

ISSN 0869-7809

Номер 1

Январь–Февраль 2025



ГЕОЭКОЛОГИЯ

Инженерная геология
Гидрогеология
Геокриология



НАУКА

— 1727 —

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 1, 2025

Перспективы создания природного радонового эманатория на горе Бештау
(Кавказские минеральные воды)

*П. А. Сидякин, Д. В. Щитов, Д. Н. Цебро, М. А. Мурзабеков,
П. С. Микляев, Т. Б. Петрова, Н. И. Глухова*

3

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ

Наледи в зоне проектирования газопровода “Сила Сибири–2”
на территории Республики Бурятия

В. Н. Черных, А. А. Аюржанаев, Б. В. Содномов, Е. Ж. Гармаев

13

Геоэкологическая оценка последствий затопления приречных городских территорий на основе
моделирования

В. Г. Заиканов, Т. Б. Минакова, Е. В. Булдакова, И. С. Сависько

20

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Анализ факторов загрязнения реки Иня на территории Кемеровской области

Е. Л. Счастливец, Н. И. Юкина, А. А. Быков

27

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

Особенности морфологического состава полигонов ТКО Московской области

Е. С. Соломатина, Г. А. Зарницын

38

Летучая зола сжигания твердых коммунальных отходов: обработка,
допустимость захоронения и возможности применения

Т. И. Юганова, В. С. Путилина

51

ГРУНТОВЕДЕНИЕ И МЕХАНИКА ГРУНТОВ

Анализ изменений напряженно-деформированного состояния в точке геологической среды

Г. П. Постоев

66

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Анализ хроматограмм при изучении загрязнения водоносных горизонтов
и зоны аэрации нефтепродуктами

И. Л. Хархордин, О. А. Солдатова, Е. А. Корнеева, А. П. Авсюкевич

75

Гибридное моделирование на основе LUR подхода вариаций распределения тяжелых металлов
в верхнем слое почвы на примере г. Тарко-Сале

Е. М. Баглаева, А. Г. Бувечич, А. В. Шичкин, А. П. Сергеев, А. С. Буторова

87

CONTENTS

No. 1, 2025

Prospects for creating a natural radon emanatorium on mountain Beshtau, Caucasian Mineral Waters

P. A. Sidyakin, D. V. Shchitov, D. N. Tsebro, M. A. Murzabekov,

P. S. Miklyaev, T. B. Petrova, N. I. Glukhova

3

NATURAL AND TECHNONATURAL PROCESSES

Icings in the project area of the Power of Siberia-2 gas pipeline in the Republic of Buryatia

V. N. Chernykh, A. A. Ayurzhanaev, B. V. Sodnomov, E. Zh. Garmaev

13

Modeling-based geoecological assessment of the consequences of flooding urban areas in river zones

V. G. Zaikanov, T. B. Minakova, E. V. Buldakova, I. S. Savisko

20

ENVIRONMENT CONTAMINATION

Analysis of pollution factors in the Inya River, the Kemerovo region

E. L. Schastlivtsev, N. I. Yukina, A. A. Bykov

27

UTILIZATION AND DISPOSAL OF WASTE

Features of the morphological composition of municipal solid waste landfills in the Moscow region

E. S. Solomatina, G. A. Zarnitsyn

38

Fly ash from municipal solid waste incineration: processing, landfill permission and application possibilities

T. I. Yuganova, V. S. Putilina

51

SOIL AND ROCK ENGINEERING AND MECHANICS

Analysis of changes in the stress-strain state at a point in geoenvironment

G. P. Postoev

66

RESEARCH METHODS AND TECHNIQUES

Analysis of chromatograms for study of the vadose zone and shallow aquifer contamination by petroleum products

I. L. Kharkhordin, O. A. Soldatova, E. A. Korneeva, A. P. Avsyukevich

75

Land-use regression model to assess spatial variation of topsoil pollution in Tarko-Sale

E. M. Baglaeva, A. G. Buevich, A. V. Shichkin, A. P. Sergeev, A. S. Butorova

87

УДК 550.35:614.876

ПЕРСПЕКТИВЫ СОЗДАНИЯ ПРИРОДНОГО РАДОНОВОГО ЭМАНАТОРИЯ НА ГОРЕ БЕШТАУ (КАВКАЗСКИЕ МИНЕРАЛЬНЫЕ ВОДЫ)

© 2025 г. П. А. Сидякин^{1,*}, Д. В. Щитов¹, Д. Н. Цебро¹, М. А. Мурзабеков¹,
П. С. Микляев^{2,**}, Т. Б. Петрова^{3,***}, Н. И. Глухова^{4,****}

¹Северо-Кавказский федеральный университет, Пятигорский институт (филиал),
ул. Ермолова 46, Пятигорск, Ставропольский край, 357500 Россия

²Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН,
Уланский пер. 13, стр.2, Москва, 101000 Россия

³Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Ленинские горы 1, стр. 3, ГСП-1, Москва, 119991 Россия

⁴Санаторно-курортный комплекс Мащук Аква-Терм,
ул. Родниковая 22, п. Инноземцево, Железноводск, Ставропольский край, 357431 Россия

*E-mail: sidyakin_74@mail.ru

**E-mail: peterm7@inbox.ru

***E-mail: tbp111@inbox.ru

****E-mail: direktor@sanatory-mashuk.ru

Поступила в редакцию 28.09.2024 г.

После доработки 29.10.2024 г.

Принята к публикации 25.11.2024 г.

Рассмотрены вопросы возможности создания первого в России природного радонового эманатория на горе Бештау (Кавказские Минеральные Воды). Наиболее подходящими для создания радонового эманатория являются штольни, расположенные на нижних горизонтах уранового рудника горы Бештау. Проведенные исследования показали, что средние значения объемной активности радона на устьях нижних штолен колеблются от 50 до 354 кБк/м³, что достаточно для организации эманатория. Значения эквивалентной равновесной объемной активности радона составляют в среднем 35–44 кБк/м³. Значения плотности потока радона с поверхности грунта в зонах повышенной трещиноватости горных пород, которые, вероятно, сообщаются с рудничным пространством, достигают значений свыше 8000 мБк/м²·с. Установлено, что содержание радона на устьях штолен испытывает сильные сезонные колебания, которые можно объяснить процессом конвективной циркуляции воздуха в системе горных выработок за счет перепада температур между горным массивом и атмосферой. Представлены основные рекомендации по устройству радонового эманатория. Создание эманатория будет способствовать привлечению новых посетителей Кавказских Минеральных Вод, а также позволит предложить новые медицинские услуги для лечения целого спектра заболеваний.

Ключевые слова: радон, радоновый эманаторий, объемная активность радона, плотность потока радона, мощность амбиентного эквивалента дозы

DOI: 10.31857/S0869780925010017 EDN: DNBSUC

ВВЕДЕНИЕ

Использование природных лечебных факторов с целью усиления и/или изменения их биологического потенциала — довольно актуальная задача для современной отечественной курортологии. В настоящее время весьма перспективным направ-

лением является изучение и применение бальнеологических средств и их комплексов, которые обладают синергизмом в механизмах действия на различные обменные процессы организмов, находящихся как в нормальном состоянии, так и при патологии [14]. В курортном регионе Кавказские

Минеральные Воды (КМВ) хорошо изученными и давно применяемыми лечебными методами являются воздействия природными минеральными водами, которые имеют высокую эффективность при лечении целого спектра заболеваний, и результативность, подтверждённую широкой клинической практикой. Дополнительный терапевтический фактор в регионе — уникальный климат, который в сочетании с горным рельефом КМВ образует благотворную среду, улучшающую регенеративные функции организма [14].

Исторически с прошлого века и до сегодняшнего дня широкой популярностью пользуются радоновые ванны Пятигорска, в них были предусмотрены до 15 наименований процедур на основе радоновой воды [3, 12]. В настоящее время рассматривается возможность оборудования первого в нашей стране радонового эманатория в одной из неэксплуатируемых штолен бывшего уранового рудника на горе Бештау.

Радоновый эманаторий (радиоэманаторий) представляет собой инженерное сооружение, предназначенное для проведения радоновых процедур и ингаляций воздушно-радоновой смесью. Основное помещение эманатория — лечебная камера, в которой создаются и поддерживаются оптимальные условия для лечения широкого спектра заболеваний. Для безопасного проведения рекреационных процедур определяется и устанавливается оптимальная концентрация радиоактивного газа радона (^{222}Rn) и его дочерних продуктов распада (ДПР) в помещении лечебной камеры. В отличие от классических радоновых ванн, где пациент размещается в бассейне, вода которого содержит растворенный газ радон, в эманаториях проводится сеанс воздушно-радоновой терапии и/или ингаляции [5]. Радонотерапия — один из видов лучевой терапии, механизмы биологического и лечебного действия которого связаны с влиянием малых доз α -излучения радиоактивного газа ^{222}Rn и его ДПР на сердечно-сосудистую, иммунную и центральную нервную систему организма, благодаря которому повышаются защитно-приспособительные возможности организма в борьбе с патологическими воздействиями [13].

Один из способов получения воздушно-радоновой смеси подразумевает использование природных полостей (гrotы, пещеры), либо техногенных подземных горных выработок (штольни, шахты), где, ввиду особых геологических условий, в воздухе содержится пригодная для лечения концентрация (объемная активность) радона. Регулирование концентрации, как правило, осуществляется путем использования комбинированной системы вентиляции [4].

Создание радонового эманатория повысит привлекательность курортного региона КМВ,

привлечет новых туристов и отдыхающих, а также позволит людям, нуждающимся в процедурах воздушной радонотерапии, использовать отечественные природные ресурсы, а не зарубежные здравницы. Посещение радонового эманатория, кроме пользы для здоровья, имеет также туристическую привлекательность, так как предоставит возможность оказаться внутри горы Бештау и побывать в местах, где несколько десятилетий назад проводилась добыча урана.

Перспектива оборудования эманатория в одной из штолен бывшего уранового месторождения обуславливает необходимость изучения радиационной обстановки на территории, а также радонового режима в штольнях. Эти данные должны лечь в основу принятия решений при выборе наиболее подходящих условий и последующей разработки проекта вентиляции для поддержания концентрации радона и его ДПР на необходимом уровне бальнеологического эффекта и требований радиационной безопасности.

В работе представлены результаты изучения концентрации радона и мощности дозы гамма-излучения на устьях штолен бывшего уранового рудника на горе Бештау, а также плотности потока радона с поверхности грунта в зонах трещиноватости, сообщающихся с рудничным пространством.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ

В последние годы разработано множество различных методов радонотерапии, что позволило существенно расширить спектр показаний к применению радона. Медицинская терапия с природными и искусственными радоновыми водами — одна из самых распространенных процедур, которая в настоящее время применяется в современных санаториях и SPA-центрах на курортах России и всего мира. Она реализуется в виде гидротерапии, душей, орошений, а также путем ингаляций в сухих радоновых эманаториях. В настоящее время радоновое лечение показано при множестве заболеваний, среди которых болезни центральной нервной системы, кожные заболевания и др. [13].

Механизм воздействия радона на организм человека до конца не ясен. В ходе радоновых процедур, как сухих, так и водных, на коже и слизистых пациента образуется радиоактивный налет, содержащий альфа-активные изотопы, которые, в свою очередь, усиливают афферентную импульсацию в коже. Альфа-излучение, испускаемое радоном и его дочерними продуктами, вызывает ионизацию вещества и дальнейшие сложные физико-химические и биологические изменения в клеточном обмене, стимулируя окислительные процессы [1]. По завершении терапии радиоактивный газ радон выводится из организма спустя 2.5–3 ч. Дочерние

же продукты распада полностью теряют свою активность через 4–6 ч [4], что исключает негативное воздействие радона на организм человека при условии кратковременных процедур, проводимых под наблюдением врачей.

Крупнейшими и самыми известными радоновыми курортами в России считаются Пятигорск (Ставропольский край), Белокуриха (Алтайский край) и Увильды (Челябинская область). Радоновыми водами в Российской Федерации считаются минеральные воды, концентрация (объемная активность) радона в которых составляет не менее 185 Бк/л (уровень вмешательства по содержанию радона в питьевой воде — 60 Бк/л [15]). В Польше радоновыми считаются воды с объемной активностью ^{222}Rn более 375 Бк/л, во Франции — 370 Бк/л, в Чехии — 1192 Бк/л, в Германии — 6885 Бк/л. Самые известные радоновые курорты в Европе: Бад-Гаштайн (Австрия), Бад-Кройцнах (Германия), Яхимов (Чехия), оз. Ховиз (Венгрия), Лутарки (Греция), Лендек Здруй (Польша).

В Российской Федерации радоноterapia реализована в основном в виде приема пациентами классических водных радоновых ванн (бассейнов), в то время как в Европе функционируют и так называемые “природные” радоновые эманатории, расположенные в старых горных выработках: Бад-Гаштайн, Австрия и Баньи-ди-Бормио, Италия [2, 10]. Анализ зарубежной литературы показывает, что терапия в природных эманаториях имеет ряд преимуществ по сравнению с обычными ваннами, так как в них достигаются более высокие концентрации радона при лучшей переносимости пациентами. Также исследователи заявляют о более длительном допустимом безопасном времени ингаляционной терапии по сравнению с классическими водными процедурами [17, 18]. Наиболее известный естественный радоновый эманаторий сухого типа, реализованный внутри горных выработок бывшего золотого рудника в Австрии, — штольня эманатория Gasteiner. Heilstollen Gasteiner Heilstollen, оздоровительный центр в австрийской долине Гастайнерталь недалеко от г. Бад-Гаштайн. Курс лечения основывается на терапевтических ингаляционных процедурах, проводимых в штольнях длиной около 2.5 км. Главная лечебная камера в горных выработках оборудована лежаками и местами для отдыха. Высокая влажность, повышенная до 40°C температура и повышенная концентрация радона в воздухе делают штольни в толще горы Радхаусберг уникальными.

Доступная для посещения часть подземных горных выработок имеет протяженность 2238 м. Главный ход штольни протяженностью 1.9 км пересекается с квершлагом, где организована основная терапевтическая зона. Выработки освещены, на подошве уложена узкоколейная железная дорога, по которой организовано движение пасса-

жирских составов от надземного оздоровительного комплекса до конца штольни. Штольня разбита на четыре зоны с различной температурой от 38 до 41.5°C, влажностью от 70 до 100% и концентрацией радона в воздухе неветилируемой части штольни от 43 до 160 кБк/м³ [10, 18, 19]. Перед началом терапии пациент проходит обязательное медицинское обследование, после чего допускается до первого пробного сеанса, который проходит в первой, самой щадящей зоне. Далее, если никаких отклонений не обнаружено, пациент получает специальный пропуск в остальные зоны. Поезд сопровождается двумя квалифицированными медиками. Терапевтические зоны оборудованы раздевалками, шкафами с личными вещами и койками-лежаками с кнопками вызова врача. У пациентов, получавших радоновую терапию в галерее Бад-Гаштайна, наблюдается значительное и клинически значимое улучшение качества жизни в течение 6–9 мес. после лечения [18, 19].

Учитывая опыт создания и эксплуатации природных радоновых эманаториев в зарубежных странах, целесообразно рассмотреть возможность создания радонового эманатория в курортном регионе КМВ, который имеет ряд уникальных особенностей, значительная часть из которых до сих пор в полной мере не реализуется.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на особо охраняемой природной территории (ООПТ) горы Бештау, которая пользуется туристической популярностью у жителей и гостей региона. На горе располагается неэксплуатируемый бывший урановый рудник, ныне рекультивированный. Гора Бештау расположена на юге Ставропольского края и представляет собой сложный многофазный интрузив из щелочных гранитных порфиров, трахитов и липаритов. В глубине массива залегают урановые рудные жилы, приуроченные к системе разломов и трещин северо-западного простирания. Крупнейшая жильная система на южном склоне горы содержит уран до нескольких процентов [6]. Урановое месторождение на горе Бештау вскрыто штольнями — горизонтальными подземными горными выработками, часть из которых в настоящее время находится в удовлетворительном состоянии. Большинство штолен пройдены в довольно прочных гранит-порфирах, а вблизи некоторых устьев сооружены площадки, к которым ведут подъездные дороги. Наличие частично сохранившейся инженерной инфраструктуры месторождения позволяет использовать отдельные элементы заброшенного уранового рудника на горе Бештау в качестве базы для создания первого в России подземного радонового эманатория сухого типа.

В процессе рекультивации территории рудника, продолжавшейся с перерывами в 1970-е годы, а затем в 1990–2010-е годы, доступ в штольни был закрыт (забетонирован или засыпан грунтом). Вместе с тем часть устьев в последующем была несанкционированно открыта. На устьях штолен образовались узкие провалы и ходы, частично, возможно, за счет суффозии, а частично вырытые искателями приключений. Эти провалы в настоящее время являются путями взаимодействия подземного пространства рудника с окружающей средой. В связи с невозможностью проведения исследований непосредственно внутри заброшенных горных выработок по соображениям горной и радиационной безопасности исследования были сосредоточены на площадках вокруг подобных провалов. На каждой площадке измерения проводились в разные сезоны года, как в теплый, так и в холодный период. Оценка пригодности штолен для создания эманатория проводилась на основании косвенных данных, полученных на поверхности территорий, расположенных над устьями штолен, с привлечением архивных данных измерений концентрации радона в штольне №31, проведенных Пятигорским НИИ Курортологии в 1980-е годы.

Расположение не полностью ликвидированных устьев штолен на горе Бештау представлено на рис. 1.

В ходе проведения исследований на выбранных участках определялись мощность амбиентного эквивалента дозы (МАЭД) гамма-излучения, значения объемной активности (ОА) и эквивалентной

равновесной объемной активности (ЭРОА) радона в потоке воздуха, выбрасываемого из рудника в атмосферу через устья штолен. Также проводились измерения плотности потоков радона (ППР) с поверхности грунта в зонах трещиноватости, возможно, сообщающихся с горными выработками.

МАЭД гамма-излучения определялись дозиметрами ДКГ-07Д “Дрозд” и ДРГ-01Т на высоте 1 м от поверхности земли. Диапазон МАЭД составлял (10^{-1} – 10^3) мкЗв/ч, погрешность измерения не превышала 15% (2σ). Измерения ЭРОА и ОА радона в воздухе проводились с помощью аэрозольного альфа-радиометра РАА-3-01 “Альфа-АЭРО”. Диапазон измеряемых значений ЭРОА радона составлял (1 – 10^6) Бк/м³. Погрешность измерений — 30%. ППР с поверхности грунта измеряли методом открытой угольной камеры с использованием измерительного комплекса “Камера-01”. Время экспонирования накопительных камер составляло 3–5 ч. Диапазон регистрации ППР — от $3 \cdot 10^{-3}$ до 100 Бк/(м²·с), неопределенность значений ППР — 30–40%. Используемое оборудование прошло обязательную поверку и внесено в Государственный реестр средств измерений РФ.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В результате проведенных исследований были получены значения ОА и ЭРОА радона, а также МАЭД гамма-излучения у открытых устьев штолен, которые, как упоминалось выше, в определенной степени могут характеризовать концентрацию радона в штольнях. Результаты приведены в табл. 1 и 2. На основании обобщения



Рис. 1. Расположение исследуемых штолен на горе Бештау.

результатов измерений, полученных как в рамках данного исследования, так и немного ранее [7, 8], установлено, что концентрация радона на устьях штолен подвержена сильным сезонным колебаниям, характер которых зависит от абсолютной отметки устья штольни. На отметках ниже абс. отметки 900 м летом в жаркую погоду из штолен дует холодный рудничный воздух, содержащий высокие концентрации радона и продуктов его распада, что обуславливает очень высокие значения ОА и ЭРОА радона, а также мощности дозы гамма-излучения на участках, прилегающих к устьям. Однако в зимний период наблюдается движение воздуха в обратном направлении — в штольни затягивается атмосферный воздух. Из устьев штолен, расположенных выше абс. отметки 900 м, дует теплый рудничный воздух.

Учитывая результаты, полученные ранее [7, 8], наблюдаемые сезонные колебания содержания радона на устьях штолен можно объяснить процессом тепловой конвекции воздуха в системе горных выработок за счет перепада температур между горным массивом и атмосферой. В летнее время воздух внутри рудника более холодный и плотный, чем в окружающей атмосфере, за счет чего он опускается вниз и, вытесняя атмосферный воздух в штольнях нижних горизонтов (ниже абс. отм. 900 м), разгружается в атмосферу. В зимний период, наоборот, рудничный воздух теплее атмосферного, за счет чего он поднимается вверх и разгружается в атмосферу через устья штолен верхних горизонтов рудника, расположенных на абс. отм. выше 900 м.

Таким образом, значения ОА и ЭРОА радона, а также мощности дозы гамма-излучения на устьях штолен в моменты разгрузки рудничного воздуха характеризуют его свойства и, косвенно, радиационную обстановку внутри штолен. Абсолютная отметка 900 м является “нулевой поверхностью”, где не происходит сезонных колебаний давления, обусловленных конвекцией. На устьях штолен, расположенных вблизи этой отметки, движение воздуха значительно слабее и не подчиняется четкой сезонной закономерности, а концентрация радона в воздухе относительно низкая. Примером может служить шт. №13 (см. табл. 1).

Максимальная ОА радона в потоке рудничного воздуха у открытых устьев неэксплуатируемых штолен достигает значений до 595 кБк/м³ (шт. №10); средние значения в летний период на устьях нижних штолен составляют 50–354 кБк/м³, а в зимний период (на устьях верхних штолен) колеблются в диапазоне 3.2–212 кБк/м³. Максимальная ЭРОА радона в потоке рудничного воздуха, выходящего из устья штольни на дневную поверхность горы, достигает 89 кБк/м³. Результаты исследований, приведенные в табл. 1, подтверждают наличие необходимых концентраций радона внутри штолен для реализации проекта строительства подземного радонового эманатория. В литературе, посвященной современным возможностям радиотерапии, отмечается, что концентрации воздушно-радоновой смеси с ОА 4–8 кБк/м³ достаточны для проведения групповых радоновых ингаляций в эманаториях подземного типа [13]. Вместе с тем, основываясь на результатах наших

Таблица 1. Средние за сезон значения и диапазон колебаний МАЭД гамма-излучения, ОА и ЭРОА радона в потоке рудничного воздуха на устьях не до конца ликвидированных штолен бывшего уранового рудника на горе Бештау

№ штольни	Абсолютная отметка устья, м	Сезон проведения измерений	МАЭД, мкЗв/ч	ОА радона, кБк/м ³	ЭРОА радона, кБк/м ³
шахта “Восточная”	1005	Зима	1.9 (1.3–2.8)	22.5 (1.3–65.6)	5.8 (0.1–14.0)
шт. 216	943		9.7 (2.9–15.5)	212.4 (117.4–383.2)	36.3 (14.5–60.1)
шт. 13	914		0.7 0.5–1.0	3.2*	2.4*
шт. 27	880	Лето	9.9 (6.7–14.7)	—**	—**
шт. 31бис	830		4.0 (1.0–7.6)	50.6 (18.2–83.0)	35.0 (16.4–53.6)
шт. 10	777		9.6 (5.8–18.8)	354.8 (226.5–595.0)	43.7 (28.3–89.0)

*разовый замер; **измерения ОА и ЭРОА радона не проводились.

исследований характеристик радона вблизи устьев штолен, необходимо учитывать значительные сезонные вариации уровней радона, возникающие за счет естественной конвективной циркуляции воздуха в системе горных выработок бывшего рудника.

В табл. 1, кроме высоких значений ОА и ЭРОА радона, следует отметить также высокие значения МАЭД гамма-излучения, обусловленные распадом короткоживущих дочерних продуктов радона ^{214}Bi и ^{214}Pb . Наибольшие показатели МАЭД гамма-излучения в летний период отмечены на устье штольни №10 (18.8 мкЗв/ч), в то время как в холодный сезон, максимальные значения наблюдались у штольни №21б (15.5 мкЗв/ч). Как было установлено ранее [8], МАЭД гамма-излучения изменяются пропорционально с изменениями значений ЭРОА радона. Повышенные значения МАЭД гамма-излучения в потоке рудничного воздуха, а также урановая специфика месторождения, позволяют утверждать, что в штольнях также будет наблюдаться высокий уровень гамма-излучения, что необходимо учитывать при проектировании эманатория.

Кроме того, были определены значения ППР с поверхности горных пород для различных участков горы Бештау [7]. В табл. 2 приведены результаты измерений ППР, выполненных в феврале и апреле 2024 г. на участках зон повышенной трещиноватости горных пород, где радон поступает к поверхности из недр горы, в том числе, возможно, из горных выработок.

В соответствии с действующими нормативами значение ППР на территориях, предназначенных под строительство жилых и общественных зданий, не должно превышать 80 мБк/м²·с, производственных зданий — 250 мБк/м²·с [9]. Как видно из табл. 2, ППР на территории горы Бештау может в десятки,

а для отдельных точек в сотни раз превышать нормативные уровни. Такие высокие значения ППР позволяют с высокой вероятностью спрогнозировать высокие концентрации радона в воздушной среде в замкнутых полостях неэксплуатируемых штолен. Существенное превышение допустимых уровней ППР требует предусматривать радоно-защитные мероприятия при проектировании как подземных, так и надземных сооружений эманатория.

В табл. 3 приведены радиометрические данные измерений концентрации (объемной активности) радона внутри подземных горных выработок шт. №31, расположенной на горизонте около 850 м над уровнем моря. Исследования проводились Пятигорским НИИ Курортологии в 1980–1981 гг., когда штольня еще не была выведена из эксплуатации. В момент проведения измерений движение воздуха в штольне отсутствовало (Научно-технический отчет. Изучение радиологических и микроклиматических условий штолен горы Бештау. Пятигорский научно-исследовательский институт курортологии и физиотерапии, 1982).

Данные табл. 3 в целом по порядку величины соответствуют уровням радона, полученным на устье шт. №31бис, и также подтверждают возможность использования этой штольни в качестве радонового эманатория. Следует отметить, что представленные в табл. 3 результаты получены более сорока лет назад, в период, когда штольни еще не были выведены из эксплуатации. В настоящее время провести подобные измерения активности радона в штольнях, к сожалению, не представляется возможным. Однако результаты измерений ОА и ЭРОА радона, полученные на устьях штолен, свидетельствуют о том, что высокие уровни радона в штольнях сохраняются до сих пор.

Таблица 2. Значения плотности потока радона с поверхности горы Бештау

№ точки	Краткое описание	ППР, мБк/м ² ·с
1	В 500 м севернее Бештаугорского монастыря, трещина в небольшой скале, периодическое высачивание подземных вод	4850 ± 720
2	В 50 м севернее родника “Надежда”, крупная трещина, высачивание подземных вод	8336 ± 1481
3	В 15 м выше родника “У Орлиных скал” в трещине	7926 ± 1200
4	Район Орлиных скал, западный склон	6545 ± 1145
5	Бештаугорская Кольцевая дорога, под грядой Орлиных скал	995 ± 241
6	Площадка у шт. №31бис	4610 ± 943

Таблица 3. Значения объемной активности радона внутри подземных горных выработок шт. №31 (1980–1981 гг.)

№ п/п	Локализация точки измерений	Расстояние от устья, м	ОА радона, кБк/м ³	ЭРОА радона, кБк/м ³
1	Ствол штольни	750	7.5	5.0
2	Развилка у руддвора	1100	175	80
3	Ствол шахты “Восточная”	1260	100	100
4	Помещение подъемной машины	1250	295	280
Среднее значение			145	116

РЕКОМЕНДАЦИИ ПО УСТРОЙСТВУ ЭМАНАТОРИЯ

Рассмотрим возможность устройства радонового эманатория сухого типа на горе Бештау на примере одной из неэксплуатируемых штолен, расположенных на нижних горизонтах рудника (до 900 м н.у.м.). Верхние горизонты (от 900 м н.у.м.) для создания радонового эманатория, на наш взгляд, неактуальны, по следующим причинам:

- выработки выше горизонта 900 м находятся в плохом техническом состоянии;

- к большинству штолен отсутствуют подъездные дороги;

- из-за удаленности штолен от главной Бештаугорской кольцевой дороги, существенно возрастает дополнительные экономические затраты на инженерные сети, организацию подъезда и т.д.;

- низкие концентрации радона в летний период, т.е. в разгар туристического сезона.

К нижнему горизонту относятся штольни: 16, 32, 10, 42, 31 и 27. Штольни 16 и 32 расположены на самом нижнем (720 м) горизонте, куда отводятся все шахтные воды рудника. Строительство подобного объекта на 720-м горизонте будет затруднено, ввиду сложных гидрологических условий. Штольня 27 располагается на горизонте 880 м, в довольно нестабильных милонитизированных породах, склонных к самообрушению. Таким образом, приоритетным вариантом можно считать штольни 10 (780 м), 42 (815 м) и 31 (850 м). Перечисленные выработки пройдены в прочных гранитных породах, имеют подъездные дороги, а устья находятся в непосредственной близости к Бештаугорской кольцевой дороге.

Основной сложностью проектирования и строительства подземного радонового эманатория является то, что в нашей стране отсутствует опыт строительства подобных объектов.

Укрупненно рассмотрим основные этапы проектирования, строительства и последующей эксплуатации радонового эманатория, на которые, на наш взгляд, следует обратить особое внимание. На начальном этапе необходимо выбрать подходящую неэксплуатируемую штольню рудника, учитывая ряд факторов:

- радиационные характеристики, позволяющие реализовать проект эманатория, требования к которым рассмотрены выше;

- месторасположение потенциального входа в будущий эманаторий и пути (способы) подхода к нему;

- результаты предварительного строительно-технического обследования состояния штольни.

После выбора наиболее подходящей штольни для размещения эманатория требуется проведение ее комплексного детального обследования. В процессе выполнения радиационно-экологических исследований, а также в дальнейшем, на стадии строительства и эксплуатации, необходимо организовать постоянный мониторинг радиационно-экологического состояния объекта.

Учитывая, что гора Бештау является Памятником природы краевого значения [11], строительство радонового эманатория необходимо запроектировать и выполнить с исключением негативного воздействия на природную среду на поверхности горы. Также следует отметить, что территория КМВ относится к территориям с высокой сейсмической активностью, таким образом, проектирование эманатория должно выполняться с соблюдением всех требований к сейсмостойкому строительству [16]. Следовательно, проектная организация должна учитывать одновременно два сложных природных фактора: высокую сейсмичность территории и высокий радиационный фон внутри потенциального эманатория, который за счет принятых проектных решений необходимо снизить до значений, применяемых в лечебных целях.

При проектировании эманатория следует учитывать выявленные закономерности движения воздуха в системе горных выработок, обусловленные естественной конвекцией. Для стабилизации и дальнейшего регулирования концентрации радона в штольнях необходима изоляция части рудничного пространства, занимаемого эманаторием от остального объема рудника.

При эксплуатации лечебного радонового комплекса на горе Бештау процесс регулирования концентрации радона в подземных галереях эманатория может осуществляться с помощью компьютеризированной системы приточной и вытяжной вентиляции с интегрированными альфа-радиометрическими датчиками. Управление объемной активностью в воздухе возможно за счет нагнетания свежего воздуха с дневной поверхности при высоких концентрациях внутри эманатория, а при недостаточных концентрациях — нагнетанием излишков рудничного воздуха через систему шлюзов из отдаленных участков штольни, например, в зимний период.

Для разработки конкретных проектных решений для организации эманатория необходимо углубленное изучение режима воздухообмена в бывшем урановом руднике с организацией длительного мониторинга радона на устьях штолен, а после специальной инженерной подготовки — непосредственно в подземных горных выработках.

ВЫВОДЫ

В целях организации первого в России подземного радонового эманатория были проведены исследования закономерностей формирования радонового режима штолен отработанного Бештаурского уранового рудника.

В результате исследований установлены актуальные концентрации радона в штольнях рудника, а также значения мощности дозы гамма-излучения и плотности потока радона с поверхности грунта.

Выявлены сильные сезонные колебания концентрации радона в штольнях, характер и амплитуда которых зависят от абсолютной отметки устья штольни. Выявленные закономерности могут быть объяснены конвективной циркуляцией воздуха в системе горных выработок за счет перепада температуры между горным массивом и атмосферой.

Проведенные исследования показывают, что предпосылками для реализации проекта строительства подземного радонового эманатория являются достаточно высокие концентрации радона в устьях штолен [7, 8] и, соответственно, внутри штолен. Осложняющим моментом организации эманатория будут повышенные уровни гамма-излучения и нестабильность концентраций радона во времени из-за конвективной циркуляции воздуха

в системе горных выработок. Однако эти проблемы могут быть успешно решены с помощью организации современной системы вентилирования помещений эманатория.

Практическое внедрение новых, уникальных для России, методов лечения пациентов в естественных эманаториях позволит в полной мере использовать бесценные рекреационные ресурсы региона Кавказских Минеральных Вод. Опираясь на анализ результатов современных радиометрических измерений на горе Бештау и зарубежный опыт, авторы пришли к выводу, что в настоящее время данный проект может быть реализован.

Создание первого на территории Российской Федерации полноценного подземного радонового эманатория позволит в значительной мере увеличить количество туристов, посещающих регион, что, без сомнений, благотворно скажется на экономике и рекреационном секторе края.

Исследования выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда, проект №24-27-00028 “Исследование механизмов переноса радона в проницаемых зонах земной коры на примере курортного региона Кавказские Минеральные Воды, обладающего уникальными радиационно-экологическими характеристиками. Мониторинг, математическое моделирование, прогнозирование”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абрамович С.Г., Адилев В.В., Антипенко П.В.* Радоновые ванны / Под ред. Г.Н. Пономаренко. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2009. 854 с.
2. *Бекман И.Н.* Радон: враг, врач и помощник. М.: МГУ, 2000. 205 с.
3. *Боголюбов В.М., Гусаров И.И.* Итоги и перспективы развития радонотерапии в СССР // Вопросы курортологии и физиотерапии. 1981. №1. С. 3.
4. *Гусаров И.И.* Радонотерапия. М.: Медицина, 2000. 199 с.
5. Курорты. Энциклопедический словарь / Глав. ред. Е.И. Чазов. М.: Советская энциклопедия, 1983. 592 с.
6. *Машковцев Г.А., Константинов А.К., Мизута А.К. и др.* Уран российских недр. М.: ВИМС, 2010. 850 с.
7. *Микляев П.С., Петрова Т.Б., Клишин А.В., Маренный А.М. и др.* Радиационная обстановка в районе горного массива Бештау // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). 2024. Т. 33. №2. С. 65–78.
8. *Микляев П.С., Петрова Т.Б., Щитов Д.В. и др.* Динамика выброса радона из штолен бывшего уранового рудника на склонах горы Бештау // АНРИ. 2022. №4 (111). С. 44–60.
9. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010): Санитарные правила и нормативы. М: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 83 с.

10. *Панов С.В.* Комплексное лечение больных коксартрозом и гонартрозом с применением радонового эманатория: аттореф. дис. ... канд. мед. наук. Ульяновск: Ульяновск. гос. ун-т, 2011. 20 с.
11. Паспорт памятника природы краевого значения "Гора Бештау". Утвержден приказом министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Ставропольского края от 28.09.2015 №303 (в редакции приказа министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Ставропольского края от 01.11.2021 №501).
12. *Разумов А.Н., Гусаров И.И., Семенов Б.Н и др.* К 100-летию радонотерапии (часть II) // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физической культуры. 2006. №1. С. 3–8.
13. *Разумов А.Н., Пурига А.О., Юрова О.В.* Современные возможности радонотерапии в медицинской реабилитации пациентов // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физической культуры. 2015. Т. 92. №4. С. 54–60.
14. *Ренс В.Ф.* Биологические эффекты природных лечебных факторов и пути их модификации // Современные вопросы биомедицины. 2019. Т. 3. №2. С. 23–38.
15. Санитарные правила и нормы: СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009); Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.
16. СП 14.13330.2018. Строительство в сейсмических районах. Актуализированная редакция СНиП II-7-81*. М.: Стандартинформ. 164 с.
17. *Gottlieb L.* Die Wirkung und Anwendung der Joachimsthaler radioaktiven Grubenwässer // Zbl. Ges. Ther. 1995. Bd. 25. S. 169–173.
18. *Van der zee-neuen A., Strobl V., Dobias H. et al.* Sustained improvements in EQ-5D utility scores and self-rated health status in patients with ankylosing spondylitis after spa treatment including low-dose radon — an analysis of prospective radon indication registry data // BMC Musculoskeletal Disorders. 2022. V. 23. N 1. С. 1–8. DOI: 10.1186/s12891-022-05691-1.
19. *Zdrojewicz Z., Strzelczyk Ja.* Radon Treatment Controversy. Dose-Response. 2006. V. 4. Iss. 2. P. 106–118. <https://hdl.handle.net/20.500.14394/20465>

PROSPECTS FOR CREATING A NATURAL RADON EMANATORIUM ON MOUNTAIN BESHTAU, CAUCASIAN MINERAL WATERS

**P. A. Sidyakin^{a, #}, D. V. Shchitov^a, D. N. Tsebro^a, M. A. Murzabekov^a, P. S. Miklyaev^{b, #},
T. B. Petrova^{c, ###}, N. I. Glukhova^{d, ####}**

^a*Pyatigorsk branch of the North Caucasus Federal University,
ul. Ermolova 46a, Pyatigorsk, Stavropol region, 357500 Russia*

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

^c*Lomonosov Moscow State University,
Leninskie Gory 1, Moscow, 119991 Russia*

^d*Sanatorium and resort complex Mashuk Aqua-Term,
ul. Rodnikovaya 22, Inozemtsevo, Zheleznovodsk, Stavropol region, 357431 Russia*

[#]*E-mail: sidyakin_74@mail.ru*

^{##}*E-mail: peterm7@inbox.ru*

^{###}*E-mail: thp111@inbox.ru*

^{####}*E-mail: direktor@sanatory-mashuk.ru*

The article considers the possibility of creating the first natural radon emanation facility in Russia on Mount Beshtau, Caucasian Mineral Waters. The most suitable places for creating a radon emanation facility are the adits located within the lower horizons of the uranium mine on Mount Beshtau. The studies have shown that the average radon volume activity range from 50 to 354 kBq/m³ at the mouths of the lower adits, which is sufficient for creating an emanation facility. The values of radon flux density from the soil surface in areas of increased rock fracturing, which are likely to communicate with the mine space, reach values exceeding 8000 mBq/m²·s. The main recommendations for creating a radon emanation facility are presented. The creation of an emanation facility will help attracting new visitors to Caucasian Mineral Waters and will also make it possible to offer new medical services for treating a range of diseases.

Keywords: radon, radon emanation, radon volumetric activity, radon flux density, ambient dose equivalent rate

REFERENCES

1. Abramovich, S.G., Adilov, V.V., Antipenko, P.V. [Radon baths]. Ponomarenko, G.N., Ed., Moscow, GEOTAR-Media Publ., 2009, 854 p. (in Russian)
2. Bekman, I.N. [Radon: enemy, doctor and assistant]. Moscow, MSU Publ., 2000, 205 p. (in Russian)
3. Bogolyubov, V.M., Gusarov, I.I. [Results and prospects of the radon therapy development in the USSR]. *Voprosy kurortologii i fizioterapii*, 1981, no. 1, pp. 3. (in Russian)
4. Gusarov, I.I. [Radon therapy]. Moscow, Meditsina Publ., 2000, 199 p. (in Russian)
5. [Resorts. Encyclopedic Dictionary]. Chazov E.I., Ed.-in-Chief. Moscow, Sovetskaya entsiklopediya Publ., 1983, 592 p. (in Russian)
6. Mashkovtsev, G.A., Konstantinov, A.K., Miguta, A.K. et al. [Uranium from Russian subsoil]. Moscow, VIMS Publ., 2010, 850 p. (in Russian)
7. Miklyaev, P.S., Petrova, T.B., Klimshin, A.V., Marenniy, A.M. et al. [Radiation situation in the Beshtau mountain range]. *Radiatsiya i risk*, 2024, vol. 33, no. 2, pp. 65–78. (in Russian)
8. Miklyaev, P.S., Petrova, T.B., Shchitov, D.V. et al. [Dynamics of radon release from the adits of a former uranium mine on the slopes of Mount Beshtau]. *ANRI*, 2022, no. 4 (111), pp. 44–60. (in Russian)
9. [Basic sanitary rules for ensuring radiation safety (OSPORB-99/2010): Sanitary Rules and Standards]. Moscow, Rospotrebnadzor Federal Center for Hygiene and Epidemiology, 2010, 83 p. (in Russian)
10. Panov, S.V. [Complex treatment of patients with coxarthrosis and gonarthrosis using radon emanation]. Extended abstract Cand. Sci. (Medical) diss. Ulyanovsk, Ulyanovsk state university, 2011, 20 p. (in Russian)
11. [Passport of “Mount Beshtau” natural monument of regional significance]. Approved by the order of the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Stavropol Territory dated September 28, 2015 no. 303 (as amended by the order of the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Stavropol Territory dated November 1, 2021, no. 501).
12. Razumov, A.N., Gusarov, I.I., Semenov, B.N. et al. [On the 100th anniversary of radon therapy (part II)]. *Voprosy kurortologii, fizioterapii i lechebnoi fizicheskoi kul'tury*, 2006, no. 1, pp. 3–8. (in Russian)
13. Razumov, A.N., Puriga, A.O., Yurova, O.V. [Modern possibilities of radon therapy in medical rehabilitation of patients]. *Voprosy kurortologii, fizioterapii i lechebnoi fizicheskoi kul'tury*, 2015, vol. 92, no. 4, pp. 54–60. (in Russian)
14. Reps, V.F. [Biological effects of natural healing factors and ways of their modification]. *Sovremennye voprosy biomeditsiny*, 2019, vol. 3, no. 2, pp. 23–38. (in Russian)
15. [Sanitary rules and regulations: SanPiN 2.6.1.2523-09. Radiation safety standards (NRB-99/2009): Sanitary and epidemiological rules and regulations]. Moscow, Rospotrebnadzor Federal Center for Hygiene and Epidemiology, 2009, 100 p. (in Russian)
16. [SP 14.13330.2018 Construction in seismic areas. Updated version of SNIIP II-7-81*]. Moscow, Standartinform Publ., 164 p. (in Russian)
17. Gottlieb, L. Die Wirkung und Anwendung der Joachimsthaler radioaktiven Grubenwässer, *Zbl. Ges. Ther.*, 1995, no. 25, pp. 169–173. (in German)
18. Van der zee-neuen A., Strobl V., Dobias H. et al. Sustained improvements in EQ-5D utility scores and self-rated health status in patients with ankylosing spondylitis after spa treatment including low-dose radon — an analysis of prospective radon indication registry data. *BMC Musculoskeletal Disorders*, 2022, vol. 23, no. 1, pp. 1–8. DOI: 10.1186/s12891-022-05691-1.
19. Zdrojewicz, Z., Strzelczyk, Ja. Radon treatment controversy. *Dose-Response*, 2006, no. 4(2), pp. 106–118.

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ

УДК 551.328

НАЛЕДИ В ЗОНЕ ПРОЕКТИРОВАНИЯ ГАЗОПРОВОДА “СИЛА СИБИРИ–2” НА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ БУРЯТИЯ

© 2025 г. В. Н. Черных^{1,*}, А. А. Аюржанаев^{1,**}, Б. В. Содномов^{1,***}, Е. Ж. Гармаев^{1,****}

¹Байкальский институт природопользования СО РАН,
ул. Сахьяновой 8, Улан-Удэ, 670047 Россия

*E-mail: geosibir@yandex.ru
**E-mail: aaayurzhanayev@yandex.ru
***E-mail: sodnomov@binm.ru
****E-mail: garend1@yandex.ru

Поступила в редакцию 22.10.2024 г.

После доработки 19.11.2024 г.

