, 2006. 68 с.
4. *Намсараев Б.Б., Хахинов В.В., Турунхаев А.В.* Болотные экосистемы перешейка полуострова Святой Нос // География и природные ресурсы. 2009. № 4. С. 66–71.
5. *Новороцкий П.В.* Многолетнее изменение температуры воздуха в бассейне реки Буря // География и природные ресурсы. 2013. № 2. С. 118–124.
6. *Шестеркин В.П.* Гидрохимия реки Тырма // Региональные проблемы. 2021. Т. 24. № 2–3. С. 47–51.
7. *Шестеркина Н.М., Таловская В.С., Ри Т.Д., Шестеркин В.П.* Гидрохимия притоков Бурейского водохранилища // Пресноводные экосистемы бассейна реки Амур. Владивосток: Дальнаука, 2008. С. 18–27.
8. *Ширшова Л.Т., Гиличинский Д.А., Остроумова Н.В., Ермолаев А.М.* Применение спектрофотометрии для определения содержания гуминовых веществ в многолетнемерзлых отложениях // Криосфера Земли. 2015. Т. XIX. № 4. С. 107–113.
9. *Bagard M.L., Chabaux F., Pokrovsky O.S., Viers, J., et al.* Seasonal variability of element fluxes in two Central Siberian rivers draining high latitude permafrost dominated areas // Geochim. Cosmochim. Acta. 2011. № 75. P. 3335–3357.

10. *Balcarczyk K.L., Jones J.B., Jaffe R., Maie N.* Stream dissolved organic matter bioavailability and composition in watersheds underlain with discontinuous permafrost // *Biogeochemistry*. 2009. N 94. P. 255–270.
11. *Deng J., Gu Y., Zhang J., Xue K., et al.* Shifts of tundra bacterial and archaeal communities along a permafrost thaw gradient in Alaska // *Molecular Ecology*. 2015. V. 1. N 24 (1). P. 222–234.
12. *Exley C.A.* Biogeochemical cycle for aluminium? // *J. of Inorganic Biochemistry*. 2003. V. 397. P. 1–7.
13. *Frey K.E., McClelland J.W.* Impacts of permafrost degradation on arctic river biogeochemistry // *Hydrol. Process*. 2009. V. 23. P. 169–182.
14. *Hansen A.A., Herbert R.A., Mikkelsen K., Jensen L.L., et al.* Viability, diversity and composition of the bacterial community in a high Arctic permafrost soil from Spitsbergen, Northern Norway // *Environmental microbiology*. 2007. V. 9 (11). P. 2870–2884.
15. *Hebsgaard M.B., Phillips M.J., Willerslev E.* Geologically ancient DNA: fact or artefact? // *Trends Microbiol.* 2005. V. 13. P. 212–220.
16. *Herndon, E.M., Yang, Z., Bargar, J., Janot, N., et al.* Geochemical drivers of organic matter decomposition in arctic tundra soils // *Biogeochemistry*. 2015. № 126. P. 397–414.
17. *Kumar S.* Organic chemistry. Spectroscopy of Organic Compounds. Department of Chemistry, Guru Nanak Dev University, 2006. P. 1–36.
18. *Laglera L.M., Vandenberg C.M.G.* Evidence for geochemical control of iron by humic substances in seawater // *Limnol. Oceanogr.* 2009. № 54. P. 610–619.
19. *Lee B.M., Seo Y.S., Hur J.* Investigation of adsorptive fractionation of humic acid on graphene oxide using fluorescence EEM-PARAFAC // *Water research*. 2015. V. 73. P. 242–251.
20. *Lipson, D.A., Zona, D., Raab, T.K., Bozzolo, F., et al.* Water-table height and microtopography control biogeochemical cycling in an Arctic coastal tundra ecosystem // *Biogeosciences*. 2012. № 9. P. 577–591.
21. *MacDonald E.N., Tank S.E., Kokelj S.V., Froese D.G., Hutchins R.H.S.* Permafrost-derived dissolved organic matter composition varies across permafrost end-members in the western Canadian Arctic // *Environmental Research Letters*. 2021. Vol. 16. № 2. e024036. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd971>
22. *Nishioka, J., Nakatsuka, T., Ono, K., Volkov, Y.N., et al.* Quantitative evaluation of iron transport processes in the Sea of Okhotsk // *Prog. Oceanogr.* 2014. № 126. P. 180–193. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.04.011>
23. *Olefeldt D., Persson A., Turetsky M.R.* Influence of the permafrost boundary on dissolved organic matter characteristics in rivers within the Boreal and Taiga Plains of western Canada // *Environmental Research Letters*. 2014. V. 9 (035005). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/035005>
24. *Perminova I.V.* From green chemistry and nature-like technologies towards ecoadaptive chemistry and technology // *Pure and Applied Chemistry*. 2019. V. 91. № 5. P. 851–864. <https://doi.org/10.1515/pac-2018-1110>
25. *Pokrovsky O.S., Manasypov R.M., Loiko S.V., Krickov I.A., et al.* Trace element transport in western Siberian rivers across a permafrost gradient // *Biogeosciences*. 2016. V. 13. Is. 6. P. 1877–1900. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1877-2016>
26. *Quinton W.L., Hayashi M., Chasmer L.E.* Peatland hydrology of discontinuous permafrost in the Northwest Territories: overview and synthesis // *Can. Water Resour. J.* 2009. V. 34. P. 311–328. <https://doi.org/10.4296/cwrj3404311>
27. *Rivkina E., Laurinavichius K., McGrath J., Tiedje J., et al.* Microbial life in permafrost // *Adv. Space Res.* 2004. V. 33. P. 1215–1221.
28. *Roehm C.L., Giesler R., Karlsson J.* Bioavailability of terrestrial organic carbon to lake bacteria: the case of a degrading permafrost mire complex // *J. Geophys. Res.* 2009. V. 114. G03006 <https://doi.org/10.1029/2008JG000863>
29. *Schlesinger W.* Biogeochemistry. An Analysis of Global Change. 3rd Edition. Academic Press 2013. 688 p.
30. *Schumann R., Schiewer U., Karsten U., Rieling T.* Viability of bacteria from different aquatic habitats. II. Cellular fluorescent markers for membrane integrity and metabolic activity // *Aquatic Microbial Ecology*. 2003. V. 32. P. 137–150 <https://doi.org/10.3354/ame032137>
31. *Schuur E.A.G., McGuire A.D., Schadel C., Grosse G., et al.* Climate change and the permafrost carbon feedback // *Nature*. 2015. V. 520 (7546). P. 171–179. <https://doi.org/10.1038/nature14338>
32. *Steven B., Briggs G., McKay C.P., Pollard W.H., et al.* Characterization of the Microbial diversity in a permafrost sample from the Canadian high Arctic using culture-dependent and culture-independent methods // *FEMS Microbiol. Ecology* 2007. V. 59. P. 513–523. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00247.x>
33. *Tashiro Y., Yoh M., Shiraiwa T., Onishi T., et al.* Seasonal Variations of Dissolved Iron Concentration in Active Layer and Rivers in Permafrost Areas, Russian Far East // *Water*. 2020. № 12 (2579). <https://doi.org/10.3390/w12092579>
34. *Tjaily M.M., Hamdan R., Corbett J.E, Chanton J.P., et al.* Investigating dissolved organic matter decomposition in northern peatlands using complimentary analytical techniques // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2013. V. 112. P. 116–29. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.03.002>
35. *Vishnivetskaya T., Petrova M.A., Urbance J., Ponder M., et al.* Bacterial community in ancient Siberian permafrost as characterized by culture and culture-independent methods // *Astrobiology*. 2006. V. 6. P. 400–414. <https://doi.org/10.1089/ast.2006.6.400>
36. *Wauthy M., Rautio M., Christoffersen K.S., Forsström L., et al.* Increasing dominance of terrigenous organic matter in circumpolar freshwaters due to permafrost thaw // *Limnol. Oceanogr. Lett.* 2018. V. 3. Is. 3. P. 186–198. <https://doi.org/10.1002/lo2.10063>
37. *Wickland K.P., Waldrop M.P., Aiken G.R., Koch J.C., et al.* Dissolved organic carbon and nitrogen release from boreal Holocene permafrost and seasonally frozen soils of Alaska // *Environ. Res. Lett.* 2018. V. 13. e065011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac4ad>

GEOECOLOGICAL ASSESSMENT OF WATER COMPOSITION IN WATERCOURSES OF BUREYA RIVER BASIN IN THE PERMAFROST ZONE

L. M. Kondratyeva^a, Z. N. Litvinenko^{a, #}, D. V. Andreeva^a, and E. M. Golubeva^b

^a Institute of Water and Ecology Problems, Far Eastern Branch, Russian Academy of Sciences,
ul. Dikopol'tseva, 56, Khabarovsk, 680000 Russia

^b Kosygin Institute of Tectonics and Geophysics, Far Eastern Branch, Russian Academy of Sciences,
ul. Dikopol'tseva, 56, Khabarovsk, 680000 Russia

[#]E-mail: zoyana2003@mail.ru

Water composition in different tributaries of the Bureya River (Far East) under the influence of geoeological processes of organic carbon transformation were studied in the active layer of biosphere in the permafrost zone. In the permafrost zone, carbon reserves are concentrated, and upon climate change it can be mobilized and converted into greenhouse gases. Microbial processes are an important mechanism of its transformation. The purpose of the study was to assess comprehensively the composition of surface water in the tributaries of the Bureya River in swampy areas (marshes) depending on the permafrost depth with use a spectrophotometric method for determining the composition of dissolved organic matter (DOM) and experiments on the activity of microbial complexes in the active layer in relation to humic substances. The microbial complexes of the active layer and the depth of the permafrost horizon played a decisive role in DOM composition. It has been experimentally shown that at the same temperature the qualitative composition of DOM in watercourses during the thawing of permafrost can differ significantly.

Keywords: water composition, permafrost, active layer, microbial complexes, humic substances

REFERENCES

1. Mordovin, A.M., Shesterkin, V.P., Antonov, A.L. *Reka Bureya: gidrologiya, gidrokhimiya, ikhtiofauna* [The Bureya River: hydrology, hydrochemistry, and ichthyofauna]. Khabarovsk, DVO RAN, 2006, 149 p. (in Russian)
2. Murashova, E.G. *Zabolachivanie v Priamur'e* [Bogging in Amur region]. Stroitel'stvo i prirodobustroistvo [Construction and nature management]. Blagoveshchensk, DV GAU Publ., 2016, pp. 72–75. (in Russian)
3. Namsaraev, B.B., Barkhutova, D.D., Khasinov, V.V. *Polevoi praktikum po vodnoi mikrobiologii i gidrokhimii* [Field training guide in water microbiology and hydrochemistry]. Ulan-Ude, BGU Publ., 2006, 68 p. (in Russian)
4. Namsaraev, B.B., Khakhinov, V.V., Turunkhaev, A.V. *Bolotnye ekosistemy peresheika poluostrova Svyatoi Nos* [Bog ecosystems of the Svyatoi Nos Peninsula Isthmus]. *Geografiya i prirodnye resursy*, 2009, no. 4, pp. 66–71. (in Russian)
5. Novorotskii, P.V. *Mnogoletnee izmenenie temperatury vozdukha v basseine reki Bureya* [Perennial variation in the air temperature in the Bureya River basin]. *Geografiya i prirodnye resursy*, 2013, no. 2, pp. 118–124. (in Russian)
6. Shesterkin, V.P. *Gidrokhimiya reki Tyrma* [The Tyrma River hydrochemistry]. *Regional'nye problemy*, 2021, vol. 24, nos. 2–3, pp. 47–51. (in Russian)
7. Shesterkina, N.M., Talovskaya, V.S., Ri, T.D., Shesterkin, V.P. *Gidrokhimiya pritokov Bureiskogo vodokhranilishcha* [Hydrochemistry of Bureya water reserve tributaries]. *Presnovodnye ekosistemy basseina reki Amur* [Fresh water ecosystems of the Amur River basin]. Vladivostok, Dal'nauka Publ., 2008, pp. 18–27. (in Russian)
8. Shirshova, L.T., Gilichinskii, D.A., Ostroumova, N.V., Ermolaev, A.M. *Primenenie spektrofotometrii dlya opredeleniya sodержaniya guminovykh veshchestv v mnogoletnemerzlykh otlozheniyakh* [Application of spectrophotometry for the determination of humic substances in permafrost deposits]. *Kriosfera Zemli*, 2015, vol. XIX, no. 4, pp. 107–113. (in Russian)
9. Bagard, M.L., Chabaux, F., Pokrovsky, O.S., Viers, J., Prokushkin, A.S., Stille, P., Rihs, S., Schmitt, A., Dupré, B. Seasonal variability of element fluxes in two Central Siberian rivers draining high latitude permafrost dominated areas. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 2011, no. 75, pp. 3335–3357.
10. Balcarczyk, K.L., Jones, J.B., Jaffe, R., Maie, N. Stream dissolved organic matter bioavailability and composition in watersheds underlain with discontinuous permafrost. *Biogeochemistry*, 2009, no. 94, pp. 255–270.
11. Deng, J., Gu, Y., Zhang, J., Xue, K., Qin, Y., et al. Shifts of tundra bacterial and archaeal communities along a permafrost thaw gradient in Alaska. *Molecular Ecology*, 2015, vol. 1, no. 24 (1), pp. 222–234.
12. Exley, C.A. Biogeochemical cycle for aluminium? *Journal of Inorganic Biochemistry*, 2003, vol. 397, pp. 1–7.
13. Frey, K.E., McClelland, J.W. Impacts of permafrost degradation on Arctic river biogeochemistry. *Hydrol. Process*, 2009, vol. 23, pp. 169–182.
14. Hansen, A.A., Herbert, R.A., Mikkelsen, K., Jensen, L.L., Kristoffersen, T., et al. Viability, diversity and composition of the bacterial community in a high Arctic permafrost soil from Spitsbergen, Northern

- Norway. *Environmental microbiology*, 2007, vol. 9 (11), pp. 2870–2884.
15. Hebsgaard, M.B., Phillips, M.J., Willerslev, E. Geologically ancient DNA: fact or artefact? *Trends Microbiol.*, 2005, vol. 13, pp. 212–220.
 16. Herndon, E.M., Yang, Z., Bargar, J., Janot, N., Requier, T.Z., et al. Geochemical drivers of organic matter decomposition in Arctic tundra soils. *Biogeochemistry*, 2015, no. 126, pp. 397–414.
 17. Kumar, S. Organic chemistry. Spectroscopy of Organic Compounds. Department of Chemistry, Guru Nanak Dev University, 2006, pp. 1–36.
 18. Laglera, L.M., Vandenberg C.M.G. Evidence for geochemical control of iron by humic substances in seawater. *Limnol. Oceanogr.*, 2009, vol. 54, pp. 610–619. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.2.0610>
 19. Lee, B.M., Seo, Y.S., Hur, J. Investigation of adsorptive fractionation of humic acid on graphene oxide using fluorescence EEM-PARAFAC. *Water research*, 2015, vol. 73, pp. 242–251. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.01.020>
 20. Lipson, D.A., Zona, D., Raab, T.K., Bozzolo, F., Mauritz, M., Oechel, W.C. Water-table height and microtopography control biogeochemical cycling in an Arctic coastal tundra ecosystem. *Biogeosciences*, 2012, vol. 9, pp. 577–591. <https://doi.org/10.5194/bg-9-577-2012>
 21. MacDonald, E.N., Tank, S.E., Kokelj, S.V., Froese, D.G., Hutchins, R.H.S. Permafrost-derived dissolved organic matter composition varies across permafrost end-members in the western Canadian Arctic. *Environmental Research Letters*, 2021, vol. 16, no. 2, e024036. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd971>
 22. Nishioka, J., Nakatsuka T., Ono K., Volkov Y.N., Scherbinin A., Shiraiwa, T. Quantitative evaluation of iron transport processes in the Sea of Okhotsk. *Prog. Oceanogr.*, 2014, vol. 126, pp. 180–193. <https://doi.org/10.1016/j.pocan.2014.04.011>
 23. Olefeldt, D., Persson, A., Turetsky, M.R. Influence of the permafrost boundary on dissolved organic matter characteristics in rivers within the Boreal and Taiga Plains of western Canada. *Environmental Research Letters*, 2014, vol. 9, no. 3, 035005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/035005>
 24. Perminova, I.V. From green chemistry and nature-like technologies towards ecoadaptive chemistry and technology. *Pure and Applied Chemistry*, 2019, vol. 91, no. 5, pp. 851–864. <https://doi.org/10.1515/pac-2018-1110>
 25. Pokrovsky, O.S., Manasypov R.M., Loiko S.V., Krickov I.A., Kopysov S.G., Kolesnichenko L.G., Vorobyev S.N., and Kirpotin S.N. Trace element transport in western Siberian rivers across a permafrost gradient. *Biogeosciences*, 2016, vol. 13, pp. 1877–1900. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1877-2016>
 26. Quinton, W.L., Hayashi, M., Chasmer, L.E. Peatland hydrology of discontinuous permafrost in the Northwest Territories: overview and synthesis. *Can. Water Resour. J.*, 2009, vol. 34, pp. 311–328. <https://doi.org/10.4296/cwrj3404311>
 27. Rivkina, E., Laurinavichius K., McGrath J., Tiedje J., Shcherbakova, V., Gilichinsky, D. Microbial life in permafrost. *Adv. Space Res.*, 2004, vol. 33, pp. 1215–1221. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2003.06.024>
 28. Roehm, C.L., Giesler R., Karlsson J. Bioavailability of terrestrial organic carbon to lake bacteria: the case of a degrading permafrost mire complex. *J. Geophys. Res.*, 2009, vol. 114, G03006. <https://doi.org/10.1029/2008JG000863>
 29. Schlesinger, W.H., Bernhardt E. Biogeochemistry. An analysis of global change. Academic Press. 3rd Edition, 2013, p. 688.
 30. Schumann, R., Schiewer U., Karsten U., Rieling T. Viability of bacteria from different aquatic habitats. II. Cellular fluorescent markers for membrane integrity and metabolic activity. *Aquat. Microb. Ecol.*, 2003, vol. 32, pp. 137–150. <https://doi.org/10.3354/ame032137>
 31. Schuur, E.A.G., McGuire, A.D., Schädel, C., Grosse, G., Harden, J.W., et al. Climate change and the permafrost carbon feedback. *Nature*, 2015, vol. 520, pp. 171–179. <https://doi.org/10.1038/nature14338>
 32. Steven, B., Briggs, G., McKay, C.P., Pollard, W.H., Greer, C.W., Whyte, L.G. Characterization of the Microbial diversity in a permafrost sample from the Canadian high Arctic using culture-dependent and culture-independent methods. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 2007, vol. 59, pp. 513–523. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00247.x>
 33. Tashiro, Y., Yoh M., Shiraiwa T., Onishi T., Shesterkin V., Kim V. Seasonal Variations of Dissolved Iron Concentration in Active Layer and Rivers in Permafrost Areas, Russian Far East. *Water*, 2020, vol. 12, 2579. <https://doi.org/10.3390/w12092579>
 34. Tfaily, M.M., Hamdan, R., Corbett, J.E., Chanton, J.P., Glaser, P.H., Cooper, W.T. Investigating dissolved organic matter decomposition in northern peatlands using complimentary analytical techniques. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 2013, vol. 112, pp. 116–29. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.03.002>
 35. Vishnivetskaya, T., Petrova, M.A., Urbance, J., Ponder, M., et al. Bacterial community in ancient Siberian permafrost as characterized by culture and culture-independent methods. *Astrobiology*, 2006, vol. 6, pp. 400–414. <https://doi.org/10.1089/ast.2006.6.400>
 36. Wauthy, M., Rautio, M., Christoffersen, K.S., Forsström, L., Laurion, I., et al. Increasing dominance of terrigenous organic matter in circumpolar freshwaters due to permafrost thaw. *Limnol. Oceanogr. Lett.*, 2018, vol. 3, no. 3, pp. 186–198. <https://doi.org/10.1002/lo2.10063>
 37. Wickland, K.P., Waldrop, M.P., Aiken, G.R., Koch, J.C., Jorgenson, M.T., Striegl, R.G. Dissolved organic carbon and nitrogen release from boreal Holocene permafrost and seasonally frozen soils of Alaska. *Environ. Res. Lett.*, 2018, vol. 13, e065011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac4ad>

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

УДК 556.535.8:546.49(571.62)

РТУТЬ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛЫХ РЕК г. ХАБАРОВСК

© 2022 г. О. С. Хомченко^{1,*}¹ *Институт водных и экологических проблем Дальневосточного отделения Российской академии наук, ул. Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680021 Россия***E-mail: homchenko.ru@mail.ru*

Поступила в редакцию 17.01.2022 г.

После доработки 21.02.2022 г.

Принята к публикации 28.02.2022 г.

Представлены результаты исследований содержания общей ртути в донных отложениях малых рек г. Хабаровск и его окрестностей в весенне-летний период 2021 г. Показана временная и пространственная динамика изменения концентраций, обусловленная степенью освоенности и интенсивностью хозяйственного использования водосборной территории. Отмечено отсутствие связи между визуальным уровнем загрязнения вод и содержанием ртути в донных отложениях, а также между характером самих отложений. Под влиянием совокупности естественных и антропогенных факторов, содержание ртути в период исследования изменялось в широких пределах. Максимальные концентрации отмечены для рек Березовая – 226 мкг/кг (при среднем значении 164 мкг/кг) и Черная – 168 мкг/кг (при среднем значении 144 мкг/кг), которые помимо естественных стоков с прилегающих территорий принимают сточные воды очистных сооружений. Содержание ртути в донных отложениях рек, дренирующих малоосвоенные участки, несколько ниже, чем в почвах водоохраных зон. На участках, дренирующих хорошо освоенные территории, оно возрастает в 2–4 раза.

Ключевые слова: *ртуть, донные отложения, малые реки, Хабаровск***DOI:** 10.31857/S086978092203002X

ВВЕДЕНИЕ

Природные объекты современных городов, в особенности промышленных, в той или иной степени испытывают антропогенную нагрузку, однако наибольший пресс приходится на малые реки. Они принимают поверхностные стоки с городских улиц, прилегающих промышленных и сельскохозяйственных территорий, бытовые стоки сельской застройки, которые содержат широкий спектр загрязняющих веществ, таких как антигололедные реагенты, нефтепродукты, удобрения и пестициды, моющие средства и т.д. Некоторые реки принимают очищенные сточные воды, а в случае аварийных ситуаций и несанкционированных сбросов – неочищенные стоки. Берега малых рек часто превращаются в свалки бытового и строительного мусора, также вносящего свой вклад в загрязнение водотоков. Во всем этом многообразии загрязняющих веществ присутствует, часто не замеченная, но одна из самых токсичных составляющих – ртуть.

Ртуть – вещество первого класса опасности, характеризуется не только высокой степенью токсичности, но и кумулятивным эффектом, отсроченным развитием симптомов отравления, тяжелым течением интоксикации, медленным выведением из организма. Ее содержание подде-

жит контролю и нормируется во многих объектах окружающей среды: различных типах вод, почве, воздухе [10, 14]. Одним из объектов, для которого в нашей стране до настоящего времени не установлены ПДК являются донные отложения, хотя они могут оказывать значительное влияние на качество вод. Использование донных отложений водоемов и водотоков в качестве индикатора наличия ртутного загрязнения, как локального, так и водосборной территории в целом, обусловлено большой сорбционной способностью илов, позволяющей установить не только наличие постоянных источников загрязнения, но и факты масштабных краткосрочных поступлений загрязнителей. Повышенные концентрации ртути наблюдаются в донных отложениях рек, дренирующих территории химических предприятий, полигоны ТБО, аэропорты, сельскохозяйственные территории [2, 7]. В непосредственной близости к г. Хабаровск нет крупных предприятий, деятельность которых связана с активным поступлением ртути в окружающую среду. Однако при определенных условиях возможно вторичное загрязнение территории из-за атмосферного переноса, например, с территории Китайской Народной Республики, которая занимает третье место в мире по запасам ртути и на протяжении многих лет

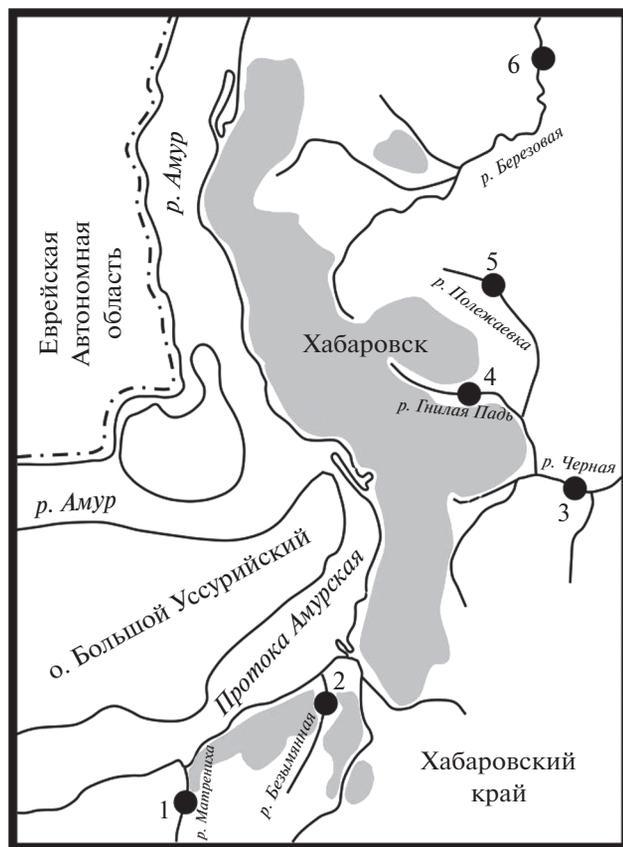


Рис. 1. Карта-схема расположения мест отбора проб.

является одним из крупнейших источников антропогенной ртути. Хотя в последние годы КНР сообщает о снижении общего количества выбросов ртути в окружающую среду, наибольший процент от него стабильно приходился на атмосферный сброс [17].

Значения фоновых содержаний ртути в донных отложениях пресных водоемов сильно варьируют в зависимости от месторасположения и типа водного объекта, геохимической среды, состава самих донных отложений и т.п. Различные авторы приводят цифры от 0.006 до 0.6 мг/кг [11, 13]. Еще более широк диапазон значений концентрации ртути, найденной в донных отложениях, которые авторы относят к “повышенным” и “высоким” – 0.001–77 мг/кг [1, 12]. Столь значительные расхождения в оценке одних и тех же абсолютных значений концентраций обусловлены использованием различных критериев, в качестве которых, помимо сравнения с фоновыми участками, приводятся кларки элемента, в том числе региональные, коэффициенты накопления, целевые значения, зарубежные нормативы. Во многом именно по этой причине данная работа не проводит оценку загрязненности донных отложений малых рек Хабаровска как таковую, в

ней лишь предпринята попытка оценить их текущий “ртутный фон”, установить “точку отсчета” для дальнейшего наблюдения за его изменением. Второй причиной, по которой в настоящей работе не может быть дана оценка динамики ртутного загрязнения, это отсутствие более ранних аналогичных исследований. Несмотря на то, что малые реки города находятся под пристальным вниманием экологов, ведущих мониторинг качества вод и донных отложений [3, 15], данные о содержании в них ртути отсутствуют. Однако имеются сведения о несколько повышенном содержании ртути в почвах Хабаровска, в том числе ее растворимых форм [5, 9], по сравнению с фоновыми территориями, что может послужить источником вторичного загрязнения водных объектов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Для исследования временной динамики содержания ртути в донных отложениях малых рек Хабаровска и его окрестностей отбор проб осуществлялся ежемесячно с апреля по август 2021 г. в фиксированных точках: р. Матрениха 48.355705° N, 135.004654° E; р. Безымянная 48.370918° N, 135.058823° E; р. Черная 48.447684° N, 135.214624° E; р. Гнилая Падь 48.479256° N, 135.139152° E; р. Полежаевка 48.516445° N, 135.153745° E; р. Березовая 48.598720° N, 135.180671° E. Карта-схема мест отбора проб приведена на рис. 1.

Донные отложения исследованных водотоков условно можно разделить на две категории: первая – рыхлые, очень темные техногенные илы с гнилостным запахом, характерны для рек Матрениха, Безымянная, Черная; вторая – илы преимущественно природного происхождения, бурокоричневого цвета с различным содержанием глинистых частиц, без выраженного запаха, характерны для рек Полежаевка, Гнилая Падь, Березовая.

Для сравнительного пространственного анализа 27–30 июля 2021 г. пробы отобраны из некоторых самостоятельных водотоков, впадающих в Амурскую протоку, и из малых рек, расположенных в бассейнах рек Березовая и Черная, а также из самих этих рек, воды которых на протяжении многих лет относят к категориям “грязная” и “экстремально грязная” из-за загрязняющих веществ, поступающих со сточными водами [4]. Характер донных отложений зависит от точки отбора и мог значительно измениться в пределах одного водотока.

Для исследований отбирался верхний слой отложений 0–5 см. Пробы высушивались при комнатной температуре, измельчались и просеивались через сито с диаметром 1 мм. Определение массовой доли общей ртути проводилось в ЦКП Центр экологического мониторинга ИВЭП ДВО

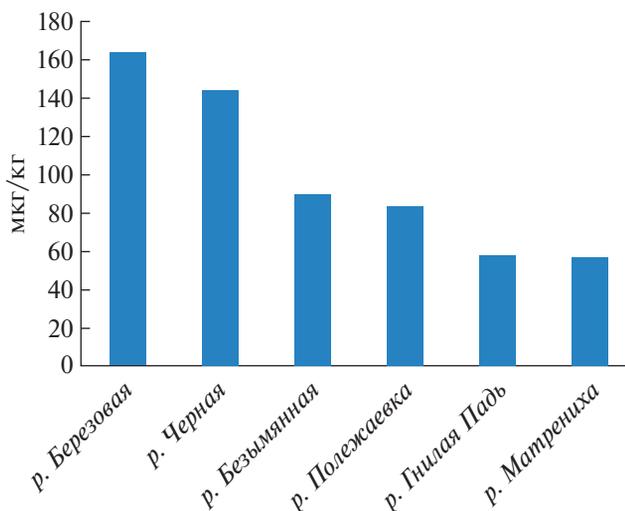


Рис. 2. Среднее содержание ртути в донных отложениях малых рек.

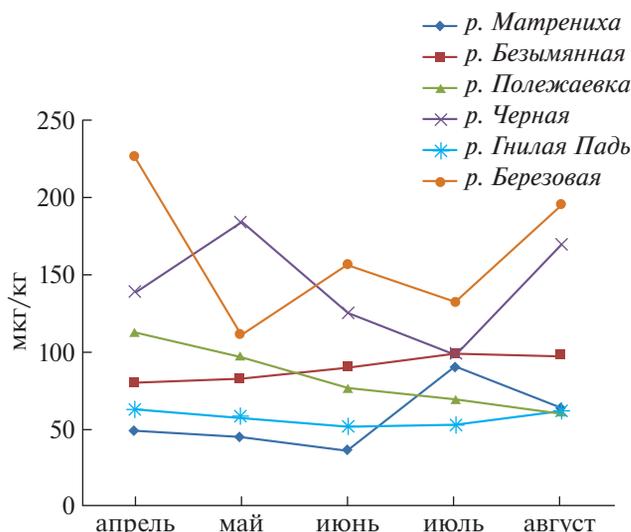


Рис. 3. Временная динамика изменения содержания ртути в донных отложениях.

РАН атомно-абсорбционным методом с зеемановской коррекцией неселективного поглощения (метод “холодного пара”) на анализаторе ртути РА-915+ с приставкой для термического разложения пробы ПРИО-915+ согласно методике М 03-09-2013¹.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Качество вод исследованных рек значительно различалось по органолептическим показателям, изменяясь от “почти прозрачной” без запаха до “очень мутной” с сильным гнилостным запахом. Донные отложения загрязненных участков представляли собой темный техногенный ил, из которого, особенно в теплый период года, активно выделялся газ. Однако связи между визуальной степенью загрязнения вод и содержанием ртути в донных отложениях не отмечено. Так, в донных отложениях рек Матрениха и Безымянная, воды которых в течение всего периода наблюдений были очень мутными с сильным гнилостным запахом, содержание ртути изменялось в пределах 36–91 (среднее 57) мкг/кг и 80–97 (среднее 90) мкг/кг соответственно. В то же время в р. Полежаевка, вода которой характеризовалась небольшим помутнением и была практически лишена запаха, содержание ртути в донных отложениях колебалось от 61 до 113 мкг/кг (при среднем значении 84). Очевидно, имеет значение не только

факт наличия антропогенных стоков, но и их характер. Если первые две реки дренировали, главным образом, территорию сельской застройки, то последняя – преимущественно городскую застройку, краевые учреждения здравоохранения и садово-дачные участки.

Ртуть практически всегда присутствует в осадках сточных вод и техногенных илах, характеризуется высокими коэффициентами аккумуляции [16]. Концентрация ртути в донных отложениях рек Черная и Березовая, периодически принимающих сточные воды, на протяжении всего периода наблюдения была в среднем почти в 2 раза выше, чем в других исследованных водотоках, и составляла 144 и 164 мкг/кг соответственно, изменялась в пределах от 99 до 226 мкг/кг. Среднее содержание ртути в донных отложениях малых рек представлено на рис. 2.

С течением времени изменение содержания ртути в фиксированных точках отбора значительно варьировало. В зависимости от водотока разница между минимальной и максимальной концентрацией составляла от 1.2 до 2.5 раз. Однако какой-либо общей закономерности изменения концентрации по месяцам не выявлено (рис. 3). Очевидно, это обусловлено различиями водности объектов и доли в ней прямых антропогенных стоков, а также индивидуальных особенностей водотоков, таких как состав донных отложений, температура и состав вод, условия аэрации, деятельность микроорганизмов и т.п. [16]. Ранее изменение содержания ртути в донных отложениях в течение двух месяцев более чем в 3.8 раза отмечалось для рек Китая, находящихся под влиянием промышленных сточных вод [18].

¹ ПНД Ф 16.1:2:2.2.80-2013 (М 03-09-2013). Количественный химический анализ почв. Методика измерений массовой доли общей ртути в пробах почв, грунтов, в том числе тепличных, глин и донных отложений атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути РА-915М. RUL: <https://docs.cntd.ru/document/437170371>

При анализе пространственной структуры распределения ртути выявлено, что донные отложения водотоков, дренирующих наименее освоенные участки, содержали 25–36 мкг/кг. Вероятно, данные концентрации можно принять за фоновые. Пространственно это выражалось так: южная часть города – 36 мкг/кг, северная часть (бассейн р. Березовая) – 32 мкг/кг, восточная часть (бассейн р. Черная) – 25 мкг/кг. Эти концентрации несколько ниже, чем среднее содержание ртути в почвах водоохраных зон, которое для бассейна р. Березовая составляет 0.034 мг/кг (при амплитуде 0.019–0.112), для бассейна р. Черная – 0.042 мг/кг (при амплитуде 0.023–0.076) [6]. Близость концентраций ртути в илах и аккумулятивных горизонтах почв ранее отмечалась для севера Западной Сибири [8]. В то же время содержание ртути в донных отложениях участков водотоков, дренирующих хорошо освоенные территории, такие как плотная сельская или городская застройка, промзона, сельхозугодия и пр., возрастало в южной части в 2.7 раза, в восточной – 3.7 раза, в северной – 4.8 раза. Что свидетельствует о ее поступлении с поверхностным антропогенным стоком.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что содержание общей ртути в донных отложениях рек г. Хабаровск в весенне-летний период 2021 г. изменялось в пределах от 25 до 226 мкг/кг.

Временные колебания концентрации (различия между максимальной и минимальной концентрацией) составили 1.2–2.5 раза, при этом какой-либо общей закономерности изменения концентраций для различных рек не отмечено.

При изучении пространственной динамики распределения ртути, отмечено более значительные колебания в зависимости от степени освоенности дренируемой территории и характера антропогенных стоков. В целом, среднее содержание ртути в донных отложениях рек на участках со слабой антропогенной нагрузкой несколько ниже, чем ее содержание в окружающих почвах. При возрастании освоенности территории, содержание ртути может увеличиваться в 2–4 раза в пределах одного водотока.

Данные, полученные в ходе исследования, будут использованы при дальнейшем мониторинге состояния малых рек Хабаровска и позволят выявить тренд изменения ртутной нагрузки на водотоки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ахтямова Г.Г.* Антропогенная трансформация состава донных отложений бассейна р. Пахра (Мос-

ковская область) // *Метеорология и гидрология*. 2009. № 2. С. 80–88.

2. *Ахтямова Г.Г., Тацкий Ю.Г., Янин Е.П.* Особенности распределения и накопления тяжелых металлов в техногенных илах бассейна р. Пахра // *Метеорология и гидрология*. 2012. № 2. С. 89–97.
3. *Гаретова Л.А., Фишер Н.А.* Биогеохимическая характеристика донных отложений малых рек г. Хабаровска и его окрестностей // *Регионы нового освоения: современное состояние природных комплексов и их охрана: матер. междунар. науч. конф.* Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН. 2021. С. 130–134.
4. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2020 году. Хабаровск: Министерство природных ресурсов Хабаровского края. 2021. 255 с.
5. *Кот Ф.С., Матюшкина Л.А., Левшина С.И.* Формы ртути в городских почвах промышленных центров среднего Приамурья // *Биогеохимические и гидроэкологические оценки наземных и пресноводных экосистем*. Владивосток: Дальнаука, 2003. С. 45–62.
6. *Кошельков А.М., Матюшкина Л.А.* Оценка химического загрязнения почв водоохраных зон малых рек города Хабаровска // *Региональные проблемы*. 2018. Т. 21. № 2. С. 76–85.
7. *Опекунов А.Ю., Опекунова М.Г., Кукушкин С.Ю.* Идентификация источников загрязнения водотоков Санкт-Петербурга по результатам изучения донных осадков // *Гидрология от познания к мировоззрению: сборник докладов междунар. научн. конф. памяти Ю.Б. Виноградова*. СПб.: ООО “Издательство ВВМ”, 2020. С. 979–984.
8. *Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Кукушкин С.Ю., Ганул А.Г.* Фоновое содержание химических элементов в почвах и донных осадках севера Западной Сибири // *Почвоведение*. 2019. № 4. С. 422–439.
9. *Росликова В.И., Матвеевко Т.И.* Почвы парковых зон “Динамо”, “Дом офицеров флота” Хабаровска и их экологическое состояние // *Регионы нового освоения: современное состояние природных комплексов и их охрана: матер. междунар. науч. конф.* Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН. 2021. С. 264–268.
10. СанПиН 1.2.3685–21. Санитарные правила и нормы. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Утверждены Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 28.01.2021. № 2.
11. *Скугорева С. Г., Ашихмина Т.Я.* Содержание ртути в компонентах природной среды на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // *Известия Коми научного центра УрО РАН*. 2012. № 3 (11). С. 39–45.
12. *Соловьев Г.Н., Осинкина Т.В., Кануникова Е.А., Тихомирова Г.М., Фабарисова Л.Г.* Исследование гранулометрического состава и физико-химической емкости донных отложений среднего течения реки Урал как факторов, влияющих на накопление соединений ртути в исследуемых экотопах // *Совре-*

- менные проблемы науки и образования. 2015. № 2–2. С. 38–43.
13. Уварова В.И., Захарова Т.В. Оценка содержания нефтепродуктов и тяжелых металлов в донных отложениях рек Пур и Надым // Вестник рыбохозяйственной науки. 2016. Т. 3. № 3 (11). С. 62–72.
 14. Шаршенова А.А., Усонкулова Г.Б., Железняк А.О. Гигиеническая оценка ртути в объектах окружающей среды // Здоровоохранение Кыргызстана. 2016. № 2. С. 42–48.
 15. Шестеркин В.П., Афанасьева М.И., Шестеркина Н.М. Особенности качества воды малых рек Хабаровска в зимний период // Геоэкология. 2019. № 3. С. 42–51.
 16. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М.: НП “АПСО”, 2018. 415 с.
 17. Habuer, Takeshi Fujiwara, Masaki Takaoka. The response of anthropogenic mercury release in China to the Minamata Convention on Mercury: A hypothetical expectation // Journal of Cleaner Production. 2021. V. 323. 12 p.
 18. Jian-bo Shia, Li-na Lianga, Gui-bin Jianga, Xing-long Jina. The speciation and bioavailability of mercury in sediments of Haihe River, China // Environment International. 2005. V. 31. P. 357–365.

MERCURY IN BOTTOM SEDIMENTS OF SMALL RIVERS IN KHABAROVSK CITY

O. S. Khomchenko^{a, #}

^a Institute for Water and Environmental Problems, Far East Branch, Russian Academy of Sciences,
ul. Dikopol'tseva, 56, Khabarovsk, 680021 Russia

[#]E-mail: homchenko.ru@mail.ru

The results are presented of the mercury content study in bottom sediment of small rivers within the Khabarovsk city and surroundings during 2021 spring-summer season. The temporal and spatial shifts in mercury concentration are shown. These shifts are explained by the maturity and the level of agricultural use of water catchment areas. The research highlights the absence of any link between the visual level of water pollution and the mercury content in bottom sediments regardless the sediment nature. During the research period, the mercury content has changed a lot under the influence of a combination of natural and anthropogenic factors. The maximum concentrations of mercury registered for the Berezovaya River – 226 µg/kg (with an average value of 164 µg/kg) and that of Chernaya River – 168 µg/kg (with an average value of 144 µg/kg). These rivers both have natural runoff from the surrounding areas and receive wastewater from treatment facilities. The content of mercury in bottom sediments of the rivers draining underdeveloped areas is slightly lower than in soils of water protection zones. In the areas that drain well-developed territories, it increases by 2–4 times.

Keywords: mercury, sediment layers, small rivers, Khabarovsk

REFERENCES

1. Akhtyamova, G.G. *Antropogennaya transformatsiya sostava donnykh otlozhenii basseina r. Pakhra (Moskovskaya oblast')* [Anthropogenic transformation of the composition of bottom sediments in the Pakhra River basin (Moscow region)]. *Meteorologiya i gidrologiya*, 2009, no. 2, pp. 80–88. (in Russian)
2. Akhtyamova, G.G., Tatsii, Yu.G., Yanin, E.P. *Osobennosti raspredeleniya i nakopleniya tyazhelykh metallov v tekhnogennykh ilakh basseina r. Pakhra* [Features of distribution and accumulation of heavy metals in technogenic silts of Pakhra River basin]. *Meteorologiya i gidrologiya*, 2012, no. 2, pp. 89–97. (in Russian)
3. Garetova, L.A., Fisher, N.A. *Biogeokhimicheskaya kharakteristika donnykh otlozhenii malykh rek g. Khabarovska i ego okrestnostei* [Biogeochemical characteristics of bottom sediments of small rivers in the city of Khabarovsk and its environs]. *Regiony novogo osvoeniya: sovremennoe sostoyanie prirodnnykh kompleksov i ikh okhrana* [Regions of new development: the current state of natural complexes and their protection. Proc. Intern. Sci. Conf.], Khabarovsk, IWEP FEB RAS Publ., 2021, pp. 130–134. (in Russian)
4. *Gosudarstvennyi doklad o sostoyanii i ob okhrane orku-zhayushchei sredy Khabarovskogo kraia v 2020 godu* [State report on the state and protection of the environment of the Khabarovsk Territory in 2020]. Khabarovsk, Ministry of Natural Resources of the Khabarovsk Territory, 2021, 255 p. (in Russian)
5. Kot, F.S., Matyushkina, L.A., Levshina, S.I. *Formy rtuti v gorodskikh pochvakh promyshlennykh tsentrov srednego Priamur'ya* [Forms of mercury in urban soils of industrial centers of the middle Amur region. *Biogeokhimicheskie i gidroekologicheskie otsenki nazemnykh i presnovodnykh ekosistem* [Biogeochemical and hydrologic-ecological evaluation of terrestrial and freshwater ecosystems]. Vladivostok, Dal'nauka Publ., 2003, pp. 45–62. (in Russian)
6. Koshel'kov, A.M., Matyushkina, L.A. *Otsenka khimicheskogo zagryazneniya pochv vodoohrannnykh zon malykh rek goroda Khabarovska* [Assessment of chemical contamination of soils in water protection zones of

- small rivers in the city of Khabarovsk]. *Regional'nye problemy*, 2018, vol. 21, no. 2, pp. 76–85. (in Russian)
7. Opekunov, A.Yu., Opekunova, M.G., Kukushkin, S.Y. *Identifikatsiya istochnikov zagryazneniya vodotokov Sankt-Peterburga po rezul'tatam izucheniya donnykh osadkov* [Identification of pollution sources of water-courses in St. Petersburg based on the results of the study of bottom sediments]. *Gidrologiya ot poznaniya k mirovozreniyu* [Hydrology from knowledge to world-view. Proc. Intern. Sci. Conf. in commemoration of Yu.B. Vinogradov]. St. Petersburg, BBM Publ., 2020, pp. 979–984. (in Russian)
 8. Opekunova, M.G., Opekunov, A.Yu., Kukushkin, S.Yu., Ganul, A.G. *Fonovoe sodержanie khimicheskikh elementov v pochvakh i donnykh osadkakh severa Zapadnoi Sibiri* [Background content of chemical elements in soils and bottom sediments in the north of Western Siberia]. *Pochvovedenie*, 2019, no. 4, pp. 422–439. (in Russian)
 9. Roslikova, V.I., Matveenکو, T.I. *Pochvy parkovykh zon "Dinamo", "Dom ofitserov flota" Khabarovska i ikh ekologicheskoe sostoyanie* [Soils of park zones "Dynamo", "House of officers of the fleet" of Khabarovsk and their ecological status]. *Regiony novogo osvoeniya: sovremennoe sostoyanie prirodnykh kompleksov i ikh okhrana* [Regions of new development: the current state of natural complexes and their protection]. Proc. Intern. Sci. Conf., Khabarovsk, IWEP FEB RAS, 2021, pp. 264–268. (in Russian)
 10. *SanPiN 1.2.3685-21. Sanitarnye pravila i normy. Gigenicheskie normativy i trebovaniya k obespecheniyu bezopasnosti i (ili) bezvrednosti dlya cheloveka faktorov srede obitaniya* [Official Internet Portal of Legal Information, 03.02.2021. Approved by the Resolution of the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation]. Russian Federation, Ministry of Justice, 2021, 975 p. (in Russian)
 11. Skugoreva, S.G., Ashikhmina, T. Ya. *Soderzhanie rtuti v komponentakh prirodnoi srede na territorii vblizi Kirovo-Chepetskogo khimicheskogo kombinata* [The content of mercury in the natural environment components around Kirovo-Chepetsk chemical plant]. *Izvestiya Komi nauchnogo tsentra UrO RAN*, 2012, no. 3 (11), pp. 39–45. (in Russian)
 12. Solovykh, G.N., Osinkina, T.V., Kanunikova, E.A., Tikhomirova, G.M., Fabarisova, L.G. *Issledovanie granulometricheskogo sostava i fiziko-khimicheskoi emkosti donnykh otlozhenii srednego techeniya reki Ural kak faktorov, vliyayushchikh na nakoplenie soedinenii rtuti v issleduemykh ekotopakh* [Investigation of the particle-size distribution and physicochemical capacity of bottom sediments in the middle reaches of the Ural River as factors affecting the accumulation of mercury compounds in the studied ecotopes]. *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya*, 2015, no. 2–2, pp. 38–43. (in Russian)
 13. Uvarova, V.I., Zakharova, T.V. *Otsenka sodержaniya nefieproduktov i tyazhelykh metallov v donnykh otlozheniyakh rek Pur i Nadym* [Assessment of the content of oil products and heavy metals in bottom sediments of the Pur and Nadym rivers]. *Vestnik rybokhozyaistvennoi nauki*, 2016, vol. 3, no. 3 (11), pp. 62–72. (in Russian)
 14. Sharshenova, A.A., Usonkulova, G.B., Zheleznyak, A.O. *Gigienicheskaya otsenka rtuti v ob'ektakh okruzhayushchei srede* [Hygienic assessment of mercury in environmental objects]. *Zdravookhranenie Kyrgyzstana*, 2016, no. 2, pp. 42–48. (in Russian)
 15. Shesterkin, V.P., Afanas'eva, M.I., Shesterkina, N.M. *Osobennosti kachestva vody malykh rek Khabarovska v zimnii period* [Features of water quality of small rivers of Khabarovsk in winter]. *Geoekologiya*, 2019, no. 3, pp. 42–51. (in Russian)
 16. Yanin, E.P. *Tekhnogennye rechnye ily (usloviya formirovaniya, veshchestvennyi sostav, geokhimicheskie osobennosti)* [Technogenic river silts (conditions of formation, material composition, geochemical features)]. Moscow, NP ARSO Publ., 2018, 415 p. (in Russian)
 17. Habuer, Fujiwara, T., Takaoka, M. The response of anthropogenic mercury release in China to the Minamata Convention on Mercury: A hypothetical expectation. *Journal of Cleaner Production*, 2021. vol. 323, 12 p.
 18. Shia, J., Lianga, L., Jianga, G., Jina, X. The speciation and bioavailability of mercury in sediments of Haihe River, China. *Environment International*, 2005, vol. 31, pp. 357–365.

**УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ
ОТХОДОВ**

УДК 624.131.3624.131.6

**ИЗУЧЕНИЕ ФИЛЬТРАЦИОННОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ
КЕМБРИЙСКИХ ГЛИН ПРИ ОБОСНОВАНИИ
ОКОНЧАТЕЛЬНОЙ ИЗОЛЯЦИИ ТОКСИЧНЫХ ОТХОДОВ**© 2022 г. М. В. Вилькина^{1,*}, А. М. Никуленков¹, В. Г. Румынин¹¹ Санкт-Петербургское отделение Института геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН,
В.О., Средний пр., 41, оф. 519, г. Санкт-Петербург, 199004 Россия

*E-mail: wilkina.mari@hgepro.ru

Поступила в редакцию 14.01.2022 г.

После доработки 16.01.2022 г.

Принята к публикации 19.01.2022 г.

В статье исследуется фильтрационная неоднородность кембрийских глин применительно к задаче окончательной изоляции отходов на полигоне “Красный Бор”. Свойства глин изучались лабораторными методами на монолитных образцах, отобранных из борта карьера и в кернах скважин. Кроме того, фильтрационная неоднородность глин исследовалась в поле (*in situ*) при помощи пакерных поинтервальных нагнетаний с применением методики Люжона. Визуальное обследование обнажений в карьере “ЛСР” показало, что глинистый массив имеет блочную структуру. Блоки отделены друг от друга системой ортогональных трещин, ориентированных в субгоризонтальном и субвертикальном направлениях. Размеры блоков увеличиваются с глубиной от первых сантиметров, достигая нескольких десятков метров на глубине 20 м. В то же время, в кернах многочисленных скважин при проведении инженерно-геологических изысканий раскрытые трещины обнаружены не были. Лабораторные исследования показали, что средний коэффициент фильтрации кембрийских глин по напластованию имеет величину 8.8×10^{-7} м/сут, а в крест напластованию 9.0×10^{-8} м/сут. Значение фильтрационной анизотропии устойчиво для всех образцов и в среднем составляет 9.5. Проведенные поинтервальные нагнетания в скважинах позволили установить, что в естественных условиях блочная система находится в сомкнутом состоянии, т.е. глинистый массив выступает в роли непроницаемого водоупора. При нагнетании в изолированные интервалы с избыточным давлением более 4 литостатических величин происходит раскрытие системы трещин. Коэффициент фильтрации трещин в раскрытом состоянии может достигать 0.5 м/сут. Однако при снижении избыточного давления трещины смыкаются обратно, и глинистый массив вновь начинает выполнять функцию фильтрационного барьера. Таким образом, в зависимости от внешних условий, кембрийские глины могут проявлять свойства как непроницаемого барьера, так и фильтрующей среды.

Ключевые слова: синие кембрийские глины, фильтрационные свойства, трещиноватая система, пакерные нагнетания, токсичные отходы, полигон Красный Бор

DOI: 10.31857/S0869780922020096**ВВЕДЕНИЕ**

На территории Тосненского района Ленинградской области с 1969 г. располагается полигон токсичных промышленных отходов “Красный Бор”. Толща “синих” кембрийских глин, которая выходит на дневную поверхность, была выбрана в качестве среды для размещения опасных отходов.

Мощность кембрийских глин на участке исследования достигает 90 м, от дневной поверхности их отделяют четвертичные отложения мощностью от 3 до 8 м. В основании кембрийских глин залегает регионально выдержанный слой кембрийских песчаников, который образует на-

порный ломоносовский водоносный горизонт (рис. 1).