Принята к публикации 25.11.2024 г.

Цель настоящего исследования — оценка интенсивности развития наледей вдоль участка проектируемого газопровода “Сила Сибири–2” в пределах территории Республики Бурятия с выявлением районов их формирования, особенностей генезиса, пространственно-временной динамики и направлений возможного негативного воздействия на инженерно-технические сооружения. Исследование проводилось методами дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ). На основе данных космической съемки Landsat 4–5 и Landsat 8 с использованием нормализованного снежно-ледового индекса (NDSI) составлены разновременные карты распространения наледей вдоль трассы газопровода за период с 1990 по 2022 г. Используемый подход позволил наиболее достоверно определить районы расположения наледей, что для южной геокриологической зоны невозможно сделать по снимкам одного года и затруднительно в полевых условиях. Установлено, что вдоль трассы газопровода в холодный сезон формируется более 30 наледей суммарной площадью 3.7 км². Образование большинства из них связано с выходом на поверхность грунтовых вод под действием криогенного напора при сезонном промерзании горных пород (наледи грунтовых вод). Более половины наледей ежегодно формируются в одних и тех же местах, из них 7 расположены вдоль тектонических разломов, что может свидетельствовать об их питании за счет разгрузки подземных вод глубоких подмерзлотных водоносных комплексов через гидрогеогенные талики. При проектировании газопроводов необходимо учитывать вероятность формирования наледей вдоль трассы не только в северных районах, но и в южной геокриологической зоне, где к активизации наледных процессов в результате изменения мерзлотно-гидрогеологической обстановки может привести как строительство объектов и вспомогательных сооружений, так и их эксплуатация.

Ключевые слова: многолетнемерзлые породы, наледи, талики, подземные воды, Landsat, Селенгинское среднегорье, Хамар-Дабан, Сила Сибири-2

DOI: 10.31857/S0869780925010022 EDN: DNJQFE

ВВЕДЕНИЕ

Современный проект магистрального газопровода “Сила Сибири–2”, реализация которого началась в 2020 г., предполагает, что часть его пройдет по территории Республики Бурятия (РБ) с дальнейшим выходом через государственную границу в Монголию. Согласно проекту, трубопровод будет пересекать восточную часть Тункинской впадины, хр. Хамар-Дабан, далее по Джидинской котловине

и Селенгинскому среднегорью в сторону г. Кяхта. На большей части протяженности трасса газопровода совпадает с маршрутом старинного Игумновского тракта [2]. Проектно-изыскательские работы на объекте начались. Общая протяженность бурятского участка газопровода составляет 475 км.

Участок газопровода на территории РБ будет строиться в условиях распространения многолетнемерзлых пород (ММП), где активно про-

являются опасные для инженерно-технических сооружений криогенные процессы, один из которых — образование наледей.

Опыт изучения проектов и результатов их реализации в Забайкалье показывает, что зачастую в процессе изучения мерзлотно-гидрогеологических условий не учитываются риски наледеобразования. Это происходит в результате использования специалистами мелкомасштабных мерзлотных схем и карт на начальных этапах проектирования либо на стадии полевых работ, когда неверно оцениваются границы наледных полей. Особые подходы должны применяться при изучении территорий, относящихся к южной геокриологической зоне. Так как в теории большинство наледей таких районов формируются по южному варианту [1], то для них характерна ежегодная смена местоположения, динамика площадей и объемов в зависимости от метеорологических параметров среды, прежде всего от количества осадков [14]. Поэтому для точного определения районов формирования наледей вдоль линейных сооружений в южной геокриологической зоне необходимо использовать дистанционные технологии. Лучше всего для этого подходят разновременные космические снимки.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Территория исследования относится к Байкальской горной стране. Трасса проектируемого газопровода “Сила Сибири–2” пересекает Тункинскую межгорную котловину байкальского типа (кайнозойская), хр. Большой Хамар-Дабан, далее проходит вдоль отрогов хр. Малый Хамар-Дабан через Боргойскую котловину забайкальского типа (мезозойская) в долину р. Селенга. Рельеф горный, расчлененный. Максимальные абсолютные высоты в пределах рассматриваемой территории достигают отметок 1800 м (хр. Большой Хамар-Дабан), минимальная высота — 700 м (Тункинская котловина). Район характеризуется сложной тектоникой и широким распространением новейших разломов [4].

Подземные воды территории относятся к двум гидрогеологическим складчатым областям, Байкальской и Западно-Забайкальской, в пределах которых выделяются артезианские бассейны, приуроченные к межгорным котловинам (Тункинский, Боргойский и др.) и бассейны трещинных вод. Питание подземных вод в большей степени осуществляется за счет осадков, значительная часть которых (до 80%) выпадает в теплый сезон года [5]. Разгрузка происходит за счет стока вдоль склонов к межгорным котловинам в виде многочисленных ручьев и источников у подножий, в руслах рек.

Резко континентальный климат, отрицательные среднегодовые температуры воздуха, горный рельеф и высотная поясность определяют наличие

и широкое распространение сезонной многолетней мерзлоты. Для 60% территории характерно сплошное распространение ММП, для 40 % — прерывистое и островное [15]. Это определяет активность криогенных процессов, в том числе наледеобразования.

В качестве материалов для проведения исследования в работе применялись данные космической съемки Landsat. Для картографирования наледей использованы снимки Landsat 4–5 (36 сцен), Landsat 8 (12 сцен) и Landsat 9 (3 сцены), сделанные аппаратами в период с 30 марта по 30 апреля. Для южной части территории (Нижне-Джидинский геоморфологический район) и Тункинской впадины лучше подходят снимки за период с 30 марта по 10 апреля. В это время снег в долинах рек полностью тает, наледи же теряют лишь небольшой процент площади. Для горных районов хр. Хамар-Дабан, где мощность снежного покрова достигает 1.5–2 м и тает он долго, наилучший результат получается при использовании данных за период с 10 по 30 апреля.

С помощью мультиспектральных космических снимков в ГИС проводился расчет нормализованного снежно-ледового индекса (NDSI). Для установления границ применения NDSI вдоль линии проектируемого газопровода [8] выделен буфер шириной 600 м, включающий полосу обследования и зону отчуждения. Спектральный индекс рассчитан в калькуляторе раstra по используемой для этих целей формуле [18] по технологии, описанной в работах [16, 17]. После перевода растровых изображений в векторный формат получены полигоны наледей за период с 1990 по 2023 г.

По векторным данным за 2023 г. установлены современные районы расположения наледей и их основные морфометрические характеристики. Данные за период с 1990 г. по настоящее время сравнивались методом пересечения для выявления наледей, ежегодно формирующихся в одних и тех же местах, а также тех, что мигрируют вдоль русел водотоков. С целью оценки роли рельефа в формировании наледей применялась цифровая модель рельефа SRTM. Тектонические разломы оцифрованы с геологической карты масштаба 1:200 000 с использованием ПО SASPlanet. Общие и детальные сведения об особенностях геологического строения, гидрогеологии и геокриологии, получены из литературных источников и открытых баз данных [3, 6, 7]. Обработка материалов производилась с использованием ПО ESRI ArcGIS Desktop и QGIS.

В процессе оценки особенностей расположения и динамики площадей наледей учитывался опыт полевых экспедиционных исследований, в том числе проводившихся в бассейне р. Джиды в период

с 2019 по 2024 г., в ходе которых были получены данные о средней мощности наледей в долинах рек Цагатуй, Ичетуй, Гэгэтуй и др. В зависимости от рельефа места формирования наледи и ее площади толщина льда составляет от 0.2 до 1.2 м. Эти данные использовались при расчетах объемов наледей.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Вдоль маршрута проектируемого газопровода в настоящее время формируется 34 наледи суммарной площадью около 3.7 км². Из них к средним по [10] (от 1 до 10 тыс. м²) относятся 2, к большим (10–100 тыс. м²) — 22, остальные 10 — очень большие (от 100 до 1000 тыс. м²). Наиболее крупная наледь в начале апреля 2023 г. имела площадь 423 тыс. м². По данным космической съемки образование наледей на территории начинается в середине ноября, таяние заканчивается в первой декаде июня.

На основе составленных по космическим снимкам ретроспективных карт вдоль трассы газопровода выделен 21 участок, где наледи образуются ежегодно, 13 участков — где они формируются периодически, и 9 — где наледи не формируются, но подходящие для этого условия (поток грунтовых вод вдоль тальвега, сезонная и островная многолетняя мерзлота и др.) есть (рис. 1).

Суммарная протяженность пересекаемых линией газопровода наледей, рассчитанная исходя из средней многолетней ширины каждой наледи составляет 3970 м, с учетом потенциально возможных — 4600 м. Таким образом, около 1% протяженности трассы газопровода в пределах РБ проходит через наледные поляны (в том числе без поверхностных водотоков), где практически ежегодно наблюдаются наледи.

Все наледи, расположенные вдоль линии проектируемого газопровода, относятся к наледям подземных вод. Небольшие по размерам, постоянно меняющие свое местоположение, образуются

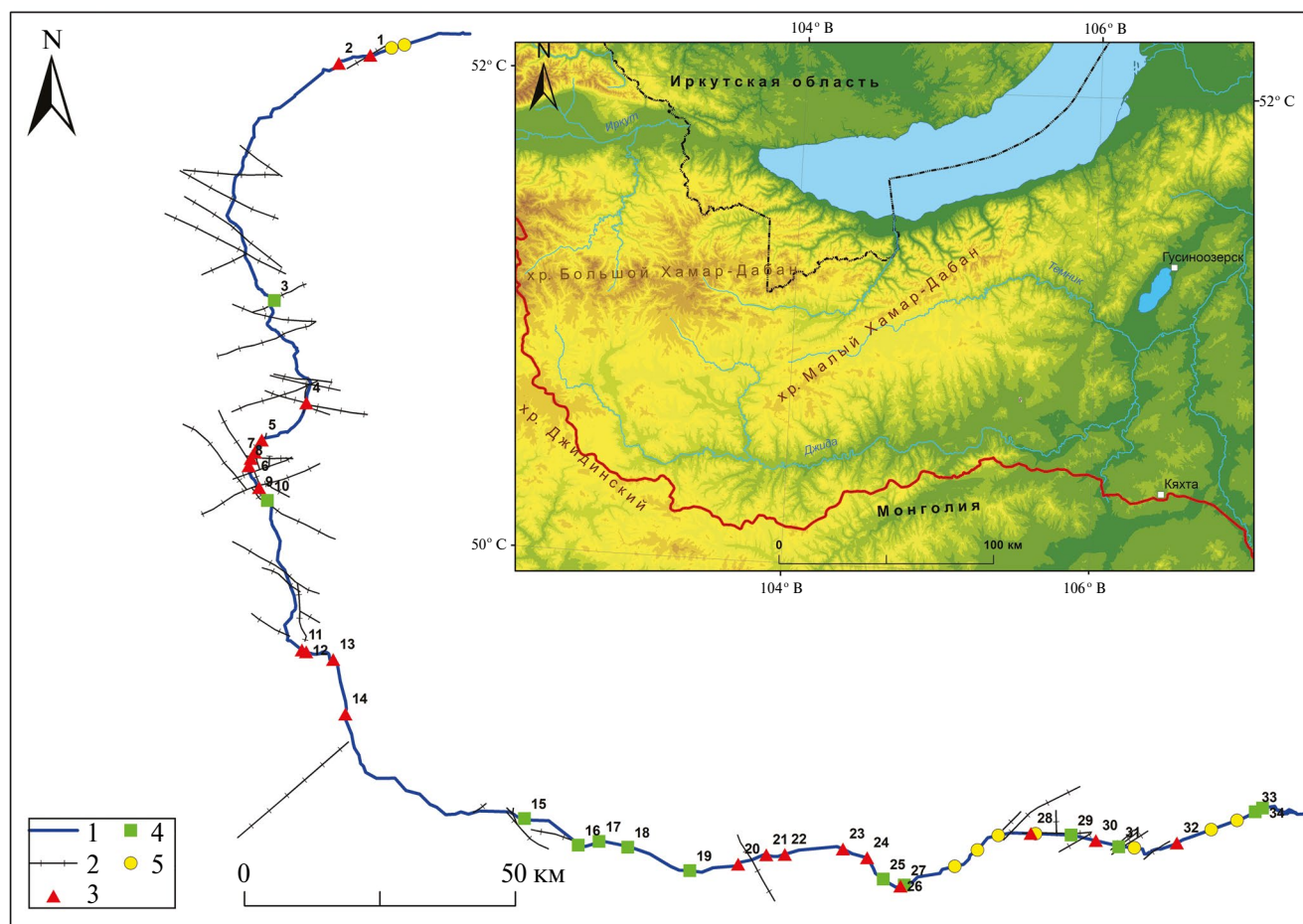


Рис. 1. Схема распространения наледей вдоль проектируемого участка трассы газопровода “Сила Сибири–2”, проходящего через территорию РБ: 1 — маршрут газопровода, 2 — разломы (установленные и предполагаемые); наледи: 3 — ежегодно формирующиеся в одних и тех же местах, 4 — меняющие местоположение; 5 — районы возможного формирования наледей.

в результате выхода на поверхность грунтовых вод при увеличении криогенного напора в процессе сезонного промерзания горных пород. Питание за счет грунтовых вод также подтверждается зависимостью их площадей от количества осадков теплого сезона года, предшествующего наледеобразованию [14]. В пределах участка исследования суммарные площади наледей в рассматриваемом хронологическом интервале изменяются от 1.8 км² в маловодные годы до 3.7 км² в многоводные, т.е. более чем в 2 раза. Площади некоторых наледей в многоводные климатические циклы могут быть в 10 раз больше, чем в маловодные. Это позволяет считать 13 из формирующихся в настоящее время наледей наледами подземных вод. В зональном отношении такие наледы образуются по южному варианту [1]. На участке исследования смещение некоторых наледей вдоль русел водотоков составляет 1.5 км.

Из ежегодно формирующихся в одних и тех же местах 21 наледей: 9 в отрогах хр. Малый Хамар-Дабан, 12 в водораздельной части Большого Хамар-Дабана. Стабильность их местоположения может быть связана с геолого-геоморфологическими условиями, определяющими разгрузку грунтовых вод (узкие V-образные ложины, близкое залегание водоупорных горных пород и т.д.), или с питанием наледей от постоянных источников подземных вод глубоких водоносных горизонтов за счет их поступления вдоль зон разломов (чаще всего — в комплексе). Местоположение семи наледей совпадает с линиями разломов (см. рис.1). Также 9 из постоянных наледей имеют значительные площади, чем все остальные. Учитывая эти признаки, выявленные на территории наледи по гидрогеологическим условиям наледеобразования [9, 11] разделены на 2 основные группы (табл. 1): I — наледы подземных вод, II — наледы смешанных подземных вод, связанные с гидрогеогенными таликами (родниковые).

На рис. 1 нет разломов, связанных с наледями 20 и 23. Это может объясняться тем, что они не были установлены, или масштаб карты, по которой проводилась оцифровка, не позволяет их обозначить. Некоторые наледы, которые формирующиеся не ежегодно, также условно можно отнести к родниковым. Наледь 2 на рис. 1 не фиксировалась по снимкам несколько лет, но по данным 2000 г. и позднее она имеет площадь более 100 тыс. м². Формирование здесь сквозного талика и увеличение потока подземных вод может быть связано с тектонической активностью. Наледь расположена на разломе (см. рис.1).

Наледи, для которых характерна стабильность расположения, но выраженная изменчивость площадей и объемов, относятся к наледям умеренного типа [1, 12]. Наледи вдоль трассы проектируемого газопровода, развивающиеся в условиях высотной поясности в горах хр. Хамар-Дабана, по определению вполне подходят к этому зональному типу.

Таблица 1. Характеристики наледей вдоль участка трассы проектируемого газопровода

№ на схеме	Тип нале-ди	Значения площадей за период с 1990 по 2023 г., тыс. м ²			Средний расчетный объем, тыс. м ³
		максимальная	минимальная	средняя	
1	II	51.1	19.9	35.5	10
2	I	67	16.6	41.8	12
3	II	154	54.9	104.4	52
4	II	449.5	153	301.2	271
5	II	88	24	56	17
6	I	22.4	14.9	18.6	4
7	II	464.3	91.1	277.7	194
8	II	51.9	25.1	38.5	11
9	II	437.1	309.1	373.1	410
10	I	24.5	11	17	3
11	I	72.1	20	46	13
12	II	569.1	301.8	435.4	522
13	I	27.6	14.6	21.1	4
14	II	204	175	189.5	95
15	I	22.3	11	16.6	3
16	I	94.8	26.6	60.7	24
17	I	10.2	3.6	6.9	1
18	I	66.6	20	43.3	13
19	I	37.8	11	24.4	7
20	II	340.7	79.2	209.9	126
21	I	43.3	21	32.1	9
22	I	41.3	12.3	26.8	5
23	II	469	209.5	339.2	305
24	I	43.9	13	28.4	5
25	I	34.2	23.6	28.9	8
26	I	66.4	24.1	45.2	13
27	I	14.5	3.6	9	2
28	II	72.8	30.2	51.5	15
29	I	56.3	21.6	38.9	11
30	II	402	18.1	210	126
31	I	30.3	16.2	23.2	4
32	II	454.6	423	438.8	526
33	I	61.7	6.7	34.2	10
34	I	36.7	11.3	24	7

Более детально определить генезис наледеобразующих вод дистанционными методами невозможно, но полученные данные об особенностях формирования наледей вдоль трассы проектируемого газопровода позволяют определить основные направления их воздействия на объект.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Влияние наледей на магистральные газопроводы, которые проходят по районам с развитием ММП, хорошо известно и учитывается при проектировании [13]. Сложности строительства и эксплуатации инженерно-технических сооружений в местах формирования наледей южного типа заключаются в том, что даже незначительные изменения мерзлотно-гидрогеологических условий могут привести к подтоплениям наледями объектов вспомогательной инфраструктуры газопровода, как на стадии строительства, так и в период эксплуатации. В бассейне р. Джиды нитка газопровода в большинстве случаев пересекает линии основных водотоков, вдоль которых направлен и подземный сток в днищах падей. Создание искусственных мерзлотных поясов (или таликов) в процессе снятия грунта при укладке газопровода приведет к перераспределению грунтовых вод и формированию наледей в непосредственной близости от объекта, в результате чего потребуются проведение дополнительных мероприятий по обеспечению защиты вспомогательных инженерно-технических сооружений, таких как дороги для обслуживания, линии электропередачи, мосты.

Наибольшие трудности для строительства и эксплуатации проектируемого объекта будут представлять наледы, которые в данной работе отнесены к умеренному типу. Их формирование начинается в ноябре, таяние оканчивается в первой декаде июня. Большую часть года на таких участках лежит лед мощностью более 1 м. Это создает сложности для строительства и эксплуатации объекта, поэтому необходимы дополнительные технические решения для накопления наледей за пределами наледных полей, где они расположены в настоящее время. Необходимы детальные гидрогеологические изыскания для определения источников наледеобразующих вод и возможностей перераспределения их стока на участки, удаленные от газопровода и вспомогательных сооружений.

Несмотря на указанные трудности строительства бурятского участка газопровода “Сила Сибири–2”, обусловленные развитием наледей, в целом на данной территории работы по реализации проекта будут проводиться в более благоприятных условиях, чем в северных районах со сплошным распространением многолетней мерзлоты.

При выполнении в достаточном объеме всех необходимых инженерно-геологических изысканий негативное влияние наледей на объект можно минимизировать. Проект очень важен для Республики Бурятия, поскольку позволит обеспечить газификацию региона.

Работа выполнена в рамках проекта РНФ № 23-27-00402 “Наледи северной (российской) части бассейна р. Селенга” и при частичной поддержке государственного задания БИП СО РАН (AAAA-A21-121011990032-1).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас гигантских наледей-тарынов Северо-Востока России / В.Р. Алексеев, О.М. Макарьева, А.Н. Шихов [и др.]. Новосибирск: СО РАН, 2021. 302 с.
2. Батоцыренов Э.А., Черных В.Н. Удунгинский купеческий тракт. Улан-Удэ: ИД “Экос”, 2022. 128 с.
3. Геокриология СССР: Горные страны юга Сибири / Ред. Э.Д. Ершов. М.: Недра, 1989. Т. 3. 360 с.
4. Геология СССР. Т. XXXV. Бурятская АССР. Ч. I. Геологическое описание / Под ред. Н.А. Флоренсова. М.: Недра, 1964. 632 с.
5. Гидрогеология СССР. Т. XXII. Бурятская АССР/ Под ред. А.И. Ефимова. М.: Недра, 1970. 432 с.
6. ГИС–пакеты оперативной геологической информации / [Электронный ресурс] // www.karpinskyinstitute.ru: [сайт]. URL: <http://atlaspacket.vsegei.ru/> (дата обращения 25.09.2021)
7. Государственная геологическая карта СССР М 1:1000000. Четвертичные отложения. Геологический портал GeoKniga [Электронный ресурс]. URL: <https://www.geokniga.org/> (дата обращения 05.08.2023)
8. Инженерный центр ГИН СО РАН [Электронный ресурс]. URL: <https://vk.com/geogin> (05.08.2023)
9. Корейша М.М. Региональный анализ генезиса и развития наледей // Исследование мерзлых грунтов в районах освоения. М.: Стройиздат, 1987, С. 49–57.
10. Петров В.Г. Наледи на Амурско-Якутской магистрали с альбомом планов наледей. Ленинград: Изд-во АН СССР и НИАДИ НКПС СССР, 1930. 177 с.
11. Романовский Н.Н. О геологической деятельности наледей // Мерзлотные исследования. Вып. XIII. М.: Изд-во МГУ, 1973. С. 66–89.
12. Романовский Н.Н. Талики в области многолетнемерзлых пород и схема их подразделение // Вестник Московского университета. Серия геология. 1972. №1. С. 23–34.
13. Шеин Н.С., Стручкова Г.П., Капитанова Т.А., Ефремов П.В., Слепцов О.И. Оценка влияния наледей на функционирование магистральных трубопроводов // Успехи современного естествознания. 2020. №6. С. 123–128.
14. Шестернев Д.М., Верхотуров А.Г. Наледи Забайкалья. Чита: ЧитГУ, 2006. 212 с.

15. Brown J., Ferrians O., Heginbottom J., Melnikov E. Circum-Arctic Map of Permafrost and Ground-Ice Conditions, Version 2. Boulder, Colorado USA. NSIDC: National Snow and Ice Data Center. 2002. <https://nsidc.org/data/ggd318>
16. Ensom T., Makarieva O., Morse P., et al. The distribution and dynamics of aufeis in permafrost regions // *Permafrost and Periglacial Process*. 2020. P. 1–13. <https://doi.org/10.1002/ppp.2051>
17. Gagarin L., Wu, Q., Cao W., Jiang G. Icings of the Kunlun Mountains on the Northern Margin of the Qinghai-Tibet Plateau, Western China: Origins, Hydrology and Distribution // *Water*. 2022. 14(15):2396. <https://doi.org/10.3390/w14152396>
18. Hall D.K., Riggs G.A., Salomonson W.V. Development of methods for mapping global snow cover using moderate resolution imaging spectroradiometer data // *Remote Sens. Environ.* 1995. V. 54. P. 127–140. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00137-P](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00137-P)

ICINGS IN THE PROJECT AREA OF THE POWER OF SIBERIA–2 GAS PIPELINE IN THE REPUBLIC OF BURYATIA

V. N. Chernykh^{a,*}, A. A. Ayurzhanaev^{a,##}, B. V. Sodnomov^{a,###}, E. Zh. Garmayev^{a,####}

^a*Baikal Institute of Nature Management, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences,
ul. Sakh'yanovoi 8, Ulan-Ude, 670047, Russia*

^{*}*E-mail: geosibir@yandex.ru*
^{##}*E-mail: aaayurzhanaev@yandex.ru*
^{###}*E-mail: sodnomov@binm.ru*
^{####}*E-mail: garend1@yandex.ru*

The objective of this study is to evaluate the extent of icings formation along the proposed gas pipeline route within the Republic of Buryatia, including the identification of the areas of their formation, genesis, spatial and temporal dynamics, and potential negative impact on engineering structures. The study was conducted using remote sensing (RS) methods. Based on data from Landsat 4-5 and Landsat 8 satellites, normalized difference snow and ice index (NDSI) maps were created to illustrate the progression of the icings along the gas pipeline route between 1990 and 2022. The approach employed enabled the most reliable determination of the icing's location areas, which would otherwise be unfeasible using images from a single year and challenging to ascertain in the field for the southern geocryological zone. It was determined that over 30 icings formations, encompassing a total area of 3.7 km², have been observed along the gas pipeline route during the cold season. The formation of the majority of these icings is linked to groundwater emerging at the surface due to cryogenic pressure during the seasonal freezing of rocks (groundwater icings). Over half of the icings are formed annually in the same locations, with seven of them situated along tectonic faults. This may indicate that they are fed by groundwater from deep underpermafrost water-bearing aquifer complexes, which is released through hydrogeogenic taliks. Upon designing gas pipelines, it is essential to consider the probability of icing formation along the route, not only in the northern areas but also in the southern geocryological zone. In this zone, both the construction of facilities and auxiliary structures and their subsequent operation may result in the activation of icings formation processes due to changes in permafrost and hydrogeological conditions.

Keywords: *permafrost rocks, icings, taliks, groundwater, Landsat, Selenga middle mountains, Khamar-Daban, Power of Siberia–2*

REFERENCES

1. [Atlas of giant icings-taryns in the northeast of Russia]. V.R. Alekseev, O.M. Makarieva, A.N. Shikhov, et al. Novosibirsk, Siberian Branch, the Russian Academy of Sciences, 2021, 302 p. (in Russian)
2. Batotsyrenov, E.A., Chernykh, V.N. [Udunginskii merchant route]. Ulan-Ude, "Ekos" Publ., 2022, 128 p. (in Russian)
3. [Geocryology of the USSR: Mountain areas in the south of Siberia]. E.D. Ershov, Ed., Moscow, Nedra Publ., 1989, vol. 3, 360 p. (in Russian)
4. [Geology of the USSR. Vol. XXXV. Buryat ASSR. Part I. Geologic description]. N.A. Florensov, Ed., Moscow, Nedra Publ., 1964, 632 p. (in Russian)
5. [Hydrogeology of the USSR. Vol. XXII. Buryat ASSR]. A.I. Efimov, Ed., Moscow, Nedra Publ., 1970, 432 p. (in Russian)
6. [GIS-packages of operational geological information]. [Electronic resource]. URL: [www.karpinskyinstitute.ru: http://atlaspacket.vsegei.ru/](http://atlaspacket.vsegei.ru/) (accessed 25.09.2021). (in Russian)
7. [State geological map of the USSR, scale 1:1000000. Quaternary sediments. Geological portal GeoKniga [Electronic resource]. URL: <https://www.geokniga.org/> (accessed 05.08.2023). (in Russian)
8. [Engineering Center GIN SB RAS]. [Electronic resource]. URL: <https://vk.com/geogin> (accessed 05.08.2023). (in Russian)

9. Koreisha, M.M. [Regional analysis of the genesis and development of icings]. In [Research of frozen soils in the areas of development]. Moscow, Stroyizdat Publ., 1987, pp. 49–57. (in Russian)
10. Petrov, V.G. [Icings on the Amur-Yakutsk railway with an album of the plans of icings]. Leningrad, USSR Academy of Sciences and NIADI NKIS USSR Publ., 1930, 177 p. (in Russian)
11. Romanovskii, N.N. [On the geological activity of icings]. In [Permafrost Research. Issue 13]. Moscow, MSU Publ. 1973, pp. 66–89. (in Russian)
12. Romanovskii, N.N. [Taliks in the area of permafrost rocks and the scheme of their subdivision]. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya geologiya*, 1972, no. 1, pp. 23–34. (in Russian)
13. Shein, N.S., Struchkova, G.P., Kapitonova, T.A. et al. [Assessment of the influence of icings on the functioning of the main pipelines]. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya*, 2020, no. 6. pp. 123–128. (in Russian)
14. Shesternev, D.M., Verkhoturov, A.G. [Icings of Transbaikalia]. Chita, ChitGU Publ., 2006, 212 p. (in Russian)
15. Brown, J., Ferrians, O., Heginbottom, J., Melnikov, E. Circum-Arctic Map of Permafrost and Ground-Ice Conditions, Version 2. Boulder, Colorado USA. NSIDC: National Snow and Ice Data Center. 2002. URL: <https://nsidc.org/data/ggd318>)
16. Ensom, T., Makarieva, O., Morse, P., et al. The distribution and dynamics of aufeis in permafrost regions. In: *Permafrost and Periglac Process*, 2020, pp. 1–13. <https://doi.org/10.1002/ppp.2051>
17. Gagarin, L., Wu, Q., Cao, W., Jiang, G. Icings of the Kunlun Mountains on the Northern Margin of the Qinghai-Tibet Plateau, Western China: Origins, Hydrology and Distribution. *Water*, 2022, no. 14(15), paper 2396. <https://doi.org/10.3390/w14152396>
18. Hall, D.K., Riggs, G.A., Salomonson, V.V. Development of methods for mapping global snow cover using moderate resolution imaging spectroradiometer data. *Remote Sens. Environ.*, 1995, vol. 54, pp. 127–140. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00137-P](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00137-P)

**ПРИРОДНЫЕ
И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ**

УДК 504;502.64

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОСЛЕДСТВИЙ ЗАТОПЛЕНИЯ
ПРИРЕЧНЫХ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ НА ОСНОВЕ
МОДЕЛИРОВАНИЯ**

© 2025 г. В. Г. Заиканов^{1,*}, Т. Б. Минакова¹, Е. В. Булдакова¹, И. С. Сависько¹

¹*Институт геоэкологии им Е.М. Сергеева РАН (ИГЭ РАН),
Уланский пер. 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия*

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

Поступила в редакцию 02.10.2023 г.

После доработки 23.10.2023 г.

Принята в печать 05.02.2024 г.

В статье рассматривается подход к геоэкологической оценке последствий от затопления городских земель при проране плотины Пироговского водохранилища. Опираясь на результаты моделирования затопления, была реализована оценка ожидаемого (потенциального) ущерба геосистемам в черте г. Королев. Исходной информацией для оценки послужили данные моделирования: скорость течения, временной фактор, размеры затапливаемой площади и т.п., а также структура реципиентов в каждой из выделенных урбогеосистем. Полученные значения показали значимость возможного бедствия при реализации чрезвычайных ситуаций, что подтверждает обязательность подобной оценки при планировании городов с целью предупреждения негативных геоэкологических последствий.

Ключевые слова: моделирование затопления, урбогеосистема, геоэкологический ущерб, удельный и общий ущерб

DOI: 10.31857/S0869780925010032 **EDN:** DNKQLX

ВВЕДЕНИЕ

В России потенциальная угроза затопления существует более чем в 40 крупных городах и нескольких тысячах других населенных пунктов [7]. В XXI в. повторяемость высоких и катастрофических наводнений возросла в среднем на 15% по сравнению с последним десятилетием прошлого столетия. Резко увеличились затраты, к сожалению, главным образом, за счет компенсаций материальных потерь, а не на меры предупреждения.

Моделирование негативного воздействия наводнений является важным инструментом для планирования и управления рисками в городах. Оно позволяет оценить возможные последствия наводнений, определить наиболее уязвимые территории и своевременно разработать предупредительные меры. Моделирование может быть реализовано на гидродинамических моделях, которые учитывают динамику воды или на статистических моделях, основанных на данных о прошлых наводнениях. Также могут использоваться системы поддержки принятия решений, которые объединяют раз-

личные виды моделирования и анализа данных и помогают администрации и населению города подготовиться к возможным чрезвычайным ситуациям (ЧС) и минимизировать их последствия, а также оценить эффективность уже принятых мер.

При оценке последствий наводнения необходимо учитывать его взаимодействие с другими природными процессами: заболачивание, засоление, загрязнение почв и др. Затопление городской территории, как правило, сопровождается ухудшением качества почв и подземных вод. Вода воздействует на фундаменты зданий, вызывая их повреждение и разрушение, приводит к активизации коррозии металлических конструкций и электрических кабелей и т.п. Наводнение провоцирует гибель растений и животных, может также приводить к ухудшению продуктивности сельскохозяйственных и лесных угодий, негативно сказываться на качестве жизни горожан.

В зависимости от характера воздействия наводнения его последствия будут существенно различаться между собой. Несмотря на то, что при-

родные системы и их компоненты адаптированы к повторяющимся сезонным затоплениям, продолжительное воздействие процесса на неустойчивую урбогеосистему в итоге может закончиться ее разрушением. Городские объекты к подобному воздействию еще более чувствительны.

В настоящее время моделирование последствий катастрофических процессов является важным аспектом городского планирования и управления. Оно помогает определить потенциальные риски, связанные с подтоплением, затоплением и разработать стратегии по минимизации негативных последствий. Причина затопления территории может быть не только природного характера (например, сезонное наводнение), но и техногенного (например, авария на гидротехническом сооружении) [4, 5].

Целью исследования являлось определение потенциального геоэкологического ущерба геосистемам долины р. Клязьма в черте городского округа (ГО) Королёв в результате возможного прорыва плотины Пироговского водохранилища на основе данных моделирования.

МЕТОДИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОГО УЩЕРБА ПРИ ЗАТОПЛЕНИИ ГОРОДСКОЙ ТЕРРИТОРИИ

В законе “Об охране окружающей природной среды” ущерб окружающей среде трактуется как загрязнение окружающей природной среды, порча, уничтожение, повреждение, нерациональное использование природных ресурсов, разрушение естественных экологических систем и др. Ущерб окружающей природной среде довольно часто используют, как синоним понятия “экологический ущерб”.

Экологический ущерб — все негативные последствия, вызванные загрязнением окружающей среды, утратой и истощением природных ресурсов, разрушением экосистем, создающие реальную угрозу здоровью человека, растительному и животному миру, материальным ценностям. Однако часто при оценке экологического ущерба не учитываются последствия геоэкологических процессов, связанных с затоплением территории, таких как смыв почв, обрушение берегов, подтопление территории и др.

В настоящее время существует значительное количество нормативно-правовых и методических разработок, регламентирующих порядок определения размера ущерба и убытков, причиняемых компонентам природной среды. Проанализированные разработки в основном базируются на различных методах, реализуемых без учета принципа необходимости оценки ущерба отдельным компонентам природной среды по единой методологии. В результате этого ущерб, наносимый одному

и тому же компоненту природной среды, по различным методикам будет отличаться.

Согласно Гражданскому кодексу РФ¹ и ФЗ “Об охране окружающей среды”, величина ущерба определяется в соответствии с утвержденными в установленном порядке таксами и методиками исчисления размера ущерба, а при их отсутствии — по фактическим затратам на восстановление нарушенного состояния окружающей природной среды с учетом нанесенных убытков, в том числе, упущенной выгоды.

Исходя из логики статьи 15 Гражданского кодекса, экологический ущерб может включать такие элементы убытков, как:

- расходы, связанные с восстановлением нарушенного состояния природной среды;
- стоимость утраченных или поврежденных природных ресурсов;
- упущенная выгода или неполученные доходы.

Кроме упущенной выгоды (потерянных доходов), отдельной категорией в составе ущерба может рассматриваться часть расходов на превентивные мероприятия, т.е. на меры по предотвращению ущерба.

Для оценки ущерба используются различные методы. В настоящее время в основном известны примеры и методики оценки ущербов от наводнений применительно только к объектам экономики. Чаще всего ущерб от наводнения определяется функцией от плотности населения и максимального уровня воды. Однако анализ многочисленных данных показал, что такая оценка ущерба в денежном выражении может быть лишь весьма приблизительной, так как при высокой плотности населения значения ущерба будут завышены, при низкой (даже при наличии дорогостоящих инженерных сооружений) — занижены [1, 3].

Общий ущерб (B_{ym}) определяется суммированием реального (имущественного) ущерба, наносимого материальным объектам:

$$B_{ym} = \sum_i S_{im} k_{im} C_{im} + \sum_j N_{jm} k_{jm} C_{jm} + \sum_q L_{qm} k_{qm} C_{qm},$$

где S_{im} — площадь реципиентов i -го вида в пределах m -й урбогеосистемы, N_{jm} — количество материальных объектов (реципиентов) j -го вида, L_{qm} — длина линейных объектов (реципиентов) q -го вида, k_{im} , k_{jm} , k_{qm} — коэффициенты разрушения реципиентов i -го, j -го, q -го вида соответственно; C_{im} , C_{jm} ,

¹ Гражданский кодекс Российской Федерации (часть первая) от 30.11.1994 N 51-ФЗ (ред. от 24.07.2023) (с изм. и доп., вступ. в силу с 01.10.2023). https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_5142/4734407fbf4d5eec5306840f8b75b994e5d57090/

C_{qm} — кадастровая стоимость реципиентов: единицы площади реципиента i -го вида, единичного материального объекта j -го вида, единицы длины реципиента q -го вида.

К сожалению, при такой оценке не учитываются негативные последствия, причиняемые геосистемам. В общую величину ущерба должны войти расходы на ликвидацию последствий затопления территории: разборка завалов, обрушившихся строений; восстановление водоснабжения, электроснабжения, теплоснабжения; единовременная выплата населению и др. [5]. Для выявления территориальной дифференциации последствий затопления рассчитывается удельный ущерб для каждой геосистемы:

$$B_{um}^{уд} = (B_{um} + kB_{um}) / S_m,$$

где k — коэффициент ликвидации последствий аварии (20% от суммарного ущерба), S_m — площадь m -й урбогеосистемы.

Негативные последствия наводнения (или затопления) будут зависеть не только от его интенсивности и объема воды, но и от изменения состояния реципиентов в соответствии с их устойчивостью к негативному воздействию [2]. В каждой урбогеосистеме в пределах затопленной ее части устанавливается структура реципиентов, учитывается их качественное состояние. Расчеты экономического ущерба усложняются, если в зону затопления попадают экологически опасные объекты. В таком случае необходимо учитывать инфильтрацию жидкости и сорбцию загрязнителя почвой и подпочвенными слоями грунта для оценки загрязнения и вторичного загрязнения почвы, грунтовых и поверхностных вод.

ОЦЕНКА ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОГО УЩЕРБА ГЕОСИСТЕМАМ ДОЛИНЫ Р. КЛЯЗЬМА В ЧЕРТЕ ГО КОРОЛЁВ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЗАТОПЛЕНИЯ

Оценка последствий негативного воздействия затопления городской территории проводилась с целью научного обоснования защитных мероприятий в случае проявления ЧС на р. Клязьма в соответствующем разделе разрабатываемого ЦНИИПградом Генплана г. Королев.

В своих исследованиях кроме учета перечисленных выше факторов авторы делали акцент на оценке ущерба, вызванного нарушением состояния природных компонентов: загрязнение территории, речной воды, сокращение площади суши из-за обрушения подмытого берега и др. Другой методической особенностью оценки геоэкологических последствий затопления городской территории стал выбор урбогеосистемы в качестве операционной единицы природных систем [3].

Величина ущерба при разрушении защитной дамбы водохранилища во время половодий или паводков будет определяться размерами затопляемой площади, временем затопления, структурой землепользования, степенью разрушения и ценностью объектов в ее пределах, а также воздействием этого процесса на прилегающие территории. Большую роль в данной оценке играет временной фактор — динамика уровня и продолжительность затопления территории и ликвидации негативных последствий.

Для расчета ущербов необходимо было установить границы территории, подверженной возможному затоплению. Оценка последствий базировалась на компьютерной модели максимальных уровней затопления долины р. Клязьма в черте ГО Королев, включая озеро Рыбного хозяйства, разработанная для расчетов параметров волны прорыва и зон затопления при разрушении напорного фронта Пироговского гидроузла, выполненная в 2007 г. ООО НПП Аквариус (рис. 1, 2). Расчет параметров волны прорыва проводился на основе численного решения двумерных уравнений Сен-Венана на треугольно-четырёхугольных сетках нерегулярной структуры с учетом реальной топографии долины реки, полученной с карт от М 1 : 10 000 до М 1 : 200 000 с применением ГИС-технологий. Расчет развития прорана в грунтовой плотине производился по методике А.М. Прудовского [6].

В районе г. Королев максимальные уровни затопления (согласно данным модели ООО НПП Аквариус) составят от 144 до 150 м, уменьшаясь вниз по течению реки, а максимальные глубины затопления поймы достигнут 7–8 м. Максимальные скорости течения достигнут наибольших значений в районе гидроузла до 10 м/с, по долине реки до 1.5 м/с, в створах мостов до 4–5 м/с; расчетное время добегания фронта волны до г. Королев 2 ч, пика волны — 5 ч, продолжительность затопления поймы более 2 суток.

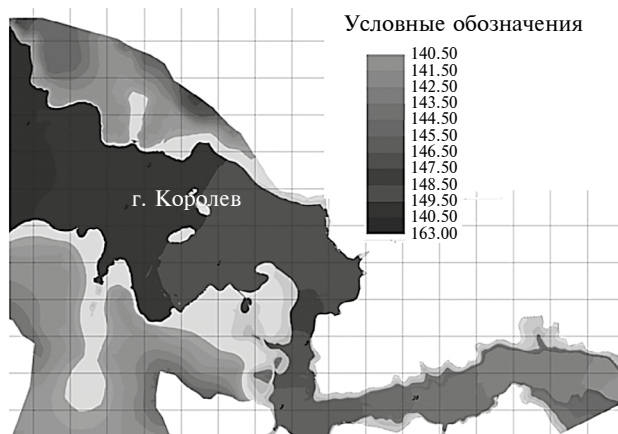


Рис. 1. Результат моделирования максимальных уровней затопления (шаг координатной сетки 500 м).

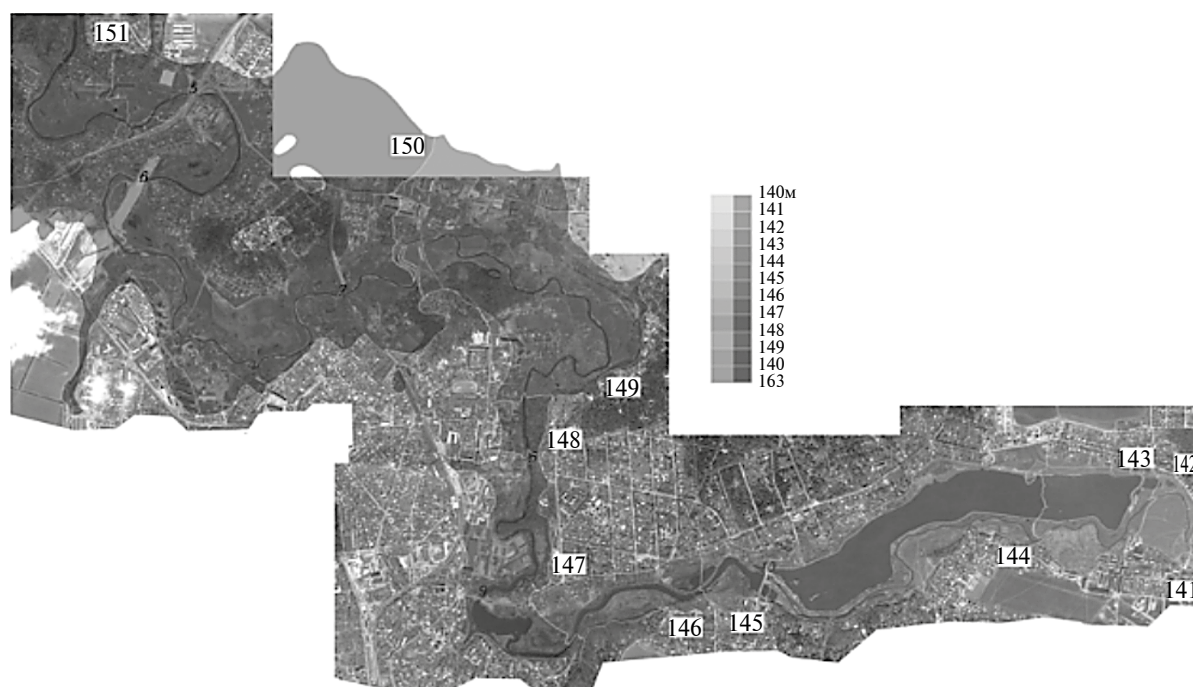


Рис. 2. Максимальные уровни возможного затопления (по результатам моделирования) на серии космических снимков.