За период эксплуатации с 1969 по 2014 г. на территории полигона были организованы 70 выемок грунта (карт), вмещающие более 1.7 млн т высокотоксичных отходов (рис. 2). Промышленные отходы на полигон принимались как в жидком, так и в твердом состоянии. На сегодняшний момент 5 карт с жидкими отходами остаются открытыми, остальные засыпаны грунтом.

При создании полигона считалось, что выбранное место удовлетворяет необходимым требованиям: отсутствует возможность подтопления территории в паводок, отсутствует централизо-

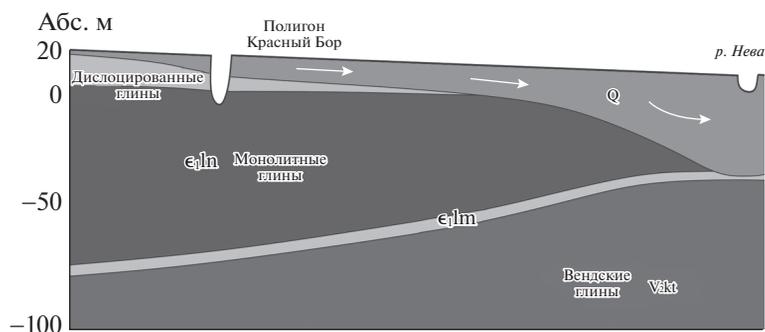


Рис. 1. Локальный разрез через площадку полигона “Красный Бор”.



Рис. 2. Схема расположения карт-накопителей полигона “Красный Бор”.

ванное водоснабжение из близлежащих водоемов, целевой горизонт глин обладает достаточной мощностью и залегает близко от поверхности. Но уже на этапе строительства был выявлен ряд проблем, который затруднил стабильную работу полигона и поставил под угрозу безопасность окружающей среды. В частности, возникли проблемы с организацией санитарной защитной зоны надлежащего радиуса, появился риск подтопления территории атмосферными осадками и талыми водами, сказались наличие большого зеркала жидких отходов с открытой поверхностью и т.д. В последние годы эксплуатации участились пожары в связи с нарушением условий хранения высокотоксичных отходов.

В 2014 г. было принято решение о прекращении работы полигона и его полной рекультивации. Одна из главных задач рекультивации — не допустить распространения загрязнений из карт-накопителей в окружающую среду. В качестве проекта рекультивации было решено перерабо-

тать жидкое содержимое открытых карт, а затем накрыть полигон сверху горизонтальным непроницаемым экраном, дополнительно создав по периметру противодиффузионную завесу, опущенную до кровли кембрийских глин.

В такой постановке вопрос о фильтрационных свойствах кембрийских глин начинает играть ключевую роль для оценки долговременной безопасности рекультивируемого полигона.

Кембрийские глины достаточно хорошо изученная среда. Подземное строительство в южной части г. Санкт-Петербург, проходка тоннелей метрополитена, отработка карьеров, создание подземных газовых хранилищ и другие специализированные работы послужили основным источником информации о свойствах кембрийских глин. Региональное обобщение физико-механических свойств кембрийских глин было проведено В.Д. Ломтадзе [7]. Значительный вклад в исследование фильтрационных свойств, трещиновато-блочной структуры кембрийских глин и

роли микробиологических процессов внесла Р.Э. Дашко [3, 4, 6]. Барьерные свойства кембрийских глин активно изучались В.Г. Румыниным для задач создания пунктов окончательной изоляции радиоактивных отходов в глинистых формациях [8–10]. Информация о влиянии токсичных отходов на сорбционную способность, а также на минеральный состав кембрийских глин применительно к условиям полигона “Красный Бор” приводится в работе Е.В. Часовниковой¹.

Однако, несмотря на многочисленные исследования кембрийских глин, их использование в качестве природного барьера до сих пор остается предметом научных дискуссий. Существует два взгляда на барьерные свойства кембрийских глин.

Например, Р.Э. Дашко и др. рассматривают толщу кембрийских глин как блочную среду, которая, по их мнению, мало пригодна для изоляции отходов. Исследователи делают вывод о высокой проницаемости синих глин по трещинам, аргументируя это наличием соединений гидроксидов железа или гипса на стенках блоков [3], негативным влиянием микробной пораженности, приуроченной к трещинам [4], результатами полевых испытаний, а также оценивают коэффициент фильтрации трещиноватых зон по результатам наливов в карьерах до 0.01–0.5 м/сут [4, 6].

Другая группа исследователей из Санкт-Петербургского государственного университета, не отрицая наличия блочной структуры массива кембрийских глин, тем не менее полагает, что трещины в кембрийских глинах находятся в сомкнутом состоянии, поскольку в естественном сложении они испытывают на себе литостатическое давление. Кроме того, глины обладают набухающими свойствами, что обуславливает “залечивание” трещин при их контакте с водой. Также исследования показали, что при контакте нефтепродуктов промхимотходов с кембрийскими глинами на поверхности породы образуется пленка, которая усиливает закупоривающую роль (см. сноску 1).

На региональной гидрогеологической модели были оценены барьерные свойства кембрийских глин по разнице напоров между ломоносским и кембро-ордовикским водоносными горизонтами [10]. Было показано, что для поддержания существующей разницы напоров между горизонтами, коэффициент фильтрации разделяющего слоя (кембрийских глин) не должен превышать значения 1×10^{-5} м/сут. Таким образом, в

региональном масштабе кембрийские глины можно рассматривать как водоупорную толщу.

В настоящее время глинистые формации находятся в центре внимания специалистов в области обращения с отходами не только в России, но и за рубежом. Так, национальные программы обращения с радиоактивными отходами Бельгии, Франции и Швейцарии во многом ориентированы на геологическое, инженерно-геологическое и гидрогеологическое изучение именно глинистых толщ: Rupelian Boom Clay (Мол, Бельгия), Callovo-Oxfordian clayey siltstone/silty clay (Бюр, Франция) и Aalenian Opalinus Clay (западная Швейцария). Именно они должны послужить средой для создания хранилищ радиоактивных отходов (РАО) [12, 13, 16]).

Многочисленные исследования указывают на то, что глины являются сложным материалом. Их геохимические и механические свойства могут изменяться во времени под действием внешних природных и техногенных факторов. Так, например, зарубежные исследователи указывают на то, что при проходке глин вокруг выработок образуются зоны разуплотнения (EDZ), которые в конечном счете могут приводить к увеличению коэффициента фильтрации этой зоны в среднем на порядок [14].

Для обоснования необходимых и достаточных проектных решений по локализации загрязнения в пределах полигона “Красный Бор” был проведен комплекс специализированных полевых и лабораторных исследований фильтрационной неоднородности кембрийских глин. Эти исследования можно рассматривать как очередной шаг в многолетней истории изучения барьерных свойств кембрийских глин.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Изучение блочной структуры массива. Трещиноватость глин исследовалась путем описания систем трещин в обнажениях карьера “ЛСР”, а также в керне скважин, пробуренных на полигоне “Красный Бор”.

После визуального осмотра обнажений были выделены основные системы трещин и проведены замеры элементов их залегания. Устанавливались угол падения и азимут простирания для каждой из выделенных систем. Кроме того, оценивалась степень раскрытости трещин и размеры монолитных блоков, которые формируют системы трещин.

При бурении скважин в монолитах глин фиксировались глубина обнаружения трещины, степень ее раскрытости, минеральное заполнение трещин и угол падения. Однако возможность отбора ориентированного керна в процессе бурения

¹ Часовникова Е.В. и др. Исследование изменений состава и свойств кембрийских глин при их взаимодействии с жидкими промхимотходами на опытно-полигоне “Красный Бор” с целью прогноза охраны окружающей среды. НИИЗК ЛГУ. Промежуточный отчет, 1978.

отсутствовала, поэтому азимут простираения трещин не определялся.

Изучение коэффициента фильтрации глин в лаборатории. В лаборатории коэффициент фильтрации монолитов глин определялся методом фильтрационной консолидации и методом прямой фильтрации.

Расчет коэффициента фильтрации методом фильтрационной консолидации основан на теории консолидации Терцаги [11]. В водонасыщенном состоянии уменьшение объема пор происходит за счет оттока несжимаемой жидкости. Таким образом, скорость осадки грунта контролируется скоростью оттока жидкости, т.е. коэффициентом фильтрации. Многочисленные испытания на консолидацию глинистых грунтов позволили К. Терцаги установить следующее эмпирическое соотношение:

$$k = c_v m_v \gamma_w, \quad (1)$$

где k – коэффициент фильтрации, м/с; γ_w – удельный вес воды, Н/м³; m_v – коэффициент объемной сжимаемости, м²/Н (или Па); c_v – коэффициент консолидации, м²/с.

Значение параметра c_v отражает скорость, с которой насыщенная глина подвергается уплотнению при воздействии возрастающей нагрузки. Как правило, такие эксперименты проводят в одометрах. В Российской Федерации определение коэффициента консолидации c_v регламентировано ГОСТ 12248.3-2020².

Величина коэффициента относительной сжимаемости m_v также определяется по результатам многоступенчатого компрессионного испытания согласно выражению (2)

$$m_{v,i} = \frac{\Delta e_i}{\Delta \sigma'(1 + e_{i-1})}, \quad (2)$$

где m_v – коэффициент объемной сжимаемости, м²/Н (или Па); $\Delta \sigma'$ – приращение вертикального эффективного напряжения при нагружении на i -ом шаге, Н/м² (или Па); Δe_i – изменение коэффициента пористости при нагружении на i -ом шаге, д.е.; e_{i-1} – коэффициент пористости на $i - 1$ шаге, д.е.

Коэффициент фильтрации глинистых грунтов в лаборатории также может быть определен прямым путем, т.е. посредством пропускания воды под давлением через тело образца. Как правило, такие эксперименты проводят в трехосных приборах, создавая обжимающее давление идентичное литостатическому давлению в соответствии с той глубиной, на которой находился образец. Верхний и нижний торцы образца используются

для фильтрации жидкости под давлением. Данный эксперимент идентичен фильтрационным опытам, проводимым Дарси, и может быть для тонкодисперсных (глинистых) пород описан базовым уравнением:

$$k = \frac{Q}{(I - I_0)F}, \quad I > I_0, \quad (3)$$

где k – коэффициент фильтрации, м/с; Q – расход воды через образец при заданном градиенте, м³/с; I – градиент потока, м/м; I_0 – начальный градиент, м/м; F – площадь поверхности торцевой части образца, м².

Проведение фильтрационных экспериментов через образцы пород регламентируется ГОСТ 25584-2016³. Особенности фильтрации жидкости в слабопроницаемых породах, а также методика определения коэффициентов фильтрации подробно рассматривается в трудах И.А. Брилинга, В.М. Гольдберга, Н.П. Скворцова [1, 2].

Изучение коэффициента фильтрации глин в полевых условиях. Изучение коэффициентов фильтрации низкопроницаемых пород полевыми методами – задача нетривиальная. В случае, если коэффициент фильтрации исследуемых пород составляет менее 1×10^{-4} м/сут, рекомендуется использовать лабораторные методы определения.

Между тем хорошо известно, что лабораторные методы могут давать нерепрезентативные результаты ввиду нарушенной структуры опробуемого образца, а также влияния масштабных эффектов. Особенно остро вопрос достоверности определяемых параметров лабораторными методами стоит применительно к трещиновато-блочным средам.

В этой связи, для изучения масштабного эффекта и роли трещин в фильтрационной неоднородности глинистого массива, были проведены поинтервальные нагнетания согласно методике Люжона [17] – изучение трещин массива пород путем ступенчатого нагнетания жидкости с постоянным расходом. Сначала давление ступеней нарастает, а затем, напротив, снижается. Таким образом, в одном интервале проводят нагнетания с 5–6 ступенями давлений. По результатам полевых опробований строятся графики в координатах давления нагнетаемой жидкости P от объема поглощенной жидкости Q в опробуемом интервале при заданной степени давления.

Для интерпретации графиков $P-Q$ на качественном уровне можно обратиться к работе [15], получившей широкое распространение в конце XX века. В ней приводится ряд эталонных графиков, отвечающих типовым гидродинамическим

² ГОСТ 12248.3-2020. Грунты. Определение характеристик прочности и деформируемости методом трехосного сжатия. <https://docs.cntd.ru/document/566409062>

³ ГОСТ 25584-2016. Грунты. Методы лабораторного определения коэффициента фильтрации. <https://docs.cntd.ru/document/1200141112>

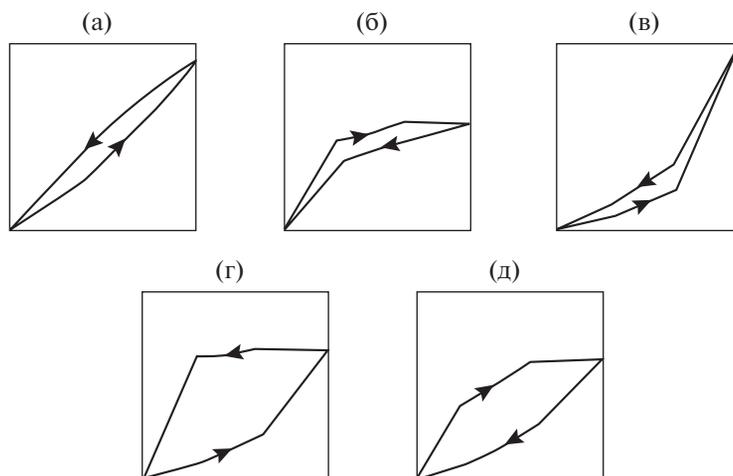


Рис. 3. Пять эталонных графиков для анализа пакерного опробования по графику зависимости среднего расхода нагнетаемой жидкости (ось ординат) от величины давления в скважине (ось абсцисс). Стрелками показана последовательность изменения расхода от ступени к ступени.

обстановкам (рис. 3): ламинарный режим движения в опробуемых породах (а), турбулентный режим движения (б), расширение трещин (в), размыв трещин (г) и заполнение пустот (д). Следовательно, сопоставляя эталонные графики с фактическими, можно сделать вывод о режиме фильтрации и о поведении трещиноватой системы при ее нагрузке различными давлениями.

Количественная интерпретация пакерных нагнетаний для определения коэффициента фильтрации вмещающих пород может быть проведена по формуле Мойе [18]:

$$k = \frac{Q\rho g}{2\pi l_w \Delta P} \left(1 + \ln \frac{l_w}{2r_w} \right), \quad (4)$$

где k – коэффициент фильтрации, м/с; Q – стабилизированный расход жидкости на конец ступени, м³/с; ρ – плотность нагнетаемой жидкости, кг/м³; g – ускорение свободного падения, м/с²; l_w – длина интервала опробования, м; ΔP – изменение давления в скважине, Па.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Обнажения кембрийских глин были визуально обследованы в бортах карьера “ЛСР”, который расположен в 480 м к западу от полигона “Красный Бор”. Отработка карьера производится на трех уровнях: на абсолютных отметках +15, 0 и –10 м. Отвод поверхностных и талых вод осуществляется дренажными канавами, собирающими воду в пруду на дне карьера.

В бортах карьера глины имеют блочную структуру и разбиты системой ортогональных трещин. Одна система трещин простирается преимущественно на северо-запад с субвертикальным паде-

нием. Вторая субвертикальная система трещин ортогональна по отношению к первой. Третья система трещин ориентирована в субгоризонтальной плоскости. Таким образом, три системы трещин формируют блочную структуру массива кембрийских глин.

По результатам измерений установлено, что размеры блоков имеют выраженную тенденцию к увеличению с глубиной. Так, на верхней берме шаг сетки трещиноватости может сгущаться до 5–10 см (рис. 4), в то время как на нижней берме он увеличивается до нескольких десятков метров.

Иная картина наблюдается при бурении скважин на полигоне “Красный Бор” – в процессе изысканий не было выявлено каких-либо открытых трещин в кембрийских глинах. Между тем, в процессе изысканий было отмечено, что в монолитных кернах, поднятых из ствола скважины, при хранении на поверхности достаточно быстро могут формироваться трещины. Данные эффекты могут начать активно проявляться уже спустя первые сутки или даже часы.

В качестве примера на рис. 5а приведена фотография монолита, поднятого из скв. 135 с глубины 85 м. В керне присутствуют следы древних пластичных деформаций (складки), однако никаких открытых трещин в монолите не зафиксировано. На рис. 5б приведен тот же самый монолит, спустя две недели его хранения на поверхности. Хорошо видно, что монолит разделился на блоки по системе ортогональных трещин. Отметим, что раскрытие трещин происходит не только в монолитах глубоких скважин, но и в кернах, поднятых из приповерхностных интервалов. На рис. 5в приведена фотография керна с глубины 4 м из скв. 8П. Трещины в монолите глин проявились



Рис. 4. Система ортогональных трещин кембрийских глин в борту карьера на абс. отметках от 0 до +15 м.

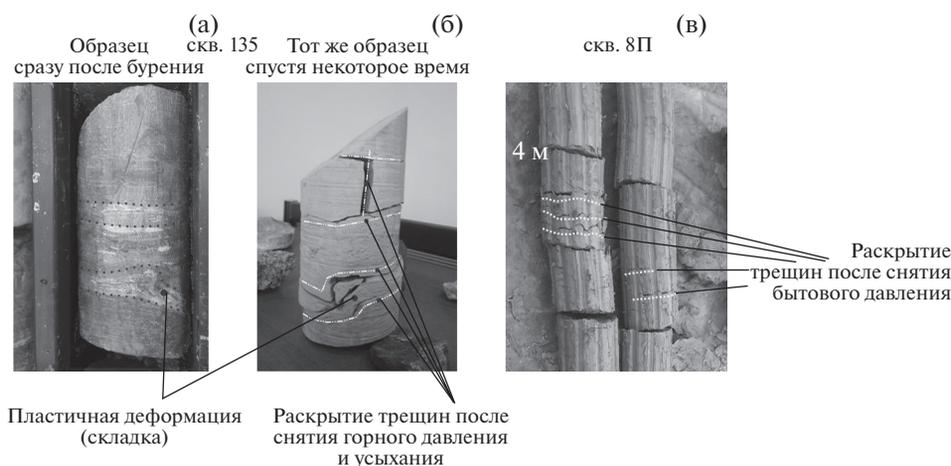


Рис. 5. Формирование трещин в монолитных образцах керна при хранении на поверхности.

спустя несколько часов после пребывания на поверхности.

Таким образом, можно говорить о зависимости свойств трещиновато-блочной среды кембрийских глин от условий ее залегания. Наиболее вероятно, что раскрытие трещин связано с целым рядом факторов:

- снятие литостатического давления с массива глин при отработке карьера приводит к образованию трещин отпора;

- кембрийская глина является сильно набухающей и может изменять свой объем на 28% в зависимости от влажности. На открытой поверхности в бортах котлована глины подвергаются циклическому увлажнению под действием дождей и осушению под действием солнца, что также является причиной раскрытия систем трещин;

- на открытой поверхности глины регулярно подвергаются промерзанию. Морозное пучение и

морозобойные трещины являются дополнительным негативным фактором.

Как показало обследование монолитов кембрийских глин из пробуренных скважин, в естественном сложении система трещин находится в сомкнутом состоянии. Этому способствуют литостатическое давление вышележающего слоя четвертичных отложений, постоянный влажностный режим, а также фактор глубины залегания глин – они расположены ниже глубины сезонного промерзания пород.

Изучение коэффициентов фильтрации глин в естественном сложении проводилось в лабораторных и полевых условиях. Монолиты глин отбирались на различной глубине из ряда скважин, расположенных вокруг полигона “Красный Бор” (см. рис. 1).

На первом этапе в лаборатории определялись водно-физические и деформационные свойства

Таблица 1. Таблица механических характеристик кембрийских и вендских глин

Место	Возраст	Номенклатурный вид грунта (ГОСТ 25100)	Плотность грунта, г/см ³	Плотность частиц грунта, г/см ³	Влажность			Коэффициент пористости, д.е.	Угол внутреннего трения, о	Удельное сцепление, кПа	Модуль деформации, МПа	Относительная деформация набухания
					Естественная, %	На границе раскатывания, д.е.	На границе текучести, д.е.					
Красный Бор	ϵ_1ln	глина твердая, дислоцированная	2.09	2.74	20	21	45	0.58	15	80	27	0.28
ЛАЭС-2	V_2kt	глина твердая аргиллитоподобная	2.16	2.75	16	21	35	0.48	19	92	26	0.2

кембрийских глин. Основные параметры приведены в табл. 1. Для сравнения в таблице приводятся характеристики вендских глин, которые были отобраны в основании новой очереди Ленинградской атомной станции (ЛАЭС-2) в г. Сосновый Бор. Несмотря на различие в возрасте, кембрийские и вендские глины имеют схожий генезис, минералогический состав, а глубина залегания кембрийских глин в “Красном Бору” сопоставима с глубиной залегания вендских глин на ЛАЭС-2. Вероятно этим и обусловлено то, что инженерно-геологические характеристики двух сред оказались практически идентичными (см. табл. 1).

Коэффициенты фильтрации монолитных образцов кембрийской глины исследовались в лабораторных условиях методом фильтрационной консолидации, а также прямой фильтрацией через образец при создании больших гидравлических градиентов (от 100 до 300). Результаты испытаний приведены в табл. 2.

Коэффициент фильтрации кембрийских глин варьирует в диапазоне от $n \times 10^{-6}$ до $n \times 10^{-8}$ м/сут. Определения методом фильтрационной консолидации хорошо согласуются с коэффициентом фильтрации, полученным при фильтрации прямым способом в плоскости напластования (горизонтальной плоскости). Песчаные прослои и вкрапления в глину являются причиной фильтрационной анизотропии. Лабораторные эксперименты показали, что коэффициент фильтрации поперек напластования (вертикально) в среднем в 9.5 раз ниже, чем вдоль напластования (горизонтально). Проведенные лабораторные исследования свидетельствуют о том, что опробуемые монолиты обладают крайне низкими коэффициентами фильтрации.

Для сопоставления полученных значений в табл. 2 приводятся результаты аналогичных исследований на образцах вендских глин с площадки ЛАЭС-2. Несмотря на практически идентичные механические характеристики грунтов, коэффициент фильтрации кембрийских глин оказался на порядок ниже, чем в вендских глинах.

Поэтому можно предположить, что механические характеристики глинистых грунтов не контролируют их фильтрационные свойства. Лабораторные опыты не выявили влияния начального градиента (I_0) на характер фильтрации воды через образцы: графики функции $Q(I)$ (3) проходят через начало координат ($I_0 = 0$), т.е. фильтрация происходит при всех значениях напорного градиента. Проведенные лабораторные исследования свидетельствуют об очень низких коэффициентах фильтрации кембрийских глин.

Однако остаются опасения, что опробуемые монолиты не являются репрезентативными и состоят только из блоков, не включая трещины. Для оценки масштабного эффекта были проведены поинтервальные нагнетания в кембрийские глины (*in situ*) по методике Люжона. Нагнетания проводились в четырех скважинах, расположенных по периметру полигона. Расположение нагнетательных скважин указано на рис. 2, а геологический разрез и опробуемые интервалы приведены на рис. 6.

В каждой скважине нагнетания проводились в трех интервалах: первый интервал оборудован на верхний слой дислоцированных глин, второй и третий – на монолитные. Для этого гидрогеологическая скважина поэтапно разбуривалась на глубину 6, 8 и 10 м. Чтобы предотвратить влияние четвертичных песков и суглинков на ход эксперимента, скважина была оборудована кондуктором до кровли дислоцированных глин. Завершив проходку скважины до необходимой глубины, в ее ствол погружался пакер, и таким образом изолировал ствол, чтобы мощность опробуемого интервала составляла 1 м (рис. 7).

Результаты полевого опробования скважины 12П приведены в табл. 3 и на рис. 8.

В качестве примера на рис. 8 приведены индикаторные графики $Q - \Delta P$ нагнетания воды в скв. 12П. Из этих графиков видно, что на начальных этапах при небольших давлениях не происходит поглощения воды в опробуемый интервал. Чувствительности расходомеров не хватает, что-

Таблица 2. Результаты определения коэффициента фильтрации кембрийской глины

№ скважины	Интервал опробования, м		По консолидации	Коэффициент фильтрации, м/сут		
	от	до	коэффициент фильтрации, м/сут	вдоль	поперек	анизотропия
Кембрийские глины, Красный Бор						
1п	5.3	6	1.0E-06	1.4E-06	1.1E-07	12.7
	6.8	8.7	6.3E-07	5.4E-07	6.5E-08	8.3
	9.6	9.9	2.0E-06	1.6E-06	1.3E-07	12.3
6п	6.6	7	5.0E-06	1.6E-06	1.9E-07	8.4
	7.9	8.3	1.6E-06	1.0E-06	9.2E-08	10.9
	9.2	9.6	4.0E-06	6.6E-07	7.4E-08	8.9
8п	5.7	6	2.5E-06	8.4E-07	9.5E-08	8.8
	7.9	8.3	1.6E-07	1.2E-06	1.1E-07	10.9
	9.3	9.7	2.5E-06	5.2E-07	8.8E-08	5.9
12п	5.1	7.5	6.3E-07	8.0E-08	1.3E-08	6.2
	7.3	7.8	6.3E-06	8.4E-07	7.3E-08	11.5
	9.1	9.6	2.0E-06	3.2E-07	3.4E-08	9.4
Вендские глины, Сосновый Бор						
4/10	51.8	52.1	—	4.0E-06	6.0E-07	6.7
4/10	69.2	69.5	—	1.9E-05	1.4E-06	13.6
5/10	48.6	49	—	6.0E-06	1.3E-06	4.6
111а	13.8	14	1.5E-06	—	—	—
111а	29.2	29.6	1.9E-05	—	—	—
111а	42.5	43	2.7E-05	—	—	—
250	13	13.1	4.8E-05	—	—	—
250	14.4	14.5	6.5E-06	—	—	—
250	15.8	15.9	5.0E-06	—	—	—
Статистика			По консолидации	Коэффициент фильтрации, м/сут		
			коэффициент фильтрации, м/сут	вдоль	поперек	анизотропия
Среднее	Кембрийские		2.4E-06	8.8E-07	9.0E-08	9.5
	Вендские		1.8E-05	9.7E-06	1.1E-06	8.3
Дисперсия	Кембрийские		1.4E-06	4.0E-07	3.2E-08	1.8
	Вендские		1.4E-05	6.2E-06	3.3E-07	3.5
Коэффициент вариации	Кембрийские		80%	56%	51%	23%
	Вендские		99%	84%	40%	57%

бы рассчитать коэффициент фильтрации. Можно лишь оценить, что коэффициент фильтрации составляет менее 1×10^{-4} м/сут. По мере увеличения давления ситуация не меняется. Однако при достижении определенного давления (P_d) происходит раскрытие трещин, и начинается поглощение воды в опробуемом интервале.

На графиках (см. рис. 8) приведены значения коэффициента фильтрации, рассчитанные по формуле (4), в которой принято $l_w = 1$ м, $2r_w = 0.07$ м,

$\rho = 1000$ кг/м³, $g = 9.81$ м/с, 1 Па = 10^{-5} атм. Размерность коэффициента k пересчитана в м/сут.

Давление раскрытия трещин зависит от глубины опробования и в среднем составляет для кембрийских глин около 4 литостатических давлений. При максимальных приложенных давлениях коэффициент фильтрации трещин варьирует от 0.1 до 0.5 м/сут.

При обратном снижении ступеней давления в поведении трещиноватой системы наблюдается

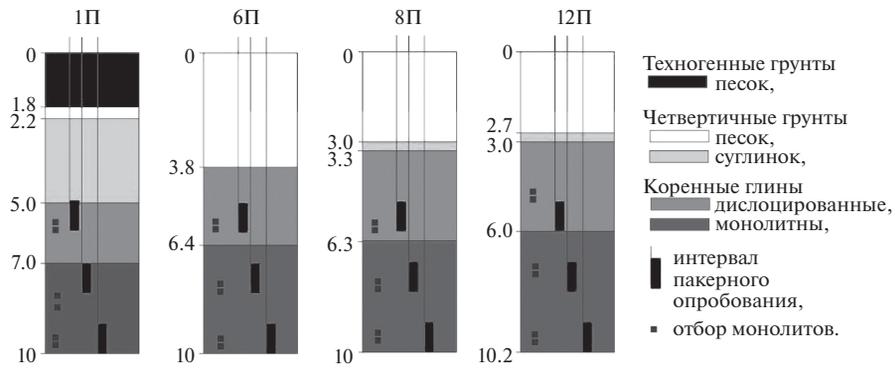


Рис. 6. Глубины отбора образцов и интервалы нагнетаний в кембрийские глины.

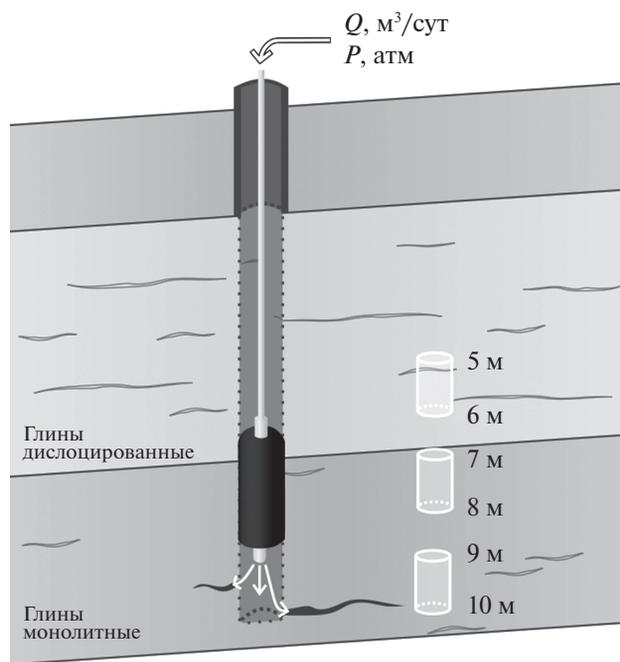


Рис. 7. Схема нагнетательных испытаний в зоне дислоцированных и монолитных глин.

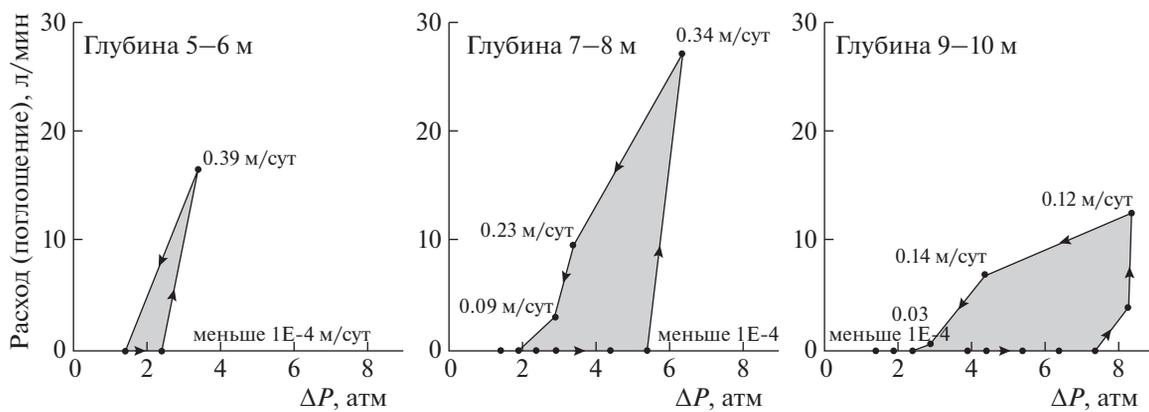


Рис. 8. Гистерезис кривых роста и снижения давлений в скв. 12П.

Таблица 3. Результаты определения коэффициента фильтрации кембрийской глины в скв. 12П

Интервал	P , атм*	V , л	t , с	k , м/сут	$P_d^* (P_c^*)$, атм
5–6 м	1	0	180	<1E–4	3 (1.5)
	2	0	180	<1E–4	
	3	5	18	0.39	
	1	0	180	<1E–4	
7–8 м	1	0	180	<1E–4	5.2 (2.0)
	2	0	180	<1E–4	
	2.5	0	180	<1E–4	
	4	0	180	<1E–4	
	5	0	180	<1E–4	
	6	5	11	0.34	
	3	5	31	0.23	
	2.5	3	57	0.09	
	1.5	0	180	<1E–4	
	1	0	180	<1E–4	
9–10 м	1	0	180	<1E–4	8 (2.0)
	2	0	180	<1E–4	
	3.5	0	180	<1E–4	
	4	0	180	<1E–4	
	5	0	180	<1E–4	
	6	0	180	<1E–4	
	7	0	180	<1E–4	
	7.9	3	46	0.04	
	8	5	24	0.12	
	4	5	43	0.14	
	2.5	0.5	50	0.03	
	2	0	180	<1E–4	
	1.5	0	180	<1E–4	

* – указано значение, зафиксированное на манометре. За статический уровень воды в скв. принята глубина 2 м.

Таблица 4. Макрокомпонентный состав подземных вод

Компонент	Концентрация, мг/л	
	Ломоносовский горизонт	Грунтовый горизонт
Натрий	710	3.4
Кальций	58	6.4
Калий	29	1.72
Железо	0.33	2.1
Магний	68	3.9
Сульфат-ионы	51	<1
Хлорид-ионы	640	58
pH	7.9	6.1

гистерезис. Трещины смыкаются обратно при значительно меньших давлениях, по сравнению с теми, которые необходимо было создать для их раскрытия. Это свидетельствует о наличии пластичных деформаций, которые происходят в глине в момент раскрытия трещин в условиях естественного залегания. В лабораторных компрессионных испытаниях образцов кембрийских глин отмечается преобладание упругих деформаций [7].

Необходимо отметить, что, несмотря на гистерезис (см. рис. 8), во всех опробуемых интервалах при снижении давления нагнетания происходило смыкание трещин (P_c – давление смыкания), т.е. среда вновь становилась слабопроницаемой.

Результаты нагнетаний по остальным скважинам показали идентичные результаты.

В целом, анализируя результаты полевых нагнетаний, можно утверждать, что в условиях естественного сложения, трещиноватая система кембрийских глин находится в сомкнутом состоянии, а природный массив выполняет функции фильтрационного барьера.

Дополнительным подтверждением этому могут служить результаты бурения глубокой скважины (скв. 135). Она прошла всю толщу кембрийских глин (95 м) и вскрыла фильтром ломоносовский водоносный горизонт (см. рис. 1). Было зафиксировано, что уровни подземных вод в глубоком ломоносовском горизонте установились на 4.5 м ниже, чем в грунтовом горизонте. Гидрохимический отбор проб воды показал, что состав двух горизонтов является контрастным по отношению друг к другу (табл. 4). Разрыв напоров и гидрохимическая контрастность двух водоносных горизонтов свидетельствуют об отсутствии гидравлической взаимосвязи между ними.

ВЫВОДЫ

Подводя итог исследованиям фильтрационной неоднородности кембрийских глин в районе полигона токсичных отходов “Красный Бор”, отметим следующее:

– массив кембрийских глин является трещиновато-блочной средой;

– глины могут проявлять различные свойства в зависимости от условий, в которых они находятся;

– в естественных условиях залегания трещины находятся в сомкнутом состоянии и не фильтруют воду; средние значения коэффициента фильтрации кембрийских глин по напластованию составляют 8.8×10^{-7} м/сут, а вкrest напластования 9.0×10^{-8} м/сут; величина анизотропии устойчива и составляет около 10;

– отсутствует связь между механическими и фильтрационными свойствами глин.

Изучение структуры трещин в обнажениях карьера “ЛСР” свидетельствует о том, что при снятии бытового давления с кровли кембрийских глин, а также при циклическом увлажнении и высушивании глин происходит раскрытие трещиноватой системы. Коэффициент фильтрации пород в таких условиях может достигать 0.5 м/сут. Наблюдения за кернами глин, поднятыми из скважин на поверхность, показывают, что раскрытие системы трещин происходит достаточно быстро: в течение нескольких часов или суток.

Способность глины изменять свои фильтрационные свойства необходимо учитывать при проектировании и проведении земляных работ во время возведения противофильтрационной завесы вокруг полигона “Красный Бор”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Брилинг И.А.* Фильтрация в глинистых породах. М.: Изд-во ВИЭМС, 1984. 61 с.
2. *Гольдберг В.М., Скворцов Н.П.* Проницаемость и фильтрация в глинах. М.: Изд-во Недр, 1986. 160 с.
3. *Дашко Р.Э., Еремеева А.А.* Анализ и оценка повышения безопасности захоронения низкоактивных отходов в нижнекембрийских синих глинах западной части Ленинградской области // Записки Горного института. Т. 154. 2004. С. 131–135.
4. *Дашко Р.Э., Коробко А.А.* Геотехнические аспекты исследований нижнекембрийских глин Санкт-Петербурга как основания сооружений // Жилищное строительство. 2014. № 9. С. 19–22.
5. *Еремеева А.А.* Инженерно-геологическая и геоэкологическая оценка условий захоронения промышленных отходов в нижнекембрийских глинах Ленинградской области: дисс. канд. геол.-мин. наук. СПб., 2002. 212 с.
6. *Коробко А.А.* Инженерно-геологический анализ и оценка условий строительства и эксплуатации сооружений различного назначения в пределах Предглинтовой низменности (Санкт-Петербургский регион): автореферат дис. ... канд. геол.-мин. наук. СПб., 2015.
7. *Ломтадзе В.Д.* Физико-механические свойства нижнекембрийских глин северо-западной окраины русской платформы // Записки Ленинградского горного института им. Г.В. Плеханова. 1958. Т. 34. С. 154–188.
8. *Румынин В.Г., Никуленков А.М.* Зональность физических свойств котлинских глин вендской системы (северо-запад Русской платформы) // Записки Горного института. 2012. Т. 197. С. 191–196.
9. *Румынин В.Г.* Опыт изучения глинистых толщ и кристаллических массивов как геологических сред для окончательной изоляции РАО // Радиоактивные отходы. 2017. № 1. С. 43–54.
10. *Румынин В.Г., Панкина Е.Б., Якушев М.Ф. и др.* Оценка влияния атомно-промышленного комплекса на подземные воды и смежные природные объекты. СПб.: Изд-во СПбГУ. 2002. 246 с.
11. *Терцаги К., Пек Р.* Механика грунтов в инженерной практике. М.: Государственное издательство литературы по строительству, архитектуре и строительным материалам, 1958. 607 с.
12. *Arnould M.* Discontinuity networks in mudstones: a geological approach. Implications for radioactive wastes isolation in deep geological formation in Belgium // Bull. of Eng. Geol. and the Envir. 2006. V. 65. P. 413–422.
13. *Bock H., Blümling P., Konietzky H.* Study of the micro-mechanical behaviour of the Opalinus Clay: an example of co-operation across the ground engineering disciplines // Bull. of Eng. Geol. and the Envir. 2006. V. 65. P. 195–207.
14. *Blumling P., Bernier F., Lebon P., Derek Martin C.* The excavation damaged zone in clay formations time-dependent behavior and influence on performance assessment // Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C. 2007. V. 32 (8–14). P. 588–599. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2006.04.034>
15. *Houlsby, A.C.* Routine interpretation of the Lugeon water-test // Quarterly Journal of Engineering Geology. 1976. V. 9 (4). P. 303–313. <https://doi.org/10.1144/GSL.QJEG.1976.009.04.03>
16. *Huysmans M., Dassargues A.* Stochastic analysis of the effect of spatial variability of diffusion parameters on radionuclide transport in a low permeability clay layer // Hydrogeol. Journ. 2006. V. 14. P. 1094–1106.
17. *Lugeon M.* Barrages et géologie // Bulletin Technique de La Suisse Romande. 1932. V. 58. № 19–20. P. 225–240.
18. *Moye D.G.* Diamond drilling for foundation exploration // Civil Engineering Transactions. Institution of Engineers of Australia. 1967. V. Ce 9. № 1. P. 95–100.

THE STUDY OF THE FLOW HETEROGENITY OF THE CAMBRIAN BLUE CLAY IN SCOPE OF HAZARDOUS WASTE DISPOSAL

M. V. Vilkina^{a,*}, A. M. Nikulenkova^a, and V. G. Rumynin^a

^a St. Petersburg Division, Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Srednii pr., 41, St. Petersburg, 199004 Russia

*E-mail: wilkina.mari@hgepro.ru

The present article studies the flow heterogeneity in the Cambrian blue clay in scope of hazardous toxic waste disposal at the Krasny Bor site. The clay properties were studied both in monoliths sampled in open-pit mine and bore cores by a number of laboratory methods. To investigate the flow characteristics of clays the in-situ Lugeon (or packer) tests were also performed. The visual analysis of the open-pit mine outcropping proved the Cambrian clays to have the block structure. The blocks are separated one from another by the orthogonal

fracture system in subhorizontal and subvertical plane directions. The size of the blocks increases with depth, starting with centimeters and reaching several meters at a depth of 20 meters. Meanwhile, numerous borehole core examination during the engineering geological survey shows the absence of the fractures aperture, which could be a conductive zone. The laboratory method such as flow cells tests estimated the hydraulic conductivity of the clays to be 8.8×10^{-7} and 9.0×10^{-8} m/day in along and across bedding directions, respectively. The mean flow anisotropy value remains consistent across all samples and is 9.5. The results of the Lugeon tests allowed us to conclude about the closed state of the fracture system under natural conditions i.e., the clay massif acts as an aquitard. The water injection into an isolated interval with a pressure of four lithostatic values causes opening of the fracture system. In this case the hydraulic conductivity of the fracture system may reach up to 0.5 m/day. When an isolated with packers interval is decompressed, the fractures close in so the clays act as a flow barrier again. Therefore, depending on the environmental conditions the Cambrian blue clays may play the role of the flow hampering barrier or a conductive layer.

Keywords: Cambrian blue clay, hydraulic conductivity, flow parameters, fracture system, Lugeon tests, waste disposal, Krasny Bor site

REFERENCES

1. Briling, I.A. *Fil'tratsiya v glinistykh porodakh* [Filtration in clay deposits]. Moscow, VIEMS Publ., 1984, 61 p. (in Russian)
2. Gol'dberg, V.M., Skvortsov, N.P. *Pronitsaemost' i fil'tratsiya v glinakh* [Permeability and filtration in clays]. Moscow, Nedra Publ., 1986, 160 p. (in Russian)
3. Dashko, R.E., Ereemeeva, A.A. *Analiz i otsenka povysheniya bezopasnosti zakhoroneniya nizkoaktivnykh otkhodov v nizhnemebriiskikh sinikh glinakh zapadnoi chasti Leningradskoi oblasti* [Analysis and estimation of promoting safe disposal of low-active waste in low Cambrian blue clay of the western part of Leningradskaya oblast]. *Zapiski Gornogo instituta*, 2004, vol. 154, pp. 131–135. (in Russian)
4. Dashko, R.E., Korobko, A.A. *Geotekhnicheskie aspekty issledovaniya nizhnemebriiskikh glin Sankt-Peterburga kak osnovaniya sooruzhenii* [Geotechnical aspects of the study of low Cambrian clay in St.Petersburg as the basement of engineering structures]. *Zhishchnoe stroitel'stvo*, 2014, no. 9, pp. 19–22. (in Russian)
5. Ereemeeva, A.A. *Inzhenerno-geologicheskaya i geoekologicheskaya otsenka uslovii zakhoroneniya promyshlennykh otkhodov v nizhnemebriiskikh glinakh Leningradskoi oblasti* [Engineering geological and geoecological assessment of industrial waste disposal conditions in low Cambrian clay]. Cand. Sci. (Geol.-Min.) Diss., St. Petersburg, 2002, 212 p. (in Russian)
6. Korobko, A.A. *Inzhenerno-geologicheskii analiz i otsenka uslovii stroitel'stva i ekspluatatsii sooruzhenii razlichnogo naznacheniya v predelakh Predglintovoi nizmennosti (Sankt-Peterburgskii region)* [Engineering geological analysis and assessment of construction and operation conditions for engineering structures of different purpose within Predglintovaya depression (St. Petersburg region)]. Extended abstract of Cand. Sci. (Geol.-Min.) Diss., St. Petersburg, 2015 (in Russian)
7. Lomtadze, V.D. *Fiziko-mekhanicheskie svoystva nizhnemebriiskikh glin severo-zapadnoi okrainy Russkoi platformy* [Physico-mechanical properties of low Cambrian clay in the northwestern edge of the Russian platform]. *Zapiski Gornogo instituta*, 1958, vol. 34, pp. 154–188. (in Russian)
8. Rumynin, V.G., Nikulenkov, A.M. *Zonal'nost' fizicheskikh svoystv kotlinskikh glin vendskoi sistemy (severozapad Russkoi platformy)* [Zonality in physical properties of kotlin clay of Vendian system (the northwest of the Russian platform)]. *Zapiski Gornogo instituta*, 2012, vol. 197, pp. 191–196. (in Russian)
9. Rumynin, V.G. *Opyt izucheniya glinistykh tolshch i kristallicheskikh massivov kak geologicheskikh sred dlya okonchatel'noi izolyatsii RAO* [Experience in the study of clay and hard rock massifs as geological environment for final disposal of RW]. *Radioaktivnye otkhody*, 2017, no. 1, pp. 43–54 (in Russian)
10. Rumynin, V.G., Pankina, E.B., Yakushev, M.F. et al. *Otsenka vliyaniya atomno-promyshlennogo kompleksa na podzemnye vody i smezhnye prirodnye ob'ekty* [Assessment of impact of nuclear power industry on groundwater and adjacent natural bodies]. St. Petersburg, SPbGU Publ., 2002, 246 p. (in Russian)
11. Terzaghi, K., Pek, R. *Mekhanika gruntov v inzhenерной практике* [Soil and rock mechanics in engineering practice]. Moscow, Gosudarstvennoe izdatel'stvo literatury po stroitel'stvu, arkhitekture i stroitel'nyim materialam, 1958, 607 p. (in Russian)
12. Arnould, M. Discontinuity networks in mudstones: a geological approach. Implications for radioactive wastes isolation in deep geological formation in Belgium, France, Switzerland. *Bull. of Eng. Geol. and the Envir.*, 2006, vol. 65, pp. 413–422.
13. Bock, H., Blümling, P., Konietzky, H. Study of the micro-mechanical behaviour of the Opalinus Clay: an example of co-operation across the ground engineering disciplines. *Bull. of Engin. Geol. and the Envir.*, 2006, vol. 65, pp. 195–207.
14. Blümling, P., Bernier, F., Lebon, P., Derek Martin C. The excavation damaged zone in clay formations time-dependent behavior and influence on performance assessment, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2006.04.034>
15. Housby, A.C. Routine interpretation of the Lugeon water-test. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 1976, no. 9 (4), pp. 303–313. <https://doi.org/10.1144/GSL.QJEG.1976.009.04.03>
16. Huysmans, M., Dassargues, A. Stochastic analysis of the effect of spatial variability of diffusion parameters on radionuclide transport in a low permeability clay layer. *Hydrogeol. Journ.*, 2006, vol. 14, pp. 1094–1106.
17. Lugeon, M. Barrages et géologie. *Bulletin Technique de La Suisse Romande*, 1932, vol. 58, no. 19–20, pp. 225–240.
18. Moye, D.G. Diamond drilling for foundation exploration. *Civil Engineering Transactions*, Institution of Engineers of Australia. 1967, pp. 95–100.

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 550.42,43;628.4

**ПРОДУКТЫ МЕХАНИКО-БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКИ
ТВЕРДЫХ КОММУНАЛЬНЫХ ОТХОДОВ: СОСТАВ, СРАВНЕНИЕ
БИОАКТИВНОСТИ С ЗАХОРОНЕННЫМИ ТКО, ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ**© 2022 г. Т. И. Юганова^{1,*}¹ Институт геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН, Уланский пер., 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия

*E-mail: tigryu@gmail.com

Поступила в редакцию 18.03.2022 г.

После доработки 21.03.2022 г.

Принята к публикации 28.03.2022 г.

В настоящее время в Европейских странах пытаются избежать прямого захоронения биоразлагаемых отходов, чтобы уменьшить их воздействие на окружающую среду. В последние десятилетия ключевую роль в этом направлении играет механико-биологическая обработка отходов (МБО) посредством аэробного компостирования и/или анаэробного сбраживания. МБО сокращает количество направляемых на полигоны органических отходов благодаря извлечению однородных фракций для использования при рекуперации энергии/материалов и производству биостабилизированного продукта, который оказывает меньшее воздействие на окружающую среду.

Рассмотрен состав и качество стабилизированных отходов (СО), которые значительно варьируют в зависимости от источника сырья, степени разделения исходных отходов, технологии МБО, продолжительности стадии созревания и даже от сезона компостирования. СО сравниваются по уровню биологической стабильности с захороненными на полигоне обычными ТКО разного возраста: при МБО отходы значительно “стареют”. Показано, что в ходе МБО в отходах уменьшается содержание твердого органического углерода, снижается количество алифатических метиленовых групп, уменьшается содержание альдегидов, кетонов, карбоновых кислот и сложных эфиров, увеличивается содержание тяжелых металлов (ТМ), карбоната. На усиление разложения органического материала указывает более высокое содержание в СО твердых гуминовых кислот. Для некоторых ТМ степень гумификации СО положительно коррелирует с растворимостью металла.

Ключевые слова: твердые коммунальные отходы, механико-биологическая обработка, стабилизированные отходы, компостирование, органическое вещество, тяжелые металлы, гумификация

DOI: 10.31857/S0869780922030092

ВВЕДЕНИЕ

Уже более века свалки и полигоны были основным вариантом избавления от твердых коммунальных отходов (ТКО) во многих частях мира. Однако даже управляемое захоронение ТКО может представлять опасность для человека и окружающей среды. Фильтрат, содержащий неорганические и органические загрязнители, может просачиваться в грунтовые воды и загрязнять их, а газы от разложения способствуют глобальному потеплению, если выбрасываются в атмосферу.

В настоящее время в России создается практически новая отрасль производства для управления отходами. Она должна включать территориально рассредоточенную инфраструктуру для индустриального сбора, сортировки, временного хранения, переработки и захоронения или сжигания не утилизируемой части отходов. Задачи нового подхода — сократить направляемый на поли-

гоны объем отходов и уменьшить их негативное воздействие на окружающую среду. Поскольку в России этот подход только начал развиваться, целесообразно обратиться к международному опыту и данным. Согласно общепринятой иерархии ответственного потребления и обращения с отходами, **на первое место ставится принцип снижения образования отходов, затем их вторичное использование и переработка, а затем — сжигание.** В Европейских странах, где мало свободных земель для размещения новых полигонов отходов, метод полигонного захоронения отходов считается наименее предпочтительным вариантом, который следует применять только к остаточным фракциям предыдущих этапов обработки, когда дальнейшее восстановление считается технически и экономически нецелесообразным [15].

ТКО содержат большое количество *органических материалов*, которые, в зависимости от экономики страны и политики обращения с отхода-

ми, могут составлять от 25 до 70% [10]. Признана необходимость избегать прямого захоронения биоразлагаемых отходов, чтобы уменьшить их воздействие на окружающую среду. Такие воздействия, в основном, связаны с выбросами метана и образованием сильно загрязненных фильтратов при окончательном захоронении этих отходов. В ЕС этот принцип был юридически оформлен Директивой о полигонах отходов 1999/31/ЕС [2, 9], которая налагала ограничения на количество биоразлагаемой фракции, размещаемой на полигонах.

В отдельных странах ЕС практика управления отходами, применяемая в настоящее время, существенно различается. Так, Германия, Дания, Нидерланды, Швеция и Бельгия, вывозят на свалки менее 1.4% произведенных ТКО, сжигают более 35% и обрабатывают остальное с помощью различных стратегий (включая механическую или ручную сортировку, компостирование, анаэробное сбраживание и т.д.). Напротив, в большинстве недавних стран-членов ЕС, а также в Испании и Греции захоронение отходов на полигонах по-прежнему является наиболее распространенной стратегией управления отходами (>50%). Государства-члены ЕС, которые широко практикуют рекуперацию материалов (включая компостирование), также сжигают большую часть остаточных отходов [15].

Одним из важнейших методов переработки отходов является их *механико-биологическая обработка* (МБО, *mechanical biological treatment* – MBT). Из двух основных ее продуктов – топливо из отходов и *стабилизированные отходы* (СО, MBT-waste) – последние обычно подлежат захоронению на полигоне из-за относительно высокого содержания некомпостируемых материалов (например, кусочков пластика и стекла) и тяжелых металлов (ТМ) по сравнению с биоотходами, которые можно использовать в сельском хозяйстве [14]. Эти СО отличаются от компоста, произведенного из отдельно собранных органических отходов, который обычно используется в качестве кондиционера почвы для улучшения ее физических и химических свойств и в качестве удобрения, т.е. источника питательных веществ для выращивания сельскохозяйственных культур.