Конкретные количественные характеристики переменных состояния природных систем (урбо-геосистем) можно установить методом математического моделирования, которое в геоэкологических исследованиях является одним из инструментов, позволяющих изучать различные процессы с учетом разных факторов, вводя различные параметры, или исключая их. Для последующих расчетов были выбраны показатели: площадь затопления и продолжительность стояния воды.

Расчеты потенциального ущерба проводились для самого неблагоприятного варианта — образование прорана в плотине при нормальном подпорном уровне водохранилища без разрушения мостовых переходов. В этом случае за счет предмостового подпора площади, уровни и глубины затопления

нижнего бьефа должны быть максимальными. При этом скорости воды в отверстиях мостовых переходов при больших расходах быстро достигнут критических значений — 3 м/с и более и, следовательно, высока вероятность разрушения не только моста, но и береговых частей пойм и террас реки. Именно для таких участков характерны разрушение берега, изменение русла, переформирование рельефа, размыв почв, гибель растений и др., как следствие, деформация и разрушение строений.

В пределах затопляемой территории, общей площадью более 260 га (около 70% на правом берегу Клязьмы), преобладают пойменные земли (более 60%). В зону затопления попадают в основном индивидуальная застройка, пойменные луга и частные огороды (рис. 3).

	Общая площадь зоны затопления	Площади на пойме	Площади на террасе
Индивидуальная застройка	29.6%	17.3%	51.2%
Сельскохозяйственные угодья	28.6%	44.9%	
Индивидуальные огороды	12.4%	19.5%	
Промплощадки, гаражи	11.4%	14.2%	6.4%
Леса	9.3%	1.6%	22.8%
Многоэтажная застройка	6.9%	0.9%	17.4%
Рекреационные территории	1%	1.6%	
Дачно-садовые объединения	0.8%		2.2%

Рис. 3. Использование земель в зоне потенциального затопления (%).

В результате комплекса камеральных и полевых работ с привлечением результатов моделирования была создана карта ландшафтного районирования территории в пределах г. Королев, подверженной затоплению. Основой послужили космические снимки и топографические карты масштаба 1 : 10 000. Выполненное предварительное дешифрирование корректировалось и уточнялось в процессе полевого обследования территории. В результате было выделено 34 урбогеосистемы, относящиеся к трем типам: 1) аквальная — русло; 2) субаквальные — поймы; 3) супераквальные — террасы.

Для каждой урбогеосистемы на следующем этапе рассчитаны величины общего и удельного ущерба. Оценка геоэкологического ущерба (нарушение/уничтожение компонентов урбогеосистем) осуществлялась отдельно для пойменных и террасовых геосистем правого и левого берега р. Клязьма.

Таким образом, в расчетах учитывались ожидаемые изменения состояния или полные потери отдельных природных компонентов:

- потеря площадей под сельскохозяйственными угодьями, гибель леса в результате обрушения берегов;
- потеря гумусового слоя на приусадебных участках и огородах индивидуальной застройки, на участках озеленения многоэтажной застройки и промплощадок;
- потеря урожая текущего года на приусадебных землях, в дачных и садоводческих объединениях граждан;
- загрязнение пойменных земель и русла р. Клязьма бытовым и производственным мусором, смываемой почвой и т.п.

Русло реки находится под воздействием не только притока загрязняющих веществ верхов течения реки. В черте города многие стационарные источники загрязнения размещаются в пойме на контакте с руслом (промплощадки, гаражи, несанкционированные свалки, отстойники, земли сельскохозяйственного назначения и др.). По мере снижения уровня и уменьшения скорости течения воды значительная часть загрязняющих веществ будет осажаться на поверхности поймы и мелководьях русла. На пойме будет потерян гумусовый слой с сельскохозяйственных угодий и частных огородов, произойдет обрушение берегов, безвозвратные потери связаны с подмывом и разрушением берегов. Террасы на меньшей площади и в меньшей степени подвержены негативному воздействию затопления.

За базовую расчетную величину принималась кадастровая стоимость земель г. Королев применительно к площадям различного вида использования, утвержденная распоряжением Министерства экологии и природопользования Московской обл.

от 30 ноября 2005 г. N204-РМ. В отдельных случаях учитывались затраты на создание (воспроизводство) природных компонентов, например, восстановление элементов озеленения в пределах микрорайонов многоэтажной застройки, промплощадок и санитарно-защитных зон. В расчетах учитывался временной фактор, инфляция и приведение величин затрат к единому моменту времени.

Для анализа территориальной дифференциации геоэкологических последствий затопления рассчитывались показатели удельного ущерба для каждой урбогеосистемы. На основе полученных значений удалось выделить урбогеосистемы, относящиеся к различным типам, но имеющие сходные показатели удельного ущерба.

Как правило, удельные значения геоэкологического ущерба на пойме выше почти в 3 раза, чем в целом по зоне затопления. Однако в отдельных урбогеосистемах, особенно с индивидуальной застройкой и стационарными источниками загрязнения эта величина на террасе может оказаться больше, чем на пойме (рис. 4). Максимальные значения удельного ущерба характерны для индивидуальной застройки, как на террасе, так и на пойме, а также для подмываемых (обрушаемых) берегов.

В итоге территориальная дифференциация результатов расчетов определялась видом использования территорий, относимых к пойменным или террасовым природным системам, их кадастровой оценкой, размерами и степенью негативного изменения их состояния в результате затопления.

Общий экономический ущерб от прорыва плотины Пироговского водохранилища и затопления части городской территории значительно превышает полученную величину за счет существенных материальных (разрушение и деформация зданий и сооружений, компенсации убытков собственников, владельцев или пользователей природных объектов) и моральных потерь. Основные результаты оценки общего геоэкологического ущерба представлены в табл. 1.

Таблица 1. Доля урбогеосистем в одном диапазоне величин геоэкологического ущерба в результате затопления

Доля урбогеосистем в одном диапазоне величин ущерба, %	Геоэкологический ущерб, тыс. руб.
15	до 20
18	20–200
9	500–1000
41	1000–10000
15	более 10000

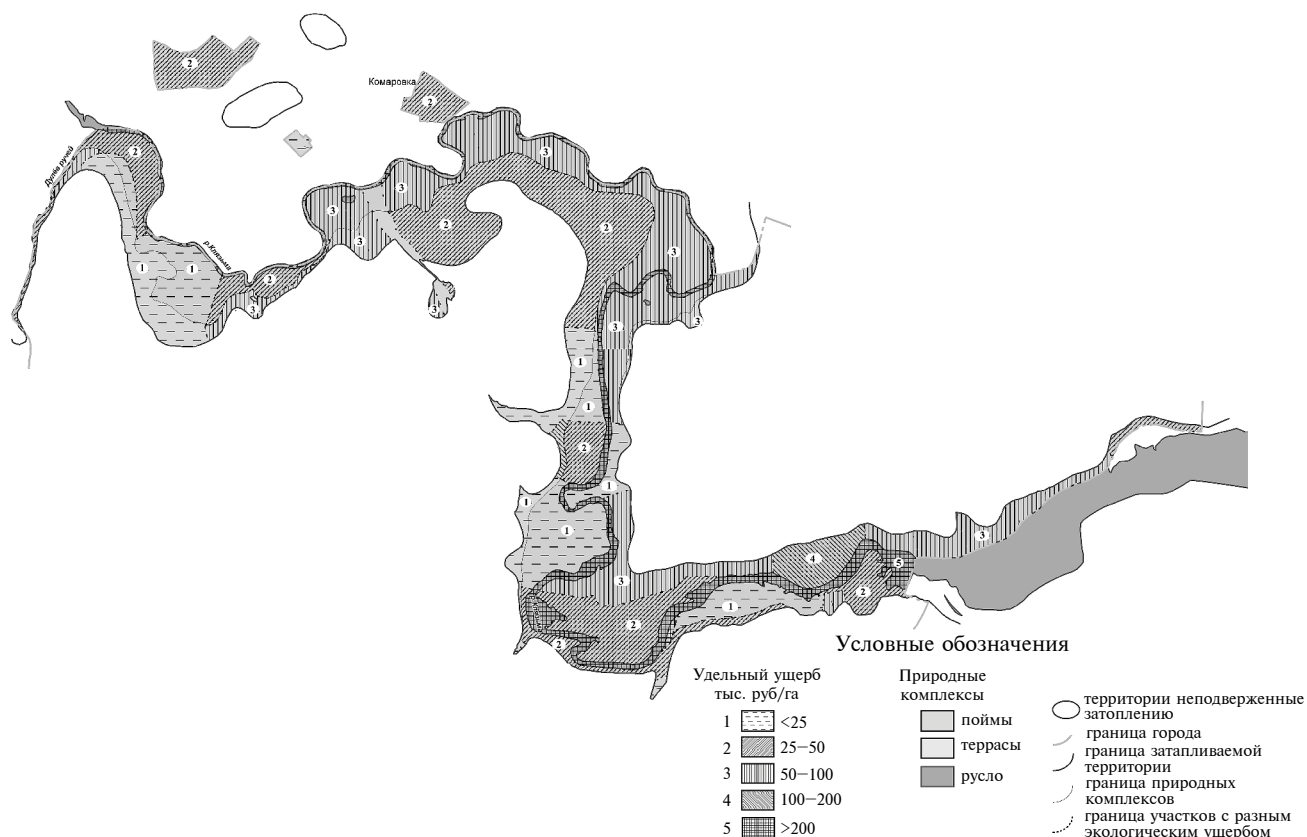


Рис. 4. Оценка урбогеосистем по показателю удельного ущерба.

Таким образом, более чем для половины выделенных урбогеосистем характерны значения максимального геоэкологического ущерба в результате затопления, что дает основание для проведения мероприятий по защите наиболее уязвимых территории, а также позволят своевременно разработать и реализовать предупредительные меры для выделенных урбогеосистем. В результате расчетов ожидаемый общий геоэкологический ущерб от затопления городских земель при прорыве плотины Пироговского водохранилища превысил бы 150 млн руб. (в ценах 2005 г.)

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты выполненной оценки геоэкологического ущерба на основе моделирования ЧС и природного районирования территории показали размеры ожидаемого бедствия. Полученные результаты обуславливают необходимость разработки защитных мероприятий и их дальнейшую реализацию при планировании города в целях повышения безопасности городского пространства. Предложенный подход к оценке ущерба с учетом геоэкологической составляющей обеспечивает более точное представление о последствиях проявления негативного события, учет которого повысит эффективность управления городской средой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Арефьева О.Н., Бельчиков В.А., Борщ С.В. и др. Методы прогноза возможного ущерба от наводнений (на примере Московской области) // Природные опасности России. Гидрометеорологические опасности. М.: Изд-во "Крук", 2001. С. 51–57.
2. Булдакова Е.В., Заиканов В.Г., Минакова Т.Б. Оценка уязвимости территорий для опасных природных процессов (на примере наводнения) // Геоэкология. 2015. №5. С.434–440.
3. Булдакова Е.В., Минакова Т.Б. Принципы и критерии выделения урбогеосистем при геоэкологической оценке регионов // Геоэкология. 2013. №4. С. 376–384.
4. Малик Л.К. Факторы риска повреждения гидротехнических сооружений. Проблемы безопасности. М: Наука, 2005. 354 с.
5. Методика определения размера вреда, который может быть причинен жизни, здоровью физических лиц, имуществу физических и юридических лиц в результате аварий гидротехнических сооружений предприятий топливно-энергетического комплекса. Утв. Приказом МЧС России и Минэнерго России от 29 декабря 2003 №776/508. М.: 2004
6. Прудовский А.М. Образование прорыва при прорыве земляной плотины // Безопасность энергетических сооружений. М.: НИИЭС, 1998. Вып. 2–3. С. 67–79.
7. Семенов В.А., Кориунов А.А. Наводнения на реках России в конце XX и начале XXI столетий // Вопросы географии и геоэкологии. 2006. Вып. 5. С. 6–12.

MODELING-BASED GEOECOLOGICAL ASSESSMENT OF THE CONSEQUENCES OF FLOODING URBAN AREAS IN RIVER ZONES

V. G. Zaikanov^{a, #}, T. B. Minakova^a, E. V. Buldakova^a, I. S. Savisko^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 discusses an approach to the geoenvironmental assessment of the consequences of flooding urban area upon the Pirogov reservoir dam break. Based on the modeling of flooding, the expected specific damage to geosystems of Korolev city was assessed. The input modeling data included the flow velocity, the time factor, the size of the flooded area, etc., as well as the structure of recipients in each of the selected urban geosystems. The values obtained showed the significance of possible disaster in emergency situations, which confirms the necessity of such an assessment when planning cities in order to prevent undesirable geoenvironmental consequences.

Keywords: *flood modeling, urban geosystem, geoecological damage, specific damage*

REFERENCES

1. Aref'eva, O.N., Bel'chikov, V.A., Borshch, S.V. et al. [Methods of forecasting possible damage from floods (on the example of the Moscow region)]. In: [Natural hazards of Russia. Hydrometeorological hazards]. Moscow, Kruk Publ., 2001, pp. 51–57. (in Russian)
2. Buldakova, E.V., Zaikanov, V.G., Minakova, T.B. [Assessment of vulnerability of territories to hazardous natural processes (by the example of flooding)]. *Geoekologiya*, 2015, no. 5, pp. 434–440. (in Russian)
3. Buldakova, E.V., Minakova, T.B. [Principles and criteria for the allocation of urban geosystems in the geoecological assessment of regions]. *Geoekologiya*, 2013, no. 4, pp. 376–384. (in Russian)
4. Malik, L.K. [Risk factors for damage to hydraulic structures. Safety issues]. Moscow, Nauka Publ., 2005, 354 p. (in Russian)
5. [Methodology for determining the amount of damage that may be caused to life, human health and property of individuals and legal entities as a result of accidents at hydraulic structures of fuel and energy complex enterprises. Approved. by Order of the Ministry of Emergency Situations of Russia and the Ministry of Energy of Russia dated December 29, 2000, no. 776/508]. Moscow, 2004. (in Russian)
6. Prudovskii, A.M. [Formation of a channel during the breakthrough of an earthen dam]. In: [Safety of power structures]. Moscow, NIIES Publ., 1998, iss. 2–3, pp. 67–79. (in Russian)
7. Semenov, V.A., Korshunov, A.A. [Floods on the rivers of Russia in the late XX and early XXI centuries]. *Voprosy geografii i geoekologii*, 2006, iss. 5, pp. 6–12. (in Russian)

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

УДК 504.4.054

АНАЛИЗ ФАКТОРОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ ИНЯ НА ТЕРРИТОРИИ КЕМЕРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2025 г. Е. Л. Счастливцев^{1,2,*}, Н. И. Юкина^{1,**}, А. А. Быков¹

¹Федеральный исследовательский центр информационных и вычислительных технологий,
ул. Рукавишников 21, Кемерово, 650991 Россия

²Институт водных и экологических проблем СО РАН, Молодёжная ул. 1, Барнаул, 656038 Россия

*E-mail: schastlivtsev@ict.sbras.ru

**E-mail: leonakler@mail.ru

Поступила в редакцию 02.09.2024 г.

После доработки 31.10.2024 г.

Принята к публикации 25.11.2024 г.

В статье представлен комплексный анализ состояния бассейна и качества воды р. Иня в Кемеровской области за периоды 1998–2003 гг. и 2017–2022 гг. Исследование включает сравнительный анализ изменения качества воды, в котором рассматриваются концентрации загрязняющих веществ и влияние различных антропогенных факторов на химический состав речных вод. Особое внимание уделено выявлению источников загрязнения, таких как промышленные сбросы, сельскохозяйственные и бытовые стоки, выбросы загрязняющих веществ в атмосферу с последующим выпадением на поверхность водного бассейна. В статье проведен анализ изменения химического состава воды и выявлены корреляционные связи между показателями качества воды и различными характеристиками, включая площадь нарушенных земель. Результаты исследования показывают заметное улучшение качества воды в последние годы, что связано с комплексными мерами по очистке водоемов и снижению антропогенной нагрузки. Однако остаются нерешенные проблемы, требующие дальнейшего совершенствования систем очистки, усиления контроля за соблюдением экологических норм и внедрения современных цифровых технологий для мониторинга загрязнений.

Ключевые слова: водный объект, антропогенная нагрузка, нарушенные земли, загрязнение воды, выпадение аэрозолей, экологический мониторинг

DOI: 10.31857/S0869780925010045 EDN: DNSLHA

ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение водных ресурсов — одна из наиболее острых экологических проблем по всему миру [1, 4–7, 10, 11]. В условиях усиливающегося воздействия человека на природные экосистемы состояние водных объектов значительно изменяется. В одном из промышленных центров России — Кемеровской области, река Иня представляет собой ключевой водный объект, являющийся источником воды для различных сфер хозяйственной деятельности, включая промышленность, сельское хозяйство и бытовые нужды.

Цель данной работы — анализ изменения качества воды р. Иня на протяжении последних десятилетий, выявление основных источников

загрязнения и оценка влияния на качество воды выпадения промышленных аэрозолей из атмосферы на поверхность бассейна реки.

Для достижения поставленной цели в исследовании решались следующие задачи.

1. Оценка динамики изменений качества воды в р. Иня на основе анализа данных о ее химическом составе.

2. Выявление источников загрязнения воды в р. Иня, включая промышленные сбросы, сельскохозяйственные и бытовые стоки, выпадение атмосферных примесей на территорию бассейна.

3. Исследование корреляционных связей между показателями качества воды в р. Иня и таким

показателем, как площадь нарушенных земель в бассейне.

4. Проведение расчетной оценки выпадения промышленных аэрозолей на территорию бассейна.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА ИССЛЕДОВАНИЯ

Река Иня — вторая по значимости (после р. Томь) река Кемеровской области, находится под значительным воздействием антропогенных факторов. При проектировании и реализации эффективных мероприятий по охране водных ресурсов требуется всестороннее изучение текущего состояния реки и основных факторов негативного воздействия, что представляет собой актуальную задачу для разработки стратегий по улучшению качества воды и восстановлению экосистем в бассейне реки.

Река Иня берет начало на южном склоне Тарандановского увала. Ее притоки: Уроп, Ближний Менчереп, Дальний Менчереп, Мереть, Бачат, Ур, Касьма, Тарсьма. Длина реки — 663 км, площадь водосборного бассейна — 17 600 км² (площадь части бассейна, находящейся только на территории Кемеровской области — 13 610,3 км²). Среднегодовой расход воды в 35 км от устья — 47,4 м³/с. В бассейне реки расположены 4 города: Полысаево, Ленинск-Кузнецкий, Тогучин, Новосибирск, 3 поселка городского типа: Инской, Грамотеино, Промышленная, много сельских населенных пунктов и дачных обществ. Река зарегулирована Беловским водохранилищем.

Река имеет давнюю историю использования человеком, начиная с освоения области, когда ее воды использовались для бытовых нужд и орошения земельных участков. В более поздние периоды, начиная с XIX в., река стала играть значительную роль в экономическом развитии региона. В этот период появляются крупные населенные пункты с зарождающимися предприятиями энергетики, строительства и т.д. В бассейне реки начинается освоение природных ресурсов, сопровождающееся значительным нарушением земель. Все это отразилось на изменении экосистемы реки и качестве воды.

В начале XX в. в связи с развитием угледобычи и металлургии в Кемеровской области началось активное строительство промышленных объектов, связанных с использованием воды р. Иня и сбросом в нее сточных вод. В этот период был построен ряд крупных промышленных предприятий, таких как угольные шахты и разрезы, металлургические заводы, Беловская ГРЭС. Эти предприятия стали основными источниками загрязнения вод реки. Основные источники загрязнения водных ресурсов.

1. Промышленные стоки. Увеличение объемов сбросов сточных вод от угольных шахт, металлургических заводов и других промышленных предприятий приводит к значительному загрязнению воды такими веществами, как нефтепродукты, фенолы, тяжелые металлы (медь, цинк) и органические вещества.

2. Сельскохозяйственные стоки. Смыв вместе с осадками с сельскохозяйственных угодий отходов животноводства, удобрений и пестицидов.

3. Бытовые сточные воды. Сброс бытовых стоков в реку, а также смыв с осадками и паводком с территорий сельских поселений.

4. Выпадение атмосферных примесей на территорию водного бассейна реки с последующим смывом части этих примесей в реку. Тут доминируют такие загрязняющие вещества, как пылевые частицы, нитраты и сульфаты.

Заметим, что в работе исследуются основные источники антропогенного воздействия и результаты мониторинга химического состава воды р. Иня только в пределах Кемеровской области. Поэтому в дальнейшем рассматривается только та часть бассейна, которая пересекается с территорией Кемеровской области. Поскольку Новосибирская область находится ниже по течению, влиянием расположенных там источников негативного воздействия можно пренебречь.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Анализ состояния водных ресурсов р. Иня и оценка уровня загрязнения воды проведены на основе информационной базы, накопленной за период с 1998 по 2022 г., включающей данные мониторинга качества воды (показатели химического состава воды в реке за различные годы — содержание азота аммонийного, азота нитритного, БПК₅, взвешенного вещества, железа, нефтепродуктов, ХПК, фенолов, меди, цинка). Информация получена с двух контрольных створов (в дальнейшем створ 1 и створ 2), первый из которых расположен в 15 км выше, а второй — в 15 км ниже г. Ленинск-Кузнецкий. Площади нарушенных земель в пределах бассейна установлены по данным дистанционного (космического) зондирования.

Качество воды в р. Иня определялось в соответствии с методом оценки по ассоциативным показателям (АП) [9].

Для оценки качества воды, имеющей многокомпонентный химический состав примесей, по формулам вычисляются безразмерные показатели, которые затем определяют качество воды в соответствии с табл. 1:

$$\text{НП}_i = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i},$$

$$АП_N = \sum_{i=1}^N НП_i / N,$$

где $НП_i$ — нормализованный показатель, C_i — средняя за год концентрация, мг/л; $ПДК_i$ — предельно допустимая концентрация, мг/л для i -го ингредиента; $АП_N$ — ассоциативные показатели состава вод, N — число ингредиентов.

Зависимости между характеристиками качества воды и таким показателем антропогенной нагрузки на территорию бассейна, как площадь нарушенных земель, получены на основе корреляционного анализа.

Расчетная оценка вклада суммарного годового выпадения аэрозолей из атмосферы в загрязнение бассейна р. Иня выполнена с применением долгосрочной (сезон, год) модели расчета выпадения на подстилающую поверхность [3]. Модель использует при расчете технические параметры (высота, температура, скорость выхода и т.д.), средние за год выбросы источников, а также розу ветров за расчетный период (для каждого города свою). Модель встроена в состав программного комплекса “ЭРА-ВОЗДУХ” (www.lpp.ru), широко используемого для проектных работ в Сибирском регионе, что позволяет использовать накопленные данные для научных исследований.

Информация об источниках выбросов в атмосферу для расчета выпадения аэрозолей получена из сводных томов ПДВ (предельно допустимых выбросов) городов Кемеровской области, разработанных ООО “Кузбасский Экологический Центр” в 2004–2011 гг. [2]. Более новые данные авторам недоступны. Отметим, что основные источники загрязнения, связанные с крупной энергетикой, угледобычей, отопительными котельными и источниками автономного теплоснабжения не претерпели с тех пор существенного изменения и остаются репрезентативными.

Таблица 1. Классы качества вод [9]

Класс качества	Название класса	Диапазоны $НП_i$ и $АП_N$
I	Очень чистая	<0.3
II	Чистая	$0.3 \div 1$
III	Умеренно загрязненная	$1 \div 2.5$
IV	Загрязненная	$2.5 \div 4$
V	Грязная	$4 \div 6$
VI	Очень грязная	$6 \div 10$

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Сравнительная оценка качества воды р. Иня за периоды 1998–2003 гг. и 2017–2022 гг. показала, что за последние 10 лет качество воды в реке заметно улучшилось (рис. 1). За период 1998–2003 гг. показатель АП составлял 4.7, что соответствовало V классу качества “грязная”, а за период 2017–2022 гг. — 1.4, что соответствовало III классу качества “умеренно загрязненная”. Кроме того, концентрации меди, нефтепродуктов и фенолов существенно уменьшились (более чем в 5 раз).

Результаты, представленные в табл. 2 (1998–2003 гг.), были получены на основании данных гидропостов, расположенных на р. Иня. Анализ данных, представленных в табл. 2–4, показал снижение уровня загрязненности вод р. Иня с течением времени, что связано с улучшением природоохранных мер и снижением антропогенных нагрузок.

За период 2017–2022 гг. ХПК уменьшилось примерно в 2 раза; содержания БПК₅, аммонийного азота, нитритного азота, нефтепродуктов, железа, марганца и взвешенного вещества остались примерно на одном и том же уровне; в 2018–2019 гг. заметно уменьшилось содержание меди (в 6 раз). Что касается цинка, то с 1932 г. в г. Белово (выше створа 1) работал Беловский цинковый завод. Сравнение расчетного выпадения солей цинка с данными снегового анализа проведено в [3]. В начале 2000-х годов производство цинка было свернуто, однако рекультивация территории не проведена до сих пор, и отвалы остаются источниками загрязнения. Тот факт, что в последние три года содержание цинка в пробах

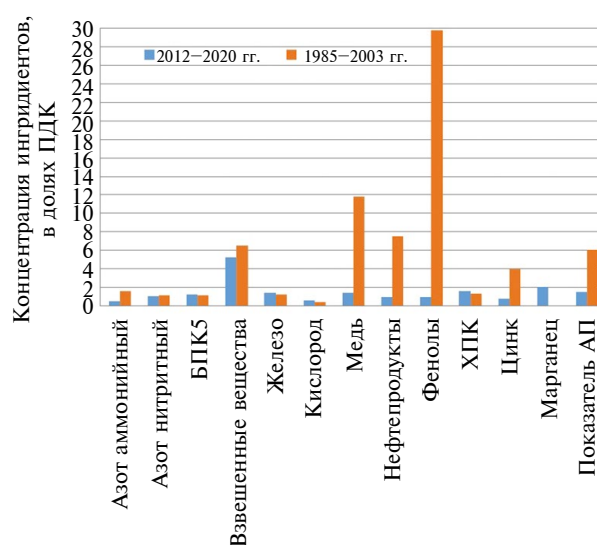


Рис. 1. Усредненные за периоды 1998–2003 гг. и 2017–2022 гг. среднегодовые показатели $НП_i$ и $АП_N$ качества воды в р. Иня.

Таблица 2. Нормализованные (в долях $\text{ПДК}_{\text{рыб-хоз}}$) годовые показатели НП_i качества воды в р. Инья за период 1998–2003 гг.

Ингредиент	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Азот аммонийный	2.7	2.0	1.3	1.2	1.2	1.3
Азот нитритный	1.2	1.0	1.4	0.8	0.8	1.3
БПК_5	1.2	1.0	1.4	1.0	1.0	1.0
Взвешенные вещества	6.8	7.1	9.1	4.8	4.8	6.2
Железо	0.7	1.2	1.9	1.1	1.1	1.3
Нефтепродукты	10.0	9.9	7.6	5.0	5.0	7.5
ХПК	1.3	1.4	1.6	1.3	1.3	1.2
Фенолы	4.8	8.1	4.7	8.0	8.0	146.9
Медь	3.2	5.7	3.0	20.6	20.6	8.1
Цинк	2.3	2.1	3.7	5.6	5.6	2.5
Кислород	0.5	0.7	0.6	0.6	0.6	0.6

Таблица 3. Нормализованные (в долях $\text{ПДК}_{\text{рыб-хоз}}$) годовые показатели НП_i и АП_N качества воды в р. Инья за период 2017–2022 гг. (створ 1, в 15 км выше г. Ленинск-Кузнецкий)

Ингредиент	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Кислород	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
ХПК	1.6	1.9	1.2	0.9	0.8	0.9
БПК_5	1.2	1.1	1.0	1.1	1.1	1.0
Азот аммонийный	0.8	0.7	0.7	0.7	0.6	1.2
Азот нитритный	0.9	1.1	0.9	1.0	1.0	2.0
Фенолы	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
Нефтепродукты	0.8	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2
Железо	1.8	1.4	1.1	1.4	2.1	1.2
Взвешенные вещества	4.8	4.9	3.3	5.2	5.6	4.9
Цинк	1.3	3.2	2.7	1.1	0.7	0.6
Медь	1.9	2.1	1.1	0.9	1.1	0.3
Марганец	0.8	1.2	2.7	1.7	0.7	0.8
Показатель АП_N	1.4	1.6	1.4	1.3	1.3	1.2

створа 1 уменьшилось по сравнению с 2002 г. почти в 10 раз, говорит, вероятно, о самоочищении отвалов от солей цинка.

В табл. 5 представлены отношения значений одноименных показателей качества воды на створе 2 (см. табл. 4) к показателям на створе 1 (см. табл. 3), что позволяет легко заметить их рост или убывание.

Анализ данных о химическом составе воды для створов 1 и 2 (см. табл. 5) показывает определенные изменения в уровне загрязнения реки ниже г. Ленинск-Кузнецкий. Показатели НП_i (следовательно, и концентрации) взвешенных веществ в створе 2 стабильно превышают аналогичные в створе 1 (в 1.2–1.5 раза). То же самое и ХПК в створе 2 превышает значения створа 1 до 1.4 раза.

Таблица 4. Нормализованные (в долях ПДК_{рыб-хоз}) годовые показатели НП_г и АП_г качества воды в р. Иня за период 2017–2022 гг. (створ 2, 15 км ниже г. Ленинск-Кузнецкий)

Ингредиент	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Кислород	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7	0.7
ХПК	1.8	2.4	1.2	1.3	0.9	1.1
БПК ₅	1.2	1.2	1.0	1.0	1.1	1.0
Азот аммонийный	0.6	0.7	0.5	0.5	0.5	0.7
Азот нитритный	0.7	0.9	0.8	1.0	0.9	1.1
Фенолы	1.0	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0
Нефтепродукты	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	1.4
Железо	1.8	0.8	0.9	1.2	1.9	1.3
Взвешенные вещества	7.1	5.7	3.8	7.1	7.1	6.5
Цинк	0.7	0.8	0.5	0.6	0.6	0.3
Медь	1.7	1.7	0.7	0.9	1.0	0.6
Марганец	0.0	0.7	0.7	1.5	1.9	0.6
Показатель АП _г	1.5	1.5	1.1	1.4	1.5	1.3

Таблица 5. Сравнение химического состава воды в р. Иня за период 2017–2022 гг. в створах 1 и 2

Ингредиент	Створ 2/Створ1					
	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Кислород	0.9	1.0	0.9	0.9	0.9	0.9
ХПК	1.1	1.3	1.0	1.4	1.1	1.2
БПК ₅	0.9	1.1	1.0	1.0	1.0	1.0
Азот аммонийный	0.7	1.0	0.8	0.7	0.9	0.6
Азот нитритный	0.8	0.0	0.8	1.0	0.9	0.6
Нефтепродукты	1.3	1.0	1.0	1.0	1.0	1.2
Железо общее	1.0	0.6	0.8	0.9	0.9	1.1
Взвешенные вещества	1.5	1.2	1.2	1.4	1.3	1.3
Цинк	0.6	0.3	0.2	0.6	0.9	0.5
Медь	0.9	0.8	0.6	1.0	0.9	2.0
Марганец	0.0	0.6	0.3	0.9	2.5	0.7
Показатель АП _г	1.1	0.9	0.7	1.1	1.2	1.1

Возрастание ХПК свидетельствует о том, что при течении реки через город в нее попадают сточные вод с повышенным содержанием органических веществ. В 2021 г. концентрация марганца в створе 2 была выше в 2.5 раза, что указывает на техногенное загрязнение от металлургических или горнодобывающих предприятий. Повышенные концентрации нефтепродуктов наблюдаются в 2017 и 2022 гг. (1.3 и 1.2 раза соответственно). Возможно, это следствие утечек топлива или выбросов промышленных предприятий. Периодические колебания концентраций аммонийного и нитритного азота связаны с сельскохозяйственными стоками, которые периодически попадают в реку.

Таким образом, увеличение концентраций взвешенных веществ, ХПК, марганца и нефтепродуктов связано с нагрузкой на реку, вызванной промышленностью и жизнеобеспечением населения г. Ленинск-Кузнецкий и его районов.

Один из показателей техногенной нагрузки на р. Иня — площадь нарушенных земель в пределах ее бассейна. В Кемеровской обл. эти земли образовались вследствие добычи угля открытым и подземным способами, горнорудных разработок и деятельности предприятий по добыче строительных материалов.

В приведенных ниже табл. 6–8 все нарушенные земли подразделены на 4 категории и обозначены следующими аббревиатурами в зависимости от вида производств: НЗГР — горнорудные разработки; НЗУШ — угольные шахты; НЗУР — угольные разрезы; НЗСМ — промышленность.

В табл. 6 представлены изменения площадей нарушенных земель и участков рекультивации и самозаростания за период 2017–2022 гг.

В табл. 7 и 8 приведены коэффициенты корреляционных связей между показателями качества

воды и площадью расположенных в пределах бассейна земель, нарушенных различными производствами. В табл. 7 использованы показатели качества воды по данным замеров в створе 1, а в табл. 8 — в створе 2.

Положительные корреляции получены: между площадью нарушенных земель горнорудными разработками и БПК₅; между площадью нарушенных шахтами земель и ингредиентами: ХПК, цинк, медь; между площадью нарушенных разрезами земель и нефтепродуктами (см. табл. 7). Надежных корреляционных зависимостей между площадями нарушенных земель и показателями качества воды не получено.

Одной из причин загрязнения земной поверхности бассейнов рек является выпадение на подстилающую поверхность аэрозолей, поступающих в атмосферу от промышленных и бытовых источников выбросов [8]. Причем загрязнение может быть результатом воздействия источников, расположенных на значительном удалении от бассейна, особенно от высоких источников и промышленных взрывов.

Изолинии выпадения суммы всех пылевых частиц на поверхность бассейна р. Иня в пределах Кемеровской обл. показаны на рис. 2, на котором видны скопления источников городов Белово и Ленинск-Кузнецкий, ПГТ Промышленная и других более мелких поселений, которые попали в расчетный прямоугольник. Однако следует учитывать, что в расчетных оценках участвуют источники всех городов области (около 12 000 источников), по которым есть данные о выбросах, хотя из-за значительного удаления их вклад в суммарное выпадение аэрозолей весьма невелик.

Таблица 6. Изменения площадей нарушенных земель и участков самозаростания (км²) на территории бассейна р. Иня за период 2017–2022 гг.

Нарушенные земли	Год					
	2017	2018	2019	2020	2021	2022
НЗГР	7.00	6.68	6.69	6.66	6.66	6.66
НЗУШ	6.50	6.61	6.07	5.89	3.94	4.51
НЗУР	93.72	155.46	168.32	174.82	170.61	172.06
НЗСМ	0.25	0.25	0.30	0.30	0.30	0.31
УРСЗ	19.26	18.13	18.22	19.17	34.34	34.27

Таблица 7. Матрица корреляции для створа 1 между площадью нарушенных земель и химическим составом воды в р. Иня, усредненным за период 2017–2022 гг.

Показатели	НЗГР	НЗУШ	НЗУР	НЗСМ	УРСЗ
ХПК	0.52	0.82	–0.64	–0.95	–0.68
БПК ₅	0.79*	0.25	–0.82	–0.71	–0.17
Азот аммонийный	0.097	–0.21	–0.065	0.19	0.41
Азот нитритный	–0.17	0.44	0.0017	–0.62	–0.34
Фенолы	–0.15	0.22	0.2	0.28	–0.34
Нефтепродукты	–0.76	–0.47	0.76	0.64	0.5
Цинк	–0.065	0.71	–0.036	–0.49	–0.71
Медь	0.53	0.68	–0.64	–0.93	–0.61
Марганец	–0.3	0.39	0.34	0.28	–0.57
Железо	0.37	–0.32	–0.39	–0.26	0.32
Взвешенные вещества	–0.029	–0.45	–0.0009	–0.055	0.49

* В таблицах 7 и 8 жирным шрифтом выделены значения положительной корреляции между показателями

Таблица 8. Матрица корреляции для створа 2 между площадью нарушенных земель и химическим составом воды в р. Иня, усредненным за период 2017–2022 гг.

Показатели	НЗГР	НЗУШ	НЗУР	НЗСМ	УРСЗ
ХПК	0.34	0.79	–0.47	–0.9	–0.65
БПК ₅	0.48	0.29	–0.59	–0.82	–0.2
Азот аммонийный	–0.01	0.0002	–0.09	–0.30	0.25
Азот нитритный	–0.63	–0.47	0.62	0.48	0.53
Фенолы	0.23	–0.13	–0.30	–0.28	0.29
Нефтепродукты	–0.19	–0.35	0.21	0.36	0.51
Цинк	0.29	0.57	–0.39	–0.78	–0.57
Медь	0.63	0.6	–0.74	–0.97	–0.47
Марганец	–0.68	–0.57	0.70	0.56	0.36
Железо	0.46	–0.51	–0.4	0.03	0.53
Взвешенные вещества	0.24	–0.34	–0.23	–0.08	0.39

Кроме расчетов по регулярной сетке ПК “ЭРА-ВОЗДУХ” позволяет рассчитать распределение и интегральное выпадения частиц по произвольному полигону, что используется для определения суммарного поступления примесей из атмосферы в бассейны рек. Результаты по бассейну р. Иня в пределах Кемеровской обл.

для пылевых частиц, сульфатов и нитратов представлены в табл. 9.

Вклад тех или иных производств в суммарное годовое выпадение пыли зависит от типов источников и условий рассеивания примесей. Например, согласно данным инвентаризации, Беловская

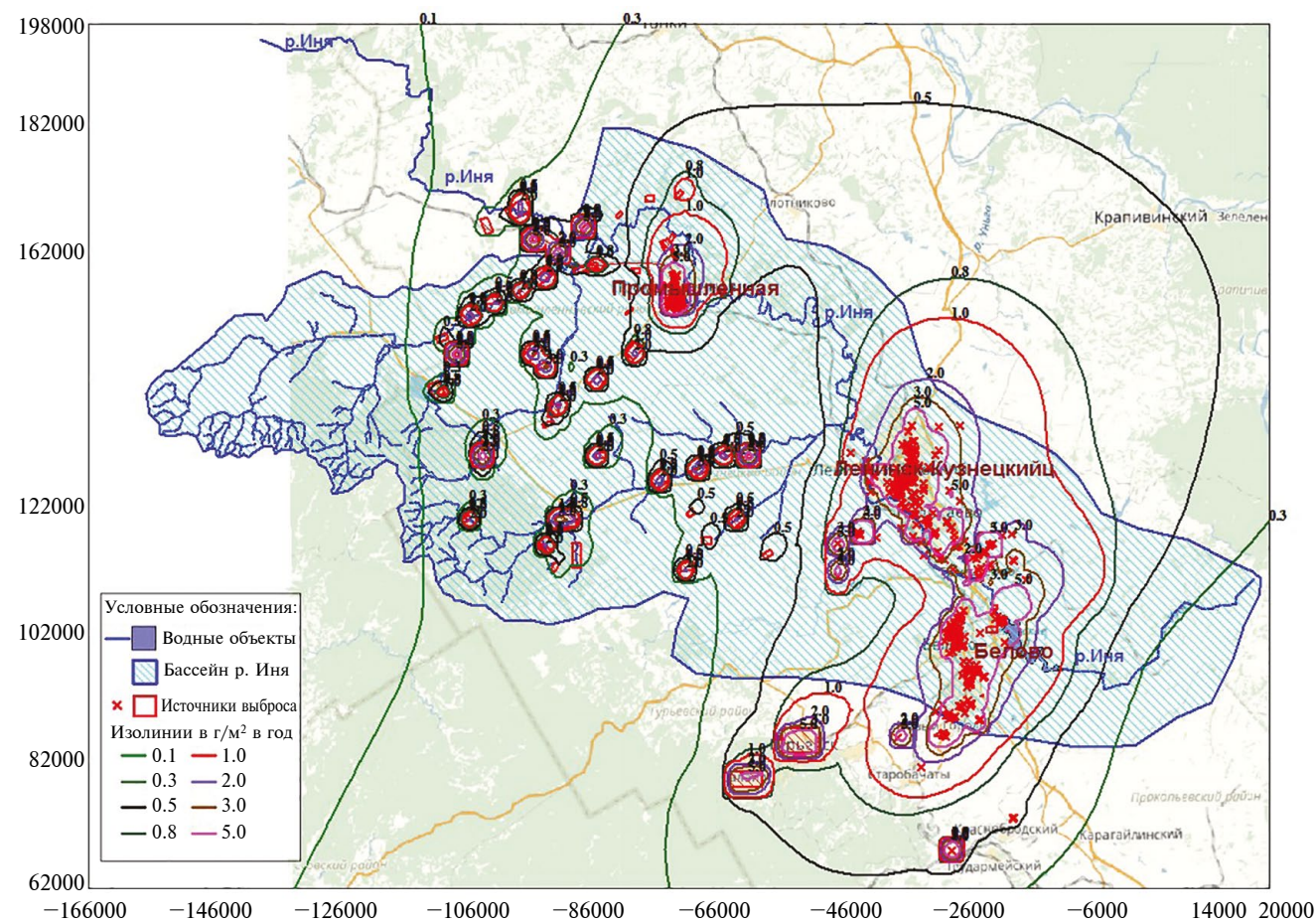


Рис. 2. Изолинии выпадения промышленной пыли, содержащейся в атмосферных выбросах всех городов области на площадь Кемеровского участка бассейна р. Иня.

Таблица 9. Расчетная оценка выпадения промышленной пыли, сульфатов и нитратов на поверхность Кемеровского участка бассейна р. Иня в сумме за год

Совокупность источников	Суммарное выпадение на территорию бассейна, т/год (% от совокупности источников)			
	Пыль	Сульфаты	Нитраты	Всего
Вся область	14974.1	2891.2	2176.1	20041.4
Добыча и обогащение угля	2654.7 (17.7%)	141.2 (4.9%)	402.0 (18.5%)	3296.1 (16.4%)
Беловская ГРЭС	366.7 (2.5%)	98.3 (3.4%)	60.5 (2.8%)	520.5 (2.6%)
Муниципальные котельные	1495.3 (9.9%)	72.2 (2.4%)	53.4 (2.5%)	1580.1 (7.9%)

ГРЭС выбрасывает за год около 18500 т угольной золы, а предприятия по добыче и обогащению угля городов Белово и Ленинск-Кузнецкий — 2400 т пылевых частиц угля и породы. Однако источниками Беловской ГРЭС выбрасывается после очистки только мелкодисперсная пыль, которая из труб высотой 150 м рассеивается по территории, далеко выходящей за пределы бассейна. Пыль же

при угледобыче выбрасывается низкими и неорганизованными источниками, плохо поддается очистке, содержит значительный процент крупнодисперсных частиц, поэтому ее значительная часть выпадает в пределах бассейна. Заметим, что вклады от добычи угля и муниципальных котельных в табл. 9 получены в режиме ручного выбора и объединения предприятий. Автоматическое же определение

вкладов различных отраслей промышленности требует доработки программного обеспечения, поскольку база источников изначально структурирована для определения вкладов только отдельных источников и предприятий.