Тем не менее, растет интерес к возможности использования СО, особенно с учетом больших производимых их объемов, для которых хотелось бы избежать захоронения на полигонах. Предполагается, что государства-члены ЕС могут разрешить использование СО, отвечающих определенным требованиям, в качестве компонента в искусственных почвах или на тех земельных участках, которые не предназначены для производства пищевых продуктов и кормов (например, для окончательного покрытия свалок, восстановления ландшафта в старых и заброшенных карье-

рах и шахтах, при устройстве противозумных барьеров, строительстве дорог и т.д.) [10]. В связи с этим оценка экологических характеристик различных видов СО имеет большое значение для увеличения использования материалов путем сохранения качества почв и предотвращения риска для здоровья человека [18] и определения критериев, при которых *отходы перестают быть отходами* [16]. На сегодняшний день такие критерии еще не выпущены на европейском уровне, тогда как в некоторых государствах-членах (например, в Италии и Австрии) имеются собственные правила в отношении требований к СО, пригодным для использования. Эти требования выражаются в терминах общего химического состава (например, общего содержания ТМ), но при этом никаких ограничений по концентрациям в фильтрате не налагается. Однако выщелачивание растворимых компонентов из отходов при контакте с водой, рассматриваемое как основной механизм высвобождения этих компонентов, может привести к потенциальному риску для окружающей среды во время использования или захоронения этих отходов [16].

В последние десятилетия МБО играет ключевую роль в управлении отходами. В основном это связано с тем, что **МБО может предотвращать захоронение или сокращать количество направляемых на полигоны органических отходов благодаря производству биостабилизированного продукта, который при захоронении оказывает меньшее воздействие на окружающую среду.** Обычно предприятие МБО имеет стадию механической предварительной обработки, включающей сортировку, разделение, измельчение, просеивание и отделение пригодных для рециклинга материалов (таких как металлы, стекло или пластмассы). На этой механической стадии образуются два отдельных потока: крупная фракция, которая затем обрабатывается для получения топлива из отходов, и фракция меньшего размера, богатая разлагающимися органическими соединениями. Последняя подвергается биологической обработке с использованием анаэробного или аэробного процесса, чтобы стабилизировать разложение [18, 21].

По всей Европе установки МБО различаются последовательностью этапов процесса и тем, предназначена ли биологическая обработка для получения СО, подлежащих захоронению, или компостируемых материалов, которые можно использовать в сельском хозяйстве [18]. Правила, касающиеся захоронения СО, различаются по Европе. Например, в Германии процессы предварительной обработки отходов лучше разработаны и установлены строгие критерии для захоронения СО. Это гарантирует высокие стандарты по нескольким параметрам, например, содержание общего органического углерода (ООУ) в этих отходах и образование биогаза за 21 сут в анаэробных

условиях. Напротив, в Великобритании установленных стандартов для СО нет. Следовательно, эти отходы, вероятно, будут иметь более низкое качество (меньшую стабильность), чем в Германии [20]. В европейских странах, таких как Швейцария, Австрия, Франция и Италия, в основном используются аэробные системы. Они обычно включают стадию первичной интенсивной обработки (закрытая система с принудительной аэрацией), за которой следует стадия созревания в туннелях для компостирования, с типичным временем выдержки 4 недели для первой стадии и 6–8 недель для второй. Установки МБО, использующие анаэробный процесс, довольно распространены в Испании и Германии. На этих предприятиях мелкая фракция обычно сбраживается с использованием процессов сухой или влажной ферментации (3–4 недели), а дигестат (твердый остаток) обычно обрабатывается в системе туннельного компостирования в течение 3–6 недель [18].

В общем, процессы разложения отходов, идущие бесконтрольно в теле полигона многие десятилетия, сокращаются при МБО до 0.5–6 месяцев [3].

Качество СО может значительно варьировать в зависимости от источника сырья, конфигурации предприятия, процедуры компостирования и продолжительности стадии созревания [10]. Широко признано, что предварительная обработка органической фракции ТКО влияет на поведение этих материалов в окружающей среде с позиций как эмиссии биогаза, так и качества и количества фильтрата [19, 21, 22]. В последние годы было проведено несколько исследований, направленных на оценку основных характеристик СО, таких как физико-химические свойства (например, летучие твердые вещества, общий и растворенный органический углерод, содержание ТМ) и биологические характеристики (например, дыхательная активность, потенциальная эмиссия биометана).

Задачи настоящего исследования — охарактеризовать разнообразие состава СО, включая его сезонные колебания на одном предприятии, и состав СО в разных странах Европы при различной МБО; показать влияние продолжительности процесса биостабилизации на качество СО; сравнить СО и захороненные ТКО разного возраста с близкой биологической стабильностью, т.е. оценить “старение” отходов при МБО; сравнить содержание ТМ в различных СО и обычных ТКО и выявить связь растворимости металлов со степенью гумификации обрабатываемых отходов.

РАЗНООБРАЗИЕ СОСТАВА СТАБИЛИЗИРОВАННЫХ ОТХОДОВ (СО)

Механически отсортированная органическая фракция ТКО (мелкая фракция) характеризуется

малым размером частиц (обычно <50–80 мм), высоким содержанием органических веществ (содержание летучих твердых веществ может варьировать от 50 до 80% по весу) и высокой влажностью (обычно 40–55% по весу) [10] и должна быть подвергнута биостабилизации перед захоронением [19].

На предприятиях МБО стабилизация осуществляется двумя способами биологической обработки: аэробным компостированием и/или анаэробным сбраживанием. Аэробные системы широко используются (даже если анаэробный процесс имеет преимущества, заключающиеся в сокращении времени обработки и выделения запахов) и иногда могут быть энергетически самоподдерживающимися из-за образования биогаза [10]. После биологической обработки СО могут быть подвергнуты *дополнительной механической* переработке, обычно представляющей собой просеивание до 10–20 мм, которое отделяет крупногабаритную фракцию, состоящую из некомпостируемых материалов (пластмассы, бумагу, стекло), для последующего размещения на полигоне или термической обработки [10].

Сезонные колебания характеристик СО на одном предприятии

Химические и физические свойства выходного потока СО зависят от нескольких факторов, таких как природа исходных ТКО, тип механической предварительной обработки, конструкция стабилизационной установки, условия эксплуатации, продолжительность биологической обработки и т.д. [10]. Это обуславливает значительное разнообразие состава СО. Даже для одного предприятия МБО он может заметно варьировать. Так, сезонные колебания характеристик СО описаны в работе [18] (табл. 1).

Анализируемый материал представляет собой биологически обработанные отходы, производимые предприятием МБО в Италии, которое принимает ТКО. Биоразлагаемая фракция, выходящая из блока первичного просеивания до 80 мм, направляется в резервуар для биостабилизации. Здесь в течение 28 сут происходит аэробное био-разложение в условиях принудительной аэрации; кроме того, материал ежедневно переворачивается и добавляется вода. Наконец, чтобы отделить неподходящие материалы от фракции меньшего размера, выходящий из стабилизационного бассейна поток просеивается на барабанном сите до 20 мм (установка вторичной обработки). Образцы СО были отобраны в точке разгрузки конвейерной ленты из установки вторичной переработки в течение трех различных кампаний. Эти образцы обозначены СО1 (февраль), СО2 (апрель) и СО3 (ноябрь 2013 г.). В табл. 1 можно видеть заметные вариации содержания многих компонентов в за-

Таблица 1. Общий химический состав образцов СО (среднее \pm стандартное отклонение) [18]

Параметр	СО1, февраль	СО2, апрель	СО3, ноябрь
<i>Макрокомпоненты, г/кг СВ*</i>			
Al	10.6 \pm 2.3	14.2 \pm 0.1	14.1 \pm 0.1
Ca	62.7 \pm 4.9	72.7 \pm 14.5	53.8 \pm 2.0
Fe	9.9 \pm 0.5	9.3 \pm 0.5	8.0 \pm 0.2
K	8.9 \pm 0.6	10.7 \pm 0.1	7.4 \pm 0.3
Mg	4.1 \pm 0.0	3.9 \pm 0.1	4.1 \pm 0.1
Na	5.7 \pm 0.3	7.5 \pm 1.3	5.6 \pm 0.1
<i>Следовые элементы, мг/кг СВ</i>			
Ba	307 \pm 56	383 \pm 32	305 \pm 17
Co	3.3 \pm 0.7	2.4 \pm 0.1	1.6 \pm 0.3
Cr	18.8 \pm 3.9	30.3 \pm 15.2	29.3 \pm 1.3
Cu	154 \pm 6	172 \pm 110	108 \pm 18
Li	3.8 \pm 0.5	5.4 \pm 0.4	5.1 \pm 0.2
Mn	201 \pm 5	212 \pm 9	176 \pm 16
Mo	2.2 \pm 0.1	1.7 \pm 0.1	2.3 \pm 0.1
Ni	17.9 \pm 2.6	15.7 \pm 0.4	24.2 \pm 1.2
Pb	390 \pm 67	350 \pm 120	251 \pm 16
V	18.8 \pm 2.4	21.7 \pm 1.1	18.2 \pm 0.7
Zn	322 \pm 21	370 \pm 7	307 \pm 12
ООУ, % СВ	28.1 \pm 0.1	27.0 \pm 0.5	26.9 \pm 1.3
Летучие твердые вещества, % СВ	56.3 \pm 0.7	54.2 \pm 1.6	53.3 \pm 1.3

* СВ – вес сухого вещества.

висимости от времени года, например, на 34% (Al), 48% (Co), 50% (Ni), 59% (Cu), 55% (Pb).

Сравнение состава некоторых СО из Великобритании и Германии

Значительно бóльшим разнообразием отличается состав СО в разных странах. Были изучены два различных вида СО: из Великобритании, обработанные аэробно, и из Германии, прошедшие анаэробную и аэробную обработку [20, 21]. СО из Великобритании были получены на крупномасштабном предприятии по предварительной обработке отходов в Южной Англии. На механической стадии отходы сортировались для извлечения вторсырья. Оставшиеся отходы затем были разделены на более мелкие фракции путем измельчения и просеивания с последующим извлечением черных металлов. После этого отходы компостировались аэробно в принудительно вентилируемых валках с регулярным увлажнением и переворачиванием в полностью закрытых цехах в течение 6 недель. После обработки материал снова просеивался для извлечения любых оставшихся сухих материалов, пригодных к повторному использованию, в результате чего максимальный размер частиц остаточных СО был около 20 мм.

СО Германии были получены из Ганноверского центра обработки отходов. На механической стадии процесса отходы сортировались, измельчались и просеивались, а вторсырье и металлы удалялись. Фракция с высокой теплотворной способностью (в основном непереработанные бумага и пластмассы) была отправлена в качестве топлива из отходов на мусоросжигательный завод. Затем оставшиеся отходы анаэробно обрабатывались в ферментационных танках в течение трех недель. Сброженный материал извлекался и переносился в зону последующей аэробной обработки, где он разлагался дальше в закрытых валках в течение примерно шести недель. Максимальный размер частиц остаточного материала составлял около 60 мм. Эти СО образовывались после более продолжительной (около 9 недель) анаэробной и аэробной биологической обработки сырых ТКО по сравнению с 6-недельной аэробной биологической обработкой отходов из Великобритании. Репрезентативные образцы объемом около 25 кг СО из Великобритании и Германии были приготовлены из валовых выемок методом квартования. Затем эти образцы были вручную отсортированы по различным категориям материалов (табл. 2). Большинство образцов невозможно было идентифицировать визуально.

Об этом свидетельствует доля материала, отнесенного к неидентифицируемой категории, составляющая более 50%. Эта категория представляет собой смесь различных компонентов, которые не могут быть идентифицированы или далее разделены. Стекло (22.8% в СО Великобритании и 24.3% Германии) было вторым наиболее распространенным материалом. Жесткие и гибкие пластмассы вместе составляли около 10% каждого образца СО. Различие между СО двух стран также может быть результатом разной предварительной обработки.

Содержание органической фракции, к которой частично относятся выделенные компоненты в табл. 2 (всего порядка 60%), косвенно характеризуется показателями, представленными в табл. 3. Особенно большое различие получено в потере при прокаливании (23%), что соответствует большему содержанию органических фракций в СО Великобритании.

Разнообразие химического состава СО в странах Европы

Особый интерес представляет содержание в СО тяжелых металлов. Оно значительно варьирует в различных странах Европы. Поскольку в бытовых отходах имеется множество источников ТМ (например, батарейки, содержащие Ni, Zn и Cd), которые могут проходить через механические сита, предназначенные для удаления не поддающихся биологическому разложению компонентов, существенного снижения уровней ТМ в стабилизированных отходах достигнуть не удается. Действительно, как можно видеть в табл. 4, где показаны данные нескольких исследований о характеристиках СО, содержание меди, свинца, никеля и цинка относительно велико и в отдельных случаях превышает предельные значения, установленные некоторыми европейскими стандартами для захоронения на полигоне [10]. В табл. 4 представлены выходные характеристики только стабилизированного продукта, полученного в результате *аэробной* биологической обработки.

Основной характеристикой для оценки СО является биологическая стабильность, обычно измеряемая индексами дыхания (динамический, DRI, или статический, AT₄) и анаэробным индексом (производство биогаза, BP₂₁). Показатели дыхания описывают количество органического вещества, легкодоступного для биоразложения в аэробных условиях, через количество кислорода, потребляемого микроорганизмами. AT₄ определяет совокупное потребление кислорода в течение 4 сут [3, 4], тогда как DRI измеряет абсолютные максимальные значения потребления кислорода. Анаэробный индекс BP₂₁ измеряет остаточный потенциал производства биогаза из

Таблица 2. Компоненты СО (в процентах от сухой массы) [20, 21]

Компонент	Содержание, % СВ	
	СО Великобритании	СО Германии
Бумага	0.43	0.18
Гибкая пластмасса	4.57	2.4
Жесткая пластмасса	6.27	5.91
Древесина	1.57	3.22
Текстиль	1.33	0.63
Резина	0.18	0.25
Кости	0.27	0.37
Металлы	0.49	1.49
Керамика	2.29	4.25
Камни	1.73	3.17
Стекло	22.77	24.36
Неидентифицируемые >5мм	28.95	26.75
Неидентифицируемые <5 мм	29.15	27.02
Всего	100.00	100.00

Выделены компоненты, которые отчасти можно отнести к органическим отходам.

Таблица 3. Данные элементного анализа и анализа волокон СО [21]

Химический анализ	Содержание, % СВ	
	СО Великобритании	СО Германии
Целлюлоза, % СВ	10.24	7.96
Гемичеселлюлозы, % СВ	4.54	3.91
Лигнин, % СВ	12.63	13.01
Отношение (С + Н)/L*	1.17	0.91
Общий углерод, % СВ	22.68	19.85
Общий азот, % СВ	1.81	1.52
Потеря при прокаливании, % СВ	42.91	34.84

* С – целлюлоза, Н – гемичеселлюлозы, L – лигнин.

предварительно обработанных отходов в анаэробных условиях за 21 сут (или 90 сут). В общем, отходы считаются биологически стабильными, если DRI ниже 1000 мг O₂/кг летучих твердых веществ (ЛТ)/ч (согласно нормативам Италии и ЕС), AT₄ ниже 5 или 7 мг O₂/г СВ (Германия или ЕС соответственно), BP₂₁ ниже 20 н.л./кг СВ (Германия и Австрия) [3, 10]. Как видно в табл. 4, некоторые данные этих индексов превышают нормативные предельные значения.

Таблица 4. Характеристики и европейские стандарты качества СО [10]

Параметр	Единица	Различные источники										Стандарты качества					
													ЕС	Германия	Австрия		
Размер частиц	мм																
Время обработки	неделя																
Содержание влаги	% вл. вес																
ЛТ ^а	% СВ																
ООУ ^б	% СВ																
РОУ ^в	г С/л																
АТ ₄ ^г	мг О ₂ /г СВ																
DR1 ^д	мг О ₂ /кг ЛТ/ч																
BP ₂₁ ^е	н.л*/кг СВ																
Сурьма	мг/кг																
Мышьяк	мг/кг																
Кадмий	мг/кг																
Хром	мг/кг																
Кобальт	мг/кг																
Мель	мг/кг																
Свинец	мг/кг																
Марганец	мг/кг																
Ртуть	мг/кг																
Никель	мг/кг																
Талий	мг/кг																
Ванадий	мг/кг																
Цинк	мг/кг																

^а ЛТ – летучие твердые вещества; ^б ООУ – общий органический углерод; ^в РОУ – растворенный органический углерод; ^г АТ₄ – статический индекс дыхания; ^д DR1 – динамический индекс дыхания; ^е BP₂₁ – биогазовый потенциал; ^ж н.л. – нормальный литр. Выделены значения, превышающие хотя бы один из указанных стандартов качества (АТ₄, DR1 или BP₂₁).

Таблица 5. Происхождение, обработка и конечное обращение с СО [22]

Образец	М1, Германия	М2, Швеция
Содержание	Остаточная фракция ТКО	Остаточная фракция ТКО, компост садовых отходов, обезвоженный ОСВ
Обработка	Сортировка, просеивание, туннельное компостирование	Сортировка, перемешивание, компостирование в штабелях
Конечное обращение	Захоронение на полигоне	Использование в качестве покровного материала для полигона отходов или захоронение на полигоне

Таблица 6. Химический состав (по СВ) в необработанных и обработанных образцов отходов [22]

Параметр	Единица	М1, Германия				М2, Швеция		
		Исходный	2 недели	6 недель	9 недель	Исходный	24 недели	In L ^д
pH	—	5.5	6.9	7.9	7.5	н.о.	7.3	н.о. ^е
AT ₄	мг O ₂ /г	79.4	39.0	6.3	4.1	4.6	0.5	3.3
BP ₂₁	н.л/кг	248.4	187.6	17.8	6.5	<г	<	<
ООУ	г/кг	185.5	196.1	126.5	115.1	143.5	71.9	н.о.
LoI ^а	%	42.6	44.4	28.0	25.6	30.1	22.7	н.о.
ГК ^б	г/кг	14.0	7.0	19.0	15.0	22.0	25.0	25.0
ГК ^в	г/кг	10.0	15.0	17.0	20.0	23.0	27.0	28.0
N	г/кг	9.9	10.0	8.4	7.8	8.6	6.8	н.о.
C/N	—	18.7	19.6	15.1	14.8	16.7	10.6	—
Cd	мг/кг	1.4	11.7	13.2	11.7	0.8	0.9	0.8
Cr	мг/кг	708.8	823.7	842.3	847.1	843.2	1007.3	1042.3
Cu	мг/кг	472.2	1848.2	1232.3	697.9	158.6	342.0	292.9
Ni	мг/кг	330.6	441.9	458.2	467.0	347.3	413.5	549.7
Pb	мг/кг	288.5	401.5	281.2	336.3	193.0	197.4	496.1
Zn	мг/кг	586.9	915.7	1055.3	1560.9	1006.7	595.4	797.8

^а Потеря при прокаливании; ^б Гуминовые кислоты по методу HA1; ^в Гуминовые кислоты по методу HS2; ^г Ниже предела обнаружения; ^д Начальный образец, выщелоченный при отношении жидкой и твердых фаз (L/S) 10 л/кг; ^е Не определено.

Состав СО из Германии и Швеции при различной МБО

Два вида СО из Германии и Швеции с различными происхождением и окончательной обработкой рассмотрены в работе [22] (табл. 5). СО были выбраны так, чтобы представлять типы отходов со свойствами, типичными для их обработки и конечного назначения: низкое содержание горючих материалов, относительно низкое содержание органического углерода (<20%), для захоронения или повторного использования в качестве покровного материала.

Химический состав исходных образцов ТКО и его изменение в ходе МБО представлены в табл. 6. Металлы, проанализированные в этой работе (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn), выбраны по двум причинам: 1) для них существуют предельные значения выщелачивания в соответствии с критериями

приемлемости для полигонов отходов ЕС; 2) эти металлы и их взаимодействие с органическим веществом были исследованы ранее (см. обзоры [5, 13]).

Уменьшение ООУ и AT₄ в результате обработки обоих материалов сопровождается повышением степени деградации и стабильности. ООУ снижается на 38 и 50% по сравнению с исходными материалами М1 и М2 соответственно. AT₄ уменьшается на 95 и 90% соответственно. На усиление разложения органического материала указывает более высокое содержание твердых гуминовых кислот (ГК), связанное с длительным временем обработки, как для М1, так и для М2. Из-за содержания в М2 предварительно сброженного ОСВ и компоста ожидалась более низкая степень его разложения. Разложение органического вещества до диоксида углерода приводит к потере материала, на что указывает уменьшение потери

при прокаливании (LoI) до и после аэробной обработки материалов. Следовательно, можно ожидать увеличения содержания ТМ, поскольку исследуемые металлы не улетучиваются при температурах, преобладающих во время биообработки (50–70°C) [22]. Повышение содержания ТМ в компостированных отходах наблюдалось и ранее [8]. Снижение содержания меди в твердой фазе в ходе компостирования можно объяснить ее частичным переходом в растворимые органические комплексы.

Результаты инфракрасной спектроскопии с преобразованием Фурье (FT-IR) образцов М1 и М2 в [22] указывают на относительное уменьшение алифатических метиленовых групп в органическом веществе, на уменьшение содержания альдегидов, кетонов, карбоновых кислот и сложных эфиров, увеличение карбоната. Это очевидно для М1, но не для М2. Тем не менее, результаты ИК-Фурье спектроскопии означают разложение органического вещества и повышенную минерализацию [22].

ВЛИЯНИЕ ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТИ ПРОЦЕССА БИОСТАБИЛИЗАЦИИ НА КАЧЕСТВО СО

Влияние продолжительности процесса биостабилизации подчеркивается в двух исследованиях. Первое [11] показало, что дополнительный процесс созревания после 28-суточной стабилизационной обработки улучшил качество продукта, который продемонстрировал гораздо более высокую биологическую стабильность. Кроме того, в конце созревания пост-обработки высвобождение металлов (Co, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn) из отходов значительно снизилось по сравнению с продуктом 4-недельного процесса биостабилизации. Это, по мнению авторов [15], также означает, что металлы в основном связаны с твердым органическим веществом (хотя одной из причин может быть формирование осадков восстановленных форм металлов). Поэтому предлагается расширить и оптимизировать биологическую обработку, применяемую на предприятиях МБО, с целью возможного использования выходного продукта вместо его захоронения [11].

Второе исследование [12] подтвердило, что после 4 недель процесса стабилизации полученные отходы не были биологически стабильными, демонстрируя динамический индекс дыхания DRI значительно выше принятого в ЕС порога стабильности в 1000 мг O₂/кг ЛТ/ч. Содержание металлов (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) соответствовало требованиям для использования, но выщелачивание этих элементов было довольно высоким и не соответствовало нормативным ограничениям, принятым в Италии для рекуперации отходов. Чтобы улучшить качество этих СО, также предла-

гается изменить рабочие условия биологического процесса, например, содержание влаги в материале: выходной материал имел влажность 19.7%, что значительно ниже рекомендованного содержания для оптимизации аэробного биоразложения (40%). Исследование также показало, что для улучшения качества продукта фракции с размером частиц более 10 мм, которые имеют высокое содержание примесей и ТМ, должны быть отделены. Более мелкая фракция (<10 мм) после эффективной биостабилизации потенциально может быть использована в мероприятиях по ремедиации окружающей среды. Более крупные фракции (>10 мм) могут быть направлены на предприятия по переработке отходов в энергию, учитывая значительное содержание в них материалов с высокой теплотворной способностью и соответствие требованиям к твердому восстановленному топливу.

СРАВНЕНИЕ СО И ЗАХОРОНЕННЫХ ТКО РАЗНОГО ВОЗРАСТА С БЛИЗКОЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ СТАБИЛЬНОСТЬЮ

Можно сопоставить представленные в табл. 4 данные о составе СО с результатами сравнительного анализа возраста обычных ТКО, захороненных на полигоне, и их показателя дыхательной активности микроорганизмов АТ₄, т.е. уровня биологической стабильности. Такой анализ был проведен для 25 образцов отходов, отобранных в период 2013–2014 гг. на трех объектах захоронения ТКО Пермского края. На каждом объекте образцы отбирались в нескольких точках с разных глубин, причем был приблизительно известен возраст отходов в каждой точке. В табл. 7, модифицированной из [3], результаты упорядочены по возрасту и АТ₄ (уровень биологической стабильности не коррелирует с глубиной).

Из трех образцов СО в табл. 4, для которых приводятся данные по АТ₄, СО [17] и [6], три имеют эти значения (16 и 11.6 мг O₂/г СВ) значительно выше пороговых (5 или 7 мг O₂/г СВ) и приблизительно соответствуют возрасту отходов 1–4 года и 2–6 лет, тогда как СО из [22] имеют АТ₄ = 4.1 мг O₂/г СВ ниже пороговых значений и соответствующего возрасту отходов более 10 лет.

При этом авторы [17] (АТ₄ = 16 O₂/г СВ) признают, что средние характеристики их СО объяснялись упрощенной механической обработкой (только грубое измельчение без рекуперации материалов), неоптимальным биологическим процессом, а также характеристиками поступающих отходов. Большой размер частиц обрабатываемых отходов и высокое содержание медленно биоразлагаемых материалов (таких как бумага и картон) препятствовали биологической стабилизации отходов. Авторы [6] (АТ₄ = 11.6 O₂/г СВ) признают,

Таблица 7. Результаты определения свойств отходов (по [3])

Точка отprobования	Глубина	Возраст образца	АТ ₄	рН	Зольность	Органическое вещество
№	м	лет	мг О ₂ /г СВ		%	%
<i>Полигон г. Краснокамска</i>						
1	3.5–4.0	1–2	17.2	7.6	52.8	47.2
1	2.5–3.0	1–2	19.0	7.0	54.8	45.2
1	5.5–6.5	1–2	23.2	7.4	46.3	53.7
2	2.5–3.0	2–3	7.0	8.1	44.6	55.4
2	1.0–1.5	2–3	9.6	7.9	73.9	26.1
2	5.5–6.5	2–3	12.3	8.5	44.1	55.9
<i>Свалка г. Кунгура</i>						
3	4.0–4.5	2–4	6.5	7.8	66.9	33.1
3	2.0–2.5	2–4	8.3	7.9	36.9	63.1
3	3.0–3.5	2–4	8.4	7.9	37.6	62.5
3	1.0–1.5	2–4	16.8	7.6	27.0	73.0
4	4.0–4.5	3–6	5.8	7.6	55.5	44.5
4	3.0–3.5	3–6	8.8	7.7	44.4	55.7
4	1.0–1.5	3–6	9.5	7.9	42.7	57.3
4	2.0–2.5	3–6	9.8	7.7	44.9	55.1
1	1.0–1.5	10–12	0.2	7.9	86.6	13.4
2	0.5–1.0	10–12	0.4	7.8	76.3	23.7
1	0.5–1.0	10–12	0.9	7.6	82.7	17.3
2	1.0–1.5	10–12	2.7	7.5	89.2	10.8
<i>Свалка “Гольй Мыс”</i>						
2	1.2–1.8	>30	0.3	7.7	80.9	19.1
2	5.2–5.8	>30	0.3	7.8	70.8	29.2
1	1.2–1.8	>30	0.6	7.7	88.8	11.2
2	3.2–3.8	>30	0.7	7.7	76.3	23.7
1	2.2–2.8	>30	0.9	7.8	86.9	13.2
1	4.2–4.8	>30	1.0	7.7	87.8	12.3
2	4.2–4.8	>30	2.8	7.6	63.6	36.4

что индексы стабилизации после МБО оставались выше, чем рекомендовано немецкими или австрийскими правилами для захоронения. Баланс массы, выполненный на каждом этапе технологической линии, показал, что некоторые этапы нуждаются в улучшении (особенно операции механической сортировки), поскольку несколько фракций отходов, содержащих потенциально биоразлагаемые вещества, были захоронены с очень незначительной биологической обработкой или без нее.

При попытке определить “возраст” образцов СО в табл. 6 по табл. 7 на основе АТ₄, был получен сравнительный возраст для образца М1 6-недельной обработки – 3–6 лет; 9-недельной обра-

ботки – 6–10 лет. Это еще раз иллюстрирует степень “старения” отходов в ходе МБО.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ

Сравнение содержания тяжелых металлов в различных СО и в обычных ТКО

Общее содержание ТМ в образцах различных СО представлено в табл. 8 [8]. Образцы СО из органических домашних отходов (т.е. органических отходов, собранных отдельно) обозначены NT, SB и SS. Образцы S₀ и W₀ были отобраны из обычных ТКО в начале летнего и зимнего компостирования соответственно, в конце компостирования были получены образцы СО: S и W соответственно.

Таблица 8. Общее содержание ТМ и стандартное отклонение (\pm) в образцах СО и ТКО [8]

Образец	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
	мг/кг СВ					
NT	118 \pm 6	351 \pm 5	79 \pm 2	38 \pm 3	24 \pm 3	1.5 \pm 0.1
SB	140 \pm 4	410 \pm 12	80 \pm 2	89 \pm 5	32 \pm 4	2.6 \pm 0.1
SS	69 \pm 2	313 \pm 2	82 \pm 21	24 \pm 4	22 \pm 0	0.7 \pm 0.0
S ₀	183 \pm 9	626 \pm 16	150 \pm 3	56 \pm 7	23 \pm 2	1.4 \pm 0.2
S	737 \pm 99	1037 \pm 63	981 \pm 16	162 \pm 4	196 \pm 5	6.7 \pm 0.5
W ₀	336 \pm 77	555 \pm 85	272 \pm 36	47 \pm 4	23 \pm 2	0.6 \pm 0.1
W	399 \pm 16	981 \pm 31	287 \pm 9	69 \pm 5	47 \pm 2	3.0 \pm 0.1
Официальные пределы в Италии	<600	<2 500	<500	<500	<200	<10

Образцы NT, SB и SS показали более низкие значения для ТМ (во всех случаях ниже предела, установленного правилами качества компоста в Италии), часто на несколько порядков меньше, чем найденные для образцов S и W.

Общее содержание ТМ во всех образцах СО в конце периода стабилизации было выше, чем в образцах ТКО, отобранных в начале компостирования. В частности, увеличение было очень большим в образце СО, стабилизированном летом (S по сравнению с S₀), и колебалось от примерно 200% для Zn до примерно 800% для Ni. Общее содержание Cu и Pb превышало официальные пределы, установленные в Италии для компоста. Увеличение содержания ТМ в конечных образцах СО можно объяснить: а) потерями органического углерода, особенно в виде CO₂, во время стабилизации (минерализация органического вещества) и б) тем фактом, что некоторые из ТМ, которые в начале процесса компостирования не содержались в органической фракции, могли включиться в нее к концу процесса компостирования. Следует отметить, что во время компостирования, примерно после 20 сут стабилизации ОБ, бурты компоста, из которых были отобраны эти образцы, прошли первую “очистку” от стекла, инертных и черных металлов и пластмасс. Очищенные таким образом материалы измельчались и смешивались, и на этом этапе некоторые из мельчайших частиц инертных материалов, например, стекла и пластмасс, могли включиться в органическую фракцию. Действительно, значительное увеличение общего содержания ТМ было обнаружено для всех образцов этих компостов сразу после “очистки”, тогда как в течение оставшейся части периода компостирования содержание ТМ увеличилось лишь незначительно [8].

Степень гумификации СО и растворимость металлов

Несмотря на меньший объем по сравнению с необработанными отходами, вызывают озабоченность показатели остаточных биологически разлагаемых материалов, измеряемые как растворенный органический углерод (РОУ) или биологическое потребление кислорода (БПК), соединения азота и ТМ [13]. Было показано, что компостирование увеличивает содержание гумусовых веществ в биоразлагаемых отходах [22].

В работе [8] также определялась степень гумификации (ДН) для образцов летнего и зимнего компоста (см. табл. 8), отобранных через определенные промежутки времени (0, 7, 14, 21 и 55 сут) во время стабилизации органического вещества. ДН – параметр, используемый для изучения корреляции между растворимостью ТМ и гумусовых веществ, присутствующих в компосте, определяется следующим соотношением:

$$ДН\% = [(ГК + ФК)/ОЭУ] \times 100,$$

где величина (ГК + ФК) представляет присутствующие гумифицированные соединения, а ОЭУ – общий экстрагированный углерод.

Взаимосвязь между продолжительностью стабилизации (т.е. количеством суток компостирования) и степенью гумификации летнего и зимнего компоста показана в табл. 9.

Линейный регрессионный анализ зависимости растворимых ТМ от ДН выявил существенные различия между металлами. Значения коэффициента корреляции (*r*) для каждого ТМ для летнего и зимнего компостирования приведены в табл. 10. Высокие значения коэффициента корреляции, как правило, означают, что растворимость металла увеличивается во время процесса компостирования. Для каждого из ТМ тенденции растворимости во время летнего и зимнего компостирования были близки, но обнаружилось некоторые различия. Оказалось, что количество растворимого Zn сильно коррелирует с ДН как в

Таблица 9. Степень гумификации (ДН) в образцах ТКО и СО, стабилизированных во время летнего ($S_0 - S$) и зимнего ($W_0 - W$) компостирования [8]

Образец	Продолжительность стабилизации, сут	Степень гумификации, ДН%
S_0	0	45.1
S_7	7	50.6
S_{14}	14	53.3
S_{21}	21	55.9
S	55	57.6
W_0	0	43.0
W_7	7	51.1
W_{14}	14	55.7
W_{21}	21	57.8
W	55	59.5

Таблица 10. Коэффициент корреляции растворимости ТМ в зависимости от ДН [8]

Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
<i>Летний компост (55 сут компостирования)</i>					
0.31	0.73**	0.06	-0.14	0.49	0.00
<i>Зимний компост (55 сут компостирования)</i>					
0.46	0.70**	0.73**	-0.87**	0.86**	-0.56*

** Значимо при $P = 0.01$; * Значимо при $P = 0.05$.

летних, так и в зимних компостах. Для остальных элементов корреляция между ТМ и ДН была незначимой или отсутствовала для летнего компостирования, но была высокой в зимнем компосте для Cr, Ni, Pb и Zn. Что касается Cr, то коэффициент корреляции был высоким (и отрицательным) только для водорастворимого Cr в зимнем компосте. Cr, по-видимому, имеет тенденцию переходить в нерастворимую форму в ходе компостирования и, таким образом, снижать растворимость.

Отметим, что в обычных захороненных ТКО процесс гумификации может продолжаться сотни и даже тысячу лет [1, 7].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время в Европе предпринимаются попытки избежать прямого захоронения биоразлагаемых отходов в целях уменьшения их воздействий на окружающую среду. Такие воздействия, в частности, связаны с образованием сильно загрязненных фильтратов при окончательном захоронении этих отходов. В последние десятилетия значительную роль в управлении отходами играет

механико-биологическая обработка отходов (МБО) посредством аэробного компостирования и/или анаэробного сбраживания. В основном это связано со способностью МБО предотвращать захоронение или сокращать количество направляемых на полигоны органических отходов благодаря извлечению однородных фракций для использования при рекуперации энергии/материалов и производству биостабилизированного продукта (СО), который оказывает меньшее воздействие на окружающую среду.

Состав и качество СО, в первую очередь степень стабилизации, значительно варьируют в зависимости от источника сырья, степени разделения исходных отходов, технологии МБО, продолжительности стадии созревания и даже от сезона компостирования. СО можно сравнить по уровню биологической стабильности с захороненными на полигоне обычными ТКО разного возраста: по мере биологической обработки отходы “стареют”. Хорошо подготовленные СО соответствуют возрасту отходов на полигоне порядка 10 лет.

На примере изученных СО из Германии и Швеции показано, что в ходе МБО в отходах уменьшается содержание твердого общего органического углерода (ООУ). Снижается количество алифатических метиленовых групп, уменьшается содержание альдегидов, кетонов, карбоновых кислот и сложных эфиров, увеличивается содержание тяжелых металлов (ТМ), карбоната. На усиление разложения органического материала указывает более высокое содержание в СО твердых гуминовых кислот (ГК).

На примере СО из Италии показано, что для некоторых ТМ степень гумификации СО положительно коррелирует с растворимостью металла.

Следует отметить, что ключевым вопросом для оценки долгосрочного воздействия в случае использования или захоронения СО является состав фильтрата. Это предмет дальнейших исследований.

Автор благодарит к.х.н. В.С. Путилину за внимание к работе и полезные замечания.

Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания ИГЭ РАН по теме НИР № г.р. 122022400104-2 “Техногенез и природа: геоэкологические проблемы” и при финансовой поддержке гранта РФФИ № 20-05-00574.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Глушанкова И.С. Моделирование состава фильтрационных вод санитарных полигонов захоронения твердых бытовых отходов // Геоэкология. 2004. № 4. С. 334–341.
2. Директива Совета Европейского Союза 1999/31/ЕС от 26 апреля 1999 г. по полигонам захо-

- ронения отходов. 2018. 27 с. URL: <http://base.garant.ru/2563786/> (дата обращения 10.03.2022).
3. Загорская Ю.М. Оценка степени биологической стабильности отходов по показателю дыхательной активности микроорганизмов // Вестник ПНИПУ. Прикладная экология. Урбанистика. 2014. № 2. С. 131–143.
 4. Adani F., Confalonieri R., Tambone F. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes // *Journal of Environmental Quality*. 2004. V. 33. № 5. P. 1866–1876.
 5. Baun D.L., Christensen T.H. 2004. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review // *Waste Management & Research*. 2004. V. 22. № 1. P. 3–23.
 6. Bayard R., de Araújo Morais J., Ducom G., Achour F., et al. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste // *J. of Hazardous Materials*. 2010. V. 175. № 1–3. P. 23–32.
 7. Calace N., Massimiani A., Petronio B.M., Pietroletti M. Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach // *Chemosphere*. 2001. V. 44. № 5. P. 1025–1031.
 8. Ciavatta C., Govi M., Simoni A., Sequi P. Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes // *Bioresource Technology*. 1993. V. 43. № 2. P. 147–153.
 9. Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. 1999. 19 pp. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:1999:182:FULL&from=EN> (дата обращения 10.03.2022)
 10. Di Lonardo M.C., Lombardi F., Gavasci R. Characterization of MBT plants input and outputs: a review // *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*. 2012. V. 11. № 4. P. 353–363.
 11. Di Lonardo M. C., Binner E., Lombardi F. Influence assessment of a lab-scale ripening process on the quality of mechanically-biologically treated MSW for possible recovery // *Waste Management*. 2015. V. 43. P. 50–60.
 12. Di Lonardo M. C., Lombardi F., Gavasci R. Quality evaluation and improvement of mechanically–biologically treated municipal solid waste in view of a possible recovery // *Int. J. of Environmental Science & Technology*. 2015. V. 12. № 10. P. 3243–3254.
 13. Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review // *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*. 2002. V. 32. № 4. P. 297–336.
 14. Lieto A., Verginelli I., Zingaretti D., Lombardi F. Total organic carbon as a proxy for metal release from biostabilized wastes // *Environmental Science & Pollution Research International*. 2020. 11 pp. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-020-09960-1> (дата обращения 10.03.2022).
 15. Lombardi F., Costa G., Sirini P. Analysis of the role of the sanitary landfill in waste management strategies based upon a review of lab leaching tests and new tools to evaluate leachate production // *Revista Ambiente & Água*. 2017. V. 12. № 4. 13 pp.
 16. Lombardi F., Di Lonardo M.C., Lieto A., Sirini P. Investigating the leaching properties of MBT wastes and composts from aerobic/anaerobic processes // *Revista Ambiente & Água*. 2018. V. 13. № 1. 14 pp.
 17. Lornage R., Redon E., Lagier T., Hébé I., Carré J. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting // *Waste Management*. 2007. V. 27. № 12. P. 1755–1764.
 18. Pantini S., Verginelli I., Lombardi F. Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests // *Waste Management*. 2015. V. 38. P. 22–32.
 19. Robinson H.D., Knox K., Bone B.D., Picken A. Leachate quality from landfilled MBT waste // *Waste Management*. 2005. V. 25. № 4. P. 383–391.
 20. Siddiqui A.A., Richards D.J., Powrie W. Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes // *Waste Management*. 2012. V. 32. № 7. P. 1420–1426.
 21. Siddiqui A.A., Richards D.J., Powrie W. Biodegradation and flushing of MBT wastes // *Waste Management*. 2013. V. 33. № 11. P. 2257–2266.
 22. van Praagh M., Heerenklage J., Smidt E., Modin H., et al. Potential emissions from two mechanically-biologically pretreated (MBT) wastes // *Waste Management*. 2009. V. 29. № 2. P. 859–868.

PRODUCTS OF MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT OF MUNICIPAL SOLID WASTE: COMPOSITION, COMPARISON OF BIOACTIVITY WITH BURIED MSW, AND HEAVY METALS

T. I. Yuganova^{a,#}

^a *Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Ulanskii per., 13, str. 2, Moscow, 101000 Russia*
[#] *E-mail: tigryu@gmail.com*

Currently, European countries are trying to avoid the direct disposal of biodegradable waste in order to reduce their impact on the environment. In recent decades, a key role in waste management is played by mechanical and biological waste treatment (MBT) through aerobic composting and/or anaerobic digestion. MBT reduces the amount of organic waste sent to landfills by recovering homogeneous fractions for use in energy/material recovery and the production of a bio-stabilized product (stabilized organic waste – SOW) that has a lower environmental impact.

The composition and quality of SOW are considered, which vary significantly depending on the source of raw materials, the degree of separation of the initial waste, the MBT technology, the duration of the maturation stage, and even the composting season. SOW is compared in terms of the level of biological stability with ordinary MSW of different ages buried at a landfill: with MBT, wastes “age” significantly. It is shown that the content of solid organic carbon in the waste decreases during MBT. The amount of aliphatic methylene groups decreases, the content of aldehydes, ketones, carboxylic acids and esters decreases, the content of heavy metals (HM) and carbonate increases. An increase in the decomposition of organic material is indicated by a higher content of solid humic acids in the SOW. For some HMs, the degree of SOW humification positively correlates with metal solubility.

Keywords: municipal solid waste, mechanical-biological treatment, stabilized waste, composting, organic matter, heavy metals, humification

REFERENCES

1. Glushankova, I.S. *Modelirovanie sostava fil'tratsionnykh vod sanitarnykh poligonov zakhroneniya tverdykh bytovykh otkhodov* [Modeling the composition of seepage water of sanitary disposal sites for solid wastes]. *Geoekologiya*, 2004, no. 4, pp. 334–341. (in Russian)
2. *Direktiva Soveta Evropeiskogo Soyuzha 1999/31/ES ot 26 aprelya 1999 g. po poligonam zakhroneniya otkhodov* [Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste]. 2018, 27 pp. Available at: URL: <http://base.garant.ru/2563786/> (accessed 10.03.2022). (in Russian)
3. Zagorskaya, Yu.M. *Otsenka stepeni biologicheskoi stabil'nosti otkhodov po pokazatelyu dykhatel'noi aktivnosti mikroorganizmov* [Assessment of biological stability in waste of the respiratory activity of the microorganisms]. *Vestnik PNIPU. Prikladnaya ekologiya. Urbanistika*. 2014, no. 2, pp. 131–143. (in Russian)
4. Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 2004, vol. 33, no. 5, pp. 1866–1876.
5. Baun, D.L., Christensen, T.H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Management & Research*, 2004, vol. 22, no. 1, pp. 3–23.
6. Bayard, R., de Araújo Morais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M., Gourdon, R. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, vol. 175, no. 3, pp. 23–32.
7. Calace, N., Massimiani, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M. Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach. *Chemosphere*, 2001, vol. 44, no. 5, pp. 1025–1031.
8. Ciavatta, C., Govi, M., Simoni, A., Sequi, P. Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 1993, vol. 43, no. 2, pp. 147–153.
9. Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. 1999, 19 pp. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:1999:182:FULL&from=EN> (accessed 10.03.2022).
10. Di Lonardo, M.C., Lombardi, F., Gavasci, R. Characterization of MBT plants input and outputs: a review. *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*, 2012, vol. 11, no. 4, pp. 353–363.
11. Di Lonardo, M. C., Binner, E., Lombardi, F. Influence assessment of a lab-scale ripening process on the quality of mechanically-biologically treated MSW for possible recovery. *Waste Management*, 2015, vol. 43, pp. 50–60.
12. Di Lonardo, M. C., Lombardi, F., Gavasci, R. Quality evaluation and improvement of mechanically–biologically treated municipal solid waste in view of a possible recovery. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2015, vol. 12, no. 10, pp. 3243–3254.
13. Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 2002, vol. 32, no. 4, pp. 297–336.
14. Lieto, A., Verginelli, I., Zingaretti, D., Lombardi, F. Total organic carbon as a proxy for metal release from biostabilized wastes. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2020, 11 p. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-020-09960-1> (accessed 10.03.2022).
15. Lombardi, F., Costa, G., Sirini, P. Analysis of the role of the sanitary landfill in waste management strategies based upon a review of lab leaching tests and new tools to evaluate leachate production. *Revista Ambiente & Água*, 2017, vol. 12, no. 4, 13 pp.
16. Lombardi, F., Di Lonardo, M.C., Lieto, A., Sirini, P. Investigating the leaching properties of MBT wastes and composts from aerobic/anaerobic processes. *Revista Ambiente & Água*, 2018, vol. 13, no. 1, 14 p.
17. Lornage, R., Redon, E., Lagier, T., Hébé, I., Carré, J. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management*, 2007, vol. 27, no. 12, pp. 1755–1764.
18. Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F. Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests. *Waste Management*, 2015, vol. 38, pp. 22–32.
19. Robinson, H.D., Knox, K., Bone, B.D., Picken, A. Leachate quality from landfilled MBT waste. *Waste Management*, 2005, vol. 25, no. 4, pp. 383–391.
20. Siddiqui, A.A., Richards, D.J., Powrie W. Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes. *Waste Management*, 2012, vol. 32, no. 7, pp. 1420–1426.
21. Siddiqui, A.A., Richards, D.J., Powrie, W. Biodegradation and flushing of MBT wastes. *Waste Management*, 2013, vol. 33, no. 11, pp. 2257–2266.
22. van Praagh, M., Heerenklage, J., Smidt, E., Modin, H., Stegmann, R., Persson, K.M. Potential emissions from two mechanically-biologically pretreated (MBT) wastes. *Waste Management*, 2009, vol. 29, no. 2, pp. 859–868.

УДК 504.502.64

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ГОРОДЕ И ОЦЕНКА ИХ ОПАСНОСТИ

© 2022 г. В. Г. Заиканов^{1,*}, Т. Б. Минакова¹, Е. В. Булдакова¹¹ Институт геоэкологии им Е.М. Сергеева РАН (ИГЭ РАН), Уланский пер., д. 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия

*E-mail: v.zaikanov@mail.ru

Поступила в редакцию 14.03.2022 г.

После доработки 05.04.2022 г.

Принята к публикации 11.04.2022 г.

В статье обосновывается важность оценки геоэкологической безопасности города и необходимость ее учета при определении общей экологической безопасности. Оценка геоэкологической безопасности города выполняется через расчет ее обратной величины – геоэкологической опасности (опасности от геоэкологических процессов). Обосновано понятие – геоэкологические процессы. Разработан алгоритм проведения оценки геоэкологической опасности. Установлена прямая зависимость между структурой ожидаемых отраслевых ущербов от негативного воздействия опасных геоэкологических процессов и площадями их распространения, а также с промышленной специализацией городов. Доказана возможность оценки ущерба от опасных геоэкологических процессов эмпирическим путем на основе выявленной их взаимосвязи.

Ключевые слова: геоэкологические процессы, геоэкологическая опасность/безопасность, критерий оценки опасности, удельный и общий ущерб, индикатор геоэкологической опасности

DOI: 10.31857/S0869780922030109

ВВЕДЕНИЕ

Экологическая безопасность является областью стратегических интересов государства^{1,2}. Создание и поддержание национальной системы экологической безопасности – обязательное условие реализации государственной политики устойчивого социально-экономического развития страны. Поэтому геоэкологическая безопасность, как составная часть экологической безопасности, является важным элементом в обеспечении общегосударственных интересов, что особенно актуально для городов, где сосредоточено 75% населения РФ.

Первостепенная задача экологической безопасности в городах – обеспечение стабильной жизнедеятельности человека в условиях повышенной техногенной нагрузки. Для ее решения необходимо знать не только природные, но и техногенные источники проявления различных негативных процессов, в том числе и геоэкологических.

На основе изучения сложных взаимосвязей между природными и техногенными опасностями

ми обосновано понятие геоэкологических процессов. Геоэкологические процессы формируются в результате взаимодействия природных и социально-производственных сил, изменяют динамику естественных процессов и развитие природных систем, а также условия жизнедеятельности человека. На городской территории природные процессы, взаимодействуя с техногенными процессами, могут активизироваться и оказывать негативное влияние на объекты экономики вплоть до возникновения ЧС и техногенных аварий. В таких случаях формируется их новый вид – геоэкологические процессы.

Под *геоэкологическими процессами* авторы понимают природно-техногенные процессы, возникающие при взаимодействии природных и техногенных факторов и прекращающие свое развитие при условии остановки одного из них.

До настоящего времени общепризнанный подход к комплексной оценке экологической безопасности городских пространств отсутствует. Экологическая безопасность определяется ограниченным числом показателей, отражаемых в официальной статистике: загрязнение атмосферного воздуха, водоемов, биосферной компоненты окружающей среды и т.п. В то же время значительный вклад в снижение безопасности городской территории вносят последствия природных

¹ Федеральный закон №390-ФЗ “О безопасности” от 28 декабря 2010 г. <http://www.kremlin.ru/acts/bank/32417>

² Стратегия национальной безопасности Российской Федерации. Утв. Указом Президента РФ от 31 декабря 2015 г. N 683. <http://www.kremlin.ru/acts/bank/40391>

процессов и явлений (землетрясения, наводнения, пожары, оползни, просадка лессовых пород, провалы земной поверхности в результате суффозионно-карстовых процессов, абразия, эрозия, наводнения и др.). Почти четверть населения России проживает в районах повышенной природной опасности [19].

К техногенным источникам опасностей относятся результаты деятельности человека, негативно влияющие на окружающую среду. Для города характерны последствия постоянного воздействия опасных объектов экономики, транспорта и др. Активное строительство в городах, сопровождается нарушением геологической среды. В местах приложения высокой статической нагрузки и при искусственном водопонижении происходит оседание поверхности. В России насчитывается около 12.5 тыс. потенциально опасных объектов [18]. В группу таких объектов, влияющих на устойчивость геологической среды, входят предприятия химической и нефтехимической, металлургической, теплоэнергетической промышленности и др. Последствия аварий могут распространяться на большие расстояния, несмотря на то, что сама авария имеет локальный характер.

Ежегодно в России происходит до 800 чрезвычайных ситуаций техногенного и природно-техногенного характера. Большая часть объектов экономики представляет потенциальную опасность, а масштаб последствий может многократно усиливаться в случае возникновения катастрофических природных явлений.

Все это указывает на необходимость выделения среди экологических факторов самостоятельного геоэкологического блока и разработки подходов к его оценке с целью учета в общем уровне экологической безопасности городов.

Цель настоящих исследований заключалась в разработке подходов к оценке опасности геоэкологических процессов (геоэкологической опасности) в городах и их апробация.

КОНЦЕПТУАЛЬНО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ ГОРОДА

Развитие и функционирование городских структур определяется не столько законами природы, сколько потребностью людей. Такие структуры представляют собой результат созидательной и деструктивной деятельности многих поколений. Природа реагирует на преобразования неоднородно, активизируются негативные геологические процессы, снижается экологическая, включая и геоэкологическую, безопасность урбанизированной территории. Город – территория взаимодействия искусственной и природной

сред, здесь нарушен природный экологический баланс, а существующее природно-техногенное взаимодействие весьма неустойчивое.

Важной частью устойчивости городского пространства является стабильность природных систем вообще и геологической среды в частности. Практически для каждого города в той или иной степени характерны различные опасные геоэкологические процессы и явления, развитие которых следует оценивать и, по возможности, прогнозировать. При этом необходимо предупреждение проявления опасных геоэкологических процессов на основе выполненного прогноза.

Для выполнения оценки геоэкологической опасности/безопасности города авторами предложен общий алгоритм действий в виде последовательности процедур, позволяющих получать необходимую информацию для последующих расчетов (рис. 1).

Первостепенной задачей является идентификация природных и техногенных опасностей, присущих тому или иному муниципальному образованию.

На основании анализа литературных источников, собственного опыта полевых работ, генеральных планов городов и городских округов (ГО), расположенных в различных регионах страны, были установлены основные виды возможных опасных природных и техногенных процессов, из большого числа которых отобраны 27 приоритетных – наиболее значимых по частоте встречаемости и масштабам возможных последствий. В каждом городе возможен их индивидуальный набор, а степень опасности будет зависеть от их распространения по территории города, вероятности проявления, сочетаний отдельных их видов и реципиентов в зоне поражения.