Для сравнительных оценок годовое выпадение промышленной пыли, сульфатов и нитратов на поверхность бассейнов были проведены модельные оценки для нескольких рек региона с различной антропогенной нагрузкой. В связи с тем, что площади бассейнов различны, для сравнения представляется наиболее информативным удельное выпадение на единицу площади, которое можно считать показателем атмосферной нагрузки на бассейн. Наибольшее удельное выпадение 1.34 т/км^2 было зафиксировано как раз для Кемеровского участка бассейна р. Иня, что связано с концентрацией источников (см. рис. 2) в пределах и вблизи бассейна. Для бассейнов других рек суммарное удельное годовое выпадение составило от 0.37 до 1.3 т/км^2 (табл. 10, рис. 3).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основными территориальными единицами, где сосредоточены источники как прямого загрязнения р. Иня (промышленные сбросы, бытовые стоки, смыв с сельхозугодий), так и вторичного — за счет выпадения и частичного смыва атмосферных выбросов, являются города Белово и Ленинск-Кузнецкий и их районы. За исследуемый период, особенно с 2017 по 2022 гг., отмечается определенное улучшение качества воды р. Иня в пределах Кемеровской области. Если учесть, что население названных городов за последние 25 лет уменьшилось на 15–20%, а промышленное производство осталось практически на прежнем уровне, то причиной улучшения качества воды остаются уменьшение удельной антропогенной

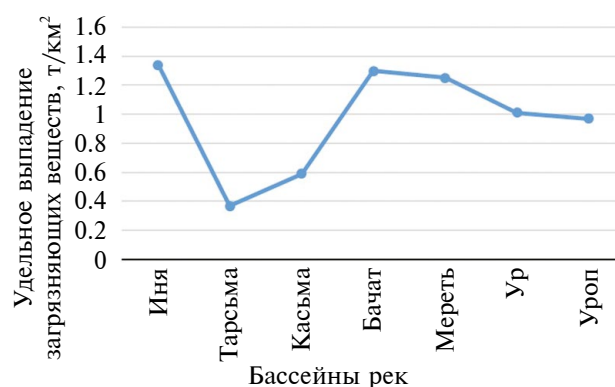


Рис. 3. Сравнительная оценка удельного выпадения загрязняющих веществ на поверхность бассейнов рек.

нагрузки со стороны предприятий, внедрение мер по очистке сбросов и стоков и усиление экологического контроля. Все это можно кратко охарактеризовать как повышение “экологичности” хозяйственной деятельности.

Основными источниками загрязнения воды остаются промышленные сбросы, сельскохозяйственные стоки и бытовые отходы. Особенно выраженное влияние оказывают промышленные предприятия, что подтверждается повышенными концентрациями специфических загрязняющих веществ в речной воде ниже по течению от районов их расположения.

Анализ показал значимые корреляционные связи между некоторыми показателями химического состава воды и площадью расположенных в пределах бассейна нарушенных различными производствами земель. Эти данные подчеркивают, что площадь нарушенных земель можно считать хорошим индикатором антропогенной нагрузки на территорию.

Таблица 10. Сравнительная таблица суммарного годового выпадения промышленной пыли, сульфатов и нитратов на поверхность бассейнов некоторых рек Кузбасса

Бассейны рек	Площадь бассейна, км²	Суммарное годовое выпадение на территорию бассейна, т/год				Удельное годовое выпадение, т/км²
		Пыль	Сульфаты	Нитраты	Всего	
Иня	13610.3	14974.1	2891.2	2176.1	20041.4	1.47
Тарсьма	1864	486	85	115	686	0.37
Касьма	1578	646	112	169	927	0.59
Бачат	727.3	768.2	97.1	80.9	946.2	1.3
Мереть	307.1	322.4	32.1	28.1	382.6	1.25
Уроп	386.7	282.7	50.5	43	376.2	0.97
Ур	1398.1	978.1	245.1	197.3	1420.5	1.01

Проведены модельные оценки годового выпадения из атмосферы промышленной пыли, сульфатов и нитратов на поверхность Кемеровского участка бассейна р. Иня. Удельное выпадение (на единицу площади бассейна, т/км²), можно считать показателем нагрузки на бассейн со стороны атмосферных выбросов. Сравнение удельных выпадений для семи рек области показывает, что наибольшее (1.47 т/км²) достигается как раз для Кемеровского участка бассейна р. Иня.

Несмотря на улучшение общей ситуации, сохраняются участки реки с высоким уровнем загрязнения вод, что требует проведения дальнейших исследований, в частности, расширения сети станций мониторинга, внедрение современных цифровых и геоинформационных технологий для отслеживания изменений в бассейне реки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абрамова Е.А.* Основные источники загрязнения поверхностных вод в пределах бассейна реки Москва // Матер. Междунар. научно-практ. конф. "Стратегия развития геологического исследования недр: настоящее и будущее (к 100-летию МГРИ-РГГРУ)". М.: РГГУ, 2018. Т. 7. С. 58–61.
2. *Алексейченко Т.Г., Быков А.А., Ажиганич Т.Е. и др.* Проблемы использования сводных расчетов загрязнения атмосферы для нормирования и квотирования выбросов в промышленном городе // ЭКО-бюллетень ИнЭКА №3–4 (98–99), март–апрель 2004 г. <https://ineca.ru/?dr=library&library=bulletin/2004/0098/014>.
3. *Быков А.А., Счастливцев Е.Л., Пушкин С.Г., Климович М.Ю.* Разработка и апробация локальной модели выпадения загрязняющих веществ промышленного происхождения из атмосферы на подстилающую поверхность // Химия в интересах устойчивого развития. 2002. Т. 10. №5. С. 563–573.
4. *Волкова Н.А., Иванова И.С., Соколов Д.А. и др.* Концентрации и источники полициклических ароматических углеводородов в воде и донных отложениях рек северных нефтегазодобывающих территорий Западной Сибири // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2023. Т. 334. №4. С. 135–148.
5. *Калинин В.М.* Малые реки Западной Сибири: проблемы и решения // Пленарные доклады Всерос. научно-практ. конф. "Геоэкологические аспекты функционирования хозяйственного комплекса Западной Сибири". Тюмень: ТГУ, 2000. С. 42–57.
6. *Косарикова Д.Д., Туровец В.Е., Хамлова Е.Н., Голубцова О.А.* Проблемы малых рек Сибири. Оценка антропогенного загрязнения малых рек по содержанию некоторых элементов в Красноярском крае // Сб. матер. всерос. научно-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых / Под ред. Ю.Ю. Логинова. Красноярск: СибГУ им. академика М.Ф. Решетнева, 2020. С. 360–362.
7. *Сваровская Л.И., Алтунина Л.К., Яценко И.Г., Ельчанинова Е.А.* Проблема загрязнения малых рек на территории нефтедобывающих комплексов Севера Сибири // Сб. тр. II всерос. научно-практ. конф. "Север России: стратегии и перспективы развития". Surgut: ИЦ СурГУ, 2016. Т. 4. С. 276–281.
8. *Счастливцев Е.Л., Юкина Н.И., Быков А.А.* Мониторинг поверхностных вод в бассейне реки Ускат // Вестник Научного центра ВостНИИ по промышленной и экологической безопасности. 2020. №3. С. 69–76.
9. *Счастливцев Е.Л., Юкина Н.И., Харлампенков И.Е.* Информационно-аналитическая система геоэкологического мониторинга водных ресурсов угледобывающего региона // Вестник КузГТУ. Кемерово. 2016. №2 (114). С. 157–164.
10. *Khan M.Y.A., Gani K.M., Chakrapani G.J.* Spatial and temporal variations of physicochemical and heavy metal pollution in Ramganga River — A tributary of River Ganges // Environmental Earth Sciences. India. 2017. V. 76(5):231. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-017-6547-3>
11. *Sophia Sh.C., Ismael A.K., Cheng Yu et al.* Assessment of urban river water pollution with urbanization in East Africa // Environmental Science and Pollution Research. Africa. 2022. V. 29. P. 40812–40825. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-18082-1>

ANALYSIS OF POLLUTION FACTORS IN THE INYA RIVER, THE KEMEROVO REGION

E. L. Schastlivtsev^{a,b,#}, N. I. Yukina^{a,##}, A. A. Bykov^a

^aFederal Research Center for Information and Computational Technologies,
ul. Rukavishnikova 21, Kemerovo, 650991 Russia

^bInstitute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences,
ul. Molodezhnaya 1, Barnaul, 656038 Russia

[#]E-mail: schastlivtsev@ict.sbras.ru

^{##}E-mail: leonakler@mail.ru

The article presents a comprehensive analysis of the river basin condition and water quality of the Inya River in the Kemerovo region over recent decades, specifically covering the periods from 1998 to 2003 and from 2017 to 2022. The study includes a comparative assessment of water quality changes, examining pollutant concentrations and the influence of various anthropogenic factors on the chemical composition of river water. Special attention is paid to identifying pollution sources, such as industrial discharges, agricultural and domestic wastewater, and atmospheric emissions that subsequently deposit onto the river basin surface. The article analyzes changes in the chemical composition of water and establishes correlations between water quality indicators and various characteristics, such as the disturbed land area. The findings show a notable improvement in water quality in recent years, attributed to integrated water purification measures and reduced anthropogenic load. However, unresolved issues remain, necessitating further improvement of treatment systems, enhanced monitoring of compliance with environmental standards, and the adoption of modern digital technologies for pollution monitoring.

Keywords: *water body, anthropogenic load, disturbed land, water pollution, aerosol deposition, environmental monitoring*

REFERENCES

1. Abramova, E.A. [The main sources of surface water pollution within the Moscow River basin]. Proc. Intern. Sci. and Pract. conference on Strategy of development in geological research of subsurface: the present and future (to the 100-th anniversary of MGRI–RGGRU). Moscow, RGGRU, 2018, vol. 7, pp. 58–61. (in Russian)
2. Alekseenchenko, T.G., Bykov, A.A., Azhiganich, T.E. et al. [Problems of using united calculations of atmospheric pollution for emission standards and quotas in an industrial city]. *EKO-byulleten' InEkA*, 2004, no. 3–4 (98–99). March–April.
<https://ineca.ru/?dr=library&library=bulletin/2004/0098/014> (in Russian)
3. Bykov, A.A., Schastlivtsev, E.L., Pushkin, S.G., Klimovich M.Yu. [Development and testing of a local model of the fallout of industrial pollutants from the atmosphere onto the underlying surface]. *Khimiya v interesakh ustoychivogo razvitiya*. 2002, vol. 10, no. 5, pp. 563–573. (in Russian)
4. Volkova, N.A., Ivanova, I.S., Sokolov, D.A. et al. [Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and bottom sediments of rivers of northern oil and gas producing areas of Western Siberia]. *Izvestiya Tomskogo politekhnicheskogo universiteta. Inzhiniring georesurov*. 2023, vol. 334, no. 4. pp. 135–148. (in Russian)
5. Kalinin, V.M. [Small rivers of Western Siberia: problems and solutions]. Plenary reports at All-Russia Sci. and Pract. Conf. “Geoecological aspects in functioning of West Siberia economic complex”. Tyumen', TSU Publ., 2000, pp. 42–57. (in Russian)
6. Kosarikova, D.D., Turovets, V.E., Khamlova, E.N., Golubtsova, O.A. [Problems of small rivers of Siberia. Assessment of anthropogenic pollution of small rivers by the content of some elements in Krasnoyarsk Krai]. Proc. All-Russia Sci.-Pract. conference of students, post-graduates and young professionals. Loginov Yu.Yu. Loginova, Ed. Krasnoyarsk, SibGU, 2020, pp. 360–362. (in Russian)
7. Svarovskaya, L.I., Altunina, L.K., Yashchenko, I.G., El'chaninova, E.A. [The problem of pollution of small rivers in the territory of oil-producing complexes in the North of Siberia]. Proc. II All-Russia Sci. and Pract. Conf. “The Russia's North: strategies and prospects for development”. Surgut, ITs SurGU, 2016, vol. 4, pp. 276–281. (in Russian)
8. Schastlivtsev, E.L., Yukina, N.I., Bykov A.A. [Monitoring of surface waters in the Uskat River basin]. *Vestnik Nauchnogo tsentra VostNII po promyshlennoi i ekologicheskoi bezopasnosti*. 2020, no. 3, pp. 69–76. (in Russian)
9. Schastlivtsev, E.L., Yukina, N.I., Kharlampenkov, I.E. [Information-analytical geoecological monitoring system for water resources in coal mining regions]. *Vestnik KuzGTU*, 2016, no. 2 (114), pp. 157–164. (in Russian)
10. Khan, M.Y.A., Gani, K.M., & Chakrapani, G.J. Spatial and temporal variations of physicochemical and heavy metal pollution in Ramganga River — a tributary of River Ganges. *Environmental Earth Sciences, India*. 2017, vol. 76(5):231.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-017-6547-3>
11. Sophia Sh.C., Ismael A.K., Cheng Yu et al. Assessment of urban river water pollution with urbanization in East Africa. *Environmental Science and Pollution Research. Africa*, 2022, vol. 29, pp. 40812–40825.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-18082-1>

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 628.4

ОСОБЕННОСТИ МОРФОЛОГИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОЛИГОНОВ ТКО МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2025 г. Е. С. Соломатина^{1,*}, Г. А. Зарницын¹

*Институт геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН,
Уланский пер. 13, стр.2, Москва, 101000 Россия*

**E-mail: baira-lala@mail.ru*

Поступила в редакцию 05.02.2024 г.

После доработки 10.11.2024 г.

Принята к публикации 25.11.2024 г.

В статье представлен результат исследования морфологического состава отходов нескольких крупных полигонов твердых коммунальных отходов (ТКО) Московской области в зависимости от их географического расположения, возраста, даты закрытия полигонов, а также изменение соотношения компонентов по глубине. Исходными данными являлись результаты инженерных изысканий, выполненных в процессе рекультивации полигонов ТКО. По результатам изучения литературных источников проанализированы общие сведения об объемах отходов, поступающих на полигоны Московской области, их источниках, усредненном морфологическом составе, факторах, влияющих на их отдельные компоненты, механизмах разложения органического вещества и его воздействия на окружающую среду. Установлено, что половину, а местами и до 60%, свалочного тела составляют компоненты органических фракций, при этом их содержание закономерно выше на полигонах моложе 50 лет, а также в верхних слоях свалочных тел. Переход органики в твердые частицы происходит в интервале до 15 м, а на глубине около 5 м отмечена наибольшая переработка пищевых отходов. Остальные, относительно инертные фракции проходят стадию дробления и постепенно переходят в отсев, составляя в среднем 40–45%.

Ключевые слова: полигон ТКО, морфологический состав, компоненты ТКО, органическая составляющая ТКО

DOI: 10.31857/S0869780925010059 EDN: DNYHUZ

ВВЕДЕНИЕ

Увеличение доли городского населения, рост крупных агломераций, изменение структуры сельского хозяйства в сторону автоматизации, экономический и технологический рост стран, изменение структуры потребления приводят не только к росту общего объема коммунальных отходов, но и к изменению их морфологии. Переход к одноразовым изделиям в медицине, общественном питании, быту и других сферах человеческой жизни, широкое распространение полимерных материалов значительно увеличивают количество отходов ежегодно [17].

В Российской Федерации, по данным территориальных схем обращения с отходами (на 2019 г.), образуется порядка 65 млн т твердых коммунальных отходов (ТКО) в год с темпом роста объемов порядка 1–2%. В 2019 г. на территории страны

принимали отходы 2 832 полигона, при этом срок их эксплуатации при существующих мощностях истекает в интервале 2022–2024 гг. Количество несанкционированных свалок составило 27 189, общей площадью 12 755 га [5]. Наибольшие объемы отходов образуются в крупных городах и густонаселенных регионах, так на Москву и Московскую обл. приходится более 15% общего объема отходов.

В России в 2018 г. стартовала государственная программа “Чистая страна”. Ключевая цель проекта — уменьшить экологический ущерб, связанный с захоронением твердых бытовых отходов, снизить экологические риски, связанные с объектами накопленного вреда окружающей среде, а также создать интерактивную информационную систему, которая обеспечит выявление и ликвидацию несанкционированных свалок мусора на основании сообщений граждан и общественных организаций [13]. В рамках этой программы запроектировано,

реконструировано и построено значительное количество мусоросортировочных комплексов, а также проведена рекультивация несанкционированных свалок.

Опыт проектирования мусоросортировочных комплексов и рекультивации свалок показал, что существует ряд вопросов и сложностей как в области подбора участка [8] и проектирования, так и при проведении инженерных изысканий [1, 2].

Виды и способы поступления загрязняющих веществ в окружающую среду напрямую связаны с видами коммунальных отходов, поступающих на свалку. В городской среде около 70% отходов поступают из жилого фонда, остальные 30% распределяются между прочими объектами городского хозяйства [7]. Условно выделяются 13 компонентов, из которых состоят российские ТКО: бумага, картон, пищевые отходы, дерево, металл, текстиль, кость, стекло, кожа и резина, камень, полимерные материалы, не классифицируемые отходы и отсеб [10]. Основным параметр, позволяющий качественно оценить ТКО, — морфологический состав отходов. Эта характеристика непостоянна и сильно зависит от времени года, конкретного региона и валового регионального продукта (ВРП), отраслей промышленности, характера застройки, типа сортировки мусора. Кроме того, состав мусора закономерно меняется вместе с технологическими изменениями. Так, за последние десятилетия количество и разнообразие полимеров значительно выросло. Основные компоненты ТКО, наносящие вред окружающей среде за счет биодegradации, — это пищевые отходы и загрязненные ими бумага и картон, дерево, садовые отходы, часть текстиля [3]. Суммарное количество таких отходов составляет порядка 50–60%, они в свою очередь разлагаются в естественных условиях (брожение, гниение, тление) и являются питательной средой для патогенной микрофлоры и средой обитания гельминтов, цист, грызунов, птиц, насекомых, бродячих животных.

Основной вред от биодegradации органики на полигоне — ее неконтролируемое и медленное разложение с выделением фильтрата, свалочного газа и загрязнением поверхностного стока дождевых и талых вод. Принципиальным отличием свалочных грунтов от природных является то, что органические компоненты находятся в неразложившемся или неполностью разложившемся состоянии. Причем такие органические вещества, как полимеры, практически стабильны. Основным агент, влияющий на состав твердых, жидких и газообразных компонентов свалочных грунтов, — микроорганизмы. Они обуславливают минерализацию, гумификацию и консервацию органики, разрушение и трансформацию минерального вещества и газообразование, активно преобразуя все органические компоненты грунта [6].

Таким образом, свалочное тело представляет собой современное геологическое тело, сложенное техногенным грунтом, основными отличиями которого от природных объектов являются скорость формирования, состав и динамические характеристики процесса биогеохимического разложения. Закрытый полигон (прекративший работу) есть скопление “осадка”, преобразующегося в осадочную горную породу. Стадия диагенеза протекает в виде процесса растворения веществ и минерализации органической составляющей [11].

Поскольку свалочное тело можно рассматривать как геологическое тело, то к нему применимы и способы исследования, используемые в инженерной геологии. В настоящей статье на основании имеющихся фактических данных исследуется твердая составляющая свалочного тела: оцениваются географические и социально-экономические параметры, влияющие на исходный состав отходов, анализируется изменение состава по глубине и в зависимости от времени эксплуатации полигонов.

СВЕДЕНИЯ О ПОСТУПАЮЩИХ ОТХОДАХ НА ПОЛИГОНЫ ТКО МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Наиболее детальный анализ отходов проводился в рамках программы “Чистая страна” на этапе планирования территориальной схемы обращения с отходами в 2017–2019 гг. К основным факторам, влияющим на состав отходов, можно отнести:

- высокую плотность населения;
- ярко выраженную сезонность в образовании отходов в связи с увеличением численности проживающих в Московской обл. в летний период;
- неравномерное территориальное распределение полигонов ТКО, сконцентрированных внутри Малого Московского бетонного кольца (далее — ММБК);
- запрет на захоронение отходов внутри г. Москва;
- дефицит свободных земель, отвечающих требованиям экологической безопасности при размещении объектов по обращению с отходами;
- относительно высокий уровень жизни населения.

Основные источники образования отходов:

- многоквартирный дом;
- индивидуальный жилой дом (группа индивидуальных жилых домов);
- административное учреждение;
- предприятие общественного питания;
- дошкольное или общеобразовательное учреждение;
- гостиница, другое место временного размещения;

- кладбище;
- садоводческое, дачное, огородническое некоммерческое товарищество;
- спортивный объект;
- производственный объект;
- объект культуры;
- объект торговли;
- автосервис, автостоянка;
- службы быта: ремонт обуви, ремонт техники, парикмахерская, прачечная;
- химчистка, баня;
- другие виды организаций.

Основная масса ТКО образуется на северо-востоке, востоке и юго-востоке Московской обл. (в районах, прилегающих к городу). При этом наименьшее количество отходов образуется на западе Московской обл., на границе с другими областями.

В Московской обл. по данным 2016 г. ежегодно образуется порядка 9.3 млн т отходов производства и потребления. Данные о количестве образующихся отходов представлены по их видам в табл. 1 [12]. Усредненный морфологический состав отходов представлен на рис. 1.

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ ТКО

До середины XX в. отходы в основном были пищевые, которые утилизировали в выгребных ямах за пределами города или в оврагах, а часть мусора сжигали в печах и каминах. Характерными



Рис. 1. Морфологический состав отходов, поступающих на полигоны ТКО [12].

особенностями ТКО Москвы являются низкое содержание бумаги и пищевых отходов и преобладание фракции отсева. В табл. 2 приведены данные из различных источников об изменении состава отходов в Москве в период с 1928 по 2007 г. [14, 15]. После 1930-х годов исчезает фракция уголь, шлак, что связано с модернизацией системы отопления города [4].

Проблемой утилизации и захоронения мусора озаботились уже в начале 1950-х годов. В Москве в ноябре 1952 г. Моссовет своим решением №79/35 учредил при Московском жилом управлении контору по вывозу бытовых отходов. Предлагалось ввести раздельный сбор мусора для пищевых

Таблица 1. Количество отходов различных видов, образующихся на территории Московской обл.*

№ п/п	Наименование вида отхода	Количество, тыс. т/год
1	Твердые коммунальные отходы	3 835
2	Другие отходы производства и потребления всего	5 424
2.1	Отходы сельского, лесного хозяйства, рыбоводства и рыболовства	877
2.2	Отходы от добычи полезных ископаемых	34
2.3	Отходы обрабатывающих производств	1 528
2.4	Отходы потребления, производственные и непроизводственные	1 006
2.5	Отходы обеспечения электроэнергией, газом и паром	414
2.6	Отходы при водоснабжении, водоотведении	1 019
2.7	Отходы строительства и ремонта	527
2.8	Отходы при выполнении прочих видов деятельности	19

*Источник: Территориальная схема обращения с отходами, в том числе с твердыми коммунальными отходами Московской области. <https://любберцы.рф/files/JKH/Regoper/Территориальная%20схема.pdf>

Таблица 2. Морфологический состав отходов ТКО г. Москва в период 1928–2016 гг. (%)

Компонент	1928	1952	1975	1986	1996	2002	2007	2016
Бумага, картон	18	16	28	39	41	31	28	19
Пищевые отходы	12	31	36	31	26	20	22	34
Дерево	4	1	3	2	1	3	3	6
Металл	2	2	2	3	2	2	2	4
Текстиль	3	1	2	3	4	4	5	3
Кости	3	1	5	1	1			
Стекло	4	1	4	5	5	5	5	12
Кожа, резина	—	1	1	2	2	5	5	
Камни	5	6	2	1	2	1	1	6
Полимеры	—	—		3	8	13	18	14
Уголь, шлак	4	—	—	—	1			
Отсев размера менее 16 мм	45	40	17	10	7	20	17	2

и твердых отходов (бумага, текстиль, металл, древесина, стекло и другие подобные материалы). Пищевые отходы планировали вывозить в подмосковные свиноводческие хозяйства для откорма животных. Твердые отходы должны были отправлять на фабрики по производству вторсырья. Однако не все граждане Советского Союза ответственно относились к раздельному сбору вторсырья. Поэтому иногда в мусорное ведро, вместе с непригодными для переработки отходами, попадали макулатура, стеклянная тара и т.д., и это вторсырье быстро становилось непригодным.

Первые крупные мусорные полигоны стали появляться в 1960-х годах, как правило, в отработанных карьерах по добыче песка. Основу также составляли пищевые отходы (~40%), более 70 % вторичных материалов уходило в переработку [15].

Стоит отметить, что именно в 1960-х гг. появляются изделия из полимерных материалов.

Начиная с 1990-х гг. повсеместное использование упаковочных материалов, потребление полуфабрикатов в повседневной жизни большинством населения привели к значительному росту доли макулатуры и полимеров в общем объеме отходов и практически полному исчезновению некоторых традиционных категорий, например, “кости”. По данным исследования, проведенного Ассоциацией рециклинга отходов в 2011 г. [9], доля пищевых отходов снизилась с 40 до 31–34% (рис. 2).

При изучении современных бытовых отходов создается впечатление, что они состоят в основном из полимерной упаковки, бумаги и картона. Такой эффект связан с относительно большими объемами и малой плотностью (20–70 кг/м³) отходов

- Пищевые отходы
- Бумага и картон
- Пластик
- Стекло
- Прочее

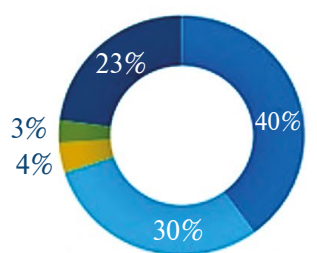
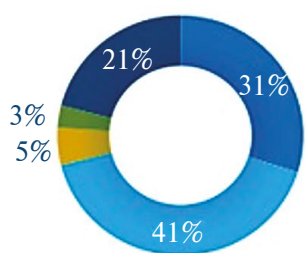
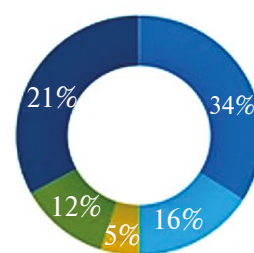
Россия
МДС 13-8.2000, 1999Данные ассоциации
рециклинга, 2011Экосистема,
2011

Рис. 2. Экспертная оценка структуры ТКО в России [9].

XXI в. по сравнению с отходами века предыдущего. Полиэтиленовая пленка, бумага и картон, повсеместно используемые как упаковочные материалы, составляют от 25 до 40% от массы ТБО. Значительную часть современных бытовых отходов (25–35%) составляют пищевые отходы. Они имеют высокую плотность (около 500 кг/м³) и характеризуются значительной влажностью (70–92%).

ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЛИГОНОВ ТКО, РАСПОЛОЖЕННЫХ В МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ, И АНАЛИЗ ИХ МОРФОЛОГИЧЕСКОГО СОСТАВА

При разработке проектов рекультивации свалок Московской обл. на этапе инженерных изысканий в ряде случаев проводился поинтервальный отбор проб мусора для определения их морфологического состава. Для исследования было выбрано 8 полигонов ТБО (до 2019 г. общепринятым был термин твердые бытовые отходы).

Полигон №1 на севере Московской области, вблизи промышленной зоны, представленной предприятиями и организациями машиностроительного, оборонного, химического, перерабатывающего направления, производства строительных материалов. Также вблизи полигона расположен крупный научно-образовательный комплекс. Высота складирования достигает 30 м, крутизна склонов равна 40°–60°. Полигон эксплуатировался с 1981 по 2014 г. Основная геометрия полигона была сформирована к 2003 г., далее отсыпка новым мусором велась частично. Пробы мусора отбирались в 2015 г. На момент проведения изысканий поверхность свалочного тела была задернована.

Полигон №2 расположен на севере Московской обл., недалеко от Дмитровского шоссе, имеет небольшую высоту, активно отсыпался с 2004 по 2018 г. Полигон был открыт в 1975 г. и выведен из эксплуатации в 2019 г. Свалочное тело представляет собой насыпь, частично заросшую сорной растительностью и кустарниками. Наиболее развитые отрасли района: легкая и текстильная промышленность, машиностроение и строительная индустрия, сельское хозяйство. Отходы на полигон поступали из Москвы и с близлежащих территорий. Отбор проб мусора проводился в 2021 г.

Полигон №3 расположен на северо-востоке Московской обл., недалеко от Ярославского шоссе. Полигон открылся в 1979 г. и был рассчитан на прием отходов с близлежащих территорий. Основные предприятия района: лакокрашочный завод, завод пластмасс, фабрика игрушек, текстильные предприятия, Институт птицеводства, птицефабрика, сельское хозяйство. В 2005 г. полигон уже имел свою основную геометрию. Полигон

закрыт в 2015 г. На момент проведения работ (2019–2021 гг.) полигон более 4 лет не функционировал.

Полигон №4 расположен на востоке Московской обл., недалеко от ЦКАД. Полигон был введен в эксплуатацию в 1964 г., закрыт для приема отходов в 2020 г. Свалочное тело представляет собой хаотичную насыпь высотой 1.0–20.0 м на участке площадью 9.22 га. Мусор на полигон поступал как из Москвы, так и с прилегающих территорий. Основные предприятия: ГРЭС, мебельная фабрика, лазерный центр, текстильные фабрики, сельское хозяйство. Отбор проб на морфологию мусора проводился непосредственно после закрытия полигона в 2020 г.

Полигон №5 расположен на востоке Московской обл., недалеко от ЦКАД. Полигон захоронения ТБО существует с 1964 г., закрыт в 2019 г. Мощность толщи отходов достигает 14.5 м. Мусор на полигон поступал как из Москвы, так и с прилегающих территорий. В советское время ведущей отраслью района была легкая (главным образом текстильная) промышленность. С начала 2000-х годов основные отрасли: производство строительных материалов, гигиенических средств, лекарственных препаратов, пищевая промышленность, сельское хозяйство. Отбор проб проводился в 2020 г.

Полигон №6 расположен на юго-востоке Московской обл., недалеко от Новорязанского шоссе. Основные направления промышленности в районе: металлургия, пищевая, химическая, и сельское хозяйство. Полигон существует с 1990 г. и состоит из двух карт — старой и новой площадью 9.5 и 8.4 га соответственно. Свалочные тела представляют собой насыпной холм изометрической формы с плоской вершиной. Старая карта полигона на момент работ полностью перекрыта грунтом и задернована, по данным ретроспективного анализа, она не эксплуатируется с 2014 г. Высота террикона достигает 15–20 м. Отбор проб проводился в 2020 г. Значительная часть площади второй (новой) карты полигона ТКО перекрыта грунтом. Отходы до 2017 г. в основном поступали из близлежащих поселков и населенных пунктов, потом начался активный прием из Москвы и Московской области.

Полигон №7 расположен на юге Московской обл., недалеко от ЦКАД. Складирование отходов осуществляется с 1982 г. Основными отраслями промышленности района являются машиностроение и металлообработка, развита пищевая и химическая отрасль. Поступление отходов на полигон производилось с прилегающих населенных пунктов, других районов Московской области и г. Москва. До 2010 г. отсыпка велась в западной части полигона, в восточной части наблюдалось

скопление сточных вод и фильтрата, затем отсыпка продолжалась в восточной части полигона. Прием отходов на полигоне ТКО прекращен с 2016 г. Пробы отбирались в 2019 г.

Полигон №8 расположен на западе Московской обл., недалеко от ЦКАД. Исследуемая территория до появления на ней полигона ТКО не использовалась, она представляла собой заболоченный участок с редколесьем. Эксплуатация полигона началась в 1973 г. С 2004 г. площадь полигона не изменялась, до 2018 г. он непрерывно “рос” в высоту, после чего полигон был закрыт и частично засыпан грунтом. В районе преобладает сельско- и лесохозяйственная деятельность, в меньшей степени развита промышленность. Отбор проб проводился в 2019 г.

Таким образом, можно выделить следующие группы.

1. Географическое положение полигонов в Московской обл.: север — 3 полигона, восток — 3 полигона, юг — 1 полигон, запад — 1 полигон.

2. По десятилетию открытия (в прошлом столетии): 1960-е — 2 полигона, 1970-е — 1 полигон, 1980-е — 4 полигона, 1990-е и 2000-е — 1 полигон.

3. По году закрытия: 2014 — 2 полигона, 2015 — 1 полигон, 2016 — 1 полигон, 2018 — 1 полигон, 2019 — 3 полигона, 2020 — 1 полигон.

4. По дате отбора проб: в 1-й год после закрытия — 2 полигона, через 1 год — 3 полигона, через 2 года — 2 полигона, через 3 года — 1 полигон, через 6 лет — 1 полигон.

Наиболее схожи между собой: полигоны №4 и №5; полигоны №1, №2, №3.

Полигон №1 в ходе первичного анализа был исключен из выборки, поскольку изучаемые фракции не совпадают с остальными объектами и сравнивать их между собой некорректно. Его детальное исследование будет приведено отдельно.

Для оценки изменения морфологического состава отходов в зависимости от времени начала эксплуатации полигона был выполнен расчет средних значений по пробам, отобраным из основания свалочного тела, в процентах по каждой фракции, без учета грунта отсыпки и щебня (рис. 3). На полигонах 1980–2000-х годов и старше отмечается более высокое содержание (практически в 2 раза) “быстроразлагающихся” фракций: пищевые отходы, бумага и картон, древесина и текстиль. Это, вероятно, связано с двумя факторами. Первый и основной из них заключается в разложении таких отходов во времени с переходом в твердые органические частицы. Второй — связан с изменением образа жизни населения Москвы и Московской обл.: появляется большее разнообразие в одежде,

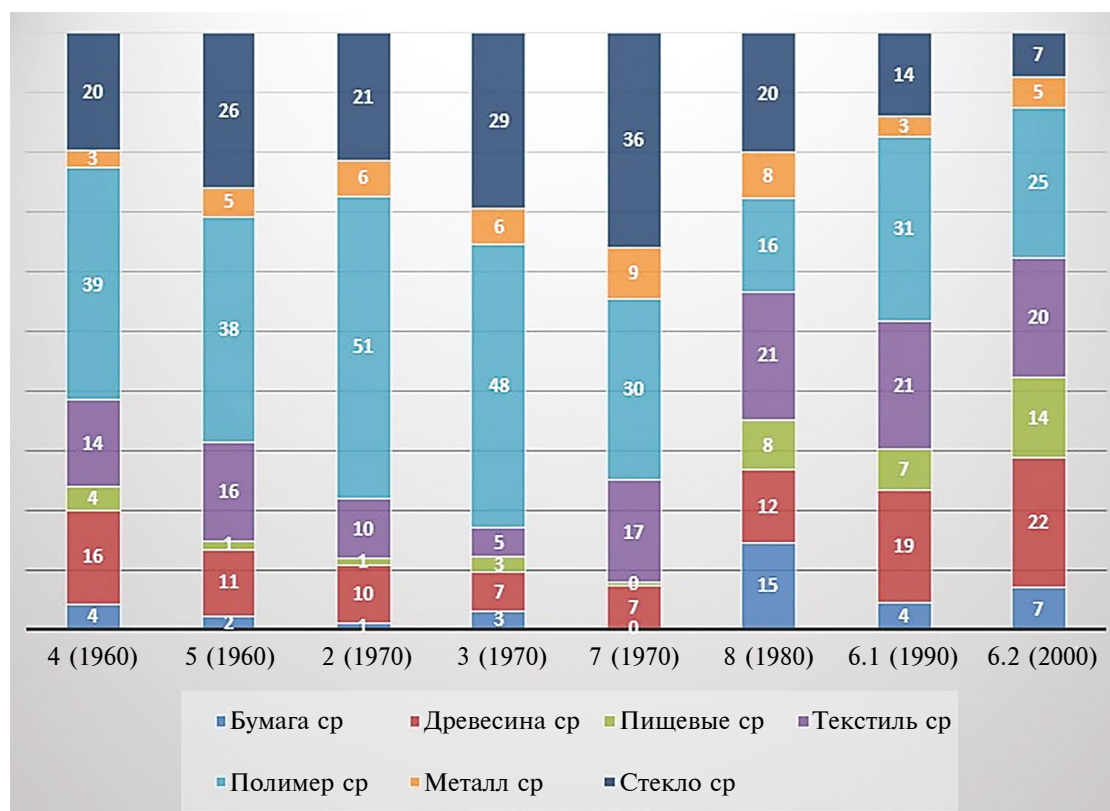


Рис. 3. Усредненный морфологический состав отходов в основании свалочного тела на полигонах (1960–2000 гг.) Московской обл. (цифра в скобках — десятилетие ввода в эксплуатацию полигона).

развивается строительство многоквартирных и частных домов, увеличивается плотность и численность населения в регионе.

Для анализа морфологического состава отходов 2010-х годов был выполнен расчет усредненных значений всех фракций свалочного грунта, отобранного из верхних слоев свалочной массы. На рис. 4 представлена диаграмма по каждому полигону. Полигоны расположены как по году закрытия, так и по дате отбора проб и убыванию разницы между датой закрытия и датой отбора проб (на полигоне №6.1 отбор был произведен только через 6 лет, а на полигоне №4 — сразу после закрытия). В целом наблюдается примерно равное содержание металла, пластика и стекла, они составляют в среднем половину от общего объема отходов. Текстиля также примерно одинаково — от 10 до 20%. Отмечается более высокое содержание бумаги на полигонах, где пробы были отобраны не позднее, чем через два года после закрытия, а древесины — через три. Пищевые отходы распределены хаотично. Отличаются от общей тенденции полигоны №6.1 и 7 (по высокому содержанию стекла), №2 (по повышенному содержанию металла). Такие значения могут быть связаны со спецификой отходов, поступающих на полигон, например, рядом с полигоном №7 расположен керамический завод.

Для определения влияния географического фактора для каждого полигона был выполнен

расчет усредненного морфологического состава (рис. 5). Полигоны, расположенные на севере и востоке области, характеризуются повышенным содержанием полимеров (34–46%), что, вероятно, связано с преобладанием легкой промышленности в этих районах. Также можно отметить, что полигоны, расположенные на юге области, содержат больше текстиля (16–20%), древесины (до 20%) и бумаги (до 15%), возможно, из-за большого объема отходов, поступающих из Москвы и крупных городов Подмосковья.

Таким образом, морфологический состав отходов на полигонах Московской обл. достаточно однороден, так как на них поступали отходы из Москвы и различных районов области, и лишь в отдельных случаях специфика промышленности района и логистическая схема поступления отходов на полигоны влияет на процентное распределение по их составу. Содержание “быстроразлагающихся” фракций (бумага, картон, пищевые отходы, древесина, текстиль) закономерно выше на полигонах моложе 50 лет, а также в верхних слоях свалочных тел. Более высокое содержание текстиля также может свидетельствовать о смене образа жизни жителей региона и об увеличении количества и плотности населения. Повышенное содержание древесины может быть связано с развитием строительства многоквартирных и частных жилых домов и постепенным сносом старых деревянных строений.

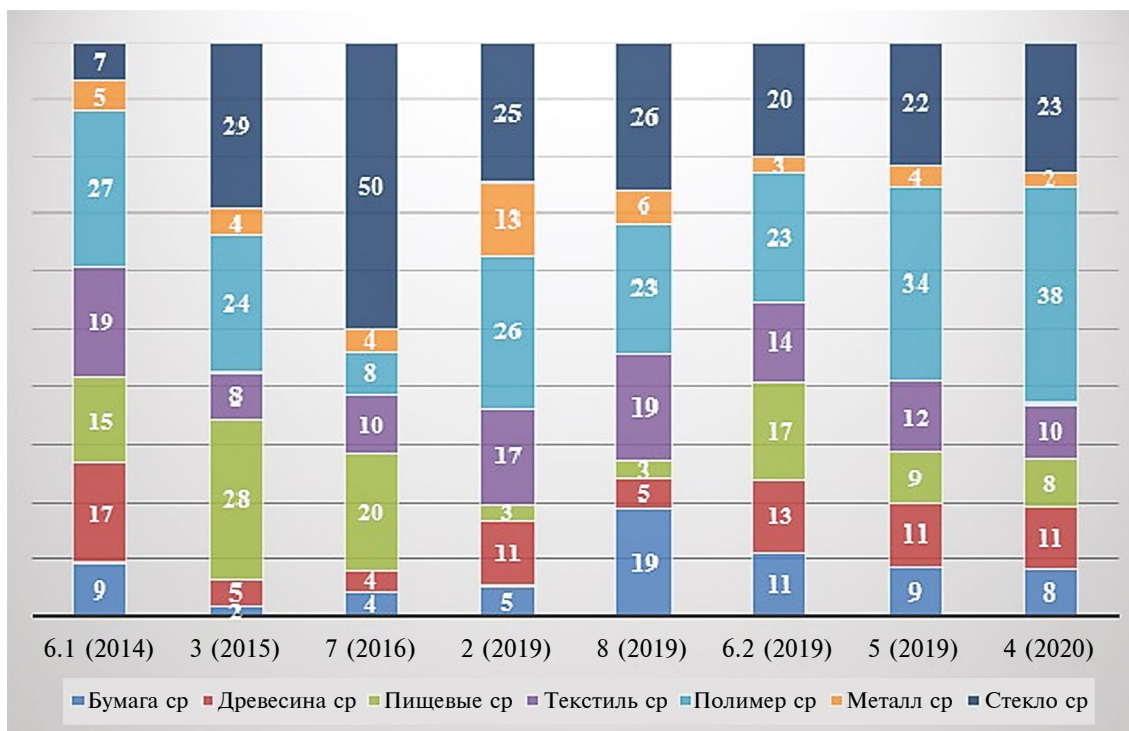


Рис. 4. Усредненный морфологический состав отходов (после 2010-х годов) в верхних частях свалочного тела полигонов Московской обл. (цифра в скобках — год завершения эксплуатации полигона).

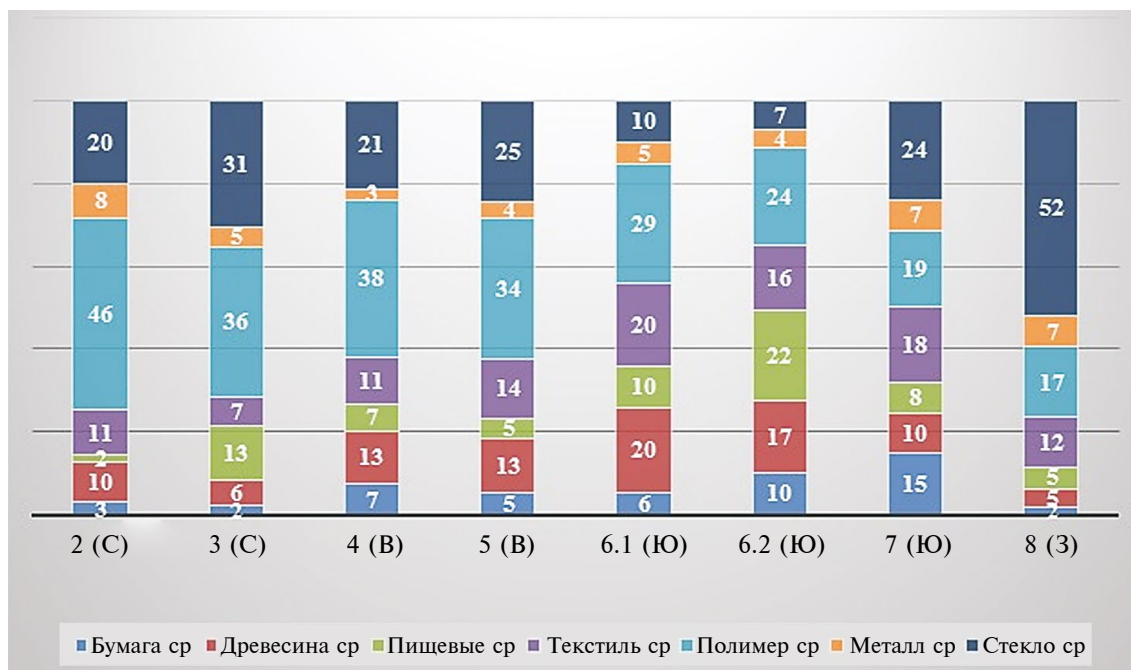


Рис. 5. Усредненный морфологический состав отходов на полигонах Московской обл. (буква в скобках — местоположение полигона по сторонам света).