Анализ многочисленных классификаций неблагоприятных и опасных явлений, угроз, чрезвычайных ситуаций как природного, так и техногенного характера, их источников и последствий позволил выделить основные признаки для упорядочивания геоэкологических опасностей. Согласно проведенной систематизации [7], геоэкологические процессы были разделены на классы: природный, техногенный, природно-техногенный (геоэкологический).

Геоэкологические процессы по характеру воздействия могут быть разрушительными, парализующими, истощающими, ухудшающими, внезапными или продолжительными и т.д. Важным признаком является фактор времени. Многие из опасных процессов и явлений могут вызвать человеческие жертвы и огромный ущерб за короткий промежуток времени (наводнение или техногенная авария). Другие менее опасны с геоэкологической точки зрения и не представляют непосредственной угрозы жизни человека, их



Рис. 1. Алгоритм оценки геозекологической опасности городов.

ощутимое воздействие накапливается за достаточно длительное время (загрязнение почв или донных отложений токсикантами). Кроме того, важным признаком в систематизации опасных геозекологических процессов является вероятность их проявления.

Взаимодействие природных и техногенных факторов происходит, в основном, в пределах геологической среды (ГС), которая максимально изменяется при строительстве и эксплуатации промышленных и гражданских объектов, прокладке подземных коммуникаций, а также в результате загрязнения и других видов негативного воздействия на нее. Таким образом, состояние ГС

или ее компонентов может выступать индикаторами геозекологической опасности.

Изучение и оценка изменений состояния ГС чаще всего осуществляется с разных позиций: либо с природной (например, прогноз затопления городской территории), либо с градостроительной (пригодность и защита территории для освоения). Однако даже относительно слабое природное воздействие может вызвать серьезную техногенную аварию (например, подвижки или деформация грунта часто приводят к разрывам нефтепроводов; постоянные утечки из водонесущих коммуникаций способствуют расширению подтопленных городских территорий). Многие

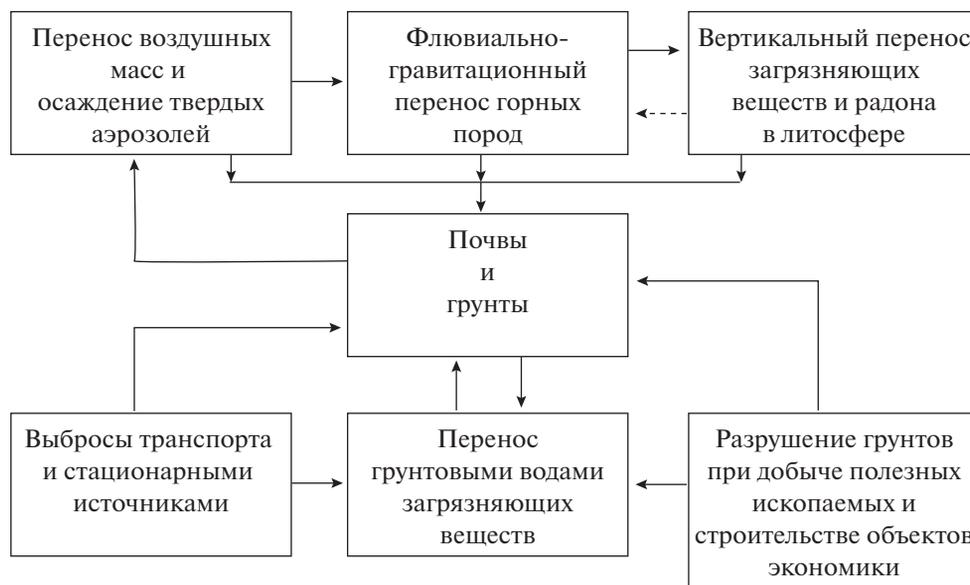


Рис. 2. Первичные и вторичные причины загрязнения почв.

опасности реализуются в виде генетически обусловленных цепочек, когда одни (первичные) вызывают другие (вторичные и т.д.). Пример этому применительно к почвам представлен на рис. 2.

Особенности формирования природно-техногенных групп геоэкологических опасностей в городах подробно рассматриваются в статье [8]. Предложенный в ней подход к возникновению геоэкологических опасностей позволит перейти от частных природных и техногенных индикаторов к комплексным природно-техногенным индикаторам геоэкологической оценки качества городской среды.

Геоэкологическая опасность определяется последствиями воздействия геоэкологических процессов на ГС. Количественная оценка одновременного проявления природных и техногенных процессов – основная задача настоящего исследования, решаемая впервые на большой выборке городов.

Воздействие геоэкологических процессов на состояние ГС может быть различным, а конечные результаты будут одинаковыми. Поэтому в качестве показателя оценки геоэкологической опасности принимаются возможные отклики городской среды на негативное воздействие, количественно выражаемые величиной экономического ущерба. За критерий оценки геоэкологической опасности предлагается принять *минимально вероятный ущерб от проявления негативных природно-техногенных (геоэкологических) процессов* [14]. При оценке ущерба от каждого из них необходимо соблюдать единый подход, основанный на:

- общем критерии оценки учитываемых природных, техногенных и природно-техногенных процессов и явлений;

- учете всех возможных сочетаний опасных геоэкологических процессов в их взаимодействии, поскольку уязвимость реципиентов к ним и последствия их реализации могут существенно отличаться от “суммы” значений показателей отдельных опасностей;

- учете временного фактора, так как причины и последствия проявления негативных воздействий могут быть длительными (накопленный ущерб) или внезапными (аварии);

- достоверности и открытости используемой для оценки исходной информации.

Сбор и соединение всей необходимой информации для оценки результата реализации всей цепочки событий “воздействие–реакция реципиента–последствие” – крайне трудоемкая задача. Исходная информация по территории города (база данных) должна включать перечни: источников негативного воздействия, видов геоэкологических процессов, возможных последствий при их реализации, а также площадей их распространения и реципиентов в этой зоне. Применительно к отдельным видам последствий определяются величины нормативных удельных ущербов и поправочных коэффициентов к ним, например, отражающих категорию опасности воздействия или вероятность события.

Следует учитывать, что источники необходимой информации для оценки природных процессов и техногенного воздействия будут различными. Так, для оценки последствий природных процессов можно использовать данные геологических мониторингов городов и результаты полевых наблюдений, сведения из генпланов городов, отчетов об экологическом состоянии территории и т.д. В расчетах участвуют показатели: вид геологиче-

ского процесса, площадь поражения им, вероятность проявления, а также уязвимость реципиентов в зоне влияния.

Среди источников техногенного воздействия преобладают локальные объекты – опасные промышленные предприятия. Их негативное воздействие проявляется в выбросах загрязняющих веществ (ЗВ), накапливающихся в почвах, грунтах, донных отложениях; хранении промышленных отходов (ТКО); нарушении естественного залегания грунтов и их свойств, а также гидродинамического режима подземных вод при строительстве (особенно подземном) и разработке полезных ископаемых и т.д. При расчете техногенного ущерба учитываются те источники, которые оказывают негативное воздействие на ГС. В этом случае источниками информации являются: данные Реестров опасных объектов, Генпланов, Паспортов и Программ социально-экономического развития городов и др. Сведения о характере и последствиях техногенного воздействия частично могут содержаться в данных экологических мониторингов и отчетах об экологическом состоянии городов и отдельных предприятий. Отсутствие необходимых сведений по городам обуславливает проведение промежуточных расчетов для пополнения базы.

На следующем этапе разрабатывается алгоритм оценки ожидаемого ущерба при проявлении конкретного сочетания геоэкологических процессов в городе. Оценивать их опасность можно по аналогии с уже происшедшим событием, приведшим к потерям, или путем моделирования воздействий процесса на определенные реципиенты. В настоящее время преобладают методики оценки опасности проявления либо природных [11, 14, 16, 17, 20 и др.], либо техногенных процессов [1, 2, 18 и др.], часто отражающие фактические события или выражаемые через численность населения [4 и др.]. Комплексный подход с учетом взаимодействия природных и техногенных факторов встречается довольно редко [10, 15].

Особенность предлагаемого подхода к геоэкологической опасности в пределах городских пространств заключается в рассмотрении природных и техногенных процессов во взаимосвязи при обеспечении количественного и сопоставимого результата через величину *потенциального ущерба*.

На основе существующих методик [12, 13 и др.] и собственного опыта исследований [6, 14, 15] можно рассчитать величину потенциального ущерба (B_y) для отдельно взятого города (или ГО) по обобщенной формуле:

$$B_y = B_y^{np} + B_y^{tx} + B_y^{nt},$$

где B_y^{np} , B_y^{tx} и B_y^{nt} – ущерб от проявления естественных природных, опасных техногенных и

геоэкологических (природно-техногенных) процессов соответственно.

Поскольку на городских территориях природные процессы, как правило, развиваются по природным законам на весьма ограниченных площадях и не оказывают воздействие на объекты экономики, а негативное техногенное воздействие не всегда сказывается на ухудшении состояния ГС, то чаще всего рассчитывается приоритетный потенциальный геоэкологический ущерб. В нем учитывается величина ожидаемых последствий при вероятном проявлении природного процесса, спровоцированного человеком (например, потери земельных ресурсов при карстовых провалах) или при вероятной технологической аварии, приведшей к негативному изменению состояния природных компонентов (загрязнение ГС нефтепродуктами). В таком случае потенциальный геоэкологический ущерб представляет собой сумму природно-техногенных ущербов различных источников: природных (B_y^{np}) или техногенных (B_y^{tx}) с прямыми или косвенными последствиями в ГС и городской среде.

Природные опасности в городах (чаще всего встречаются 3–5 видов) обусловлены определенными геологическими условиями. Они, как правило, учитываются при функциональном районировании территории и проектировании отдельных строительных объектов, поэтому расчет потенциального ущерба проводится применительно к территориям, не занятым застройкой. Оценка же техногенного ущерба осложняется обилием объектов негативного воздействия, их разнообразием и расположением на территории города. В целом по РФ наибольший объем выбросов ЗВ характерен для горнодобывающих предприятий – 28.7%, на долю металлургического производства приходится – 21.4%, энергетики – 17.4%, пищевой – 1.2% и деревообрабатывающей промышленности 0.7% [3]. При размещении опасных объектов в городе их выбросы могут распространяться далеко за пределы санитарно-защитной зоны (СЗЗ).

В городах с горнодобывающими, обогащающими, металлургическими предприятиями накапливается значительное количество твердых отходов, обусловленное существующим уровнем технологии переработки сырья и недостаточностью его комплексного использования. Основная часть токсичных отходов, образующихся на производствах, хранится на территории предприятий в отстойниках, при этом может происходить проникновение ЗВ в окружающую среду. Такие объекты, представляющие собой сложный технологический комплекс, относятся к числу опасных и потенциально аварийных. Пыление хвосто-, шламохранилищ, золоотвалов приводит к дополнительному загрязнению. Предприятия, вместе с

перечисленными объектами, занимают значительные площади (более 1000 га). Кроме того, промышленные отходы, как и производственные здания, оказывают статическое давление на ГС.

Объем золошлаковых отходов от сжигания угля ТЭС практически равен объему ТКО. Из общего объема отходов только 10% идет на переработку, остальное складывается в окрестностях городов или в городской черте. Золошлаковые отходы заражают почву и воду мышьяком, свинцом, кадмием и другими тяжелыми металлами, занимают большие площади. Так, для захоронения массы отходов, получаемых за сутки работы ТЭЦ мощностью 1 млн кВт ч необходимо порядка 1 га при высоте отвала не более 8 м³.

Для подобных объектов (при оценке учитывалось 40 их видов), являющихся источниками причинения вреда одновременно всем компонентам природы, расчет ущерба производится по каждому из них.

Техногенные угрозы также выражаются в виде аварий на производстве, ведущих к неблагоприятным изменениям городской среды. Наибольшую опасность представляют аварии на химических предприятиях, складах по хранению химически опасных веществ, радиационных объектах, газо- и нефтепроводах. По многолетним данным Ростехнадзора, ежегодное число аварий в основных отраслях может превышать 100. Средний ущерб от одной аварии в 2018 г. составил 34 млн руб. в основном из-за разрушения оборудования и различных технических устройств [18]. На долю же экологического ущерба приходится ориентировочно 3% этой суммы. Размеры ущербов от фактически произошедшей аварии могут изменяться от 10 млн руб. до нескольких сотен миллионов рублей. Такой разброс величин указывает на огромное разнообразие видов и масштабов аварий и соответствующих им параметров последствий.

Расчеты ущербов различного генезиса на одной территории, отличающейся в свою очередь огромной дифференциацией природных и социально-экономических условий, возможны только при условии приведения показателей ущерба к определенному моменту времени. Получаемые значения оценки ущербов являются комплексным *индикатором геоэкологической опасности* города. Его обратная величина будет отражать – геоэкологическую безопасность города.

По удельным (на единицу площади города) величинам ущерба можно сравнивать как города в целом, так и отдельные их участки между собой по степени геоэкологической опасности/безопасности. Привлечение стоимостных значений позволяет избежать проведения трудоемкой экс-

пертной оценки и обеспечивает реальную сопоставимость получаемых результатов. При этом величины ущербов отражают не только степень геоэкологической опасности, но и позволяют обозначить значимость геоэкологических факторов в общей системе экологической безопасности города.

Обоснование выбора городов для апробации предлагаемого подхода и результаты оценки приводятся ниже в соответствующих разделах статьи.

ОБОСНОВАНИЕ ВЫБОРА ОБЪЕКТОВ ОЦЕНКИ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ

При выборе объектов исследований, во-первых, необходим отбор городов, представляющих достаточное разнообразие по природным и социально-экономическим условиям; во-вторых, в городах должно быть различное сочетание опасностей природного, техногенного и природно-техногенного характера.

Согласно вышеназванным условиям, было отобрано 139 городов с численностью населения более 100 тыс. человек для оценки природной опасности, из них 100 – для оценки техногенной опасности городских территорий. Из последней группы было выделено 20 модельных городов.

На основе разработанной классификации видов природной, техногенной и природно-техногенной опасностей и изучения материалов по отобраным объектам были выбраны 5 видов природных опасностей, наиболее характерных для большинства городов. По промышленной специализации отбирались города с приоритетом металлургических, химических и горнодобывающих предприятий.

Для апробации предлагаемого подхода выбран вид природно-техногенной опасности – загрязнение городских почв токсикантами, что обосновывается следующими причинами:

- загрязнение почв присуще всем городам, и оно имеет площадное распространение;
- в городских почвах развиваются негативные процессы, ухудшающие их качество и снижающие их возможность выполнения экологических функций, кроме того, они выступают в роли вторичного загрязнителя атмосферного воздуха (в результате распыления почв на незадернованных участках, отвалах, хвостохранилищах и т.п.), поверхностных и подземных вод, растительности (в результате вовлечения токсикантов в круговорот веществ);
- наличие открытых данных мониторинга загрязнения почв по некоторым городам;
- наличие “Методики исчисления размера вреда...” [13];

³ <https://ect-center.com/blog/zoloshlakovie-othody>

- потери государственного бюджета из-за недоучета этого фактора в налогообложении.

В настоящее время практически повсеместно в крупных городах имеет место проблема почвенного загрязнения. Универсальным индикатором техногенного прессинга на среду обитания служат тяжелые металлы (ТМ), концентрирующиеся в почвенном покрове в различных сочетаниях, зависящих от структуры промышленности и соблюдения природоохранных нормативов. Накопление ТМ в почвах происходит при распространении выбросов ЗВ, а также при складировании промстоков и производственных авариях. Специфика и сложность оценки этого загрязнения заключается не только в многофакторности проявления природных и техногенных опасностей, но и в ограниченности исходной информации, в частности по отдельным опасным объектам — главным «загрязнителям» среди стационарных источников. Поэтому предлагаемый подход к оценке опасности представляет собой совокупность методов, объединенных общей методологией.

Для оценки ущерба необходимо знать значения площадей распространения загрязненных почв выбросами ТМ с учетом степени их опасности, вероятности проявления аварий и размещения опасных отходов производства, а также требуются достоверные исходные данные, которые в настоящее время отсутствуют в официальной статистике. Это определяет необходимость привлечения различных методов: аналитико-сравнительного, статистического, эмпирических оценок и др., а также нормативных показателей.

Поскольку ущерб определяется применительно к известному набору опасных геоэкологических процессов, в городах-аналогах можно применять косвенный метод их оценки, основанный на экстраполяции выявленных закономерностей негативных последствий от основных ущербобразующих факторов на модельных объектах. Кроме того, для практической реализации стоящей задачи необходимо привлекать методы оценки удельного ущерба, основанные на затратном подходе, заключающемся в замещении потерь при проявлении конкретного негативного геоэкологического процесса.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОЦЕНКИ

Оценка ущерба от геоэкологических процессов производилась с соблюдением изложенных выше единых подходов в три этапа: 1) оценка природной опасности, 2) оценка техногенной опасности в 20-ти модельных городах на основании прямых расчетов, 3) оценка $V_y^{пт}$ в 100 городах с привлечением эмпирических зависимостей. В то же время существуют особенности оценки

природных и техногенных процессов, так как степень каждого вида опасности зависит от многих причин. К основным параметрам поражающих факторов отнесены их сочетания, площадь распространения, вероятность реализации, временной фактор и др.

Результаты оценки природных опасностей в 139 городах подробно, рассмотренных в статье [14], показали большой разброс от >100 тыс. руб./га до <10 тыс. руб./га. В группу городов с высокими удельными значениями ущербов попали 14 городов в северо-западной и центральной Европейской части РФ и 5 городов в Сибири и на Дальнем Востоке.

Прямой связи между полученными значениями потенциального ущерба от проявления природных опасностей и численностью населения не было выявлено, что подтверждается присутствием городов-миллионников во всех градациях ущербов. Также не была установлена зависимость между удельными величинами ущерба и городскими площадями, несмотря на то, что расчеты базировались на распространенности процессов, а удельная оценка относилась к общей площади города.

Значения полученных оценок определяются, главным образом, существующим подтоплением обширных городских площадей; в горных районах увеличивается роль оползневой и сейсмической опасности.

Оценка ущерба от геоэкологических процессов в модельных городах

Удельные значения ущербов от опасных природных процессов в модельных городах изменяются от 50 до 8 тыс. руб./га [14] (табл. 1).

Высокое значение опасности (>30 тыс. руб./га) со стороны природных процессов отмечается в городах, где площадь поражения процессами более 35%. К группе городов с самым низким значением (<10 тыс. руб./га) ущерба от воздействия природных процессов относятся города только с подтоплением. Исключением являются г. Казань, где не отмечено подтопление, и г. Ангарск, расположенный в зоне сейсмического риска (см. табл. 1).

Размеры ущербов напрямую зависят от сочетания учтенных процессов и их площадного распространения. Затоплению из-за высоких паводков или подъема воды в водохранилищах подвержены 11 городов (от 5 до 25% их территории). Оползнеопасные склоны занимают до 12% в таких городах, как Архангельск, Казань, Нижний Новгород и Старый Оскол. Суффозионо-карстовые процессы наиболее распространены на территории, например, Казани и Набережных Челнов. Несколько городов находятся в потенциаль-

Таблица 1. Распределение модельных городов в соответствии со значением удельных ущербов от опасных геоэкологических процессов

Градации удельного ущерба от природных процессов, тыс. руб./га	Города	Градации удельного ущерба от техногенных процессов, тыс. руб./га	Города
>30	Архангельск, Комсомольск-на-Амуре, Нижний Новгород	>1000	Старый Оскол
30–25	Самара	1000–500	
25–20	Набережные Челны, Новокузнецк, Череповец	500–250	Ачинск, Новокузнецк, Череповец
20–15	Бийск	250–125	Ангарск, Набережные Челны, Нижний Тагил, Томск
15–10	Ачинск, Дзержинск, Красноярск, Новосибирск, Омск, Ростов-на-Дону, Старый Оскол	125–62.5	Дзержинск, Ижевск, Комсомольск-на-Амуре, Казань, Новосибирск, Ростов-на-Дону
<10	Ангарск, Ижевск, Казань, Нижний Тагил, Томск	<62.5	Архангельск, Бийск, Красноярск, Нижний Новгород, Омск, Самара

но опасной сейсмической зоне (>7 баллов по шкале Рихтера).

Техногенный ущерб зависит от многих факторов: количества учитываемых опасных объектов, их специализации, рельефа и климатических условий, доли их площади от площади городских производственных зон, их размещения в черте города или вне, наличия СЗЗ и т.д. Значения ущербов от возможного проявления техногенных процессов в выборке модельных городов – от >1000 до 40 тыс. руб./га (см. табл. 1).

Оценка техногенных опасностей осложняется необходимостью изучения каждого (группы подобных) предприятия. Из них выбирались наиболее опасные, в основном I и II категории⁴. В итоге: металлургическое производство превалирует в 6 городах, в двух из которых еще развита и горнодобывающая промышленность. Химические предприятия распространены в 5 городах. В большинстве модельных городов развито машиностроение и приборостроение, пищевая промышленность и энергетика. Число выбранных для оценки последствий воздействия опасных предприятий в модельных городах изменяется от 20 до 55 штук. Представительность данной выборки подтверждается средней долей их площади в общей площади производственных и коммунально-складских зон городов 47%.

Коэффициент степени загрязнения почв городской территории рассчитывается как средняя

величина по рассматриваемым городам на основе данных наблюдательной сети Росгидромет и организаций, проводящих многолетние наблюдения за промышленным загрязнением почв [5].

Величина ущерба зависит не только от класса опасности выбросов, но и от площади их распространения. Поскольку по большинству оцениваемых объектов отсутствовали данные о площадях загрязненных ими почв, то их расчет осуществлялся, исходя из размеров промплощадки, объемов производства и выбросов ЗВ, размера фактической или нормативной СЗЗ, а также радиуса возможного распространения загрязнения за ее пределами.

Законодательно загрязнение должно ограничиваться пределами СЗЗ. При оценке накопленного ущерба от загрязнения почв выбросами важно установить, насколько достаточна существующая площадь СЗЗ в городах. Особенно сильно загрязнены ТМ почвы километровой зоны вокруг крупных промышленных предприятий, однако радиус распространения загрязнения почв может достигать нескольких километров. К сожалению, данные о размерах СЗЗ не всегда доступны. Эти величины учитывались с двух позиций. Существующие фактические данные выступали в качестве контрольных цифр, подтверждающих правильность отнесения учитываемого объекта к определенной категории опасности. При отсутствии сведений о СЗЗ их параметры назначались в соответствии с утвержденными критериями отнесения объектов к той или иной категории. Площадь СЗЗ зависит от размера производственной площадки и категории предприятия.

⁴ Постановление Правительства РФ от 31 декабря 2020 г. № 2398 “Об утверждении критериев отнесения объектов, оказывающих негативное воздействие на окружающую среду, к объектам I, II, III и IV категорий”. URL: <http://government.ru/docs/all/132200/>

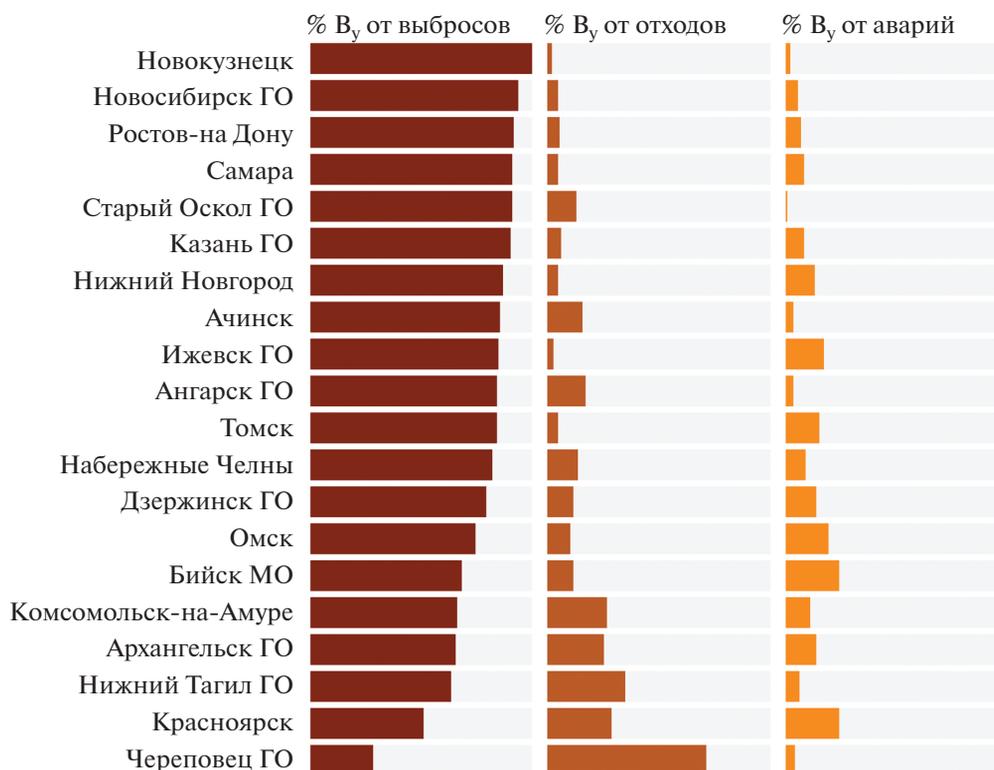


Рис. 3. Процентное соотношение видов техногенного ущерба для модельных городов.

В группе модельных городов связь площадей СЗЗ и производственных площадок получилась низкая ($R = 0.55$). По имеющимся данным, отношение площади СЗЗ к площади производственных зон в городе может изменяться от 1.5 до 3 раз. Значение этой величины по выборке колеблется от 0.1 до 3.4 раз, составляя в среднем 2.4 раза. Значение <1 указывает на недостаточность СЗЗ в городе. Причинами больших значений этого показателя являются: совмещение СЗЗ нескольких соседних предприятий (не учитываемое в расчетах) и распространение загрязнения за пределами СЗЗ. Близкое расположение источников токсичных выбросов друг от друга обуславливает суммарное загрязнение почв, при этом трудно определить долевое участие каждого предприятия (например, в Старом Осколе, Нижнем Тагиле и др.). Таким образом, от площади СЗЗ может резко изменяться величина ущерба от выбросов ЗВ, что подтверждается сильной связью этих величин ($R = 0.80$).

В расчетах техногенного ущерба, кроме накопленного ущерба от загрязнения почв токсикантами учитывалось негативное воздействие промышленных отходов и степень аварийности предприятий. Как правило, в техногенном ущербе преобладает накопленный ущерб от выбросов ЗВ (до 90%). Максимальная доля выбросов в тех-

ногенном ущербе отмечается в г. Новокузнецк. Однако в городах, например, с развитой металлургией или ГОКами, доля этого ущерба снижается до 50% за счет учета воздействия на ГС промышленных и коммунальных отходов. Максимальный ущерб от промышленных (металлургических и химических) отходов установлен в г. Череповец, где его доля в общем техногенном ущербе более 60%. Этот же показатель, равный $>20\%$, характерен для городов Нижний Тагил, Красноярск и др., а минимальные его значения $<5\%$ – для городов с приоритетом машиностроения.

Число вероятных аварийных ситуаций на промышленных предприятиях городов, учтенных в расчетах ущербов, колеблется от 31 до 63 (в среднем 45) событий. Доля аварийности более 20% в городах с приоритетом химической промышленности (Бийск и Омск).

Среднее по модельным городам процентное соотношение видов техногенного ущерба следующее (%): ущерб от выбросов – 80.8, от хранения и складирования отходов – 12.9, от аварий – 6.3. Соотношение этих величин по модельным городам отражено на рис. 3.

Установлена прямая связь получаемых величин ущерба от техногенного воздействия как с производственными городскими площадями

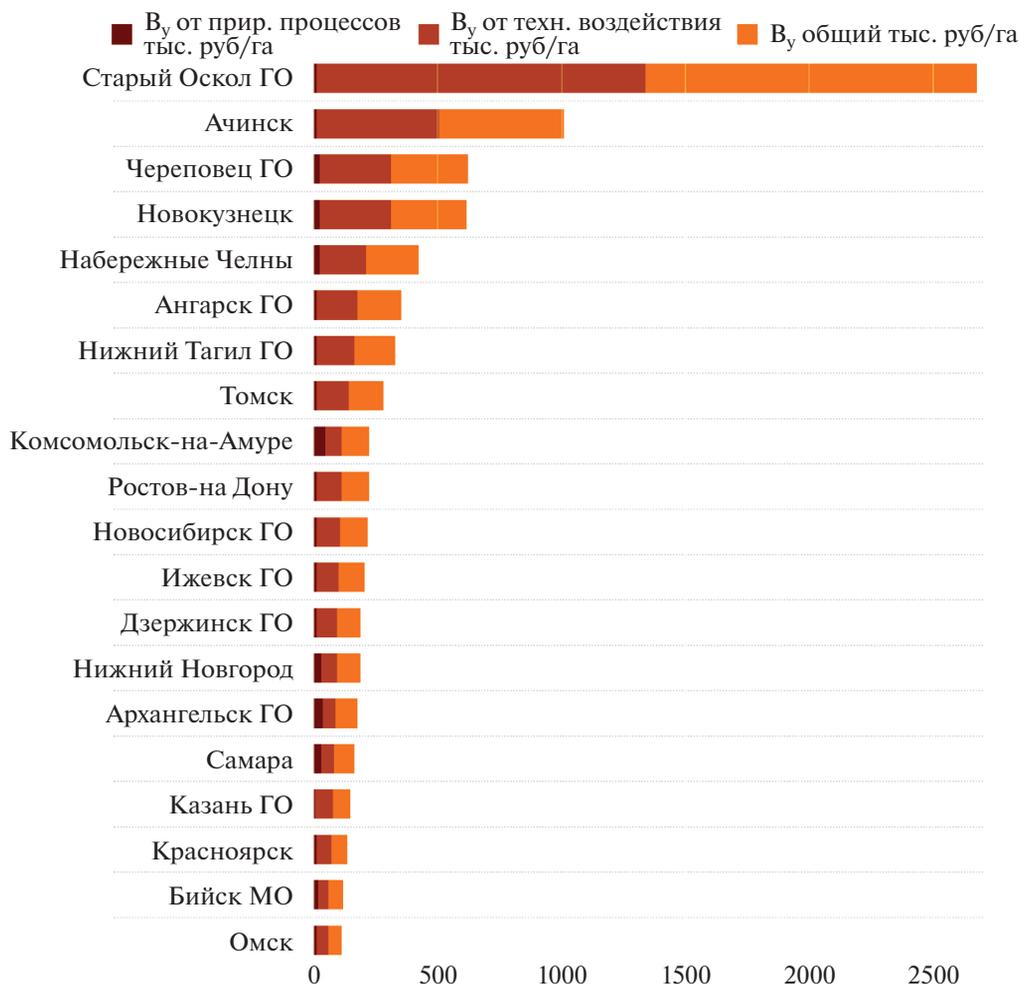


Рис. 4. Соотношения удельных значений ущербов для модельных городов, тыс. руб./га.

($R = 0.95$), так и площадями опасных объектов ($R = 0.78$). Доля площади загрязненных почв в общей площади городов изменяется в несколько раз. Прямой зависимости величины ущерба от площади загрязнения почв не прослеживается, так как оценка учитывала природные особенности местонахождения города, степень опасности выбрасываемых ЗВ, разнообразные по специфике производства и их количество. Максимальные значения техногенного ущерба характерны для городского округа Старый Оскол в связи с размещением на его территории электрометаллургического комбината им. А.А. Угарова, Стойленского карьера, ГОКа, отвалов, хвостохранилищ, ЖБИ, а также с опасностью затопления и другими негативными факторами. Остальные города с металлургией имеют значения ущербов в 2–4 раза ниже.

Превышение техногенного ущерба над природным в общем геоэкологическом ущербе в модельных городах составляет в среднем 11 раз (рис. 4).

Большая дифференциация значений ущерба подтверждает необходимость индивидуального рассмотрения городов. Анализ структуры промышленной специализации городов и отраслевой структуры ущербов выявил либо их полное процентное совпадение, либо близкие значения, в частности, для предприятий химического и металлургического профиля. Это видно из группировки городов по величине удельного техногенного ущерба (табл. 2).

Кроме отмеченных в табл. 2 отраслей, большая доля производства приходится на объекты энергетики и пищевой промышленности (золоотвалы, мукомольное производство, мясокомбинаты и др.), соответственно на ущербы от их деятельности. В расчетах также учитывалось возможное воздействие опасных предприятий строительной и деревообрабатывающей промышленности. Как видно из табл. 2, отмечается соответствие величин отраслевых ущербов промышленной специализации городов.

Таблица 2. Сопоставление структур приоритетных видов производства и отраслевых ущербов в группах модельных городов

№ группы городов	Количество городов в группе, шт.	Доля приоритетных отраслей в общем объеме производимой в городах продукции/Отраслевая структура ущербов от негативного техногенного воздействия, %				Средний по группе техногенный ущерб, тыс. руб./га
		Горно-добывающая	Нефтехимическая, химическая	Металлургическая	Машиностроительная	
1	2	25/40		50/45		824
2	4		60/40	/35		261
3	3			15/15	45/25	155
4	6		/50	10/20	32/	113
5	5		60/60			84

Оценка ущербов от геоэкологических процессов в выборке из 100 городов

В результате выполненных исследований установлена довольно тесная связь между массой выбросов ЗВ стационарными источниками и ущербом от нее. Используя эту зависимость, оказалось возможным осуществлять определение величины ущерба для выборки 80 городов, причем с достаточно высокой точностью до 5 тыс. руб./га (рис. 5).

График можно использовать как экспресс-оценку ущерба при больших объемах расчетов. На графике однозначно определяется три интервала зависимости ущерба от объемов выбросов ЗВ. Это интервалы со значениями (тыс. т): 0.1–200.0; 200.1–2000.0 и 2000.1–4000.0. В интервале

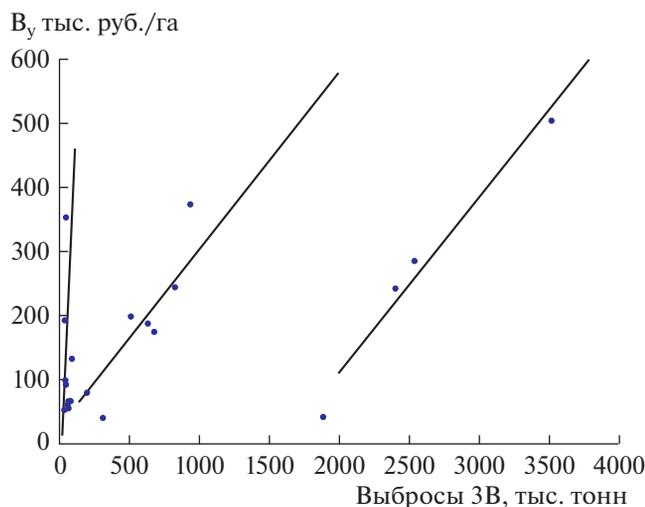


Рис. 5. Зависимость удельного ущерба от массы выбросов ЗВ в городах.

0.1–200.0 тыс. т точность определения ущерба снижается особенно при значениях выбросов до 50.0 тыс. т, а при значениях 200.0 и 2000 тыс. т возникает неоднозначность определения значения ущерба. В этом случае величину ущерба необходимо определять с привлечением данных о специализации промышленности города. Чем токсичнее вещества при равных массах выбросов, тем больший будет нанесен ущерб.

В выборке из 100 городов, несмотря на обычное преобладание последствий техногенного воздействия, отмечаются случаи превышения ущербов от природных процессов над техногенными до 2 раз в 7 городах (Воронеж, Краснодар, Нефтекамск, Нижневартовск, Салават, Южно-Сахалинск, Якутск) и близкие значения этих показателей в 4 городах (Брянск, Кострома, Курган и Ярославль). Как правило, это города с общим ущербом 25–60 тыс. руб./га и со сложными природными условиями.

Из табл. 3 видно, что около половины городов выборки попадают в нижнюю градацию общего удельного ущерба (<62.5 тыс. руб./га), причем среди них преобладают города (82%) со значениями ущербов менее 30 тыс. руб./га. Максимальное превышение техногенного воздействия над природным отмечается в 3 городах (Новоросийск, Чита и Старый Оскол). При этом по модельным городам среднее значение общего ущерба 290 тыс. руб./га, а по остальной выборке 113 тыс. руб./га (см. табл. 3).

Таким образом, многие города характеризуются достаточно высокой геоэкологической безопасностью. Ориентировочно потенциальный ущерб от проявления учтенных опасных природных процессов, наиболее часто встречающихся в городах, может превышать 600 млн руб. на сред-

Таблица 3. Распределение 100 городов выборки по градациям общего удельного ущерба

Градация общего удельного ущерба, тыс. руб./га	Число городов из выборки 100 городов	Число городов из выборки 20 модельных городов
>500	3	2
500–250	11	2
250–125	20	4
125–62.5	21	10
<62.5	45	2

ний город выборки [14], а от техногенного загрязнения городских почв ущерб может достигать десятков миллиардов рублей на город.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные величины ущербов отражают не только степень геоэкологической опасности/безопасности городов, но и их значимость в общей системе экологической безопасности. На это указывает масштабность оцененных последствий проявления геоэкологических процессов, несмотря на то, что в расчетах учитывалось ограниченное число их видов.

Недоучет возможного ущерба от проявления потенциальных геоэкологических опасностей при принятии управленческих решений как на уровне отдельных городов, региональном и на национальном уровне может привести к необоснованным экономическим затратам и возникновению вторичных негативных последствий, обуславливающих снижение устойчивого развития городов и их безопасности.

Борьба за уменьшение ущерба от последствий стихийных бедствий и опасных процессов становится важным элементом государственной политики, в основу которой должны быть положены прогнозирование и своевременное предупреждение о грозящем бедствии. Международный опыт показал, что затраты на реализацию стратегии предотвращения до 15 раз меньше по сравнению с потерями, связанными с развитием опасных процессов. Реализация комплекса превентивных мероприятий позволит в 10–15 раз сократить затраты на ликвидацию последствий проявления негативных процессов и событий по сравнению с величиной предотвращенного ущерба [9].

Исследованиями установлено, что из всех рассмотренных видов негативного воздействия гео-

экологических процессов налогообложению в настоящее время подлежат только промышленные отходы. Имеющаяся в Росстате информация о затратах предприятий на очистку почв от загрязнения и засорения, а также на мониторинговые мероприятия и управление природоохранной деятельностью, может служить основанием для расширения налогооблагаемой базы за счет включения загрязнения почв токсикантами.

Оценка ущерба в денежном выражении, принимаемого окружающей среде и человеку, оказалась достаточно сложной задачей из-за отсутствия необходимых статистических данных и общепризнанных методик проведения подобных расчетов. Наличие существующих нормативных документов в сфере оценки экологического вреда окружающей среде не решает проблему получения объективных значений стоимостных оценок экологического ущерба. Для практического внедрения предлагаемого методологического подхода необходимо:

- дополнить статистику Росстата отраслевыми экономическими показателями в разрезе городского округа или города;

- расширить общую нормативную базу планирования городской территории за счет разработки специальных геоэкологических нормативов;

- создать базу данных по городам РФ, обеспечивающую автоматизированную оценку геоэкологической опасности/безопасности, для ее использования при планировании городских территорий.

Для принятия эффективных управленческих решений, направленных на обеспечение социально-экономической и экологической безопасности городов РФ, необходима оценка экономического ущерба от последствий возможного проявления геоэкологических процессов на основе оперативной систематизированной геопространственной информации и их дифференциация по территориям городских округов и городов РФ.

Полученные результаты оценки ущербов от геоэкологических процессов являются основой для перехода к оценке геоэкологической безопасности, представляемой интегрированным показателем – *индексом геоэкологической безопасности городов*, применение которого будет содействовать эффективному управлению городскими территориями.

Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания ИГЭ РАН по теме НИР № г.р. 122022400104-2 “Техногенез и природа: геоэкологические проблемы”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Авдоткин В.П., Дзыбов М.М., Самсонов К.П.* Оценка ущерба от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера. М.: ФГБУ ВНИИ ГОЧС (ФЦ), 2012. 467 с.
2. *Абатурова И.В., Емельянова И.А., Ковязин И.Г.* Лито-техническая система “город – геологическая среда” и нарушение ее функционирования в результате развития природных и природно-техногенных процессов // Сергеевские чтения. Инженерно-геологические и геоэкологические проблемы городских агломераций. М.: РУДН, 2015. Вып. 17. С. 463–468.
3. Бюллетень о текущих тенденциях российской экономики. Аналитический центр при Правительстве РФ. 2020. № 66. https://ac.gov.ru/uploads/2-Publications/BRE/_октябрь_web.pdf
<http://fac.gov.ru/publications/>
4. *Гладкевич Г.И., Терский П.Н., Фролова Н.Л.* Оценка опасности наводнений на территории Российской Федерации // Водное хозяйство России. 2012. № 2. С. 29–46.
5. Ежегодник. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2019 году. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2020. 129 с.
6. *Заиканов В.Г., Минакова Т.Б.* Методические основы комплексной геоэкологической оценки территорий. М.: Наука, 2008. 81 с.
7. *Заиканов В.Г., Минакова Т.Б., Булдакова Е.В.* Геоэкологическая безопасность урбанизированных территорий: подходы и пути реализации // Геоэкология. 2019. № 1. С. 17–23.
8. *Заиканов В.Г., Минакова Т.Б., Булдакова Е.В.* Природно-техногенные геоэкологические опасности в городе: формирование, динамика, воздействие // Геоэкология. 2021. № 5. С. 42–56.
9. *Карпенко С.Н.* Вопросы квалификации геологического риска // Правовые вопросы строительства. 2012. № 2. С. 23–29.
10. *Кофф Г.Л., Минакова Т.Б., Бахирева Л.В. и др.* Методические основы оценки техногенных изменений геологической среды городов. М.: Наука, 1990. 197 с.
11. *Мальнева И.В.* Современные проблемы прогнозирования опасных природных процессов на территории России и стран СНГ // Анализ, прогноз и управление природными рисками с учетом глобального изменения климата: матер. междунар. научно-практ. конф. по проблемам снижения природных опасностей и рисков. М.: РУДН, 2018. Т. II. С. 87–91.
12. Методика определения риск-ориентированного интегрального показателя промышленной безопасности (РОИП ПБ). 297 с. <https://gpmfliftservis.ru/uploads/files/20180409-120157.pdf>
13. Методика исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды. Утв. Приказом Минприроды России от 08.07.2010 № 238 (с правками 2014 г., 2018 г.). <https://docs.cntd.ru/document/902227668>
14. *Минакова Т.Б., Заиканов В.Г., Булдакова Е.В.* Геоэкологический след в городах России: подходы, оценки, результаты // Геоэкология. 2020. № 6. С. 83–94.
15. *Минакова Т.Б., Заиканов В.Г., Булдакова Е.В.* Подход к оценке загрязнения почвенного компонента природно-техногенных систем для геоэкологической безопасности города // Геоэкология. 2021. № 6. С. 89–96.
16. *Осипов В.И.* Природные катастрофы: анализ развития и пути минимизации последствий // Анализ, прогноз и управление природными рисками в современном мире (ГЕОРИСК-2015): матер. 9-й Междунар. научно-практ. конф. М.: РУДН, 2015. Т. 1. С. 7–24.
17. *Осипов В.И., Заиканов В.Г., Бурова В.Н., Минакова Т.Б.* Основы оценки уязвимости территории для опасных природных процессов, определяющих ЧС (принципы и методические подходы) // Геоэкология. 2015. № 3. С. 195–203.
18. Отчеты о деятельности Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору в 2016–2018 гг. https://www.gosnadzor.ru/public/annual_reports/
19. *Порфирьев Б.Н.* Экономика природных катастроф // Мир новой экономики. 2015. № 4. С. 21–41.
20. Природные опасности России. Т. 6. Оценка и управление природным риском / Под ред. А.Л. Рагозина. М.: Изд-во “КРУК”, 2003. 320 с.

GEOENVIRONMENTAL PROCESSES IN THE CITY AND ASSESSMENT OF THEIR HAZARD

V. G. Zaikanov^{a,#}, T. B. Minakova^a, and E. V. Buldakova^a

^a *Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences,
Ulansky per., 13, str. 2, Moscow, 101000 Russia*

[#] *E-mail: v.zaikanov@mail.ru*

The article substantiates the importance of assessing the urban geoenvironmental safety to ensure its overall environmental safety. Geoenvironmental safety is assessed through the calculation of the geoenvironmental hazard as its inverse value. The term “geoenvironmental processes” is proposed. An algorithm for conducting such an assessment has been developed. A direct relationship has been established between the structure of

expected industrial damages from the negative impact of the manifestation of dangerous geoenvironmental processes and the areas of their distribution, as well as the industrial specialization of cities. The possibility of assessing the damage from hazardous geoenvironmental processes empirically based on their relationship has been proved.

Keywords: *geoenvironmental processes, geoenvironmental hazard, safety, hazard assessment criterion, specific and total damages, geoenvironmental hazard indicator*

REFERENCES

1. Avdot'in, V.P., Dzybov, M.M., Samsonov, K.P. *Otsenka ushcherba ot chrezvychainykh situatsii prirodno i tekhnogennogo kharaktera* [Assessment of damage from natural and technogenic emergencies]. Moscow, FGBU VNII GOChS (FC) Publ., 2012, 468 p. (in Russian)
2. Abaturova, I.V., Emel'yanova, I.A., Kovyazin, I.G. *Lito-tekhnicheskaya sistema "gorod – geologicheskaya sreda" i narushenie eyo funktsionirovaniya v rezul'tate razvitiya prirodnykh i prirodno-tekhnogennykh protsessov* [Lithotechnical system "city – geological environment" and the disruption of its functioning as a result of the development of natural and natural-technogenic processes]. *Sergeevskie chteniya "Inzhenerno-geologicheskies i geokologicheskies problemy gorodskikh aglomeratsii"* [Proc. Conf. in commemoration of academician E.M. Sergeev. Engineering-geological and geoenvironmental problems of urban agglomerations]. Moscow, RUDN Publ., 2015, issue 17, pp. 463–468. (in Russian)
3. *Byulleten' o tekushchikh tendentsiyakh rossiiskoi ekonomiki* [Bulletin on the current trends of the Russian economy]. Analytical Center under the Government of the Russian Federation. 2020, no. 66. https://ac.gov.ru/uploads/2-Publications/BRE/_октябрь_web.pdf. <https://ac.gov.ru/publications/> (in Russian)
4. Gladkevich, G.I., Terskii, P.N., Frolova, N.L. *Otsenka opasnosti navodnenii na territorii Rossiiskoi Federatsii* [Flood hazard assessment in Russia]. *Vodnoe khozyaistvo Rossii*, 2012, no. 2, pp. 29–46. (in Russian)
5. *Zagryaznenie pochv Rossiiskoi Federatsii toksikantami promyshlennogo proiskhozhdeniya v 2019 godu* [Contamination of soils in the Russian Federation with toxicants of industrial origin in 2019]. Obninsk, NPO Taifun Publ., 2020, 129 p. (in Russian)
6. Zaikanov, V.G., Minakova, T.B. *Metodicheskie osnovy kompleksnoi geokologicheskoi otsenki territorii* [Methodological foundations of a comprehensive geoenvironmental assessment of territories]. Moscow, Nauka Publ., 2008. 81 p. (in Russian)
7. Zaikanov, V.G., Minakova, T.B., Buldakova, E.V. *Geokologicheskaya bezopasnost' urbanizirovannykh territorii: podkhody i puti realizatsii* [Geoenvironmental security of urbanized territories: approaches and ways of implementation]. *Geoekologiya*, 2019, no. 1, pp. 17–23. (in Russian)
8. Zaikanov, V.G., Minakova, T.B., Buldakova, E.V. *Prirodno-tekhnogennye geokologicheskies opasnosti v gorode: formirovanie, dinamika, vozdeistvie* [Natural and human-induced geoenvironmental hazards in the city: formation, dynamics, and impact]. *Geoekologiya*, 2021, no. 1, pp. 42–56. (in Russian)
9. Karpenko, S.N. *Voprosy kvalifikatsii geologicheskogo riska* [Issues of geological risk qualification]. *Pravovye voprosy stroitel'stva*, 2012, no. 2, pp. 23–29. (in Russian)
10. Koff, G.L., Minakova, T.B., Bakhireva, L.V., et al. *Metodicheskie osnovy otsenki tekhnogennykh izmenenii geologicheskoi sredy gorodov* [Methodological framework for the assessment of technogenic changes in urban geological environment]. Moscow, Nauka Publ., 1990, 197 p. (in Russian)
11. Mal'neva, I.V. *Sovremennnye problemy prognozirovaniya opasnykh prirodnykh protsessov na territorii Rossii i stran SNG* [Current problems in forecasting hazardous natural processes in Russia and CIS countries]. *Analiz, prognoz i upravlenie prirodnyimi riskami s uchetom global'nogo izmeneniya klimata. Mat-ly Mezhdunarodoi nauchno-prakticheskoi konf. po problemam snizheniya prirodnykh opasnostei i riskov* [Analysis, forecast and management of natural risks with the account of global climate change. Proc. Int. Sci. and Pract. Conf. on the problems of reducing natural hazards and risks]. Moscow, RUDN Publ., 2018, no. II, pp. 87–91. (in Russian)
12. *Metodika opredeleniya risk-orientirovannogo integral'nogo pokazatelya promyshlennoi bezopasnosti* [Methodology of determining the risk-oriented integral indicator of industrial safety]. 297 p. <https://gplmliftservis.ru/uploads/files/20180409-120157.pdf> (in Russian).
13. *Metodika ischisleniya razmera vreda, prichinnogo pochvam kak ob'ektu okhrany okruzhayushchei sredy* [Methodology for calculating damage to soils as an object of environmental protection]. Approved by the order of the Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, no. 238 dated 08.07.2010 (revised in 2014, 2018). <https://docs.cntd.ru/document/902227668>. (in Russian)
14. Zaikanov, V.G., Minakova, T.B., Buldakova, E.V. *Geokologicheskii sled v gorodakh Rossii: podkhody, otsenki, rezul'taty* [Geoecological footprint in Russian cities: approaches, assessments, and results]. *Geoekologiya*, 2020, no. 6, pp. 83–94. (in Russian)
15. Minakova, T.B., Zaikanov, V.G., Buldakova, E.V. *Podkhod k otsenke zagryazneniya pochvennogo komponenta prirodno-tekhnogennykh system dlya geokologicheskoi bezopasnosti goroda* [The approach to assessing pollution of soil component in natural-anthropogenic systems for urban geoenvironmental safety]. *Geoekologiya*, 2021, no. 6, pp. 89–96. (in Russian)
16. Osipov, V.I. *Prirodnye katastrofy: analiz razvitiya i puti minimizatsii posledstviy* [Natural disasters: analysis of development and ways to minimize consequences]. *Analiz, prognoz i upravlenie prirodnyimi riskami v sovremennom mire (GEORISK-2015). Materialy 9-i Mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konf. po problemam snizheniya prirodnykh opasnostei i riskov* [Analysis, forecast and management of natural risks in the modern world (GEORISK-2015). Materials of the 9th International Scientific and Practical Conference on the Problems of Reducing Natural Hazards and Risks]. Moscow, RUDN Publ., 2018, no. II, pp. 92–96. (in Russian)

- dunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferentsii* [Analysis, forecast and management of natural risks in the modern world (GEORISK-2015). Proc. 9th Int. Sci. and Pract. Conf. on the problems of reducing natural hazards and risks]. Moscow, RUDN, 2015, vol. 1, pp. 7–24. (in Russian)
17. Osipov, V.I., Burova, V.N., Zaikanov, V.G., Minakova, T.B. *Osnovy otsenki uyazvimosti territorii dlya opasnykh prirodnykh protsessov, metodicheskie podkhody* [Bases of vulnerability assessment of territories for hazardous natural processes, methodological approaches]. *Geoekologiya*, 2015, no. 3, pp. 195–203. (in Russian)
 18. *Otchety o deyatel'nosti Federal'noi sluzhby po ekologicheskomu, tekhnologicheskomu i atomnomu nadzoru v 2016–2018 gg.* [Annual report about the activities of the Federal service for environmental, technological and nuclear supervision in 2016–2018]. https://www.gosnadzor.ru/public/annual_reports/ (in Russian)
 19. Porfir'ev, B.N. *Ekonomika prirodnykh katastrof* [The economy of natural disasters]. *Mir novoi ekonomiki* [The world of new economy]. 2015, no. 3, pp. 21–41. (in Russian)
 20. *Prirodnye opasnosti Rossii. Tom 6. Otsenka i upravlenie prirodnym riskom* [Natural hazards of Russia. Vol. 6. Assessment and management of natural risk]. A.L. Ragozin, Ed., Moscow, KRUK Publ., 2003, 320 p. (in Russian)