Усредненный морфологический состав полигонов Московской обл. представлен на рис. 6. Если сравнить его с данными анализа отходов, выполненного в рамках программы “Чистая страна” (см. рис. 1), то видно, что от момента поступления отходов в мусорные баки и до складирования и постепенного разложения на полигоне их морфология значительно меняется: в 3 раза сокращается содержание бумаги за счет частичного размокания и разложения, в 2 раза — пищевых отходов за счет разложения; закономерно выше доля текстиля, древесины, полимеров и стекла (практически в 2 раза), содержание металла остается неизменным.

ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЯ МОРФОЛОГИЧЕСКОГО СОСТАВА ОТХОДОВ НА ПОЛИГАНАХ ПО ГЛУБИНЕ

На всех изучаемых полигонах производился поинтервальный отбор проб, однако наиболее информативными сведениями стали результаты инженерно-экологических изысканий для полигона № 1. В рамках работ, через год после вывода его из эксплуатации, был проведен поинтервальный отбор проб (с каждого метра) из пяти скважин; всего было отобрано 211 проб. Кроме того, по результатам лабораторных исследований были дополнительно выделены следующие фракции: черный металл, цветной металл, кости, кожа и резина, камни, штукатурка, пластмасса, целлофан, отсев, твердые органические частицы. Наличие

пищевых отходов фиксируется до глубины максимум 12 м, бумага и картон — до 19 м, древесина — до 41 м, текстиль — до 16 м. С уменьшением этих фракций закономерно растет доля твердых органических частиц от 11 до 55%. Среди отно-

■ Бумага ср ■ Древесина ср ■ Пищевые ср ■ Текстиль ср
■ Полимер ср ■ Металл ср ■ Стекло ср

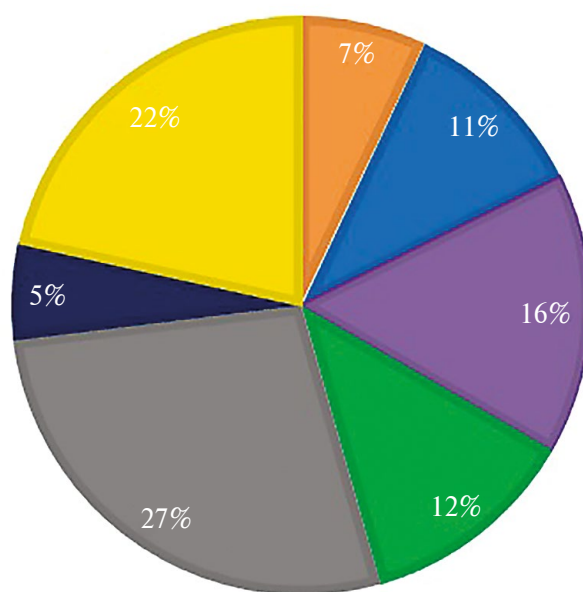


Рис. 6. Усредненный морфологический состав отходов, размещенных на полигонах Московской обл.

сительно инертных фракций цветной и черной металл зафиксирован на максимальных глубинах 38 и 39 м соответственно, кости — до 16 м, стекло — до 47 м, кожа и резина — до 18 м, пластмасса — до 45 м, целлофан — до 47 м. С уменьшением данных компонентов закономерно растет фракция отсева с 18 до 45%. Поинтервально (через каждые 5 м) были посчитаны значения по всем компонентам (табл. 3). Из полученных результатов видно, что “быстроразлагающиеся” фракции переходят в твердые органические частицы до 15 м, и в более нижних слоях свалочного тела сохраняются в пределах 50–55%. При этом на глубине около 5 м происходит наибольшая переработка пищевых отходов, что фиксируется через резкое снижение содержания самой фракции на 12% и увеличение органических частиц только на 5%. Остальные, относительно инертные фракции проходят стадию дробления и постепенно переходят в отсев, составляя в среднем 40–45%.

Рассмотрим отдельно компоненты отходов и проанализируем их изменение с глубиной на всех изучаемых полигонах. Основные фракции, претерпевающие изменения во времени, — это пищевые отходы, бумага, картон, текстиль и древесина. Отмечается их закономерное снижение с глубиной.

Наибольшее количество пищевых отходов наблюдается в интервале глубин 0.0–5.0 м, далее отмечается резкий спад (более чем в 1.5–2 раза), и ниже 20 м пищевые отходы практически отсутствуют (рис. 7). Общий тренд на снижение содержания пищевых отходов прослеживается во всех полигонах до глубины 10–15 м (кроме полигона № 6.1 из-за его молодого возраста)

Снижение содержания бумаги и картона более плавное до интервала глубин 10–15 м, далее резкое снижение, и ниже 20 м этот вид отходов практически отсутствует (рис. 8).

Наличие текстиля и древесины фиксируется даже на больших глубинах — 30 и 40 м соответственно. Явной тенденции к их снижению не прослеживается, так как текстиль и древесина более инертны, для их разложения необходимы гораздо большие сроки.

Слабо изменяемые фракции полигона — металл, стекло, полимеры. В среднем содержание металла на всех изучаемых полигонах ~4%. Отмечается более высокое содержание металлов на глубине 10–30 м, но не превышающее 10%. Количество стекла меняется хаотично по глубине и фиксируется даже на глубинах 45 м. Содержание полимеров в среднем составляет 20–30%, редко меньше.

Таблица 3. Усредненный морфологический состав отходов по глубине на полигоне №1

Интервалы глубин, м	Пищевые	Бумага, картон	Древесина	Черный металл	Цветной металл	Текстиль	Кости	Стекло, керамика	Кожа, резина	Камни, шугатурка	Пластмасса	Целлофан	Отсев	Твердые органические частицы
0.0–5.0	21	28	3	2	1	2	1	3	2	5	3	2	18	11
5.0–10.0	9	26	2	3	1	3	1	3	1	3	3	2	26	18
10.0–15.0	0	14	3	3	2	1	1	3	1	4	3	1	24	38
15.0–20.0	0	0	2	2	2	0	1	3	0	4	3	1	34	49
20.0–25.0	0	0	2	2	2	0	0	2	0	6	2	1	35	49
25.0–30.0	0	0	1	2	1	0	1	2	0	7	1	0	35	50
30.0–35.0	0	0	2	2	1	0	0	2	0	3	1	1	31	38
35.0–40.0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	3	1	1	30	42
40.0–45.0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	42	54
45.0–50.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	55

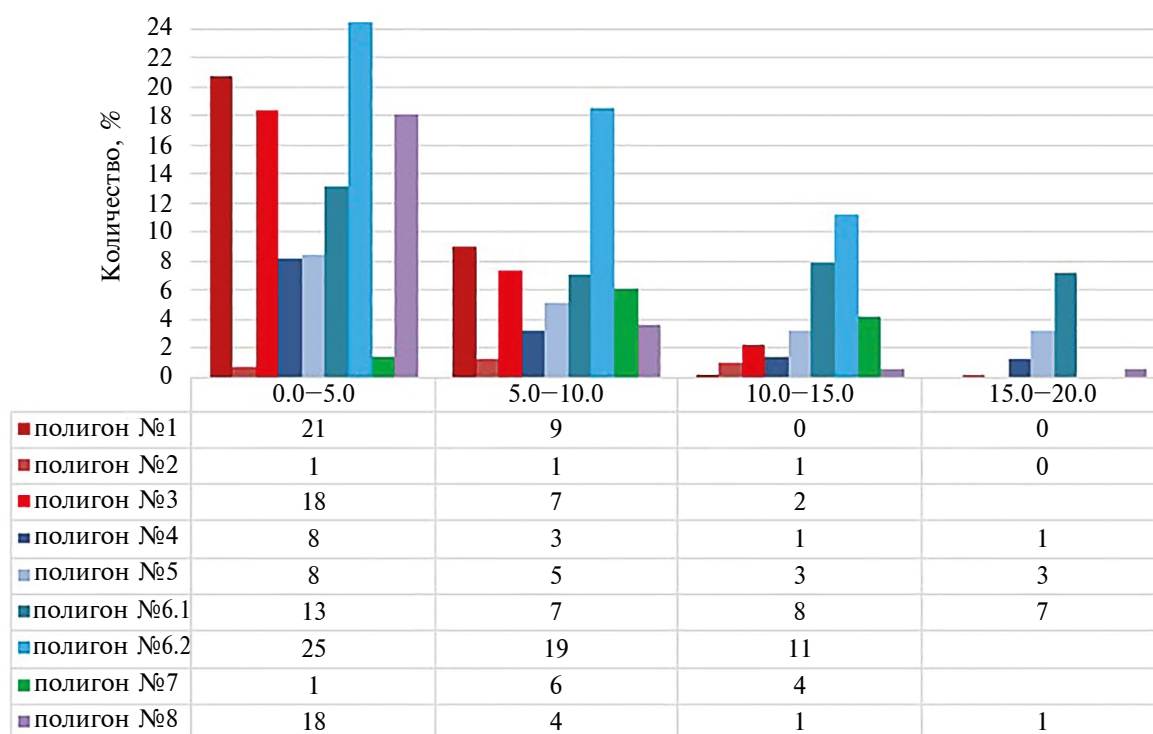


Рис. 7. Диаграмма содержания пищевых отходов на разных глубинах полигонов Московской обл.

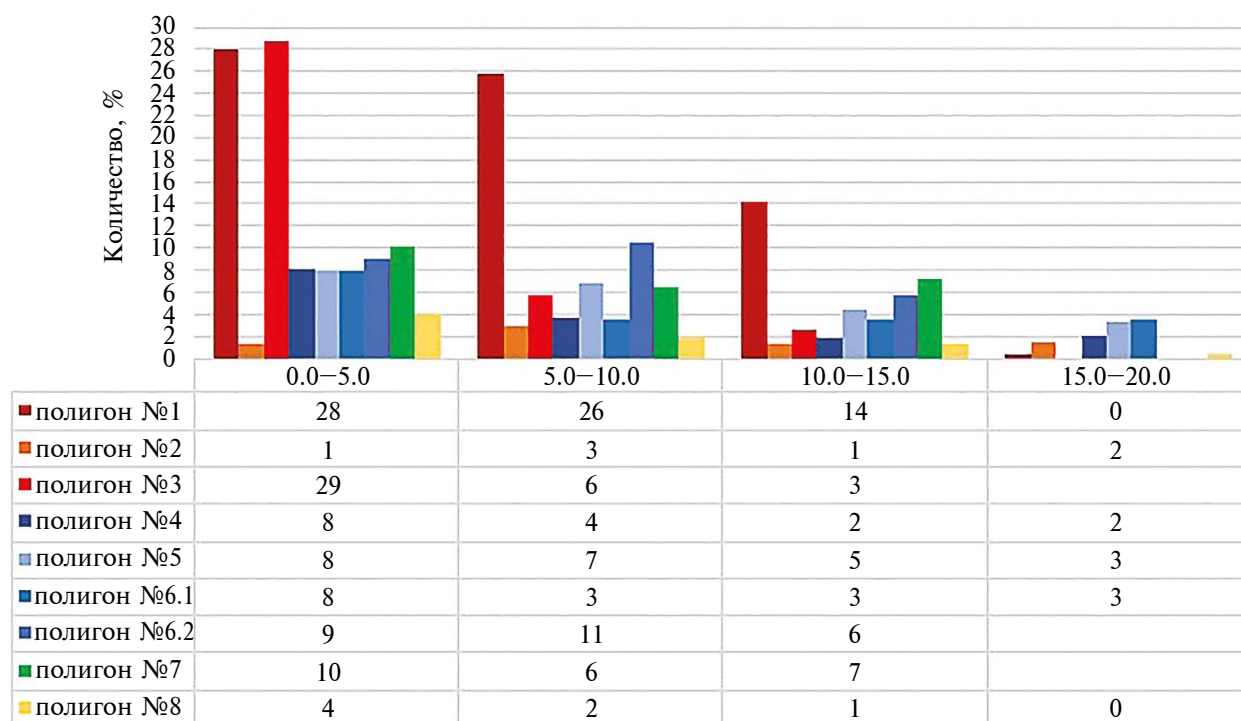


Рис. 8. Содержание бумаги и картона на разных глубинах полигонов Московской обл.

Таким образом, в верхней части свалочного тела до 5 м отмечается значительное количество слабо-разложившихся пищевых отходов; бумага и картон сохраняются до 10–15 м, текстиль присутствует на глубинах до 30 м, древесина — до 40 м, инертные фракции — практически на всех интервалах глубин свалки до 30 м, а стекло — до 40 м.

ВЫВОДЫ

Морфологический состав твердых коммунальных отходов на полигонах Московской обл. достаточно однороден: половину, а местами и до 60%, от него составляют компоненты “быстроразлагающихся” органических фракций, таких как бумага, пищевые отходы, древесина и текстиль, что в целом совпадает с исходным составом отходов, поступающих на полигоны. Однако при анализе содержания отдельных компонентов значения отличаются. Соотношение “инертных” фракций (полимеры, стекло и металл) зависят от структуры промышленности конкретного района и логистической схемы поступления отходов на полигон. Стоит отметить, что содержание металла на всех полигонах 4–7% из-за достаточно развитой системы переработки металлов как вторсырья.

Важным фактором, влияющим на морфологический состав отходов, является возраст свалочного тела. Так, содержание “быстроразлагающихся” фракций (бумага, картон, пищевые отходы, древесина, текстиль) закономерно выше на полигонах моложе 50 лет, а также в верхних слоях свалочного тела.

Кроме того, характерной особенностью полигонов Московской обл. является более высокое содержание текстиля и древесины на “молодых” полигонах и в верхних слоях, которое может свидетельствовать о смене образа жизни жителей региона, увеличении количества и плотности населения, строительстве многоквартирных и частных жилых домов, постепенном сносе старых деревянных строений.

Если оценивать свалочное тело, как геологическое тело, то можно выделить следующие характерные особенности:

- высокое содержание пищевых отходов низкой степени разложения фиксируется на глубинах до 5 м, ниже происходит резкое уменьшение их массы (практически в 2 раза) до глубины 10 м и закономерный переход их в твердые органические частицы;

- бумага и картон присутствуют до 15 м, и резкое снижение происходит в интервалах глубин 15–20 м;

- наличие текстиля и древесины отмечается на больших глубинах — 30 и 40 м соответственно,

при этом явной тенденции к снижению не прослеживается.

Таким образом, свалочные тела Московской обл. представляют собой сложные геологические тела с выраженным внутренним строением, взаимосвязанным со скоростью перехода “быстроразлагающихся” отходов в твердые органические частицы. Морфологический состав отходов и его изменение по глубине зависят от ряда экономических и социальных показателей региона, от сроков ввода и времени эксплуатации полигонов.

Исследования выполнены при финансовой поддержке гранта РНФ №22-17-00045.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Галицкая И.В., Костикова И.А., Позднякова И.А., Путилина В.С., Юганова Т.И. Долгосрочное влияние полигонов твердых коммунальных отходов на трансформацию химического состава подземных вод // Вестник РФФИ. 2023. №3–4 (119–120). С. 11–31.
2. Галицкая И.В., Путилина В.С., Костикова И.А. Оценка состояния полигона ТКО для обоснования мониторинговых исследований в пострекультивационный период // Геоэкология. 2022. №5. С. 1–12. <https://doi.org/10.31857/S0869780922050034>.
3. Жилинская Я.А. Рекультивация полигонов захоронения твердых бытовых отходов продуктами механобиологической переработки отходов: дис. ... канд. тех. наук 03.00.16. Пермь, 2010. 220 с.
4. Козлов Г.В., Ивахнюк Г.К. Морфологический состав твердых коммунальных отходов по регионам мира в XX и начале XXI века (обзор) // Известия СПбГТИ(ТУ). 2014. №24 (50). С. 58–66.
5. Мень М. Отчет о результатах экспертно-аналитического мероприятия “Анализ выполнения мероприятий, обеспечивающих экологическую безопасность Российской Федерации, в части ликвидации объектов накопленного вреда и формирования комплексной системы обращения с твердыми коммунальными отходами” // Бюллетень Счетной палаты Российской Федерации. 2020. №9 (274). С. 2–43. URL: <https://img-cdn.tinkoffjournal.ru/-/analiz-schetnoy-palati-sist-obr-tko.tvy77e.pdf>
6. Мишустин Е.Н., Емцев В.Т. Микробиология: учеб. для вузов. 3-е изд. М.: Агропромиздат, 1987. 368 с.
7. Негуляева Е.Ю. Оптимизация системы обращения с твердыми коммунальными отходами как фактор безопасности геоэкологической среды: дис. ... канд. тех. наук 25.00.36. СПб., 2005. 151 с.
8. Осипов В.И., Галицкая И.В., Заиканов В.Г. Полигонная технология обращения с отходами // Геоэкология. 2022. №3. С. 3–15. <https://doi.org/10.31857/S0869780922030079>.
9. Отходы в России: мусор или ценный ресурс. Сценарии развития сектора обращения с твердыми коммунальными отходами. М.: Международная финансовая корпорация, группа Всемирного банка, 2014. 92 с. URL: https://www.waste.ru/uploads/library/ifc_waste_in_russia_report.pdf.

10. ПНД Ф 16.3.55-08 ФР 1.28.2015.19223 Количественный химический анализ почв и отходов. Методика определения морфологического состава твердых отходов производства и потребления гравиметрическим методом. М.: ФБУ “ФЦАО”. 2014. 10 с. URL: https://fcao.ru/sites/all/themes/fcao/docs/metodiki/Soils_jan_2020.pdf?ysclid=m2gc2ojhuh912671212.
11. Подлипский И.И. Характеристика полигонов бытовых отходов как объектов геологического исследования // Вестник СПбГТИ (ТУ). 2010. Сер. 7. №1. С. 15–31.
12. Постановление Правительства Московской области от 22.12.2016 №984/47 “Об утверждении территориальной схемы обращения с отходами, в том числе твердыми коммунальными отходами, Московской области”. URL: <https://mosreg.ru/dokumenty/normotvorchestvo/prinyato-pravitelstvom/29-12-2016-10-45-57-postanovlenie-pravitelstva-moskovskoy-oblasti-ot-2?ysclid=m2gc72zxm645881341> (дата обращения 14.01.2024).
13. Пресс-служба Минприроды России. Правительство России выделило финансирование на ликвидацию стихийных свалок в 24 регионах [Электронный ресурс]. URL: https://www.mnr.gov.ru/press/news/pravitelstvo_rossii_vydilo_finansirovanie_na_likvidatsiyu_stikhiynykh_svalok_v_24_regionakh/index.php?ysclid=lrdustr0v9862482721 (дата обращения: 14.01.2024).
14. Романов В.И. Отходы России в начале XXI века. Обзор, анализ, прогнозы. М.: ЭРА, 2016. 229 с.
15. Сираждинов Р.Ж. Исследование опыта Советского Союза в управлении отходами производства и потребления // Вестник университета. 2021. №3. С. 5–13. <https://doi.org/10.26425/1816-4277-2021-3-5-13>.
16. Якишилов Д.С., Ищенко О.В., Мартынов Н.В. и др. Методика прогнозирования морфологического состава твердых бытовых отходов Москвы // Известия СПбГТИ (ТУ). 2010. №7 (35). С. 77–79.
17. Material use in the European Union 1980–2000: indicators and analysis. Statistical Office of the European Union, Luxembourg. 2002. 241 p. URL: <https://archive.metabolismofcities.org/publication/146>

FEATURES OF THE MORPHOLOGICAL COMPOSITION OF MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS IN THE MOSCOW REGION

E. S. Solomatina^{a, #}, G. A. Zarnitsyn^a

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

Based on the analysis of literature sources, as well as official government Internet resources, the data were obtained about the volume of waste arriving at landfills in the Moscow region. In addition, the information presented in the studied sources reveals the average morphological composition, factors influencing its individual components, mechanisms of decomposition of organic matter and its impact on the environment. Using the data obtained during engineering surveys for the remediation of several landfills in the Moscow region, this article investigates the morphological composition of waste based on geographic location, age, closure date of landfills, and changes in component ratios with depth. The study reveals that up to 60% of landfill consists of organic fractions, their content being higher in landfills younger than 50 years and in the upper layers. Organic matter is replaced by solid particles within a 15-meter interval, with the highest processing of food waste having been noted at a depth of about 5 meters. Other relatively inert fractions undergo crushing and gradually transform into screenings, constituting an average of 40–45%.

Keywords: *MSW landfill, morphological composition, MSW components, organic component of landfills*

REFERENCES

1. Galitskaya, I.V., Kostikova, I.A., Pozdnyakova, I.A. et al. [Long-term impact of solid municipal waste landfills on groundwater chemistry transformation]. *Vestnik RFFI*, 2023, no. 3–4 (119–120), pp. 11–31. (in Russian)
2. Galitskaya, I.V., Putilina, V.S., Kostikova, I.A. [Assessment of landfill condition for justifying monitoring studies in the post-reclamation period]. *Geoekologiya*, 2022, no. 5, pp. 1–12. (in Russian)
3. Zhilinskaya, Ya.A. [Reclamation of solid domestic waste landfills with products of mechanical and biological waste processing]. Cand. Sci (Techn.) Dissertation, Perm, 2010, 220 p. (in Russian)
4. Kozlov, G.V., Ivahnyuk, G.K. [Morphological composition of municipal solid waste by world region in the twentieth and early twenty-first centuries (review)]. *Izvestiya SPbGTI (TU)*, 2014, no. 24 (50), pp. 58–66. (in Russian)
5. Men', M. [Report on the results of the expert analytical activity “Analysis of the implementation of measures ensuring environmental safety of the Russian Federation in terms of liquidation of objects of accumulated damage and formation of an integrated system of solid municipal waste management”]. *Byulleten' Schetnoi palaty Rossiiskoi Federatsii*, 2020, no. 9 (274), pp. 2–43. URL: <https://img-cdn.tinkoffjournal.ru/-/analiz-schetnoy-palati-sist-obr-tko.tvy77e.pdf> (in Russian)
6. Mishustin, E.N., Emtsev, V.T. [Microbiology]. Moscow, Agropromizdat Publ., 1987, 368 p. (in Russian)

7. Negulyaeva, E.Yu. [Optimization of solid municipal waste management system as a factor of geoeological environment safety]. Cand.Sci (Techn.) Dissertation, St. Petersburg, 2005, 151 p. (in Russian)
8. Osipov, V.I., Galitskaya, I.V., Zaikanov, V.G. [Landfill technology for waste management]. *Geoekologiya*, 2022, no. 3, pp. 3–15. (in Russian)
9. [Waste in Russia: garbage or valuable resource. Scenarios of development of the solid municipal waste management sector]. Moscow, International financial corporation, World bank group, 2014, 92 p. URL: https://www.waste.ru/uploads/library/ifc_waste_in_russia_report.pdf. (in Russian)
10. [PND F 16.3.55-08 FR 1.28.2015.19223. Quantitative chemical analysis of soils and wastes. Methodology for determination of morphological composition of solid wastes of production and consumption by gravimetric method]. Moscow, FBU FTsAO, 2014, 10 p. (in Russian)
11. Podlipskii, I.I. [Characterization of domestic waste landfills as objects of geological study]. *Vestnik SPbGU*, 2010, vol.7, no. 1, pp. 15–31. (in Russian)
12. [Resolution of the Moscow region government dated 22.12.2016 No. 984/47 “On approval of the territorial scheme for waste management, including municipal solid waste, in the Moscow Region”]. URL: <https://mosreg.ru/dokumenty/normotvorchestvo/prinyato-pravitelstvom/29-12-2016-10-45-57-postanovlenie-pravitelstva-moskovskoy-oblasti-ot-2?ysclid=m2gc72zxm645881341> (accessed January 14, 2024) (in Russian)
13. [Press office of Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation. The Russian government has allocated funding for elimination of illegal dumps in 24 regions]. URL: https://www.mnr.gov.ru/press/news/pravitelstvo_rossii_vydeleno_finansirovanie_na_likvidatsiyu_stikhiynykh_svalok_v_24_regionakh/index.php?ysclid=Irdustr0v9862482721. (accessed January 14, 2024) (in Russian)
14. Romanov, V.I. [Waste in Russia at the beginning of the XXI century. Review, analysis, forecasts]. Moscow, ERA Publ., 2016, 229 p. (in Russian)
15. Sirazhdinov, R.Zh. [Study of the experience of the Soviet Union in production and consumption waste management]. *Vestnik universiteta*, 2021, no. 3, pp. 5–13. (in Russian)
16. Yakshilov, D.S., Ishchenko, O.V., Martynov, N.V. et al. [Methodology for predicting the morphological composition of municipal solid waste in Moscow]. *Izvestiya SPbGTI (TU)*, 2010, no. 7 (35), pp. 77–79. (in Russian)
17. Material use in the European Union 1980–2000: indicators and analysis. Statistical Office of the European Union, Luxembourg. 2002. 241 p. URL: <https://archive.metabolismofcities.org/publication/146>

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 628.4

ЛЕТУЧАЯ ЗОЛА СЖИГАНИЯ ТВЕРДЫХ КОММУНАЛЬНЫХ ОТХОДОВ: ОБРАБОТКА, ДОПУСТИМОСТЬ ЗАХОРОНЕНИЯ И ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ

© 2025 г. Т. И. Юганова^{1,*}, В. С. Путилина^{1,**}

¹Институт геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН,
Уланский пер. 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия

*E-mail: tigryu@gmail.com

**E-mail: vputilina@yandex.ru

Поступила в редакцию 27.09.2024 г.

После доработки 31.10.2024 г.

Принята к публикации 25.11.2024 г.

Рассматриваются подходы к обращению с летучей золой (ЛЗ) от сжигания твердых коммунальных отходов, которая содержит много тяжелых металлов (ТМ) и сама представляет собой опасные отходы. Описываются методы обработки ЛЗ перед захоронением или использованием для снижения выщелачивания ТМ в окружающую среду. Проводится сравнение выщелачивания из необработанной, стабилизированной и отвержденной ЛЗ в различных условиях кислотной коррозии, возможных в теле полигона. Оценивается изменение опасности от разных ТМ с эволюцией этих условий. Описываются возможности применения ЛЗ после соответствующей обработки.

Ключевые слова: летучая зола сжигания ТКО, тяжелые металлы, выщелачивание, промывание, карбонизация, экстрагирование, биовыщелачивание, химическая стабилизация, отверждение, спекание, остекловывание, плавление, оценка риска, применение летучей золы

DOI: 10.31857/S0869780925010061 EDN: DOAYSP

ВВЕДЕНИЕ

Один из наиболее распространенных методов обращения с твердыми коммунальными отходами (ТКО) — их сжигание (СТКО). При этом на мусоросжигательном заводе (МСЗ) образуются твердые остатки (ОСТКО): шлак и летучая зола (ЛЗ). Иногда отдельно рассматриваются остатки очистки дымовых газов (один из видов ЛЗ) [2]. ЛЗ в значительно большей степени, чем шлак, содержит токсичные вещества, например, тяжелые металлы (ТМ), которые могут легко вымываться и загрязнять почву и подземные воды. Поэтому в каждом случае необходима оценка риска от ЛЗ. Опасная зола должна обрабатываться и захораниваться как опасные отходы, тогда как неопасная зола, в зависимости от государственных и местных правил, может быть захоронена на полигоне ТКО или переработана для использования. В табл. 1 приведены принятые в ЕС и актуальные для ЛЗ нормативы для выщелачивания неопасных и опасных отходов.

В [2] представлен химический и минералогический состав ЛЗ, описано поведение различных ТМ при выщелачивании из ЛЗ, рассмотрены вопросы оценки опасности. В [1] описаны общие для шлака и ЛЗ способы обработки для уменьшения воздействия на окружающую среду.

Настоящая статья представляет собой аналитический обзор зарубежной литературы по методам обработки и стабилизации, специфичным для ЛЗ; оценке их эффективности в снижении выщелачивания ТМ и экологического риска; возможностям дальнейшего использования ЛЗ.

ПОДХОДЫ К ОБРАЩЕНИЮ С ЛЗ

В целом существует три основных способа обращения с ЛЗ: захоронение на полигоне отходов, восстановление материалов, использование в качестве заполнителей при производстве различных материалов. Во всем мире существует большое количество комбинаций процессов обработки

Таблица 1. Предельные значения для тестов выщелачивания при приеме отходов на полигоны ЕС для неопасных и опасных отходов [3]

Тест выщелачивания ^a :	Серийные тесты (высвобождение на единицу веса отходов)		Инфильтрационный тест (концентрация в фильтрате)
L/S ⁶ , л/кг:	2	10	0.1 (первый элюат)
Единица измерения:	мг/кг сух. вес		мг/л
<i>Неопасные отходы^b</i>			
As	0.4	2	0.3
Ba	30	100	20
Cd	0.6	1	0.3
Cr общий	4	10	2.5
Cu	25	50	30
Hg	0.05	0.2	0.03
Mo	5	10	3.5
Ni	5	10	3
Pb	5	10	3
Sb	0.2	0.7	0.15
Se	0.3	0.5	0.2
Zn	25	50	15
<i>Опасные отходы^c</i>			
As	0.4	2	0.3
Ba	30	100	20
Cd	0.6	1	0.3
Cr общий	4	10	2.5
Cu	25	50	30
Hg	0.05	0.2	0.03
Mo	5	10	3.5
Ni	5	10	3
Pb	5	10	3
Sb	0.2	0.7	0.15
Se	0.3	0.5	0.2
Zn	25	50	15

^a Каждое государство-член ЕС определяет, какой из трех указанных методов тестирования и соответствующие пределы следует использовать.

⁶ L/S — отношение объема жидкой фазы к массе твердых фаз.

^b Предельные значения применяются к гранулированным неопасным отходам, принимаемым в той же секции полигона, что и стабильные нереактивные опасные отходы.

^c Предельные значения выщелачивания применяются к гранулированным опасным отходам, приемлемым для полигонов неопасных отходов.

и использования. По приблизительным оценкам, применяются или были предложены порядка 20–30 технологий [11]. Причины существующего разнообразия методов — различия в местных традициях, доступных вариантах обращения, тестах выщелачивания и предельных значениях, рыночных

условиях и политической ориентации правительств [11, 16]. В большинстве стран ЛЗ обрабатывается для минимизации возможного высвобождения загрязняющих веществ (в основном солей, ТМ, а также диоксинов), а затем вывозится на полигоны (либо традиционные полигоны со сбором фильтрата

Таблица 2. Обращение с ЛЗ от СТКО в разных странах [9, 14, 16, 24]

Страна	Стратегии обращения с ЛЗ
США	ЛЗ и шлак смешиваются на большинстве заводов СТКО и захораниваются как “комбинированная зола”. Наиболее частый вариант захоронения — захоронение на полигонах отходов, куда поступают только ОСТКО (монополигоны)
Канада	ЛЗ после обработки вывозится на полигон опасных отходов
Австрия	Кеки фильтров после очистки газов и часть ЛЗ передаются Германии. Другая часть ЛЗ, а также шлак захораниваются либо отверждаются, а затем захораниваются. Активированный уголь от очистки дымовых газов сжигается. Гипс от мокрого промывания дымовых газов захоранивается, отверждается, а затем захоранивается или используется в качестве строительного материала
Германия	ЛЗ в основном удаляется в подземные хранилища, такие как старые соляные шахты
Дания	ЛЗ классифицируется как особые опасные отходы и в настоящее время экспортируется или временно хранится в биг-бэгах. Значительные усилия прилагаются для разработки методов обработки, которые могут гарантировать, что ЛЗ может быть захоронена на полигоне экологически безопасным способом
Италия	Были предложены различные технологии, но наиболее широко применяемые включают отверждение с помощью различных гидравлических вяжущих (цемент и/или известь, доменный шлак и т.д.)
Нидерланды	ЛЗ временно размещается в биг-бэгах на управляемом полигоне до тех пор, пока не появятся лучшие варианты. Использование ЛЗ в настоящее время не рассматривается
Португалия	ЛЗ обрабатывается гидравлическими вяжущими (метод отверждения /стабилизации) и вывозится на определенные участки полигонов (монополигоны)
Франция	После промышленных процессов отверждения и стабилизации, основанных на свойствах гидравлических вяжущих, отходы хранятся в закрытых полостях на специальном полигоне (класс I и II Франции). Высокая стоимость такой обработки побуждает компании искать альтернативы захоронению
Швейцария	К 2017 г. 50% ЛЗ в Швейцарии обрабатывалось методом кислотного выщелачивания (процесс FLUWA). Остальные 50% непосредственно депонировались в подземных хранилищах за границей или экстрагировались водой (нейтральное выщелачивание) для удаления водорастворимых солей перед стабилизацией /отверждением с цементом. В течение следующих пяти лет вся ЛЗ должна подвергаться кислотному выщелачиванию
Швеция	ЛЗ после обработки вывозится на безопасные полигоны
Китай	После предварительной обработки для отверждения или стабилизации большая часть ЛЗ направляется на специальные полигоны для окончательного захоронения. Но часть отвержденной /стабилизированной ЛЗ захоранивается вместе с необработанными ТКО
Япония	ЛЗ относится к опасным отходам, и перед ее захоронением должны быть выполнены промежуточные обработки (плавление, отверждение с цементом, стабилизация с использованием химических агентов или экстракция кислотой или другими растворителями). Плавленный шлак может использоваться в дорожном строительстве, а продукты отверждения и стабилизации вывозятся на полигоны

и верхним покрытием, либо подземные полигоны, такие как старые соляные шахты). Во множестве случаев ЛЗ не соответствует критериям для приема отходов на полигоны (см. табл. 1) и должна быть стабилизирована перед захоронением.

Обработка и стабилизация ЛЗ должны обеспечить ее безопасность для окружающей среды при захоронении и использовании (а также необходимое качество вырабатываемого продукта). При этом расходование большого количества энергии и ресурсов без оценки достигаемых выгод может само по себе быть экологически небезопасным [11].

На практике наиболее распространенными вариантами обращения с ЛЗ являются постоянное хранение на полигонах опасных отходов либо обработка с последующим захоронением с менее строгими требованиями (табл. 2). В некоторых странах альтернативой является временное хранение в биг-бэгах (мягких одноразовых контейнерах) или захоронение в подземных хранилищах. Наиболее серьезные потенциальные экологические проблемы, связанные с захоронением ЛЗ, — краткосрочное и долгосрочное выщелачивание загрязнителей [16].

В США операторы часто склонны смешивать ЛЗ со шлаком для получения неопасных отходов, в соответствии с нормативным уровнем, установленным для процедуры выщелачивания характеристик токсичности (Toxicity characteristic leaching procedure — TCLP) [20, 22], поскольку обращение с ЛЗ как с опасными отходами чрезвычайно дорогостоящее. Такое смешивание также позволяет снизить содержание Pb и Cd в смешанных отходах (СО) ниже предела TCLP при поддержании pH от 9 до 10. Добавление извести (сверх стехиометрического соотношения) в систему очистки дымовых газов (air pollution control — APC) — еще одна стратегия для поддержания СО в желаемом диапазоне pH. Такие схемы успешно производят безопасные СО, хотя и с дополнительными затратами. Однако из-за присутствия извести и мелких частиц ЛЗ оказалось затруднено извлечение металлолома из СО. Захоронение высокощелочных СО на монополигонах также может привести к повышенному выщелачиванию Pb [25].

Для выбора наиболее подходящего метода обработки или применения конкретной ЛЗ необходимо знать ее основные характеристики, в частности, химические свойства [16]. На практике обработку ЛЗ обычно начинают с процессов сепарации, за которыми следуют отверждение/стабилизация или термические методы [17].

МЕТОДЫ СЕПАРАЦИИ

Методы сепарации ЛЗ — промывание, экстрагирование и электрохимический процесс, нацелен-

ны на уменьшение содержания ТМ (а также хлоридов и солей, выщелачивание которых при высоком содержании в ЛЗ опасно для окружающей среды).

Эффективность удаления ТМ путем *промывания* была продемонстрирована на ЛЗ с МСЗ в Китае [26]. Образец промывался дистиллированной водой с L/S (отношение объема жидкой фазы к массе твердых фаз) 10 л/кг в течение 15 мин при перемешивании. Высокое содержание ТМ (Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Zn) в ЛЗ изначально превышало предел TCLP [20, 22]. Однако после процесса промывания наблюдалось почти полное удаление ТМ из ЛЗ (99.99% Cd, 99.96% Co, 99.96% Cu, 99.95% Zn, 98.61% Cr, 98.12% Ni).

Промывание водой — относительно экономичный и экологически чистый метод удаления растворимых хлоридов, солей, щелочей и ТМ из золы, но с растворимыми солями будет выделяться большое количество ТМ. Для более эффективной защиты окружающей среды ТМ можно *экстрагировать* из ЛЗ и затем регенерировать [17]. Основные методы включают кислотное, щелочное, высокотемпературное и биологическое экстрагирование. В процессах химического выщелачивания ОСТКО, подлежащих захоронению, использовалось множество различных реагентов. Обычно применяются минеральные кислоты (например, HCl, HNO₃ и H₂SO₄) и щелочные растворы (например, NaOH и водный NH₃).

Процесс *кислотного экстрагирования* зависит в основном от типа экстрагента, pH и отношения L/S. Обширные исследования показывают, что для удаления Cr, Cu, Pb и Zn из ЛЗ от СТКО можно использовать HCl. HNO₃ также может извлекать почти все металлические элементы, но HCl считается более практичным и экономически целесообразным выбором для выщелачивания ЛЗ, чем HNO₃. H₂SO₄ способна растворять многие металлы, за исключением Ca и Pb, поскольку их сульфаты могут выпадать в осадок как вторичные соединения. В табл. 3 показаны количества выщелачиваемых ТМ из ЛЗ от СТКО с использованием различных кислот.

По сравнению с минеральными кислотами органические кислоты: муравьиная, уксусная, молочная и щавелевая, не эффективны в качестве выщелачивающих агентов для ТМ, хотя могут образовывать растворимые комплексные соединения с металлами. Однако лимонная кислота является исключением и оказалась достаточно эффективной, особенно с учетом ее экологичности [10].

В Швейцарии широко применяется технологический процесс *FLUWA* [24] — обработка ЛЗ кислой промывной водой (см. [2]) в многоступенчатом каскаде. Экстрагируемость ТМ зависит от щелочности ЛЗ, кислотности промывной воды, отношения L/S, температуры и продолжительности

Таблица 3. Выщелачивание ТМ из ЛЗ от СТКО с использованием различных кислот. Результаты приведены в % от общего количества каждого элемента в сухой ЛЗ [10]

Элемент	HCl			HNO ₃			H ₂ SO ₄
	pH = 2	pH = 3	pH = 4	pH = 2	pH = 3	pH = 4	pH = 2
Cd	93.3	82.7	78.3	77.0	—	—	88.9
Cu	67.1	28.1	9.5	47.5	30.0	5.0	50.9
Pb	34.9	8.9	8.3	9.2	9.0	7.1	2.2
Zn	74.2	69.0	56.1	65.0	63.4	56.5	80.0

экстрагирования. Полученная суспензия сепарируется на обедненный металлами нерастворимый остаток (фильтрационный кек) и обогащенный металлами раствор фильтрата. Кек осаждается на фильтре, а фильтрат используется в дальнейшем для прямого извлечения металлов. Результат в основном зависит от ассоциаций металлов и их доступности. В ходе обработки FLUWA металлы либо уносятся вместе с дымовыми газами (оксиды железа, латуны) и обогащаются минеральными агрегатами (кварц, полевой шпат, волластонит, стекло), либо испаряются и конденсируются в виде хлоридов (K_2ZnCl_4) или сульфатов ($PbSO_4$). Эти ассоциации металлов определяют их переход в подвижное состояние во время последующих процессов выщелачивания.

В [24] детально рассмотрены и сравнены три варианта выщелачивания ЛЗ: *нейтральное, кислотное и оптимизированное кислотное* с добавлением перекиси водорода. Эти процессы приводят к значительным различиям в степени высвобождения металлов, при этом pH является ключевым параметром. При кислотном выщелачивании меньшие коэффициенты истощения Cd и Zn и (53 и 40% соответственно) по сравнению с оптимизированным процессом (92 и 71% соответственно) обусловлены менее сильной кислотной атакой при меньшем отношении L/S, более обширным осаждением из-за более высокого равновесного pH (5.5) и выносом растворимого Zn в фильтрационном кеке после фильтрации.

Извлечение Pb и Cu в процессах FLUWA ограничено возможной цементацией и образованием сплава $PbCu^0$ и, в меньшей степени, вторичным осаждением ($PbCl_2$). Добавление перекиси водорода предотвращает это восстановление за счет окисления металлических компонентов и, таким образом, приводит к значительно большему количеству выделяемых металлов (30% Cu, 57% Pb). Высокие отношения L/S и использование перекиси водорода — эффективные средства для достижения повышенного выделения металлов. Использование промывной воды для экстрагирования ТМ очень экономичный процесс [24].

Щелочное выщелачивание избирательно извлекает амфотерные металлы (например, Pb и Zn) из ЛЗ, оставляя все другие примеси (например, Fe, Mg и Al) в твердом остатке. Совместное использование HCl и NaCl сопровождалось высокими показателями выщелачивания Cu и Zn (70–80%) и Cd и Pb (>90%), благодаря образованию растворимых комплексов металл–хлорид [24]. Аналогичные результаты наблюдались при использовании в качестве выщелачивающего агента морской воды. Это может быть обусловлено тем, что повышенная ионная сила (NaCl) снижает отрицательный заряд поверхности золы, что приводит к высвобождению ионов металлов в водный раствор за счет снижения электростатического взаимодействия [10].

Были изучены *хелатирующие агенты* для селективного выщелачивания конкретных металлов [10]. Например, этилендиаминтетрауксусная кислота (ЭДТА) может быть эффективным агентом для извлечения Cu, Pb и Zn. Для селективного выщелачивания Cu применялся NH_4NO_3 . Использовались и другие комплексообразующие агенты, такие как тринитрилоуксусная кислота (NTA), диэтилен-триаминпентауксусная кислота (ДТПА), растворенное органическое вещество (РОВ) и сапонины. Максимальное извлечение Cr, Cu, Pb и Zn из ЛЗ хелатирующими агентами было достигнуто при их концентрации 0.3–1.0%. Преимущество использования хелатирующих агентов заключается в том, что выщелачивание ТМ из ЛЗ не зависит от pH, в отличие от выщелачивания с HCl.

Биовыщелачивание ЛЗ от СТКО затруднено из-за щелочной природы и содержания в золе токсичных ТМ, которые отрицательно сказываются на росте микроорганизмов и активности биовыщелачивания. Поэтому для обработки щелочной ЛЗ лучше подходит выщелачивание грибами, поскольку они могут выживать в среде с более высоким pH в отличие от бактерий. Но эксплуатационные расходы на выщелачивание грибами относительно выше из-за потребности в источниках органического углерода для их роста и выделения органических кислот [10]. Бактерии, обычно используемые при биовыщелачивании ЛЗ от СТКО, — это

Таблица 4. Влияние прокаливания и обработки фосфатом на содержание металла (%), экстрагированного в тестах выщелачивания ЛЗ [7]

ЛЗ с добавлением:	Cu		Cd	
Тест выщелачивания с:	ЭДТА	винной кислотой	ЭДТА	винной кислотой
ЛЗ при 20°C	41	66	53	9
ЛЗ, прокаленная при 900°C	2.0	0	2.0	0
ЛЗ, обработанная фосфатом, при 20°C	20	14	35	0.2
ЛЗ, обработанная фосфатом и прокаленная при 900°C	0.1	0	19	0.01

в основном ацидофилы, которым необходима сера или двухвалентное железо [Fe(II)] для производства энергии и одновременного подкисления щелочной золы до pH 1–2 [4]. Химическое выщелачивание и биовыщелачивание ЛЗ от СТКО привело к сопоставимым выходам Zn (>90%) и Cr (~65%). Химическое выщелачивание показало лучшие характеристики экстракции для Cu (95%) и Ni (93%), тогда как биовыщелачивание было более эффективным для Pb (59%) и Co (55%) [10].

Электрохимический процесс также направлен на извлечение ТМ и сокращение их выщелачивания из ЛЗ. При этом металлы осаждаются на поверхности катода, но эффективность обычно низкая, и требуется длительный период для их удаления, включающего четыре стадии: подкисление, десорбцию, миграцию и осаждение. После электродиалитической обработки наблюдалось значительное снижение выщелачивания изученных элементов: Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn. Улучшить удаление ТМ посредством электрокинетической технологии позволяют предварительная обработка кислотой и увеличение продолжительности реакции [10].

ХИМИЧЕСКАЯ СТАБИЛИЗАЦИЯ

Химическая стабилизация — одна из основных технологий обработки ЛЗ, она показала удовлетворительные результаты по связыванию токсичных металлов. В этой технологии для преобразования хорошо растворимых минералов, содержащих металлы, в менее растворимые формы используются неорганические (обычно это фосфаты, силикаты, сульфаты, сульфиды и оксиды железа) и органические добавки. Например, коллоидный оксид алюмината оказался эффективным стабилизатором для связывания свинца в ЛЗ (94.8%). Органические добавки включают хелатирующие агенты (например, ЭДТА, НТА и РОВ), пирролидины, имины, карбаматы и тиолы. Органические добавки привлекают все большее внимание из-за низкой стоимости и высокой устойчивости

к различным средам. Исследования с тестами выщелачивания показали, что после обработки химической стабилизацией ЛЗ от СТКО может соответствовать стандартам захоронения отходов. В целом, химическая стабилизация/отверждение с последующим захоронением на полигоне — наиболее распространенный подход при обращении с ЛЗ [10]. Чаще всего предлагается использовать обработку ЛЗ сульфатом железа, сульфидом, фосфорной кислотой и диоксидом углерода, фосфатом кальция и прокаливанием. Например, в табл. 4 представлено влияние прокаливания ЛЗ и обработки фосфатом на растворение ТМ водными лигандами. Наблюдается значительное снижение выщелачиваемости меди и кадмия. Это может быть связано с включением ионов металлов в более компактную, кристаллическую и нерастворимую матрицу фосфата кальция [7].

ОТВЕРЖДЕНИЕ И СТАБИЛИЗАЦИЯ

Использование *совместных процессов отверждения и стабилизации* (в зарубежной литературе они обозначаются S/S, см. [1]) — один из наиболее широко распространенных методов обработки ЛЗ от СТКО, особенно в Китае. При этом применяются различные вяжущие и/или химические добавки для получения монолитного или гранулированного продукта. Этот процесс обеспечивает более низкие уровни выщелачивания ТМ, чем для необработанной ЛЗ. В большинстве практических ситуаций обычно используемыми вяжущими и добавками являются портландцемент, фосфорная кислота и хелатирующие агенты [9].

В [21] описаны исследования образцов ЛЗ с трех МСЗ Великобритании и представлены результаты тестов выщелачивания при L/S 10 для необработанной и карбонизированной¹ ЛЗ, а также для вы-

¹ В процессе карбонизации (см. [1]) вследствие реакции между CO₂ и Ca(OH)₂ изменяются минералогические характеристики ЛЗ и снижается pH. При этом образуются карбонаты и происходит связывание металлов путем сорбции на вновь образовавшихся минералах.

Таблица 5. Влияние карбонизации и кислотной обработки на выщелачивание ТМ (мкг/л) из ЛЗ от СТКО [21]

Металл	Концентрация в элюате при L/S 10		
	необработанная	карбонизированная	обработанная кислотой
As	<1	<1	1–7
Cd	<2 — <100	8–30	15–650
Cr	10 — <500	7–270	15–60
Cu	40–640	10–30	30–100
Hg	0.1–1.3	0.1–1.6	0.1–1.9
Mo	170–470	120–550	350–820
Ni	<10 — <500	50 — <250	160–300
Pb	7600–144 000	<1 — 120	<10–330
Sb	<20 — <100	10 — <100	125–640
Se	1–20	1–5	10–150
Zn	4500–8300	16–110	45–380
V	<20 — <100	10 — <100	<100

щелачивания необработанной ЛЗ со смесью деионизированной воды и азотной кислоты (табл. 5). Наиболее сильное воздействие карбонизации наблюдалось для Pb и Zn: концентрации в элюате снижались на 1–3 порядка. При кислотной обработке выщелачивание некоторых металлов увеличилось.

Из проведенного исследования [21] был сделан вывод, что необработанная ЛЗ не будет соответствовать критерию приемлемости для захоронения на полигонах опасных отходов относительно выщелачивания Pb. Обработка карбонизацией привела к снижению выщелачиваемого Pb и удовлетворению критерия приемлемости для стабильных, неактивных опасных отходов. Однако для Sb карбонизация ЛЗ не может обеспечить такой результат: после нейтрализации кислотой содержание Sb в обработанной ЛЗ превышало соответствующий порог, а для некоторых образцов превышало и порог для опасных отходов. Для Cd любой метод обработки, приводящий к снижению pH, может увеличить его подвижность.

Обработка может повлиять не только на возможность размещать ЛЗ на полигоне определенного класса, но и на сроки, необходимые для достижения стабилизации. Именно по этой причине карбонизация, превращающая метастабильную минеральную ассоциацию в геохимически стабильную, — эффективный вариант обработки щелочных неорганических отходов. Это имеет дополнительное преимущество, например, по сравнению с нейтрализацией кислотой, поскольку

вызывает значительное снижение pH без потери кислотонейтрализующей способности; тем самым буферизуется система и сдерживается растворимость некоторых металлов в течение значительно времени [21].

Отверждение с цементом — наиболее распространенный метод обработки ЛЗ во всем мире. Упрощенный процесс предполагает смешивание ЛЗ, цемента, воды и других добавок. Добавки могут быть другими типами отходов и/или конкретными компонентами, повышающими прочность (часто компании используют собственный рецепт смеси). Эти процессы широко исследовались в отношении связывания металлов, развития прочности полученных материалов и характеристик выщелачивания. Метод отверждения с цементом существует во многих вариациях и может использоваться в сочетании с другими процессами обработки, например, после кислотной экстракции и химической стабилизации [11].

ЛЗ обладает пуццолоновыми свойствами² и способна затвердевать при смешивании с водой. Однако может потребоваться относительно большое количество воды, например, из-за высокого содержания солей кальция. Результирующие геохимические изменения аналогичны происходящим в процессах водной экстракции, но в этом случае компоненты ЛЗ не экстрагируются. Метод

² Пуццолан — пылевидный продукт, смесь вулканического пепла, пемзы, туфа. Самостоятельным вяжущим не является. Применяется в качестве добавки к цементам и известковым растворам.

в основном используется в составе других много-этапных процедур, а отдельно он был исследован только в лабораторных условиях [11].

Отверждение материалов на основе цемента обычно включает частичную замену портланд-цемента пуццолановыми отходами. ТМ в ЛЗ эффективно удерживаются в матрице цемента. Как правило, процесс происходит посредством изоморфного замещения, сложного осаждения, физического удерживания и адсорбции. Однако точный механизм процесса S/S зависит от конкретного случая и тесно связан с типом загрязнителей, выбранной цементной матрицей и внешними факторами окружающей среды (pH, влажность, температура). В [18] описан смешанный хелатирующий агент, содержащий дигидрофосфат натрия и дитиокарбамат пиперазина, который оказался высокоэффективным для стабилизации металлов: Cd (90.5%), Pb (96.2%), Cu и Ni (оба по 100%). Согласно этому исследованию, хелаты с несколькими хелатирующими группами более эффективны в стабилизации ТМ.

Авторы [23] изучали влияние *мокрого помола* на стабилизацию ТМ в ЛЗ. За 24 ч помола выщелачивание ТМ уменьшилось до нормативного предела. Это было обусловлено преобразованием элементов в устойчивые формы.

Процесс *отверждения гипса* основан на образовании продукта, содержащего гипс, путем смешивания остатков APC, воды и кислоты. Остатки суспендируются в воде, а затем смешиваются с кислотой и известью при pH около 5–7. В этот момент осаждается гипс, затем за счет добавления гашеной извести pH повышается примерно до 8–10. ТМ осаждаются совместно с гипсом. Метод коммерчески используется в Норвегии [11].

Для стабилизации ТМ в ЛЗ и снижения их выщелачиваемости используется также *гидротермическое отверждение* [10].

СРАВНЕНИЕ ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ ТМ ИЗ НЕОБРАБОТАННОЙ, СТАБИЛИЗИРОВАННОЙ И ОТВЕРЖДЕННОЙ ЛЗ

Образцы ЛЗ, обработки, эксперименты по выщелачиванию

В Китае после предварительной обработки S/S большая часть ЛЗ от СТКО направляется на специальные полигоны для окончательного захоронения. Основная цель обработки — снизить риск для окружающей среды, связанный с присутствием ТМ в ЛЗ в соответствии с критериями приемлемости для захоронения. Однако часть отвержденной/стабилизированной ЛЗ захоранивается вместе с необработанными ТКО. При этом

кислотные условия на полигоне могут способствовать выщелачиванию ТМ и повышать связанные с этим риски при захоронении ЛЗ. Хотя в реальных условиях полигона очень трудно достичь условий низкого pH (например, $\text{pH} < 4$), экологические риски от ТМ из ЛЗ могут возрасти с расходом щелочных компонентов во время длительного выщелачивания кислым фильтратом. Поэтому необходимо оценить изменение химических условий и рисков от ТМ из ЛЗ в различных ситуациях кислотной коррозии [9].

Были проведены синхронные эксперименты по выщелачиванию до конечного значения pH в различных условиях кислотной коррозии для *необработанной, стабилизированной и отвержденной* ЛЗ в отношении нескольких ТМ: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn [9]. Цель исследования — систематическое изучение влияния различной интенсивности кислотной коррозии (конечный pH 1–14) на характер выщелачивания, трансформацию состава и уровни экологического риска, создаваемого этими ТМ. С одной стороны, характер выщелачивания ТМ в различных типах ЛЗ можно понять посредством анализа фильтрата, с другой — можно использовать анализ остаточных твердых частиц ЛЗ после кислотной коррозии для понимания изменений в химическом составе ТМ, а затем дополнительно определить и оценить их экологические риски.

Образцы ЛЗ были отобраны на двух типичных электростанциях СТКО в Китае. На первой была собрана ЛЗ №1, включая:

- необработанную ЛЗ (образец S1);
- ЛЗ, стабилизированную хелатирующим агентом (диэтилдитиокарбамат натрия, образец S2);
- ЛЗ, обработанную фосфорной кислотой (85%, образец S3).

На второй электростанции была отобрана ЛЗ №2, включая:

- необработанную ЛЗ (образец S4),
- отвержденную ЛЗ (смешивание обычного портландцемента, S4 и воды в массовом отношении 3:7:1 — образец S5).

Эксперименты по выщелачиванию до конечного pH (кислотная коррозия) включали параллельные серийные экстракции, в которых подобразцы ЛЗ приводились в контакт с экстрагентами ($L/S = 10$ л/кг), содержащими различные пропорции HNO_3 и дистиллированной воды. В одинаковых условиях подкисления конечный pH фильтрата в основном зависел от содержания щелочных компонентов в ЛЗ. Отличия в составе ТМ в образцах могут быть обусловлены различиями в системе сбора ТКО, в технологиях управления печами и системах APC [9].

Влияние рН и стабилизирующих обработок на выщелачивание ТМ

Воздействие чрезвычайно кислых условий (конечный $\text{pH} < 4$) как на необработанную, так и на стабилизированную или отвержденную ЛЗ значительно усиливало выщелачивание большинства ТМ (кроме Cr). В условиях высокого щелочного конечного значения pH выщелачивание Pb и Zn увеличивалось. Щелочность необработанной ЛЗ уменьшала высвобождение катионных Cd, Cu и Ni, но увеличивала высвобождение оксианионного Cr.

Обработанные образцы S2 и S3 уменьшили выщелачивание Cd, Cu, Pb и Zn по сравнению с необработанным S1. S2 показал лучший стабилизирующий эффект, чем S3, за исключением Cd и Cu в условиях низкого конечного значения pH (< 4). S3 не оказывал стабилизирующего влияния для Cr и Ni в условиях более низкого (< 6) и более высокого (> 9) конечного значения pH соответственно. По сравнению с необработанным S4 отвержденный образец S5 уменьшил выщелачивание Cr, Ni и Zn, однако эта обработка способствовала выщелачиванию Cd и Cu в условиях низкого конечного значения pH (< 2) и Pb, как при низком, так и при высоком конечном значении pH (< 2 или > 12).

Для каждого металла применение вяжущих веществ или других добавок в общем не повлияло на характер выщелачивания в условиях кислотной коррозии ЛЗ [9].

Фракции целевых ТМ в образцах ЛЗ

Для разных типов ЛЗ различие в выщелачивании ТМ связано не только с их исходным содержанием в ЛЗ, но зависит и от их химического состава. Различие в механизме удерживания ТМ с использованием разных вяжущих и добавок является ключевым фактором, определяющим химический состав ТМ в ЛЗ до и после предварительной обработки S/S [9].

При фракционировании ТМ в ЛЗ использовалась пятишаговая процедура экстрагирования, включающая следующие фракции:

- обменную (F1),
- связанную с карбонатами (F2),
- окклюдируемую в оксигидроксидах Fe/Mn (F3),
- связанную с органическими соединениями и сульфидами (F4),
- остаточную (F5).

Фракции F1 и F2 биодоступны, поэтому при благоприятных условиях pH и окислительно-восстановительного потенциала некоторые ТМ становятся растворимыми и токсичными [19]. Так, в экспериментах [9] для Ni эти фракции были

доминирующими (44.8%), т.е. он мог легко выщелачиваться из необработанной ЛЗ при подходящих значениях pH и окислительно-восстановительных условиях. Хотя доли биодоступных фракций в S1 для Pb (1.3%) и Cd (6.1%) были значительно ниже, их экологические риски не следует игнорировать из-за более высокого содержания, токсичности и более низких допустимых пределов для полигонов отходов.

В необработанном образце S1 основные доли Cd, Cu, Pb и Zn приходились на фракцию F3 (79.4–95.2%). Некоторые токсичные металлы могут эффективно удерживаться оксидами Fe/Mn, особенно слабоокристаллизованными. Наибольшее содержание Cr было обнаружено во фракциях F3 (24.5%) и F5 (46.8%), тогда как в биодоступных фракциях оно было низким (9.9%). Токсичность Cr зависит от его валентного состояния: Cr(VI) более токсичен, чем Cr(III). Поэтому, если Cr находится в фильтрате в основном в форме Cr(VI), то такая ЛЗ может оказывать негативное воздействие на окружающую среду [19].

Результаты обработок

В результате экспериментов [9] с образцами из ЛЗ №1 после стабилизации хелатирующим агентом (S2 по сравнению с S1) фракции F5 Pb, Zn и Cu увеличились на 2.0–39.5%, хотя эти ТМ все еще в основном присутствовали во фракции F3 (53.5–89.5%). Следовательно, такая обработка уменьшала выщелачиваемость Pb, Zn и Cu. Но для Cd и Ni это не приводило к значительному снижению фракций F1 и F2. В то же время фосфорная кислота была идеальной добавкой для стабилизации Ni и Cr: их содержания значительно снизились до обнаруживаемого уровня (S3 по сравнению с S1). Эта обработка также уменьшила F3 Pb, Zn, Cu и Cd и увеличила их F1 и F2 на 3.5–25.3%, особенно для Cd (25.3%).

После выщелачивания дистиллированной водой (естественный pH^3 12.24–13.13) F1 и F2 всех ТМ в остаточных твердых частицах несколько уменьшились, особенно для Ni и Cr. При снижении конечных уровней pH от среднего (6.59–7.12) до низкого (1.48–1.93) фракции F1 и F2 всех ТМ (кроме Cr) в остаточной ЛЗ №1 несколько возрастают. Это означает, что F1 и F2 постепенно растворяются в фильтрате с увеличением силы кислоты, и в F5 химический состав ТМ перераспределяется. Кроме того, с усилением кислотного выщелачивания фракция F5 Cr в остаточной ЛЗ постепенно увеличивалась, т.е. выщелачиваемость Cr была эффективно снижена. В общем, во время различных процессов кислотной коррозии обработанные образцы S2 и S3 показали более высокую

³ Естественный pH — исходное значение pH материала без добавления кислоты или основания в раствор.

кислотоустойчивость, чем S1. При этом в условиях более низкого конечного значения pH стабилизирующее влияние обработки S2 на целевые ТМ было больше, чем S3 (за исключением Ni).

В ЛЗ №2 основная доля всех ТМ в исходном образце S4 приходилась на фракцию F5 (33.7–95.5%), которая наиболее трудно растворяется в естественных условиях, а ТМ обычно тесно связаны с матрицей силикатов и алюмината. Доли F1 и F2 для Cd (31.3%) и Pb (3.2%) были выше, чем для других ТМ, т.е. Cd и Pb легко выщелачивались из исходного S4.

В отвержденном образце S5 содержание F3 шести ТМ увеличилось на 20.4–67.1% и стало основной фракцией для Cd, Cu, Pb и Zn. Фракции F1 и F2 Cd и Pb значительно уменьшились, хотя для Cr и Ni наблюдалось некоторое увеличение.

После выщелачивания дистиллированной водой (естественный pH 12.25–13.57) наиболее биодоступная фракция Cd, Cr, Ni и Pb предпочтительно растворялась в фильтрате. Фракция F5 всех ТМ несколько увеличилась. При снижении конечных уровней pH от среднего (6.64–6.72) до низкого (1.39–1.46) биодоступные фракции F1 и F2 всех ТМ в остаточном S4 и Cd в остаточном S5 постепенно увеличиваются, например, для Cd при низком pH F1 до 18.8–29.3%. Но для остальных ТМ в остаточном S5 максимальные доли F1 и F2 наблюдались в условиях среднего pH.

Таким образом, после воздействия различных условий кислотного выщелачивания на образцы щелочной ЛЗ кратковременная выщелачиваемость ТМ подавлялась из-за увеличения фракции F5 в процессе более низкой кислотной коррозии. С увеличением силы кислоты обменная (F1) и связанная с карбонатами (F2) фракции увеличивались из-за возрастающей интенсивности кислотной коррозии минеральных матриц, содержащих ТМ. Следовательно, перераспределение химического состава ТМ после чрезвычайно кислой коррозии, особенно увеличение фракций F1 и F2, может повторно повысить уровни экологического риска от некоторых ТМ [9].

Использование хелатирующего агента для предварительной обработки ЛЗ в настоящее время является обычной практикой, однако трудно синхронно достичь идеального эффекта стабилизации для каждого ТМ в различных типах ЛЗ. Соответственно, совместное использование различных вяжущих и химических добавок может обеспечить лучший эффект обработки S/S для различных ТМ. Для практического применения следует также регулярно оптимизировать использование вяжущих и/или добавок в соответствии с содержанием и химическим составом ТМ обрабатываемой ЛЗ [9].

Индекс риска

Для оценки экологической опасности ТМ на основе процентной доли биодоступных обменной и карбонатной фракций (F1 и F2) широко используется так называемый индекс оценки риска RAC [9]. Уровень риска оценивается по пяти классам: <1% считается безопасным для окружающей среды, 1–10% — низкий риск, 11–30% — средний риск, 31–50% — высокий риск, >50% — очень высокий риск [9, 19].

На рис. 1 показано разнообразие влияния обработки и последующей кислотной коррозии ЛЗ на риск от различных ТМ. Так, для большинства исходных образцов ЛЗ значения RAC целевых ТМ представляли низкий риск. Но Zn и Cu характеризовались средним риском в S3, тогда как Cd в S3 и S4 и Ni в S1 и S2 представляли высокий риск [9].

После воздействия все более кислых условий на щелочную необработанную или отвержденную/стабилизированную ЛЗ не только высокое содержание Cu, Pb и Zn, но и в некоторой степени Cd с низким содержанием представляют потенциальную опасность для окружающей среды. Это обусловлено большими долями фракций F1 и F2 в исходной ЛЗ или их увеличением в остаточной ЛЗ после выщелачивания в сильнокислых условиях.

Предварительная S/S-обработка ЛЗ от СТКО не является окончательной защитой для обеспечения абсолютной безопасности ЛЗ при захоронении на полигоне отходов. В реальной ситуации ЛЗ, которая до захоронения классифицируется как представляющая более низкий уровень экологического риска, может со временем трансформироваться в условиях высокой кислотности. Это может быть обусловлено повышенной активностью протона, вызванной микроорганизмами полигона, атмосферным CO₂, кислотными дождями и/или сильным длительным вымыванием/выщелачиванием кислого фильтрата со свалки. Поэтому захороненная ЛЗ может представлять высокий или очень высокий риск для окружающей среды. Отвержденная/стабилизированная ЛЗ может постепенно стать опасной, если кислотные условия на полигоне не будут должным образом отслеживаться и регулироваться.

Хотя был рассмотрен широкий диапазон конечных значений pH (1–14), нельзя игнорировать сложность окружающей среды, состав ТКО и фильтрата на реальных полигонах. При том, что более кислые условия могут способствовать выщелачиванию ТМ из ЛЗ, высвободившиеся ТМ могут адсорбироваться, а затем захватываться ТКО (особенно старыми отходами) или почвами покрытия, и тогда эти металлы не будут мигрировать в окружающую среду с фильтратом. Таким образом, в будущих исследованиях основное внимание следует уделять таким экспериментам по выщелачиванию,

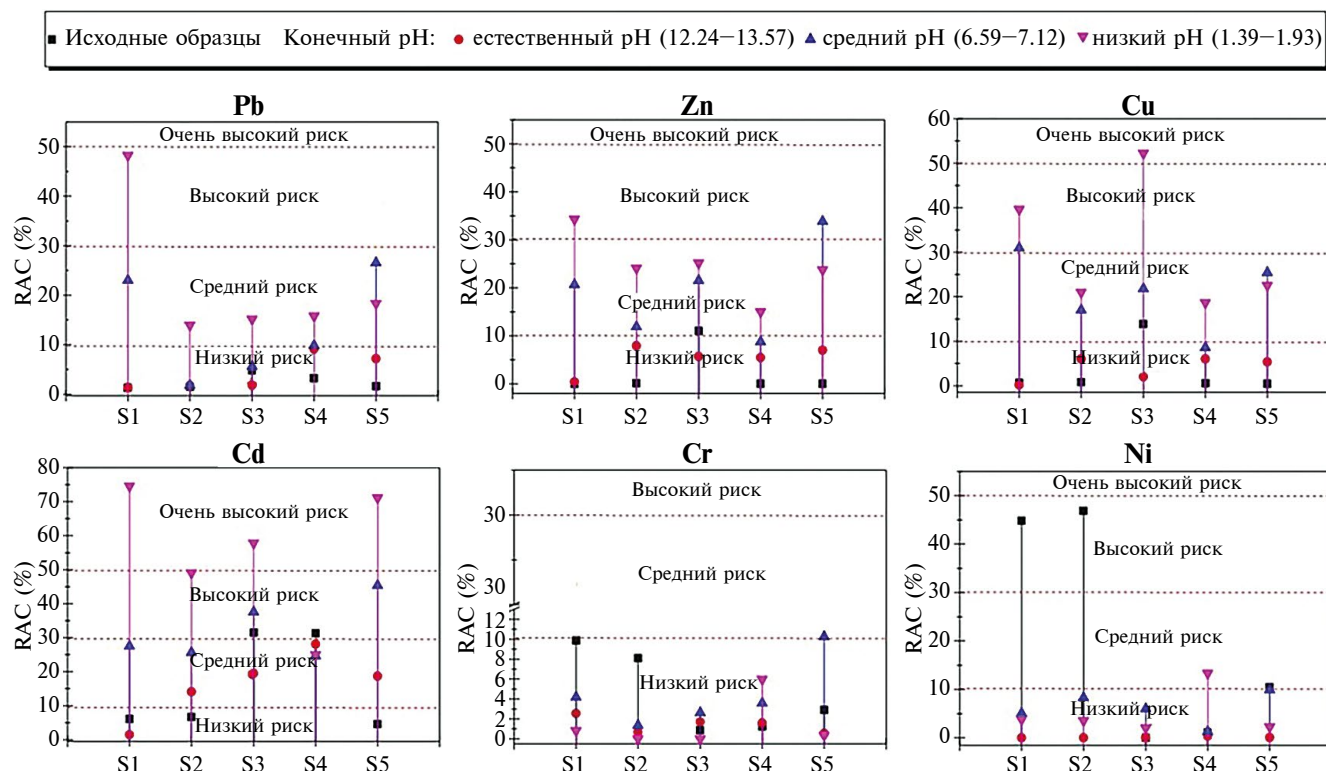


Рис. 1. Значения RAC для Pb, Zn, Cu, Cd, Cr и Ni в остаточных твердых частицах различных образцов ЛЗ (S1–S5) до и после экспериментов по выщелачиванию до конечного pH [9].

которые могут лучше моделировать реальные условия для ЛЗ на полигоне и должны включать многофакторные эксперименты (pH, окислительно-восстановительные условия, растворенное органическое вещество и т.д.) и эксперименты по совместному захоронению ТКО и ЛЗ [9].

ТЕРМИЧЕСКАЯ ОБРАБОТКА ЛЗ

Для ЛЗ от СТКО проводились отдельные исследования процесса *стекания* (см. [1]). Например, в [5] после термической обработки при 1100°C концентрация Pb в фильтрате снизилась ниже нормативного предела для захоронения отходов. Концентрация Cr при выщелачивании увеличилась, но не превысила предел. Однако авторы отметили значительное подавление роста *Escherichia coli* и *Staphylococcus aureus* во всех испытанных образцах, возможно, из-за их биотоксичности. Поэтому биосовместимость продуктов, полученных из ЛЗ от СТКО, требует тщательной проверки [25].

Остекловывание ЛЗ (см. [1]) эффективно снижает выщелачивание Cr, Cd и Pb [8, 10, 13]. В ЛЗ от СТКО основной стеклообразующий компонент (SiO_2) обычно составляет менее 35 масс.%, т.е. для увеличения содержания кремния в стекле может потребоваться добавление стеклобоя или чистых добавок. Авторы [13] получили из ЛЗ

инертные стекла с высоким содержанием опасных металлов путем добавления не менее 10 масс.% SiO_2 и 10 масс.% MgO . В [8] изучалось остекловывание ЛЗ, смесей ЛЗ со шлаком и стеклобоя. Все продукты из ЛЗ или смесей ЛЗ и добавок соответствовали критериям TCLP, однако остекловывание повысило выщелачивание Zn и Cu. Остекловывание ЛЗ довольно широко применяется в Японии (около 30–40 заводов) и других странах Азии. Также существует несколько заводов в Европе и США [11].

В настоящее время одной из самых стабильных и экологически безопасных признана технология *плавления* ЛЗ (см. [1]), распространенная в Японии и США [17].

ПРИМЕНЕНИЕ ЛЗ

В некоторых странах ЛЗ используется для *обратной засыпки в соляных шахтах*. Природные солевые месторождения практически не имеют гидравлического контакта с окружающими подземными водными объектами. Поэтому высвобождение загрязняющих веществ из ЛЗ затруднено в геологических масштабах времени, т.е. на миллионы лет. Содержание солей в ЛЗ в этом случае не вызывает беспокойства [11, 17]. В связи с хорошими геологическими условиями в регионе между городами Брауншвейг и Галле (Германия) в XIX и XX вв. было

основано множество соляных шахт. Из-за большого количества растворимых солей остатки АРС в общем подходят для обратной засыпки шахт, заменяя природные ресурсы, необходимые в противном случае. Этот метод хранения считается совершенно безопасным из-за геологической истории шахт.

В [25] представлены разнообразные современные способы использования ЛЗ при производстве строительных материалов, в дорожном строительстве, для рекультивации земель, обустройства покрытий для полигонов отходов, производства стеклокерамических материалов, адсорбентов для очистки сточных вод и газов, для извлечения полезных соединений и элементов из антропогенных запасов и др.

На полигонах отходов имеются средства защиты окружающей среды, такие как барьерный слой и система обработки фильтрата. Неблагоприятное воздействие на здоровье человека и окружающую среду, вызванное выщелачиванием ТМ из ЛЗ, можно хорошо контролировать. Если ЛЗ используется в качестве *покрытия для полигона*, то ее предварительная обработка, такая как просеивание, магнитная сепарация и разделение по размеру частиц, не требуется. Поэтому с позиций экономики, окружающей среды и технологии применение ЛЗ для покрытия полигона является очень хорошим выбором [17].

ЛЗ может быть заменой сырья при *производстве цемента*, поскольку содержит большое количество SiO_2 , Al_2O_3 и CaO . Однако, чтобы избежать высоких уровней ТМ и хлоридов в ЛЗ, предварительно используется ее промывание перед отверждением с цементом, что значительно повышает прочность на сжатие и снижает токсичность продуктов при выщелачивании. На основе технологии S/S ЛЗ может применяться в качестве замены цемента или в качестве заполнителя, но количество добавляемой ЛЗ следует тщательно контролировать, чтобы обеспечить безопасность процесса и качества продукции [17].

ЛЗ можно применять в качестве заменителя заполнителя при *производстве асфальта*. Так, в Нидерландах около 25% заполнителя в асфальте, используемом в дорожном строительстве, составляет ЛЗ от сжигания отходов. Этот подход применяется также в Японии, но с целью захоронения [12]. В США ЛЗ используется в строительстве дорог. Демонстрационные проекты в нескольких городах показали, что наилучшее содержание золы в герметизирующем слое или дорожном полотне составляет не более 20%; в слое износа — не более 15%. Было показано, что при правильном обращении зола, используемая в асфальте, не вызывает загрязнения окружающей среды [17].

Спекание ЛЗ от СТКО используется для производства различных видов продукции, например, *заполнителей бетона, керамической плитки, камня*

для дорожного покрытия. Например, в [6] изучалось производство керамической плитки из смесей глинистых материалов, известняка и ЛЗ от СТКО, где доля ЛЗ варьировала от 5 до 30 масс.%. Было показано, что спекание при температуре 960°C и выше дает плитку с приемлемыми механическими свойствами и низкой выщелачиваемостью Cd, Hg, Pb и Zn.

В [15] описано производство *адсорбента* из ЛЗ от СТКО путем гидротермической обработки. Адсорбент (со структурой, подобной цеолиту) имел ВЕТ-площадь поверхности 40.12 м²/г и показал высокую адсорбционную способность для Cu (32.05 мг/г), а также для смеси катионов ТМ (Cd, Cu, Mn, Ni, Pb и Zn, общая адсорбционная способность 101 мг/г).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Летучая зола от сжигания твердых коммунальных отходов содержит много тяжелых металлов и других токсичных веществ и сама представляет собой опасные отходы, поэтому требуются соответствующая ее обработка перед захоронением или использованием и оценка риска для окружающей среды. Основная цель обработки — снизить выщелачивание загрязнителей в условиях окружающей среды до допустимых уровней.

Во всем мире применяются или были предложены порядка 20–30 технологий обработки ЛЗ от СТКО. Среди них — промывание, карбонизация, извлечение и восстановление ТМ (экстрагирование различными реагентами, биовыщелачивание, электрохимические методы), химическая стабилизация, отверждение (путем внесения различных добавок), термическая обработка (спекание, остекловывание, плавление). Рассмотрено влияние этих обработок на выщелачивание ТМ, в частности, в условиях возможной кислотной коррозии на полигоне. Показано, что при этом разные металлы характеризуются различным, в том числе и противоположным поведением в зависимости как от вида обработки, так и от условий рН.

Для оценки опасности выщелачивания ТМ для окружающей среды используется так называемый код оценки риска RAC, основанный на определении доли биодоступных фракций ТМ в ЛЗ. Этот индекс также показал большие различия во влиянии обработок и кислотной коррозии на риск для разных ТМ. В реальной ситуации ЛЗ, которая до захоронения характеризуется низким уровнем риска для конкретного металла, может со временем, после воздействия условий высокой кислотности, трансформироваться и обусловить значительный риск. Поэтому перед принятием решения об обработке, захоронении или использовании ЛЗ необходимо тщательно исследовать поведение каждого из содержащихся в ней токсич-

ных элементов при выщелачивании в различных возможных условиях окружающей среды.

После соответствующей обработки ЛЗ можно использовать для обратной засыпки в соляных шахтах, при производстве строительных материалов, в дорожном строительстве, для рекультивации земель, обустройства покрытий полигонов отходов, производства стеклокерамических материалов, адсорбентов для очистки сточных вод и газов и др.

Отдельной проблемой, помимо ТМ, является присутствие в ЛЗ диоксинов и других стойких органических загрязнителей. Их обезвреживание требует особых методов и будет рассмотрено в дальнейшем.

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

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Юганова Т.И., Путилина В.С. Остатки от сжигания твердых коммунальных отходов: состав, выщелачивание загрязнителей подземных вод, обработка для уменьшения воздействия на окружающую среду // Геоэкология. 2023. №5. С. 65–78.
2. Юганова Т.И., Путилина В.С. Летучая зола сжигания твердых коммунальных отходов: виды, состав, выщелачивание тяжелых металлов // Геоэкология. 2024. №3. С. 71–87.
3. Council Decision of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC. European Council (2003/33/EC). *Official Journal of the European Communities*, 2003, L 11, pp. 27–49. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:2003:011:FULL&from=EN> (accessed 29.04.2024).
4. Funari V., Makinen J., Salminen J. et al. Metal removal from municipal solid waste incineration fly ash: a comparison between chemical leaching and bioleaching. *Waste Management*, 2017, vol. 60, pp. 397–406.
5. Gong B., Deng Y., Yang Y. et al. Solidification and biotoxicity assessment of thermally treated municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash. *Int. Journal of Environmental Research & Public Health*, 2017, vol. 14, no. 6, article 626, 10 p.
6. Haiying Z., Youcai Z., Jingyu Q. Study on use of MSWI fly ash in ceramic tile. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, vol. 141, no. 1, pp. 106–114.
7. Iretskaya S., Nzihou A., Zahraoui C., Sharrock P. Metal leaching from MSW fly ash before and after chemical and thermal treatments. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 1999, vol. 18, no. 2, pp. 144–148.
8. Li C.-T., Huang Y.-J., Huang K.-L., Lee W.-J. Characterization of slags and ingots from the vitrification of municipal solid waste incineration ashes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2003, vol. 42, no. 11, pp. 2306–2313.
9. Li W., Sun Y., Huang Y., Shimaoka T. et al. Evaluation of chemical speciation and environmental risk levels of heavy metals during varied acid corrosion conditions for raw and solidified/stabilized MSWI fly ash. *Waste Management*, 2019, vol. 87, pp. 407–416.
10. Luo H., Cheng Y., He D., Yang E.-H. Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 668, pp. 90–103.
11. Management of APC Residues from W-t-E Plants. An overview of management options and treatment methods: Second edition / T. Astrup, ISWA (The International Solid Waste Association). 2008, 116 p. URL: https://books.google.com/books/about/Management_of_APC_Residues_from_W_t_E_Pl.html?id=WGh9XwAACAAJ (дата обращения 29.04.2024).
12. Municipal solid waste incinerator residues / IAWG (International Ash Working Group: A.J. Chandler, T.T. Eighmy, O. Hartlén, et al.). Amsterdam, Elsevier Science, 1997. 973 p. (Studies in Environmental Science. Vol. 67). URL: <https://www.elsevier.com/books/municipal-solid-waste-incinerator-residues/chandler/978-0-444-82563-6> (accessed 29.04.2024).
13. Park Y.J., Heo J. Vitrification of fly ash from municipal solid waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, 2002, vol. 91, no. 1–3, pp. 83–93.
14. Petrlik J., M.S., Ryder R.A. After Incineration: The Toxic Ash Problem: Report / IPEN Dioxin, PCBs and Waste Working Group. Prague, Manchester, 2005, 59 p. URL: https://ipen.org/sites/default/files/documents/After_incineration_the_toxic_ash_problem_2015.pdf (accessed 29.04.2024).
15. Qiu Q.L., Jiang X.G., Lv G.J., Chen Z.L. et al. Adsorption of heavy metal ions using zeolite materials of municipal solid waste incineration fly ash modified by microwave-assisted hydrothermal treatment. *Powder Technology*, 2018, vol. 335, pp. 156–163.
16. Quina M.J., Bordado J.C., Quinta-Ferreira R.M. Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: An overview. *Waste Management*, 2008, vol. 28, no. 11, pp. 2097–2121.
17. Sun X., Li J., Zhao X., Zhu B., Zhang G. A review on the management of municipal solid waste fly ash in American. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, vol. 31, pp. 535–540.
18. Sun Y.Y., Xu C.B., Yang W.J., et al. Evaluation of a mixed chelator as heavy metal stabilizer for municipal solid-waste incineration fly ash: behaviors and mechanisms. *Journal of the Chinese Chemical Society*, 2019, vol. 66, no. 2, pp. 188–196.
19. Sundaray S.K., Nayak B.B., Lin S., Bhatta D. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments — A case study: Mahanadi basin, India. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 186, no. 2–3, pp. 1837–1846.
20. Technical Assistance Document for Complying with the TC Rule and Implementing the Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP): EPA-902-B-94-001. 1994, 182 p. URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/tclp-1994_0.pdf (accessed 29.04.2024).
21. Testing of Residues from Incineration of Municipal Solid Waste: Science report P1-494/SR2 / Environment Agency, UK. 2004, 126 p. URL: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290379/scho0105bijb-e-e.pdf (accessed 29.04.2024).

22. Toxicity characteristic leaching procedure: Method 1311 / United States Environmental Protection Agency. 1992. 35 p. URL: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-1311-toxicity-characteristic-leaching-procedure> (accessed 29.04.2024).
23. Wang W.X., Gao X.P., Li T.H. et al. Stabilization of heavy metals in fly ashes from municipal solid waste incineration via wet milling. *Fuel*, 2018, vol. 216, pp. 153–159.
24. Weibel G., Eggenberger U., Schlumberger S., Mäder U.K. Chemical associations and mobilization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incineration. *Waste Management*, 2017, vol. 62, pp. 147–159.
25. Wong S., Mah A.X.Y., Nordin A.H. et al. Emerging trends in municipal solid waste incineration ashes research: a bibliometric analysis from 1994 to 2018. *Environmental Science & Pollution Research*, 2020, vol. 27, no. 8, pp. 7757–7784.
26. Yakubu Y., Zhou J., Shu Z., et al. Potential application of pre-treated municipal solid waste incineration fly ash as cement supplement. *Environmental Science & Pollution Research*, 2018, vol. 25, no. 16, pp. 16167–16176.

FLY ASH FROM MUNICIPAL SOLID WASTE INCINERATION: PROCESSING, LANDFILL PERMISSION AND APPLICATION POSSIBILITIES

T. I. Yuganova^{a,#}, V. S. Putilina^{a,##}

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

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

^{##}*E-mail: vputilina@yandex.ru*

The paper considers approaches to treating fly ash (FA) from municipal solid waste incineration, which contains many heavy metals (HM), being itself a hazardous waste. The methods for treating FA before disposal or its use for reducing HM leaching into the environment are described. The leaching process is compared from untreated, stabilized and solidified fly ash under various possible conditions of acidic corrosion possible in the landfill body. The change in the hazard from different HMs with the evolution of these conditions is assessed. The possibilities of using fly ash after appropriate treatment are described.

Keywords: fly ash from MSW incineration, heavy metals, leaching, washing, carbonization, extraction, bioleaching, chemical stabilization, solidifying, sintering, vitrification, melting, risk assessment, fly ash application

REFERENCES

1. Yuganova, T.I., Putilina, V.S. [Residues from municipal solid waste incineration: composition, groundwater pollutant leaching, treatment to reduce environmental impact]. *Geokologiya*, 2023, no.5, pp. 65–78. (in Russian)
2. Yuganova, T.I., Putilina, V.S. [Fly ash from municipal solid waste incineration: types, composition, leaching of heavy metals]. *Geokologiya*, 2024, pp. 71–87. (in Russian)
3. Council Decision of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC. European Council (2003/33/EC). *Official Journal of the European Communities*. 16.1.2003, L 11, pp. 29–49. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:2003:011:FULL&from=EN> (accessed 29.04.2024).
4. Funari, V., Makinen, J., Salminen, J. et al. Metal removal from municipal solid waste incineration fly ash: a comparison between chemical leaching and bioleaching. *Waste Management*, 2017, vol. 60, pp. 397–406.
5. Gong, B., Deng, Y., Yang, Y. et al. Solidification and biotoxicity assessment of thermally treated municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash. *International Journal of Environmental Research & Public Health*, 2017, vol. 14, no. 6, article 626.
6. Haiying Z., Youcai Z., Jingyu Q. Study on use of MSWI fly ash in ceramic tile. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, vol. 141, no. 1, pp. 106–114.
7. Iretskaya, S., Nzihou, A., Zahraoui, C., Sharrock P. Metal leaching from MSW fly ash before and after chemical and thermal treatments. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 1999, vol. 18, no. 2, pp. 144–148.
8. Li, C.-T., Huang, Y.-J., Huang, K.-L., Lee, W.-J. Characterization of slags and ingots from the vitrification of municipal solid waste incineration ashes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2003, vol. 42, no. 11, pp. 2306–2313.
9. Li, W., Sun, Y., Huang, Y., Shimaoka, T. et al. Evaluation of chemical speciation and environmental risk levels of heavy metals during varied acid corrosion conditions for raw and solidified/stabilized MSWI fly ash. *Waste Management*, 2019, vol. 87, pp. 407–416.
10. Luo, H., Cheng, Y., He, D., Yang, E.-H. Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 668, pp. 90–103.
11. Management of APC Residues from W-t-E Plants. An overview of management options and treatment methods: Second edition. T. Astrup, ISWA -The International Solid Waste Association, 2008, 116 pp. URL: https://books.google.com/books/about/Management_of_APC_Residues_from_W_t_E_Pl.html?id=WGh9XwAACAAJ (accessed 29.04.2024).
12. Municipal solid waste incinerator residues. In: IAWG - International Ash Working Group: A.J. Chandler, T.T., Eighmy, O., Hartlén, D. et al. Amsterdam: Elsevier Science, 1997, 973 pp. (*Studies in Environmental Science*. Vol. 67).

- URL: <https://www.elsevier.com/books/municipal-solid-waste-incinerator-residues/chandler/978-0-444-82563-6> (accessed 29.04.2024).
13. Park, Y.J., Heo, J. Vitrification of fly ash from municipal solid waste incinerator. *Journal of hazardous materials*, 2002, vol. 91, no. 1–3, pp. 83–93.
 14. Petrлік, J., M.S., Ryder, R.A. After incineration: the toxic ash problem: Report / IPEN Dioxin, PCBs and Waste Working Group, Prague, Manchester, 2005, 59 pp. URL: https://ipen.org/sites/default/files/documents/After_incineration_the_toxic_ash_problem_2015.pdf (accessed 29.04.2024).
 15. Qiu, Q.L., Jiang, X.G., Lv, G.J., Chen, Z.L. et al. Adsorption of heavy metal ions using zeolite materials of municipal solid waste incineration fly ash modified by microwave-assisted hydrothermal treatment. *Powder Technology*, 2018, vol. 335, pp. 156–163.
 16. Quina, M.J., Bordado, J.C., Quinta-Ferreira, R.M. Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: An overview. *Waste Management*, 2008, vol. 28, no. 11, pp. 2097–2121.
 17. Sun, X., Li, J., Zhao, X., Zhu, B., Zhang, G. A review on the management of municipal solid waste fly ash in American. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, vol. 31, pp. 535–540.
 18. Sun, Y.Y., Xu, C.B., Yang, W.J. et al. Evaluation of a mixed chelator as heavy metal stabilizer for municipal solid-waste incineration fly ash: behaviors and mechanisms. *Journal of the Chinese Chemical Society*, 2019, vol. 66, no. 2, pp. 188–196.
 19. Sundaray, S.K., Nayak, B.B., Lin, S., Bhatta, D. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments — A case study: Mahanadi basin, India. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 186, no. 2–3, pp. 1837–1846.
 20. Technical assistance document for complying with the TC rule and implementing the toxicity characteristic leaching procedure (TCLP): EPA-902-B-94-001, 1994, 182 pp. URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/tclp-1994_0.pdf (accessed 29.04.2024).
 21. Testing of residues from incineration of municipal solid waste: Science report P1-494/SR2 / Environment Agency, UK, 2004, 126 pp. URL: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290379/scho0105bijb-e-e.pdf (accessed 29.04.2024).
 22. Toxicity characteristic leaching procedure: Method 1311 / United States Environmental Protection Agency, 1992, 35 pp. URL: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-1311-toxicity-characteristic-leaching-procedure> (accessed 29.04.2024).
 23. Wang, W.X., Gao, X.P., Li, T.H. et al. Stabilization of heavy metals in fly ashes from municipal solid waste incineration via wet milling. *Fuel*, 2018, vol. 216, pp. 153–159.
 24. Weibel, G., Eggenberger, U., Schlumberger, S., Mäder, U.K. Chemical associations and mobilization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incineration. *Waste Management*, 2017, vol. 62, pp. 147–159.
 25. Wong, S., Mah, A.X.Y., Nordin, A.H., et al. Emerging trends in municipal solid waste incineration ashes research: a bibliometric analysis from 1994 to 2018. *Environmental Science & Pollution Research*, 2020, vol. 27, no. 8, pp. 7757–7784.
 26. Yakubu, Y., Zhou, J., Shu, Z. et al. Potential application of pre-treated municipal solid waste incineration fly ash as cement supplement. *Environmental Science & Pollution Research*, 2018, vol. 25, no. 16, pp. 16167–16176.

ГРУНТОВЕДЕНИЕ И МЕХАНИКА ГРУНТОВ

УДК 624.131.543

АНАЛИЗ ИЗМЕНЕНИЙ НАПРЯЖЕННО-ДЕФОРМИРОВАННОГО СОСТОЯНИЯ В ТОЧКЕ ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЫ

© 2025 г. Г. П. Постоев

*Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева Российской академии наук (ИГЭ РАН),
Уланский пер. 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия*

E-mail: postoev.german@yandex.ru

Поступила в редакцию 19.08.2024 г.

После доработки 19.12.2024 г.

Принята к публикации 20.02.2025 г.

В природных условиях формирование напряженно-деформированного состояния (НДС) геологической среды происходит по закону Кулона—Мора (в главных напряжениях). В каждой ее точке под давлением от веса вышележащих грунтов создается давление (литосферное, по аналогии с атмосферным). Обеспечение стабилизации состояния грунта в точке геологической среды происходит в результате самоорганизации НДС в соответствии с законом Кулона—Мора, увязывающего давления и прочность грунта в данной точке. Проведены сопоставление и анализ НДС грунтов в образцах при лабораторных испытаниях на компрессионное сжатие (с определением действующих давлений, характеристик прочности грунта) и в природных условиях в точке массива. Рассмотрены условия создания предельного состояния и проявления разрушающих деформаций грунта в точке.

Ключевые слова: *напряженно-деформированное состояние, закон Кулона—Мора, самоорганизация, давление в точке, коэффициент бокового давления, структурная прочность, критерий предельного состояния, диссипативная геологическая структура*

DOI: 10.31857/S0869780925010074 EDN: DODFTY

ВВЕДЕНИЕ

К числу важнейших вопросов механики грунтов, инженерной геологии, грунтоведения и геоэкологии относятся формирование напряженно-деформированного состояния (НДС) в литосфере (массиве грунта), определение прочности грунтов, выявление условий возникновения предельного состояния и прогноз развития разрушительных деформаций грунтов. Для их разрешения при проведении инженерных изысканий выявляются особенности инженерно-геологических условий исследуемой территории, включая геологическое строение, рельеф и гидрогеологические условия, физико-механические свойства грунтов, исходное НДС массива и опасные геологические процессы.

Исходное НДС в грунтах литосферы формируется под действием сил земного тяготения. Каждая точка массива воспринимает давление от веса вышележащих грунтов, но, кроме того, точки взаимодействуют между собой, вызывая локальное

повышение или понижение давления в грунте. В исходном состоянии грунтовый массив в поле напряжений Земли находится в условиях компрессионного сжатия. Согласно канонам механики грунтов, как и в испытаниях грунта на компрессионных приборах, должно соблюдаться условие невозможности боковых деформаций грунта, находящегося под действием вертикального давления. В соответствии с этим НДС грунта в точке принято увязывать со степенью его исходного уплотнения [4]. Но при этом не учитывается прочность структурных связей грунта. Действительно плотность грунта является одной из важнейших характеристик его состояния. Однако в законе Кулона—Мора (в главных напряжениях), характеризующем состояние в точке, параметры, определяющие степень плотности грунта, с выделением, например, нормально уплотненных или переуплотненных грунтов, отсутствуют, что может сказываться на достоверности результатов оценки НДС грунтовых массивов.

Ниже приводится анализ формирования по законам физики НДС грунта в точке и в массиве в целом, условий образования предельного состояния по схеме компрессионного сжатия в образце и массиве, подготовки разрушительных деформаций.

ЗАКОН КУЛОНА—МОРА — ЗАКОН ФИЗИКИ

Формирование НДС в природных оболочках Земли (литосфере, атмосфере и гидросфере) в поле тяготения Земли происходит в соответствии с законами физики. В атмосфере и гидросфере в каждой точке среды формируется и действует, в соответствии с законом Паскаля, давление в точке, равное давлению от веса вышележащего столба воздуха или соответственно воды.

В литосфере (геологической среде) горная порода (грунт) обладает прочностью структурных связей и трением. Соответственно формирование стабилизированного давления в точке происходит по закону Кулона—Мора, в котором учитываются особенности грунта [11]:

$$\frac{p_i}{\gamma Z_i \sigma_{str,i}} = \operatorname{tg}^2 \left(45 \frac{\varphi_i}{2} \right), \quad (1)$$

где p_i — проявившееся стабилизированное давление в точке массива, одинаковое во всех направлениях; γ — среднее значение удельного веса грунтов, залегающих над рассматриваемой точкой; Z_i — глубина залегания точки; $\sigma_{str,i}$ и φ_i — прочность структурных связей и угол внутреннего трения грунта в точке на глубине Z_i .

Часть давления от веса грунтов над i -й точкой компенсируется прочностью структурных связей

и трением в грунте, а оставшаяся доля проявляется по (1) в виде давления p_i .

По аналогии с атмосферным, природное давление p_i в точке геологической среды можно назвать **литосферным давлением**.

Формирование стабилизированного давления p_i в точках происходит как **самоорганизация исходного состояния (самоорганизация при эволюционном изменении НДС)** до достижения стабилизации состояния грунта. Любое изменение того или иного параметра в (1) вызывает соответствующие изменения других составляющих уравнения.

Давление p_i может рассматриваться как **интегральный параметр состояния и прочности грунта в точке**, которому соответствуют, согласно закону Кулона—Мора, стабилизированные значения: структурной прочности, сцепления и угла внутреннего трения.

Закон Кулона—Мора в лабораторных испытаниях

Значение давления грунта p_i в точке может быть определено при лабораторных испытаниях образца грунта на компрессионное сжатие (рис. 1), если прочность грунта в образце будет соответствовать прочности грунта в i -й точке массива.

Когда осевое давление σ_1 на верхний штамп прибора достигает значения вертикального давления γZ_i от веса вышележащих грунтов над i -й точкой в массиве, измеряемое давление грунта на стенку корпуса прибора (см. рис. 1) составит:

$$p_i = \sigma_3 = (\sigma_{1i} - \sigma_{sr}) \operatorname{tg}^2 (45 - \varphi_i / 2). \quad (2)$$

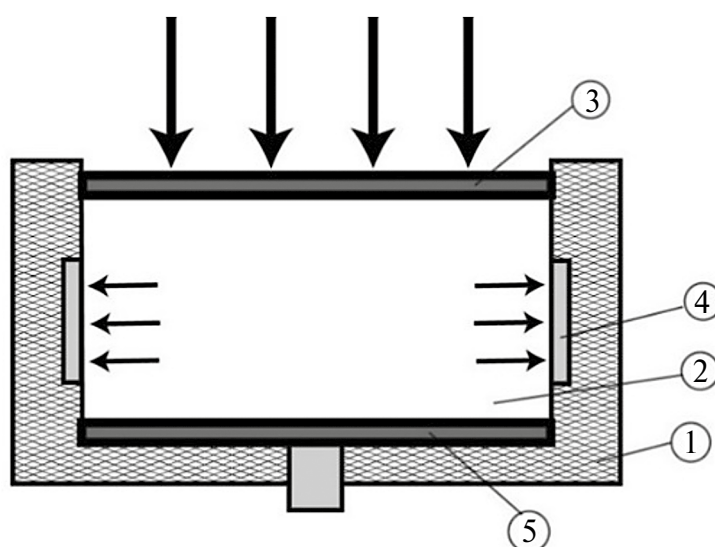


Рис. 1. Принципиальная схема осевого сжатия грунта в условиях невозможности бокового расширения с измерением реактивного бокового давления: 1 — жесткая стенка камеры устройства; 2 — образец грунта; 3 — верхний штамп; 4 — устройство для измерения реактивного бокового давления; 5 — нижний штамп.

Таким образом, компрессионные испытания позволяют получить значения давлений (наибольшего σ_1 и наименьшего σ_3), действующих на грунт в образце, для выражения закона Кулона—Мора в известных формулах в главных напряжениях:

$$\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{\sigma_1 + \sigma_3 + 2c \cdot \operatorname{ctg} \varphi} = \sin \varphi$$

или
$$\frac{\sigma_3}{\sigma_1 - \sigma_{str}} = \operatorname{tg}^2(45 - \varphi/2). \quad (3)$$

В результате компрессионных испытаний связного грунта также могут быть получены значения коэффициента бокового давления и структурной прочности грунта (рис. 2).

Тангенс угла наклона линейной части графика зависимости $\sigma_3 = f(\sigma_1)$ равен $\operatorname{tg}^2(45 - \varphi_i/2)$, а по продолжению ее до оси абсцисс определяется структурная прочность σ_{str} . Таким образом, по полученным данным (σ_{1i} , σ_{3i} и σ_{str}) могут быть определены значения характеристик прочности грунта: $\sigma_{str,i}$, φ_i , c_i , в соответствии с формулами (3).

Боковое давление σ_3 профессор Е.И. Медков называл боковым распором [5], имея ввиду, что наибольшее давление σ_1 вызывает раздавливание грунта в образце. Возникающие напряжения после преодоления вертикальным давлением прочности структурного каркаса (т.е. прочности материала на одноосное сжатие) переориентируются на деформирование грунта (проявление аналогичного атмосферному давлению) в стороны от оси (см. рис. 1). В испытании на компрессионное сжатие боковое давление σ_3 измеряется как реакция (отпор) на проявление бокового распора грунта в образце.

Аналогично, в точке массива действует литосферное давление, и, в соответствии с законом

Кулона—Мора, грунт в соседних точках оказывает реактивный отпор по отношению к ней. То есть литосферное давление в точке передается на соседние точки, формируя равновесное состояние между давлениями распора и отпора.

СТРУКТУРНАЯ ПРОЧНОСТЬ И ЕЕ РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ НДС В ТОЧКЕ

Прочность структурных связей (структурного каркаса) в связных грунтах имеет большое значение [7]. Если в формулах (3) принять, что $\sigma_3 = 0$, то получим:

$$\sigma_{1i} = \sigma_{str} = 2c \cdot \operatorname{tg}(45 + \varphi_i/2). \quad (4)$$

Следует отметить, что выражение (3) получено У.Дж. Ренкином еще в 1856 г. [3]. Е.И. Медков в методике испытаний на стабилометре М2 предлагал определять σ_{str} по графику (см. рис. 2) [5]. По данным испытаний для линейной части графика структурная прочность определяется по известным данным σ_{1i} , σ_{3i} и φ , из выражения:

$$\sigma_{str} = \sigma_{1i} - \sigma_{3i}/\operatorname{tg}^2(45 - \varphi_i/2). \quad (5)$$

Однако в испытаниях грунта на компрессионное сжатие с измерением бокового давления структурная прочность может быть получена и без построения графика зависимости $\sigma_3 = f(\sigma_1)$, учитывая, что при значениях осевого давления, превышающих структурную прочность, отношение приращений измеряемых давлений становится постоянной величиной [8]:

$$\Delta\sigma_3/\Delta\sigma_1 = m_i, \quad (6)$$

где m_i — коэффициенты бокового давления, $m_i = \operatorname{tg}^2(45 - \varphi_i/2)$.

В соответствии с (2), структурная прочность грунта в значительной мере определяет величину литосферного давления p_i , которое проявляется в точке массива на глубине Z_i . То есть $\sigma_{str,i}$ — это доля давления σ_{1i} , которая “поглощается” сопротивлением структурных связей.

При формировании НДС в точке в условиях компрессионного сжатия мобилизация прочности грунта по мере восприятия вертикального давления происходит постепенно. Это видно из графика зависимости $\sigma_3 = f(\sigma_1)$. Процесс роста сопротивления структурных связей под давлением $\sigma_1 \approx \sigma_{str}$ на графике (см. рис. 2) представлен криволинейной линией, но точка перелома, определяющая предел прочности грунта в точке, — предельное давление на грунт, которое он может выдержать в отсутствие поддержки или окружающего грунта (в массиве) или стенок одометра (при испытании образца в ла-

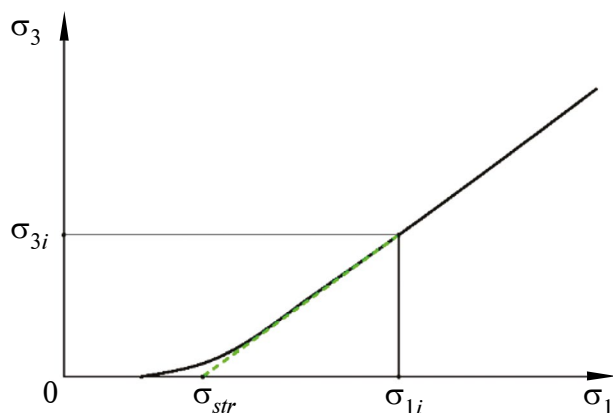


Рис. 2. График зависимости между боковым σ_3 и осевым σ_1 давлениями при компрессионном сжатии связного грунта.

боратории) — находится на пересечении линейной части графика и оси абсцисс (σ_{str}). При этом указанное предельное давление учитывает как сцепление (c), так и трение (ϕ). Практически σ_{str} может рассматриваться как предельное давление на одноосное сжатие [7].

Несомненно, что проявление структурной прочности выявляется и по перелому на компрессионной кривой, в соответствии с ГОСТ 12248-96 [1]. Однако, как и при применении закона Кулона—Мора, предпочтительнее определять структурную прочность по изменению напряженного состояния в точке (образце), т.е. по величинам давлений.

Следует иметь в виду, что предельное вертикальное давление на грунт, при котором полностью держится нагрузка (без проявления бокового давления) за счет прочности минерального каркаса (т.е. структурной прочности σ_{str}), учитывает и сцепление, и трение, согласно (4).

ЗАКОН КУЛОНА—МОРА И ПРЕДЕЛЬНОЕ НАПРЯЖЕННОЕ СОСТОЯНИЕ (ОГИБАЮЩАЯ КРУГОВ МОРА)

В естественных (природных) условиях, как отмечено выше, вертикальное давление γZ_i от веса столба грунта над точкой создает по закону Кулона—Мора литосферное давление p_i в точке. Это НДС в точке может быть отражено соответствующим кругом Мора на графике сдвига (рис. 3), с точками p_i и γZ_i на оси абсцисс. При этом первый круг Мора, проходящий через начало координат, определяет на оси абсцисс точку σ_{str} — предельное давление на грунт (соответствует структурной прочности данного грунта), при котором вся нагрузка воспринимается структурным каркасом, т.е. не возникает боковое давление ($\sigma_3 = p_i = 0$).

Второй круг Мора опирается на точки p_i и γZ_i . На диаграмме сдвига два круга Мора характеризуют НДС в точке на глубине Z_i , когда наибольшее вертикальное давление (от веса столба грунтов над точкой) равно $\sigma_1 = \gamma Z_i$, а в точке формируется литосферное давление (естественное стабилизированное давление p_i в грунте) в соответствии с характеристиками прочности грунта, согласно (4) — (6): $\sigma_{str,i}$, ϕ , c .

Точки на глубине Z_i взаимодействуют между собой. И соседние точки, вертикальное давление на грунт в которых может быть ниже, чем в i -й точке, могут вызвать снижение давления p_i и в рассматриваемой точке [10]. При постепенном (эволюционном) изменении НДС в точке каких-либо разрушительных деформаций грунта не происходит. Поскольку грунт в точке сохраняет исходную прочность, то снижение литосферного давления, согласно закону Кулона—Мора, обуславливает уменьшение вертикального давления в точке на глубине Z_i и формируется новое НДС с измененными (пониженными) значениями действующих давлений (вертикального и литосферного). Изменение состояния в точке происходит в процессе самоорганизации формирования НДС массива в поле земного тяготения что происходит, например, в массиве вблизи склона [10].

Таким образом, литосферное давление определяет нижний предел ($\sigma_{min} = p_i$, см. рис. 3) сохранения стабилизированного состояния в точке при вертикальном давлении $\sigma_1 = \gamma Z_i$. Огибающая кругов Мора фиксирует структурную прочность по кругу Мора, проходящему через начало координат, и стабилизированные значения угла внутреннего трения и сцепления данного грунта на глубине Z_i .

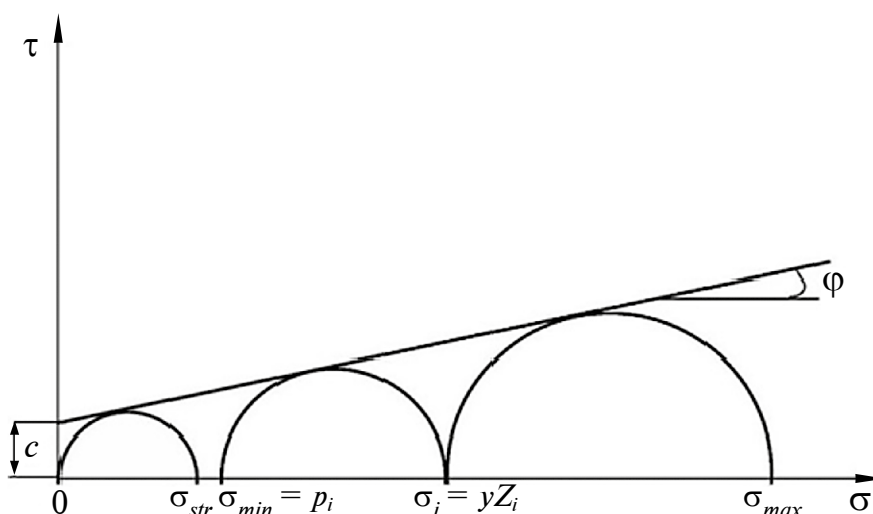


Рис. 3. Графическое представление на диаграмме сдвига характеристик прочности грунта в точке и предельных давлений для стабилизированного состояния по закону Кулона—Мора.

Вместе с тем анализ формирования НДС грунта в точке по закону Кулона—Мора показывает, что внешнее (для точки) горизонтальное воздействие на грунт может создавать значительно большее напряжение в грунте, чем p_i (пассивное состояние). При этом возможное предельное давление в грунте, в условиях сохранения исходных величин давления γZ_i и характеристик $\sigma_{str,i}$, φ_i , c_i , принимает значение $\sigma_{\max}$. Горизонтальное давление, воздействующее на точку, меньшее значения $\sigma_{\max}$, но большее γZ_i , мобилизует в точке только часть прочности грунта (снижается мобилизация трения: уменьшается угол φ) с обеспечением устойчивого состояния.

Итак, в грунте, в точке массива в поле земного тяготения под давлением γZ_i от веса столба грунтов над точкой создается литосферное давление $\sigma_{\min} = p_i$ — нижний предел для данных условий стабилизированного состояния грунта. Верхним пределом давления в точке является внешнее горизонтальное давление $\sigma_{\max}$ на грунт, когда наименьшее напряжение по Кулону—Мору — это вертикальное давление “столба” $\gamma Z_i = \text{const}$.

Принимая значение вертикального давления γZ_i в качестве наибольшего или наименьшего в оценке НДС по закону Кулона—Мора, можно определить предельные значения давления в грунте для стабилизированного его состояния. Следует отметить, что в процессе **самоорганизации формирования НДС массива** (в период перехода от исходного НДС к новому состоянию грунта), изменения значений давления в грунте могут приводить к изменениям величин φ , и c_i , причем в большей мере происходит изменение угла внутреннего трения. В условиях **компрессионного сжатия в массиве** структурная прочность грунта в точке остается постоянной до возникновения разрушительных деформаций структурных связей.

Вместе с тем в лабораторных исследованиях результаты испытаний грунта, представленные в соответствии с рис. 3, трактуются как условия предельного равновесия [2, 13]. И действительно так. В условиях компрессионного сжатия образца грунта в приборе каждый круг Мора с главными напряжениями σ_3 и σ_1 , касающийся огибающей, определяет предельное состояние грунта в компрессионном приборе (при данных давлениях). Малейшее снижение величины σ_3 при $\sigma_1 = \text{const}$, приводит к немедленному развитию разрушительных деформаций грунта.

В естественных условиях любое изменение одного из давлений на грунт в точке массива (при неизменной прочности грунта), в соответствии с законом Кулона—Мора, приводит к изменению и второго давления для достижения стабилизированного состояния грунта в процессе самоорганизации его НДС.

Следовательно лабораторные испытания грунта на компрессионное сжатие позволяют определить стабилизированные значения характеристик прочности грунта (при $\sigma_{1,i} = \gamma Z_i$), моделируя текущее стабилизированное (но не предельное) состояние грунта в точке массива на глубине Z_i .

Пример расчета НДС грунтового массива

Используем данные о свойствах грунтов, представленные в СП 50-101-2004, таблицы Г1 и Г2¹. Принимаем, что грунты на исследуемой территории залегают на глубине 10 м, требуется оценить НДС и определить давление в точках массива на этой глубине. Принимаем также, что среднее значение удельного веса грунтовой толщи до глубины 10 м составляет $\gamma = 20 \text{ кН/м}^3$. Тогда давление от веса грунтов на точки на рассматриваемом горизонте составит $\gamma Z_i = 200 \text{ кПа}$.

Расчеты выполнены с использованием формул (1), (2), (5) и (6). Исходные данные и результаты расчетов приведены в табл. 1. Для песков среднее значение литосферного давления составило $p_{cp} = 43.7 \text{ кПа}$.

Наибольший вклад в результаты вычислений давления вносит значение угла внутреннего трения (φ). Чем выше величина φ грунта, тем ниже давление в точке: для гравелистого и крупного песка $p_{\min} < 43.7 \text{ кПа}$. Для мелкого и пылеватого песков снижается в результатах расчетов вклад трения (угол φ), но повышается сцепление и соответственно структурная прочность грунта. Все же для песков главным фактором, обуславливающим величину давления в точке на глубине Z_i , т.е. при вертикальном давлении γZ_i , является трение между частицами.

В глинистых грунтах определяющую роль в формировании давления в точке играет структурная прочность. Чем больше структурная прочность грунта, тем меньше значение давления в точке. То есть при формировании НДС большую часть давления γZ_i берет на себя структурный каркас грунта (см. глины, в нижних строчках табл. 1), соответственно в точке давление уменьшается по сравнению с другими грунтами.

Что происходит в песчаных грунтах? Чем больше пористость (т.е. грунт менее плотный), тем больше давление p в точке. Но здесь проявляется зависимость между плотностью грунта и углом внутреннего трения. С увеличением пористости (коэффициента пористости) уменьшается значение угла φ . Соответственно возрастает коэффициент бокового давления m . Получается, что и в песках, как это следует из закона Кулона—Мора, основное значение для формирования НДС в точке также имеет прочность грунта, в частности, характери-

1 <https://docs.cntd.ru/document/1200038307>

Таблица 1. Результаты расчета составляющих НДС в точках для четвертичных отложений по таблицам Г.1 и Г.2 из СП 50-101-2004 на глубине $Z_i = 10$ м

Наименование грунта	Значения характеристик грунта				Расчетные значения составляющих НДС			
	e	I_L	φ , град.	c , кПа	$\sqrt{m}$	m , по (6)	σ_{str} , кПа	p , кПа
Гравелистый и крупный песок	0.45	—	43	2	0.4350	0.189	4.6	36.9
	0.55	—	40	1	0.466	0.217	2.15	42.9
Песок средней крупности	0.45	—	40	3	0.466	0.217	12.9	40.6
	0.55	—	38	2	0.488	0.238	7.85	45.7
Мелкий песок	0.45	—	38	6	0.4880	0.238	24.6	41.7
	0.55	—	36	4	0.510	0.260	15.7	47.9
Пылеватый песок	0.45	—	36	8	0.5100	0.260	31.4	43.8
	0.55	—	34	6	0.532	0.283	22.6	50.2
Супесь	0.65	0.25–0.75	24	13	0.649	0.422	40	67.6
Суглинок	0.65	0.5–0.75	19	25	0.713	0.509	70.1	66.1
Глина	0.65	0.25–0.50	18	57	0.727	0.528	156.9	22.8
	0.75	0.25–0.50	17	50	0.74	0.548	135.1	35.6

Примечание. e — коэффициент пористости; I_L — показатель текучести; $\sqrt{m} = \text{tg}(45 - \varphi/2)$.

стики трения и структурной прочности (если она проявляется).

Таким образом, знание характеристик прочности грунтов для исследуемого массива позволяет произвести анализ изменения НДС на рассматриваемом его горизонте с определением значений коэффициента бокового давления (m_i) по (6) и литосферного давления (p_i) по (2) в соответствующих точках.

О ФОРМИРОВАНИИ ПРЕДЕЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ В ТОЧКЕ МАССИВА

Выше было установлено, что *стабилизированное* НДС в точке массива не свидетельствует о *предельном* состоянии. В точке создается равновесное состояние в комплексе с окружающим грунтом, т.е. равновесие между давлениями распора (в точке) и отпора — реакции соседней точки. Напряжения $\sigma_{\min} = p_i$ и $\sigma_{\max}$ в точке массива, в соответствии с графиком на рис. 3, определяют пределы стабилизированного состояния грунта в точке при $\gamma Z_i = \text{const}$. Но могут возникнуть условия, когда достигается предельное снижение литосферного давления в точке, например, на границе с активным оползневой очагом. Создаются условия развития процессов аномальной “утечки” напряжений в сторону склона.

Например, на участке подготовки оползневого блока формируется базис — нижняя граница

развития оползневых смещений (базис смещения оползневого тела в очаге), и выявляется точка на горизонте базиса (на центральном створе аномального участка), где действует наибольшее значение вертикального давления γZ_a (в исходном состоянии) и концентрируется максимальное влияние аномалии по изменению литосферного давления. Над данной точкой (рис. 4, над горизонтом базиса оползневой угрозы на глубине Z_a) в предельном состоянии, в соответствии с механизмом самоорганизации, создается новая крупная диссипативная геологическая структура (ДГС), и происходит перестройка НДС. Образовавшаяся ДГС имеет форму полушара радиусом Z_a , касающегося базиса в нижней точке.

В данном случае параметр Z_a определяет масштаб угрозы воздействия оползневого процесса, нижнюю границу вовлечения коренного массива в аномальное изменение НДС. В исходном состоянии массива (за пределами оползня) на глубине Z_a по (2) действовало давление p_a . Предельное состояние создается, когда высота столба над точкой на базисе ДГС-блока (см. рис. 4, по вертикали от O_1) уменьшается на величину H_{cr} . При этом, согласно анализу фактических случаев образования оползневых блоков, получено [7]:

$$H_{cr} \approx Z_a/2. \quad (7)$$

В соответствии с (7) уравнение предельного состояния ДГС-блока, приведенное в работах [6, 9, 12], принимает вид:

$$\gamma Z_a - \sigma_{str,a} = \pi \gamma Z_a / 4. \quad (8)$$

По выражению (8) устанавливается критерий предельного состояния в точке массива при оценке оползневой опасности, который определяет предельное соотношение между прочностью грунта в точке массива и вертикальным давлением от грунтовых масс, лежащих выше:

$$\sigma_{str,a} / \gamma Z_a = 1 - \pi/4 = 0.215. \quad (9)$$

При образовании нового оползневого блока на участке Хорошево глубина до базиса оползания составляла $Z_a = 31.5$ м (по инструментальным измерениям), а $H_{cr} \approx 0.5Z_a = 16$ м [9]. Подставляя фактические данные в выражение (9), с учетом $\gamma = 20$ кН/м³, $\sigma_{str,a} = 140$ кПа, получим, что $\sigma_{str,a} / \gamma Z_a = 0.222$. Это близко к значению критерия предельного состояния 0.215.

Критерий 0.215 по (9) определяет условия (на локальном участке, где действуют процессы, вызывающие снижение давления в точках массива), при которых возможно формирование предельного состояния в точке на глубине Z_i и образование ДГС (в данном случае радиусом $Z_a = Z_i$), в соответствии со структурной прочностью $\sigma_{str,a}$ грунта в точке.

В числителе выражения (9) представлена структурная прочность грунта, а в знаменателе — произведение среднего значения удельного веса γ грунтов над точкой и параметра ДГС, в которой радиус граничной оболочки $Z_a = Z_i$.

Таким образом, возникновение опасной ситуации — предельное изменение НДС в точке массива, может быть установлено по критерию 0.215, учитывающему структурную прочность грунта и параметр новой структуры (ДГС) над точкой (при подготовке оползневого блока — глубина Z_a до базиса ДГС-блока).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Формирование напряженно-деформированного состояния геологической среды происходит по законам природы. Геологическая среда в поле тяготения Земли находится в условиях компрессионного сжатия. НДС в каждой ее точке формируется по закону Кулона—Мора. В отличие от лабораторных испытаний, геологическая среда в природе постоянно находится под нагрузкой, которую создает грунтовая масса над точкой.

В каждой точке грунтового массива, в результате действия процессов самоорганизации геологической среды, создается и поддерживается равновесное, стабилизированное состояние. Закон Кулона—Мора увязывает давления и прочность грунта в точке в устойчивую саморегулирующуюся систему. Знание характеристик прочности грунта в точке позволяет с использованием закона Кулона—Мора (1) получить информацию о действующих давлениях в точке.

С другой стороны, по выявленным напряжениям в точке можно установить данные о прочности грунта, которые определяют его сопротивляемость нагрузкам за счет устойчивости структурного каркаса и трения между частицами и агрегатами. В естественных условиях установившееся НДС в точке по (1) определяет не предельное равновесие,

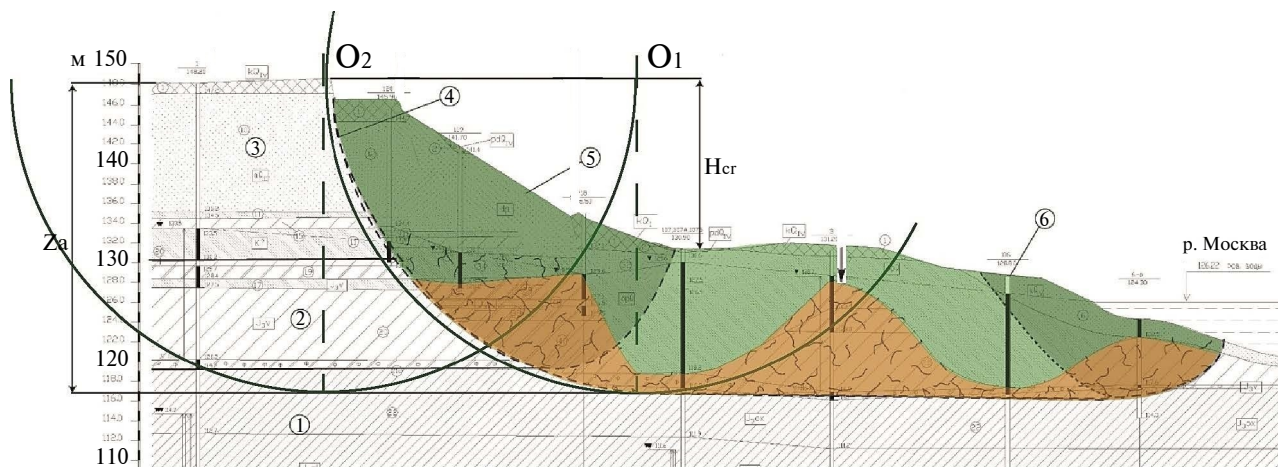


Рис. 4. Схематический инженерно-геологический разрез по центральному створу зоны образования нового оползневого блока в 2007 г. на оползневом участке Хорошево (Москва) [9]. 1 и 2 — глины волжского и оксфордского ярусов юрской системы соответственно; 3 — пески четвертичных отложений; 4 — поверхность скольжения; 5 — тело оползня; 6 — скважина. Окружности с центрами O_1 и O_2 — границы ДГС (показаны зелеными линиями).

а стабилизированное состояние грунта **при данных значениях прочности и действующих давлений**.

Структурная прочность грунта — одна из важнейших характеристик состояния и механических свойств грунта. Знание структурной прочности необходимо как для выявления текущего НДС грунта в точке массива, так и для оценки условий его стабилизированного и предельного состояний.

Аномальное изменение НДС может возникнуть на локальном участке массива, где на него проявляется внешнее воздействие (например, оползневой процесс), вызывающее снижение давления в точках.

Установлен критерий 0.215, определяющий условия формирования предельного состояния в точке массива по соотношению между прочностью грунта в точке и вертикальным давлением от грунтовых масс, лежащих выше (при оползневой угрозе). Предельное состояние в точке массива реализуется с образованием новой крупной структуры (ДГС) над точкой, функционирование которой определяет дальнейшее развитие деформаций грунтов на локальном участке массива.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- ГОСТ 12248-96. Грунты. Методы определения деформационных прочностных свойств грунтов. М., 1996.
- Далматов Б.И. Механика грунтов, основания и фундаменты. Л.: Стройиздат, 1988. 415 с.
- Емельянов Л.М. Расчет подпорных сооружений: Справ. пос. М.: Стройиздат, 1987. 288 с.
- Лысенко М.П. Состав и физико-механические свойства грунтов. М.: Недра, 1980. 272 с.
- Медков Е.И. Фазы сопротивления грунта // Механика грунтов, основания и фундаменты. М.: Трансжелдориздат. Труды МИИТ. 1959. Вып. 100. С. 26–61.
- Постоев Г.П. Диссипативные структуры в грунтовом массиве на примере формирования глубоких оползней. // Инженерная геология. 2018. Т. XIII. №3. С. 54–61.
- Постоев Г.П. Закономерности гравитационного деформирования грунтовых массивов // Геоэкология. 2009. №6. С. 534–543.
- Постоев Г.П., Казеев А.И., Кутергин В.Н. Определение консолидированных характеристик прочности грунта по испытанию на компрессионное сжатие // Геоэкология. 2018. №3. С. 36–42.
- Постоев Г.П., Казеев А.И., Кучуков М.М. Геологические закономерности образования диссипативных геологических структур — оползневых блоков // Геоэкология. 2021. №4. С. 33–40.
- Постоев Г.П., Казеев А.И., Кучуков М.М. Закон Кулона—Мора и изменение напряженно-деформированного состояния оползнеопасного массива // Геоэкология. 2022. №4. С. 16–25.
- Постоев Г.П., Казеев А.И., Кучуков М.М. Физические законы распределения давления в геологической среде // Геоэкология. 2020. №6. С. 22–31.
- Постоев Г.П., Кучуков М.М., Казеев А.И., Орлова Н.А. Геологический критерий 0.009 в развитии геодинамических процессов. // Сергеевские чтения. 2023. Вып. 24. С. 23–28.
- Цытович Н.А. Механика грунтов. Изд. 4. М.: Госстройиздат, 1963. 636 с.

ANALYSIS OF CHANGES IN THE STRESS-STRAIN STATE AT A POINT IN GEOENVIRONMENT

G. P. Postoev

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

E-mail: postoev.german@yandex.ru

Under natural conditions, the stress-strain state of the geological environment is formed according to the Coulomb—Mohr law (for principal stresses). The lithospheric pressure (by analogy with atmospheric one) is created at each point of geological massif under the weight of overlying deposits. Stabilization of the ground state at each point of the geoenvironment is ensured by self-organization of the stress-strain state in accordance with the Mohr—Coulomb law, which links the pressure and ground strength at a given point. The stress-strain state of soils in samples was analyzed using laboratory compression tests (with determination of acting pressure and soil strength characteristics) and compared to that in natural conditions at a point of the massif. The conditions for reaching a limit state and the manifestation of destructive soil deformations at a point are considered.

Keywords: *stress-strain state, Mohr—Coulomb law, self-organization, pressure at a point, lateral pressure coefficient, structural strength, limit state criterion, dissipative geological structure*

REFERENCES

1. [GOST 12248-96. Soils and rocks. Methods of determination of deformational and strength properties of soils and rocks.] Moscow, 1996 (in Russian).
2. Dalmatov, B.I. [Soil mechanics and foundation engineering]. Leningrad, Stroyizdat Publ., 1988, 415 p. (in Russian)
3. Emel'yanov, L.M. [Calculation of retaining structures]. Guidebook. Moscow, Stroyizdat, 1987, 288 p. (in Russian)
4. Lysenko, M.P. [Composition and physico-mechanical properties of soils and rocks]. Moscow, Nedra Publ., 1980, 272 p. (in Russian)
5. Medkov, E.I. [Phases of soil resistance]. *Mekhanika gruntov, osnovaniya i fundamenty*, Moscow, Transzheldorizdat Publ., 1959, issue 100, pp. 26–61. (in Russian)
6. Postoev, G.P. [Dissipative structures in the soil massif by the example of the formation of deep landslides]. *Inzhenernaya geologiya*, 2018, vol. XIII, no. 3, pp. 54–61, <https://doi.org/10.25296/1993-5056-2018-13-3-54-61>. (in Russian)
7. Postoev, G.P. [Regularities in gravitational deformation of ground massifs]. *Geokologiya*, 2009, no. 6, pp. 534–543. (in Russian)
8. Postoev, G.P., Kazeev, A.I., Kutergin, V.N. [Soil strength parameters determined by compression test]. *Geokologiya*, 2018, no. 3, pp. 36–42. (in Russian)
9. Postoev, G.P., Kazeev, A.I., Kuchukov, M.M. [Geological regularities of formation of dissipative geological structures — landslide blocks]. *Geokologiya*, 2021, no. 4, pp. 33–40. (in Russian)
10. Postoev, G.P., Kazeev, A.I., Kuchukov, M.M. [Coulomb–Mohr's law and transformation of the stress-strain state of the landslide-prone slope]. *Geokologiya*, 2022, no.4, pp.16–25. (in Russian)
11. Postoev, G.P., Kazeev, A.I., Kuchukov, M.M. [Physical laws of stress distribution in geoenvironment]. *Geokologiya*, 2020, no. 6, pp. 22–31. (in Russian)
12. Postoev, G.P., Kuchukov, M.M., Kazeev, A.I., Orlova, N.A. [The geological criterion 0.009 in the development of geodynamic processes]. *Sergeev's readings*, 2023, issue 24, pp. 23–28. (in Russian)
13. Tsytovich, N.A. [Soil and rock mechanics. Ed. 4]., Moscow, Gosstroyizdat, 1963, 636 p. (in Russian)

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 556.388

АНАЛИЗ ХРОМАТОГРАММ ПРИ ИЗУЧЕНИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОНОСНЫХ ГОРИЗОНТОВ И ЗОНЫ АЭРАЦИИ НЕФТЕПРОДУКТАМИ

© 2025 г. И. Л. Хархордин^{1,*}, О. А. Солдатова^{2,**}, Е. А. Корнеева³, А. П. Авсюкевич³

¹Общество с Ограниченной Ответственностью “Геостройпроект”,
22-я линия. 3, корп. 4, В.О., Санкт-Петербург, 199106 Россия

²ФГБУН Санкт-Петербургский научный центр Российской академии наук,
Университетская наб. 5, Санкт-Петербург, 199034 Россия

³Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет,
2-я Красноармейская ул. 4, Санкт-Петербург, 190005 Россия

*E-mail: kharkhordin@rambler.ru

**E-mail: soldatova.olga94@gmail.com

Поступила в редакцию 30.08.2024 г.

После доработки 02.11.2024 г.

Принята к публикации 25.11.2024 г.

Особенности инфраструктурного развития территорий часто предопределяют компактное расположение предприятий, осуществляющих хранение и транспортировку нефтепродуктов, принадлежащих разным хозяйствующим субъектам. При проведении инженерно-экологических изысканий важно не только определить контуры ореола загрязнения в плане и разрезе, но и правильно выявить источники поступления нефтепродуктов в подземную гидросферу. Для решения данной задачи предлагается методика, основанная на сопоставлении данных по химическому составу нефтепродуктов, отобранных из разведочных скважин. Данные химических анализов предлагается нормировать по характерному для всех хроматограмм и четко выраженному пику. Методика опробована на участке нефтяного загрязнения. Сопоставление хроматограмм позволяет выявить принадлежность нефтепродуктов к разным источникам загрязнения, даже если они относятся к одному типу и имеют близкие средние молекулярные массы. По результатам исследований удалось доказать множественность источников загрязнения (не менее 4-х). Основные направления трансформации загрязнения — потеря легких парафинов и ароматических соединений в результате их испарения, растворения в подземных водах и биодegradации.

Ключевые слова: нефть, нефтепродукты, загрязнение подземных вод, химический состав, водоносный горизонт, разведочная скважина, топливные отпечатки пальцев

DOI: 10.31857/S0869780925010088 EDN: DODMBN

ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение близповерхностных водоносных горизонтов и пород зоны аэрации нефтью и продуктами ее переработки — один из наиболее распространенных видов техногенного загрязнения геологической среды [2–4, 10, 16]. Потери нефти и нефтепродуктов в геологическую среду происходят на всех этапах технологического цикла: добыча, транспортировка, переработка, хранение. При небольших поверхностных разливах нефтепродуктов (от десятков килограммов до первых тонн) большая

их часть задерживается в верхней части почвенного слоя в сорбированном или иммобилизованном состоянии, а в более глубокие горизонты они проникают только в водорастворенном состоянии или в составе газовой фазы. Источники такого загрязнения доступны для визуального контроля и быстро ликвидируются. Когда объем утечек измеряется сотнями и тысячами тонн, нефть или нефтепродукты распространяются в зоне аэрации в виде самостоятельной фазы и могут формировать на поверхности грунтового водоносного горизонта гравитационно-подвижные линзы [11, 14]. Большие

объемы нефтепродуктов попадают в подземное пространство, как правило, в результате скрытых утечек из поврежденных емкостей и подземных трубопроводов. Такие утечки могут оставаться незамеченными в течение длительных периодов времени и фиксируются только по мере достижения нефтепродуктами или загрязненными водами областей разгрузки — рек, озер или водозаборных сооружений.

Многие объекты, на которых выявлены масштабные скопления нефтепродуктов на поверхности грунтового водоносного горизонта, функционируют на протяжении десятилетий, более того, на их территории часто имеется несколько потенциальных источников поступления нефтепродуктов в подземное пространство. Особенности инфраструктурного развития территорий (наличие железнодорожных путей, трубопроводов и др.) часто определяют компактное расположение предприятий, осуществляющих хранение и транспортировку нефтепродуктов, принадлежащих разным хозяйствующим субъектам. В описанных ситуациях при проведении инженерно-экологических изысканий важно не только определить контуры ореола загрязнения в плане и разрезе, но и правильно выявить источники поступления нефтепродуктов в подземную гидросферу.

К настоящему моменту разработана группа методов, основанных на сравнении состава нефтепродуктов из различных источников (методы “топливных отпечатков пальцев” — “fuel fingerprint”), которые применяются как в нефтяной геологии, так и в геоэкологии для определения источников нефти и нефтепродуктов [7]. Компоненты, входящие в состав нефтепродуктов, могут определяться в различных фазах, например, известны методы,

использующие сравнение газовых хроматограмм почвенного газа с хроматограммами паров чистого продукта, которые широко используются для картирования летучих нефтепродуктов в почвенном газе [15]. Их использование ограничено большими различиями в летучести, растворимости, сорбируемости и подверженности процессам химической деструкции и биodeградации отдельных компонентов. При загрязнении подземного пространства нефтепродуктами с низким содержанием летучих компонентов в газовой фазе фиксируются только продукты их биodeградации [6]. В водорастворенное состояние наиболее активно переходят ароматические углеводороды (бензол, толуол, ксилолы, этилбензол) [12, 17]. Их соотношение в жидкой фазе может быть использовано для разграничения участков загрязнений разными типами бензина.

В данной статье предлагается подход, основанный на сравнении хроматограмм, который был применен к изучению нефтепродуктов, выявленных на поверхности грунтового водоносного горизонта в форме самостоятельной фазы. Исследования проводились на участке, имеющем длительную историю загрязнения, и позволили не только выявить несколько потенциальных источников поступления нефтепродуктов в подземную гидросферу, но и оценить степень трансформации нефтепродуктов.

ХАРАКТЕРИСТИКА УЧАСТКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Объект расположен на правом берегу реки в черте городской застройки в Республике Бурятия (рис. 1). Участок интенсивно застроен зданиями и сооружениями производственного назначения (некоторые в брошенном состоянии), связанными



Рис. 1. Участки проведения работ и наблюдательные скважины.

сетью дорог, а также подземными и наземными коммуникациями, в том числе, используемыми для перекачки нефтепродуктов. Изначальный рельеф участка был слабохолмистый, с уклоном на юго-запад, с небольшими оврагами. Растительность типичная для высокогорной лесостепи с преобладанием сосны и темно-серыми лесными почвами. Свободные от застройки территории покрыты травянистой растительностью, редкими кустарниками, единичными соснами. В настоящее время из-за интенсивного антропогенного воздействия и промышленной застройки рельеф изменен, перепад высот достигает более 30 м.

Желтым цветом на рис. 1 выделена территория действующей нефтебазы, зеленым — территория бывшего склада горючего, обозначены места расположений наблюдательных скважин (1н, 2н, 3н и т.д.).

Нефтехранилище начало функционировать еще в 1936–1939 гг. Вопрос загрязнения реки из-за утечек нефтепродуктов из хранилищ стоит не одно десятилетие. Изначально после появления нефтяных выходов на пойме реки предполагалось, что это природная нефть, но детальное изучение фракционного состава показало ее техногенное происхождение.

Особенно интенсивно утечки нефтепродуктов стали происходить в 1960-е годы. Последующие наблюдения показали, что за более чем 70-летнюю историю функционирования многочисленных нефтехранилищ на площади, зажатой между урезом береговой линии реки и расположенными гипсометрически выше нефтехранилищами, в результате утечек нефтепродуктов образовалась загрязненная зона. Превышение нефтепродуктов составляет от 1.6 до 1325 раз по сравнению с фоном.

Правобережье реки в пределах участка сложено толщей нижнемеловых полимиктовых конгломератов комушкинской свиты, с хорошими фильтрационными свойствами. Видимая мощность комушкинской свиты 100–150 м.

Конгломераты по составу полимиктовые, преимущественно разногальчатые породы с величиной галек до 1–10 мм. Гальки в основном представлены гранитоидами Джидинского комплекса. Цемент конгломератов — грубозернистый аркозовый песчаник, состоящий из полевого шпата и кварца. Участками встречается карбонатный цемент.

Редкие прослои массивных, плотных, полимиктовых песчаников серовато-розового и серого цвета состоят из слабо окатанных зерен полевого шпата, редких чешуек биотита и мелких обломков гранита. Изредка встречаются маломощные (1–5 см) прослои и линзы глинистого материала.

Аллювиальные отложения, слагающие русло реки, низкой поймы, I и II надпойменной террас значительно распространены на участке исследования. Они представлены гравийно-галечными отложениями с песчаным заполнителем. Верхние части поймы и террас сложены супесями и суглинками. Гравийно-галечные отложения представлены окатанными обломками гранита, гнейса, крупнокристаллических сланцев, эффузивов, метаморфических пород. Пески разноразмерные, состоящие из зерен кварца и полевого шпата неокатанной и угловатой формы с примесью глинистого материала.

Подземные воды заключены как в рыхлых четвертичных отложениях, так и в коренных (нижнемеловых породах). Водоносный горизонт современных аллювиальных отложений (подрусловые воды) рек развит преимущественно на левобережных пойменных террасах. Водовмещающие отложения — разноразмерные пески и галечники мощностью 20–100 м. Водоносный горизонт безнапорный, залегает на глубине от 1 до 5–6 м. Коэффициент фильтрации водовмещающих отложений изменяется от 0.3 до 100–200 м/сут. Удельные дебиты скважин изменяются в широких пределах — от 0.26 до 15 л/с, чаще 3–5 л/с. Воды пресные, с минерализацией 0.5–0.8 г/л, гидрокарбонатные кальциево-магниевого и кальциево-натриевого. Водоносный горизонт не защищен от проникновения загрязнения с поверхности.

Движение подземных вод и распространение жидких нефтепродуктов в конгломератах происходит по микропорам и зонам трещиноватости в субгоризонтальном направлении в сторону реки. В субвертикальном направлении загрязненная зона распространяется до границ водоупора (контакт между палеозойскими гранитоидами фундамента и комушкинскими конгломератами). Глубина проникновения нефтепродуктов в растворенном состоянии может превышать 100 м, а разгрузка происходит в реку через подрусловые отложения.

В процессе экологического обследования территории вдоль берега реки были выявлены участки высачивания нефтепродуктов (рис. 2). Позднее по результатам бурения на поверхности грунтового водоносного горизонта, приуроченного к трещиноватым конгломератам мелового возраста, были выявлены линзы свободных нефтепродуктов, различающихся по своим физическим свойствам (цвет, вязкость, плотность), что может указывать как на множественность источников загрязнения, так и на разную степень их трансформации по мере миграции в геологической среде. Вблизи выявленного очага разгрузки нефтепродуктов имеется несколько потенциальных источников загрязнения — нефтебаза, ликвидированный склад ГСМ воинской части, железнодорожная станция. Все указанные объекты эксплуатировались на протяжении нескольких десятков лет [1].

МЕТОДИКА И РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Проведенный комплекс инженерно-экологических и инженерно-гидрогеологических изысканий, кроме традиционных видов работ (обследование территории, бурение картировочных и мониторинговых скважин, отбор проб грунтов и подземных вод на содержание нефтепродук-

тов), также включал отбор проб нефтепродуктов с поверхности грунтового водоносного горизонта. Для отбора проб использовался специальный скважинный скиммер, позволяющий откачивать плавающие на поверхности воды нефтепродукты. Пробы были проанализированы методом газожидкостной хроматографии. Исходные данные представляли собой записи газожидкостных хроматограмм, пример которой приведен на рис. 3.



Рис. 2. Загрязненный нефтепродуктами грунт береговой полосы и пленка нефтепродуктов на воде.

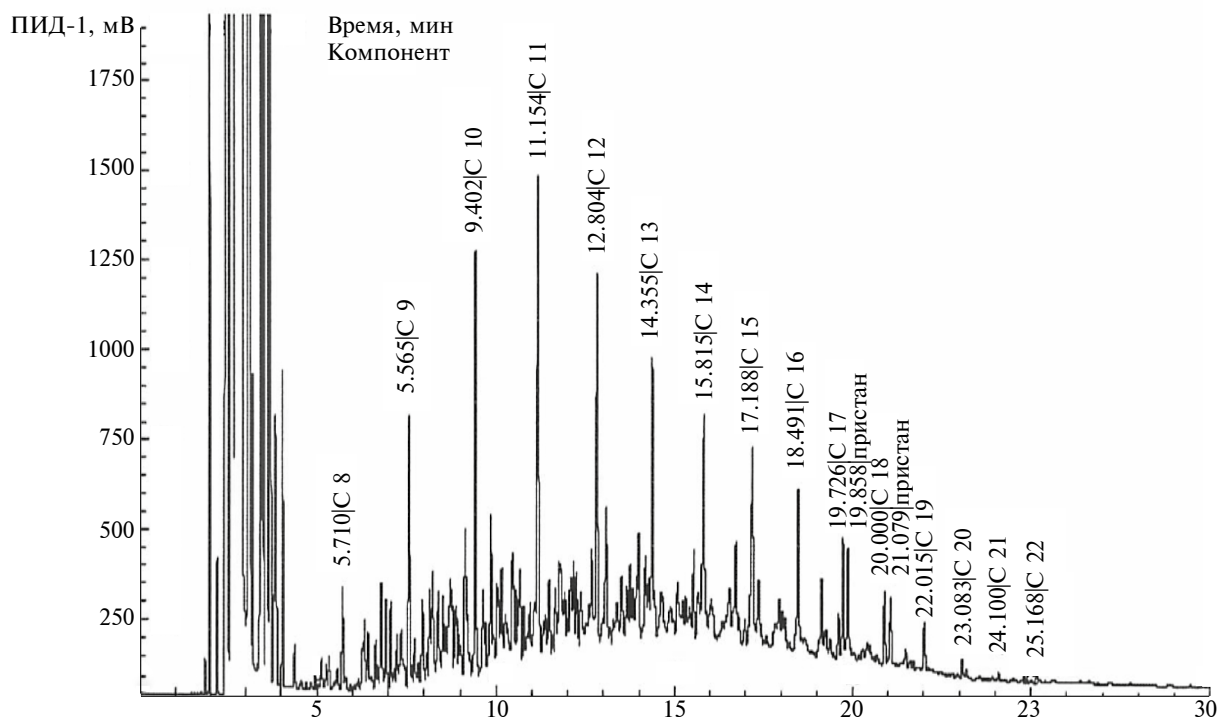


Рис. 3. Газожидкостная хроматограмма для пробы, отобранной из скважины 7н.

Основной целью этих исследований было установление вида и состава нефтепродуктов на участке загрязнения. По результатам исследований 9 проб получено, что проанализированные нефтепродукты представляют собой смесь парафинов C_6-C_{48} (здесь и далее обозначения вида C_x используются для алканов с общей формулой C_xH_{2x+2}) и ароматических углеводородов, состав нефтепродуктов соответствует смесям бензиновых и среднедистиллятных фракций (табл. 1). Непосредственно после бурения в скважинах 2н, 3н и 6н нефтепродуктов в форме самостоятельной фазы не было зафиксировано, но они появились к моменту проведения отбора проб. Соотношения между мощностями слоев нефтепродуктов в скважинах и пласте неоднозначны, они существенно зависят от истории колебания уровней [13].

Цель дальнейшего анализа — более детальное изучение и сопоставление хроматограмм, которое позволит оценить общность источника загрязнения либо выявить наличие нескольких источников (различных типов нефтепродуктов или одного типа неф-

тепродуктов от разных производителей). По анализу соотношений между отдельными углеводородами на качественном уровне может быть оценен возраст загрязнения, точнее, направление и степень трансформации нефтепродукта в процессе миграции.

Сопоставление хроматограмм отдельных проб выполнялось следующим образом. На первом шаге были оцифрованы все расшифрованные пики по данным газожидкостной хроматографии. Все хроматограммы имеют разный масштаб, поэтому для их сравнения необходимо использовать не абсолютные, а относительные величины полученных интенсивностей пиков. Для этого данные по каждой пробе были нормированы на содержание C_{12} , т.е. величина каждого пика была разделена на величину пика C_{12} в соответствующей пробе. Выбор C_{12} обусловлен тем, что $C_{12}H_{26}$ фиксируется во всех пробах в значительных концентрациях. Дальнейшая обработка выполнялась уже для относительных содержаний отдельных компонентов.

Таблица 1. Заключение по результатам анализа нефтепродуктов и мощность слоя нефтепродуктов в опробуемой скважине на момент начала работ

Сква- жина	Заключение по анализу	Слой, м
1н	Смесь углеводородов $C_6H_{20}-C_{18}H_{42}$ и ароматических углеводородов (производных бензола) с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций	0.3
2н	Смесь углеводородов $C_6H_{20}-C_{18}H_{42}$ и ароматических углеводородов (производных бензола) с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций	0
3н	Смесь углеводородов $C_6H_{20}-C_{19}H_{40}$ и ароматических углеводородов (производных бензола) с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций	0
4н	Смесь углеводородов $C_6H_{20}-C_{23}H_{48}$ и ароматических углеводородов (производных бензола) с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций, с преобладанием среднедистиллятной фракции	0.47
5н	Смесь углеводородов $C_6H_{14}-C_{18}H_{38}$ и ароматических углеводородов (производных бензола) с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций	0.08
6н	Смесь углеводородов $C_8H_{18}-C_{23}H_{48}$ с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций	0
7н	Нефтепродукт по химическому составу соответствует среднедистиллятному топливу (дизельное топливо марки “Зимнее” и т.п.). Смесь углеводородов $C_8H_{18}-C_{22}H_{46}$ с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы	0.49
8н	Смесь углеводородов $C_6H_{14}-C_{20}H_{42}$ с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций	0.09
9н	Смесь углеводородов $C_6H_{14}-C_{26}H_{58}$ с сопутствующими углеводородами нефтехимической природы, соответствует смеси бензиновой и среднедистиллятной фракций, с преобладанием среднедистиллятной	0.02

Графики относительных концентраций углеводородов (рис. 4) демонстрируют существенные различия в качественном составе проанализированных нефтепродуктов.

Анализируя показатели, можно выделить некоторые характерные особенности отдельных проб.

1. Относительно мало легких алканов ($<C_{12}$) и практически отсутствуют толуол (метилбензол), п-ксилол (1,4-диметилбензол), о-ксилол (1,2-диметилбензол) и псевдокумол (1,2,4-триметилбензол) — проба 7н.

2. В значительных концентрациях встречены толуол и ксилолы — пробы 3н, 2н, 5н, 1н, 4н.

3. На кривой зависимости концентраций отдельных проб фиксируется минимум концентрации нонана (C_9), но при этом высокие содержания C_7 и C_8 — пробы 3н, 1н, 2н.

4. Много легких алканов и легких ароматических соединений — пробы 3н, 1н, 5н.

5. Мало легких алканов при высокой концентрации ароматических соединений — проба 4н.

6. Три пробы 1н, 4н, 5н отличаются от остальных повышенным содержанием псевдокумола, при этом проба 4н отличается от 1н и 5н низким содержанием легких алканов.

7. Относительно много легких алканов, но отсутствуют ароматические соединения — пробы 6н, 9н.

8. Все пробы содержат в значимых концентрациях пристан (2,6,10,14-тетраметилпентадекан) и, кроме пробы 5н, фитан (2,6,10,14-тетраметилгексадекан), которые являются характерными компонентами нефтей. Проба 5н отличается также нехарактерным для других проб распределением ароматических соединений и пиком на C_{18} .

9. Первичная обработка результатов анализа показала, что очаг загрязнения имеет сложную структуру. Есть основания полагать, что в формировании ореола участвуют несколько источников загрязнения и, вероятно, нефтепродукты подверглись разной степени трансформации в подземном пространстве. На следующем этапе были выполнены корреляционный анализ и сравнение данных по отдельным пробам в пределах групп, выявленных по результатам корреляционного анализа.

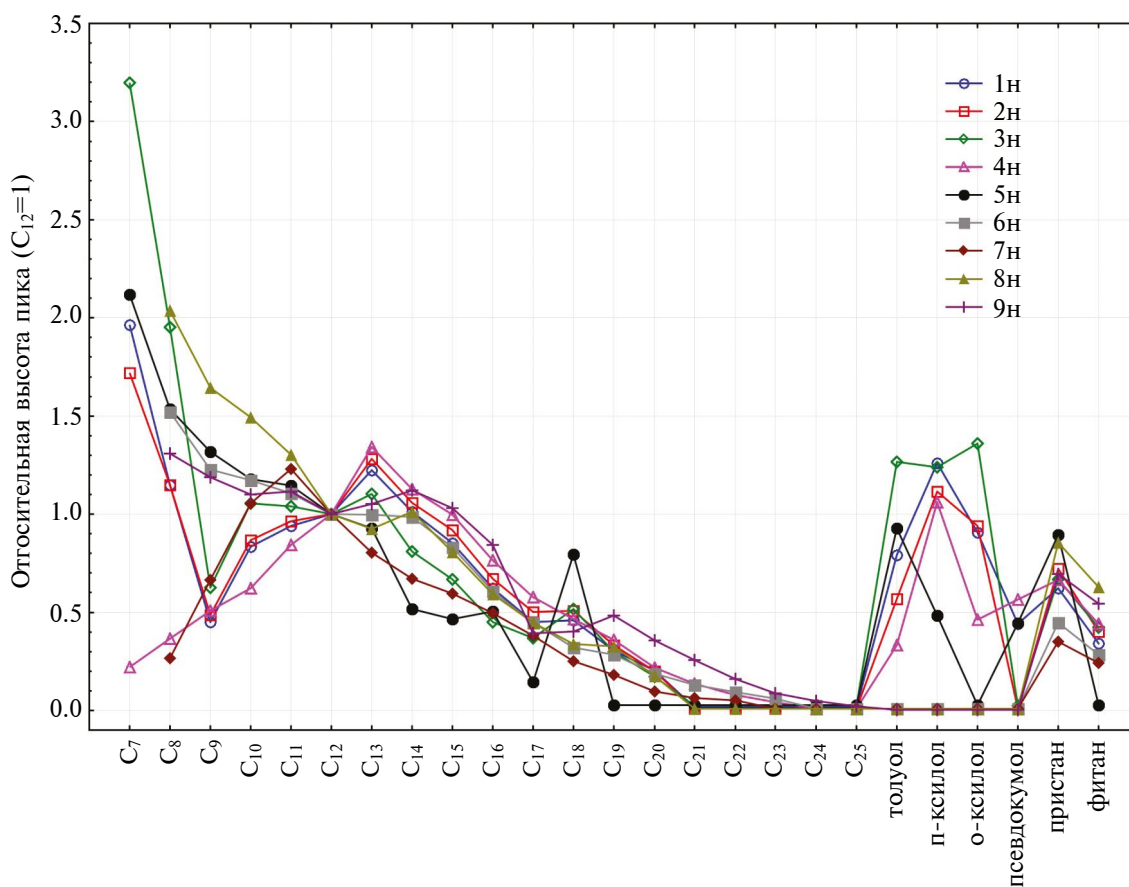


Рис. 4. Нормированные на C_{12} концентрации углеводородов в пробах нефтепродуктов с участка загрязнения.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Одним из способов оценить согласованность изменений концентраций отдельных компонентов в пробах является корреляционный анализ. В табл. 2 приведены результаты расчетов коэффициентов корреляции данных по относительным содержаниям углеводородов между отдельными пробами.

Учитывая, что все нефтепродукты представляют собой бензиновые и среднестиллятные фракции, наличие положительных корреляционных связей очевидно. Заслуживают рассмотрения только аномально высокие корреляции, когда сходство проб наблюдается по подавляющему большинству компонентов. Наибольшее сходство между собой демонстрируют две группы проб (1н, 2н, 3н) и (6н, 7н, 8н, 9н), что дает возможность предположить общность или однотипность источника поступления нефтепродуктов в геологическую среду. Более детально оценить сходство отдельных проб и выявить механизмы трансформации нефтепродуктов в геологической среде на изученном участке можно путем их попарного сравнения.

На графиках (рис. 5) приведено сопоставление между концентрациями отдельных углеводородов в пробах первой группы, выделенной по результатам корреляционного анализа. По-видимому, все три пробы связаны с одним источником загрязнения, о чем свидетельствуют близость точек расположения скважин (см. рис. 1) и группировка большинства точек вдоль главной диагонали на графиках (линии равных относительных концентраций). Наибольшие отклонения от этой линии отмечаются для ароматических и наиболее легких углеводородов, что связано с процессами трансформации углеводородного загрязнения в подземном пространстве. Ароматические угле-

водороды — наиболее растворимые соединения из входящих в состав углеводородных топлив [5], а легкие парафины — наиболее летучие [12, 17], что обуславливает их потерю через зону аэрации. Также легкие углеводороды в большей степени подвержены процессам биодеградации [8, 9]. Сорбции на органическом веществе породы больше подвержены тяжелые, наименее растворимые углеводороды [12].

Относительные концентрации наиболее растворимых и летучих соединений уменьшаются в ряду 3н→1н→2н. С учетом описанных выше вероятных путей трансформации, проба 3н в наибольшей степени отражает состав нефтепродуктов непосредственно в источнике загрязнения. Наличие в пробе 1н псевдокумола можно объяснить дополнительным вкладом от какого-то старого источника загрязнения. Существенно большие относительные концентрации наиболее летучих компонентов в пробе 3н позволяют предположить наличие преимущественных путей миграции нефтепродуктов в зоне аэрации, мощность которой на участке загрязнения превышает 10 м.

Наблюдается относительно высокая корреляция (0.79) между пробами 6н и 5н, но их расположение с учетом направления потока в сторону реки позволяет утверждать, что они относятся к разным источникам загрязнения. Кроме того, эти пробы сильно различаются по содержанию ароматических углеводородов.

Коэффициент корреляции 0.85 получен для проб 6н и 7н, которые также находятся по разным сторонам от загрязненной зоны, но их объединяет то, что они обе отобраны вблизи области разгрузки в пойме реки. Нефтепродукты по мере миграции от источников загрязнения к их месторасположению полностью потеряли ароматические соединения (рис. 6а). Различия

Таблица 2. Результаты корреляционного анализа данных по химическому составу нефтепродуктов (нормированные на C_{12} концентрации углеводородов)

Пробы	1н	2н	3н	4н	5н	6н	7н	8н	9н
1н	1.00	0.97	0.92	0.58	0.76	0.58	0.53	0.54	0.54
2н	0.97	1.00	0.88	0.64	0.73	0.66	0.61	0.62	0.64
3н	0.92	0.88	1.00	<i>0.24</i>	0.80	0.56	<i>0.38</i>	0.58	<i>0.47</i>
4н	0.58	0.64	0.24	1.00	<i>0.29</i>	0.53	0.66	<i>0.44</i>	0.58
5н	0.76	0.73	0.80	0.29	1.00	0.79	0.64	0.82	0.71
6н	0.58	0.66	0.56	0.53	0.79	1.00	0.83	0.97	0.97
7н	0.53	0.61	0.38	0.66	0.64	0.83	1.00	0.75	0.84
8н	0.54	0.62	0.58	0.44	0.82	0.97	0.75	1.00	0.94
9н	0.54	0.64	0.47	0.58	0.71	0.97	0.84	0.94	1.00

Примечание. Жирным шрифтом помечены наиболее высокие коэффициенты корреляции от 0.70 и выше (уровень значимости $p < 0.0003$), курсивом — коэффициенты корреляции < 0.5 ($p > 0.01$)

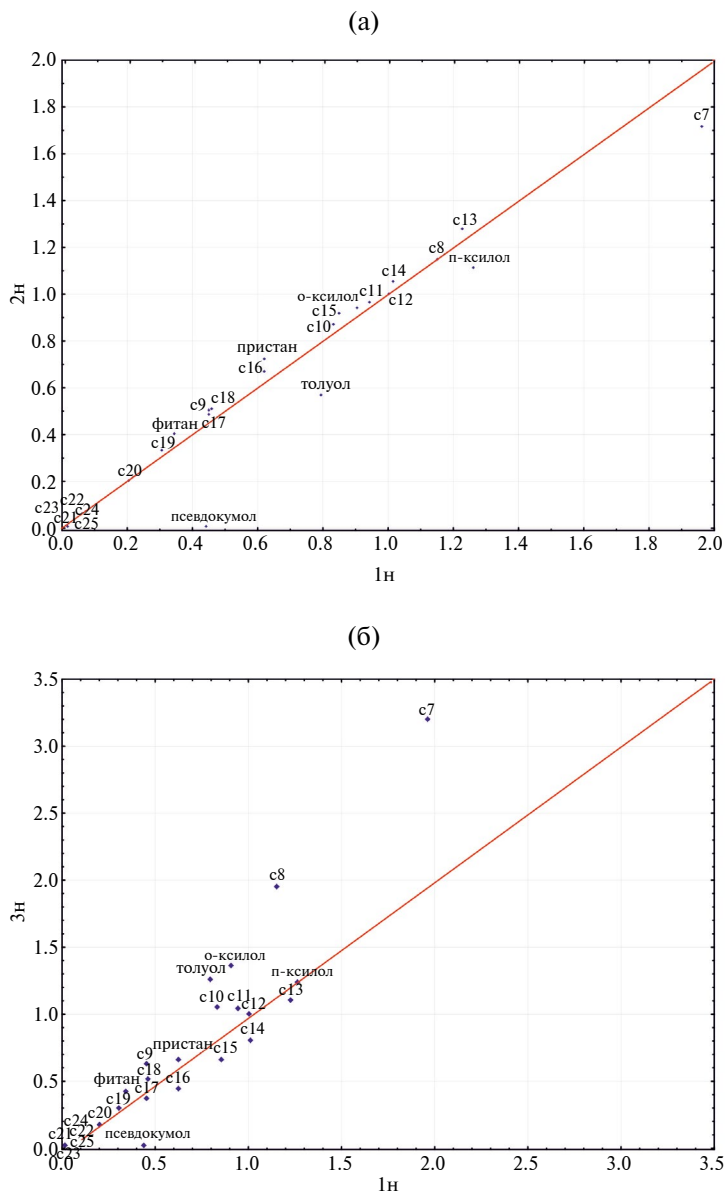


Рис. 5. Сопоставление нормированных концентраций углеводородов в пробах: а – 1н и 2н, б – 1н и 3н.

в концентрации C_9 и C_8 обусловлены, вероятно, их различием в исходных нефтепродуктах.

Графики сопоставления данных по составу углеводородов из второй корреляционной ассоциации (6н, 8н, 9н) приведены на рис. 6б, в. Сква. 8н и 9н расположены в ЮВ части участка на небольшом расстоянии. По сравнению с 8н в пробе 9н существенно меньше наиболее летучих компонентов (C_7-C_{11}), вероятно, это связано с наличием старого источника загрязнения на территории ликвидированного склада ГСМ. Сква. 6н расположена вниз по потоку от скв. 8н и 9н. Состав нефтепродуктов в ней ближе к их составу в скв. 9н, но влияние со стороны скв. 8н тоже проявляется в добавке более летучих компонентов.

На графиках (рис. 7) показано сопоставление относительных концентраций углеводородов для проб, лишенных сильных корреляционных связей и расположенных в направлении, ортогональном потоку грунтовых вод. В них часто наблюдается гораздо более существенные различия в относительных концентрациях углеводородов, чем в вышеописанных случаях, которые обусловлены разными типами углеводородов, попадающих в подземную гидросферу. Полученные результаты подтверждают наличие нескольких (не менее 4-х) независимых источников загрязнения с различным углеводородным составом нефтепродуктов (или ранее сформировавшихся очагов загрязнения).

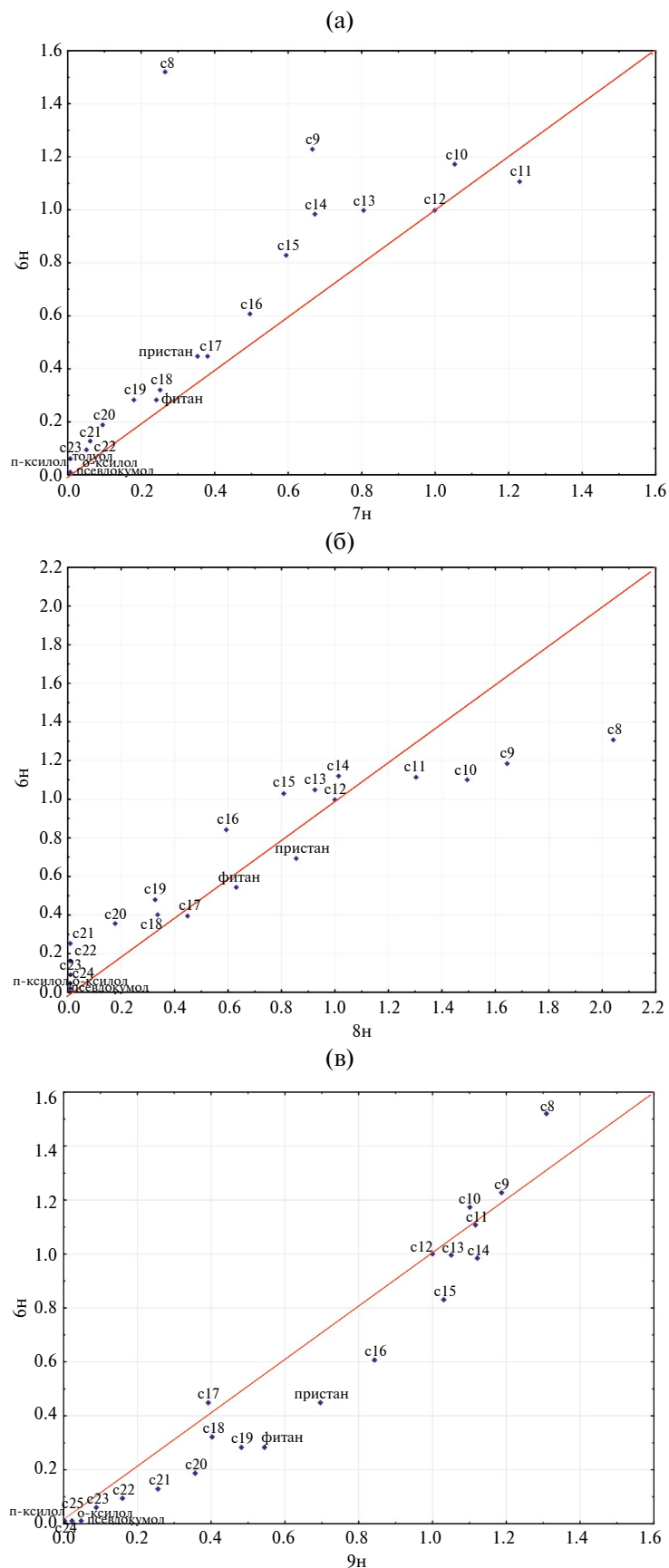


Рис. 6. Сопоставление нормированных концентраций углеводородов в пробах: а – 7н и 6н, б – 9н и 8н, в – 6н и 9н.

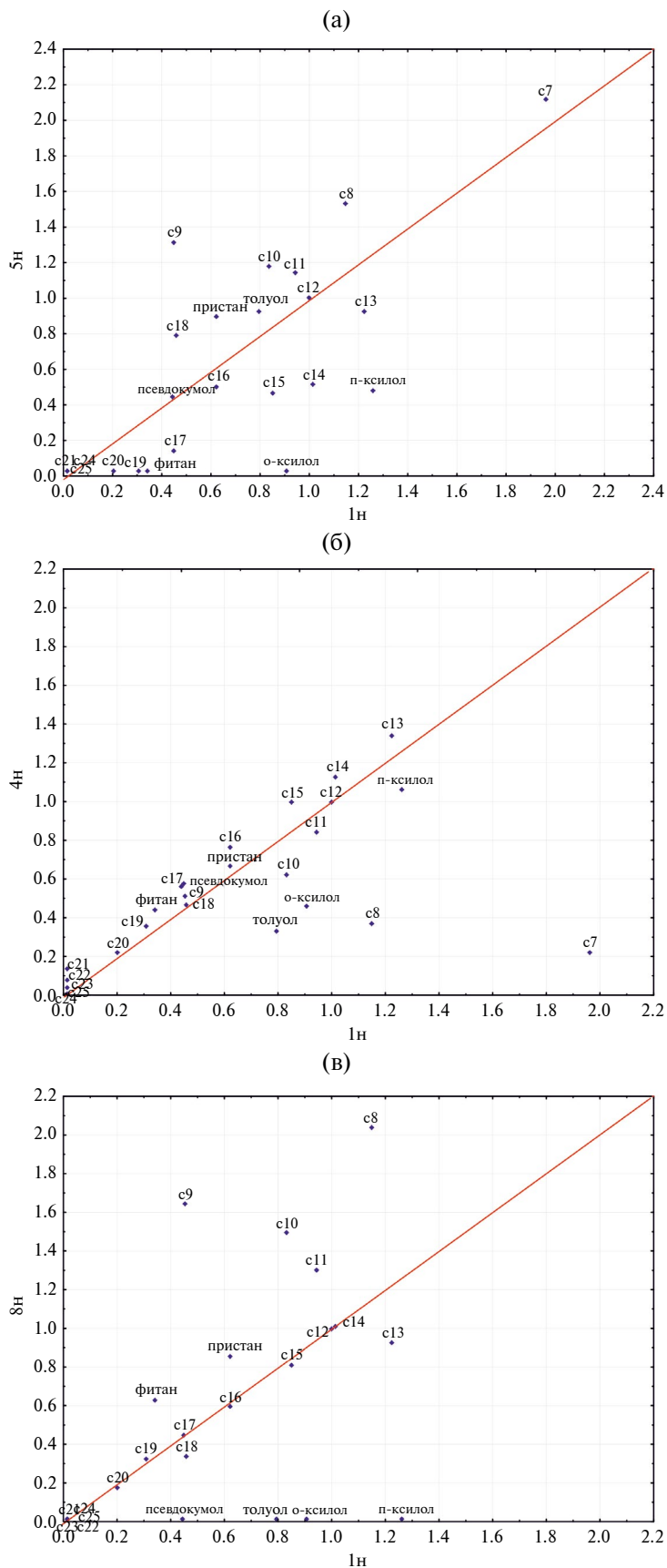


Рис. 7. Сопоставление нормированных концентраций углеводородов в пробах: а – 5н и 1н, б – 4н и 1н, в – 8н и 1н.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Отобранные пробы нефтепродуктов характеризуются большим разбросом концентраций отдельных углеводородов, особенно летучих и ароматических, что указывает на протекание естественных процессов их трансформации за счет биодеградаций, растворения и испарения.

При этом различия в распределении углеводородов в пробах, относящихся к различным источникам, существенно отличаются от различий, обусловленных естественной трансформацией загрязнения в пласте. Если во втором случае близкие по свойствам углеводороды ведут себя сходным образом, например, проба одновременно обогащена наиболее летучими или растворимыми компонентами, то в первом случае такой закономерности не наблюдается. Так для проб 1н и 5н (см. рис. 7а) наблюдаются близкие относительные концентрации толуола, например, содержание п-ксилола в пробе 1н в два раза больше, а о-ксилол в пробе 5н практически отсутствует. Эти пробы также существенно различаются концентрацией нонана, хотя они близки по содержаниям октана и гептана. Указанные различия в относительных концентрациях близких по свойствам компонентов не объяснить упомянутыми выше природными процессами.

Предложенная методика сопоставления проб подвижных нефтепродуктов, отобранных с поверхности грунтового водоносного горизонта, позволяет разграничивать области поступления нефтепродуктов из различных источников в водоносные горизонты, а также давать оценку степени их трансформации в подземной гидросфере.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Корнеева Е.А., Авсюкевич А.П., Кудрявцев А.В. Изыскания и ликвидация загрязнений грунтовых вод // Промышленное и гражданское строительство. 2022. №5. С. 31–37.
2. МIRONENKO В.А., ПЕТРОВ Н.С. Загрязнение подземных вод углеводородами // Геоэкология. 1995. №1. С. 3–27.
3. МIRONENKO В.А., РУМЫНИН В.Г. Проблемы геоэкологии. Т. 3. Кн. 2. М.: Недра, 2002. 504 с.
4. Пинчук Н.П., Юнак А.И., Покутник А.С., Хархордин И.Л. и др. Изучение и очистка водоносных горизонтов и зоны аэрации, загрязненных нефтепродуктами (Аналитический обзор). М.: НИИ–Природа, 2002. 48 с.
5. Товарные нефтепродукты, их свойства и применение. Справочник / Под ред. Н.Г. Пучкова. М.: Химия, 1971. 415 с.
6. Хархордин И.Л., Абрамов В.Ю., Потапов А.А., Блинов К.В. Загрязнение р. Невы нефтепродуктами, поступающими с подземным стоком // Разведка и охрана недр. 1998. №7–8. С. 71–73.
7. Alimi H., Ertel T., Schug B. Fingerprinting of Hydrocarbon Fuel Contaminants: Literature Review // Environmental Forensics. 2003. No. 4. P. 25–38.
8. Bhuparthiraju V.K., Krauter P., Holman H.-Y. N. et al. Assessment of in-situ bioremediation at a refinery waste-contaminated site and an aviation gasoline contaminated site // Biodegradation. 2002. V. 13. P. 79–90.
9. Borden R.S., Bedient P.B. Transport of dissolved hydrocarbons influenced by oxygen-limited biodegradation. 1. Theoretical development // Water Resources Research. 1986. V. 22. No. 13. P. 1973–1982.
10. Faust C.R. Transport of immiscible fluids within and below unsaturated zone: A numerical model // Water Resources Research. 1985. V. 21. No. 4. P. 587–596.
11. Hunt J.R., Sitar N., Udell K.S. Nonaqueous phase transport and cleanup. Analysis of mechanisms // Water Resources Research. 1988. V. 24. No. 8. P. 1247–1258.
12. Karickhoff S.W. Organic pollutant sorption in aquatic system // Journal of Hydraulic Engineering. 1979. V. 110. No. 6. P. 707–735.
13. Lenhard R.J., Parker J.C. Estimation of free product hydrocarbon volume from liquid levels in monitoring wells // Ground Water. 1990. V. 28. P. 57–67.
14. Mackay D.L., Cherry J.A. Groundwater contamination: pump-and-treat remediation // Environmental Science & Technology. 1989. V. 23. No. 6. P. 620–636.
15. Marrin D.L. Soil-gas sampling and misinterpretation // Groundwater Monitoring & Remediation. 1988. Spring. P. 51–54.
16. Mercer I.W., Cohen R.M. A review of immiscible fluids in the subsurface: properties, models, characterization and remediation // Journal of Contaminant Hydrology. 1990. No. 6. P. 107–163.
17. Washington J.W. Gas partitioning of dissolved volatile organic compounds in the vadose zone: principles, temperatures effects, and literature review // Ground Water. 1996. V. 34. No. 4. P. 709–718.

ANALYSIS OF CHROMATOGRAMS FOR STUDY OF THE VADOSE ZONE AND SHALLOW AQUIFER CONTAMINATION BY PETROLEUM PRODUCTS

I. L. Kharkhordin^{a, #}, O. A. Soldatova^{b, ##}, E. A. Korneeva^c, A. P. Avsyukevich^c

^aGeostroyproekt Ltd., 22-ya Liniya 3, bld. 4, VO, St. Petersburg, Russia

^bSt. Petersburg Scientific Center, Russian Academy of Science,
Universitetskaya nab. 5, St. Petersburg, 190034 Russia

^cSt. Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering,
Voraya Krasnoarmeiskaya ul. 4, St. Petersburg, 190005 Russia

[#]E-mail: kharkhordin@rambler.ru

^{##}E-mail: soldatova.olga94@gmail.com

Contamination of shallow aquifers and rocks in the vadose zone with oil and its refined products is one of the most common types of technogenic pollution of the geological environment. Specifics of infrastructure development of territories require the compact location of enterprises engaged in the storage and transportation of petroleum products belonging to different business entities. When carrying out engineering and environmental survey, it is important not only to outline the contamination plume in plan and by geological cross-section, but also to identify correctly the sources of oil products entering the subsurface. To solve this problem, an approach was proposed based on comparing data on the chemical composition of oil products samples from prospecting boreholes. It is proposed to normalize chemical analysis data using a common and clearly distinguishable peak for all chromatograms. The approach was tested on the oil-polluted site. Comparison of chromatograms allows identifying the affiliation of petroleum products to different sources of pollution even if they are of the same type and have close average molecular weights. The results of the studies made it possible to prove the multiplicity of pollution sources (at least 4). The main directions of pollution transformation are the loss of light hydrocarbons and aromatic compounds as a result of their evaporation, dissolution in groundwater and biodegradation.

Keywords: oil, petroleum products, groundwater contamination, chemical composition, aquifer, prospecting borehole, fuel fingerprint

REFERENCES

1. Korneeva, E.A., Avsyukevich, A.P., Kudryavtsev, A.V. [Survey and elimination of groundwater contaminations]. *Promyshlennoe i grazhdanskoe stroitelstvo*, 2022, no. 5, pp. 31–37. (in Russian)
2. Mironenko, V.A., Petrov, N.S. [Groundwater contamination with hydrocarbons]. *Geokologiya*, 1995, no. 1, pp. 3–27. (in Russian)
3. Mironenko, V.A., Rumynin, V.G. [Problems of environmental geoscience. Vol. 3. Book 2]. Moscow, Nedra Publ., 2002, 504 p.
4. Pinchuk, N.P., Yunak, A.I., Pokutnik, A.S., Kharkhordin, et al. [Investigation and remediation of groundwater aquifer and vadose zone contaminated with petroleum products (Analytic review)]. Moscow, NIA–Priroda Publ., 2002, 48 p. (in Russian)
5. [Commercial petroleum products, their properties and applications. Handbook]. N.G. Puchkov, Ed., Moscow, Khimiya Publ., 1971, 415 p. (in Russian)
6. Kharkhordin, I.L., Abramov, V.Yu., Potapov, A.A., Blinov, V.K. [Neva River contamination by petroleum products transported with groundwater flow]. *Razvedka i okhrana nedr*, 1998, no. 7–8, pp. 71–73. (in Russian)
7. Alimi, H., Ertel, T., Schug, B. Fingerprinting of hydrocarbon fuel contaminants: literature review. *Environmental Forensics*, 2003, no. 4, pp. 25–38.
8. Bhuparthiraju, V.K., Krauter, P., Holman, H.-Y.N., et al. Assessment of in-situ bioremediation at a refinery waste-contaminated site and an aviation gasoline contaminated site. *Biodegradation*, 2002, vol. 13, pp. 79–90.
9. Borden, R.S., Bedient, P.B. Transport of dissolved hydrocarbons influenced by oxygen-limited biodegradation. 1. Theoretical development. *Water Resources Research*, 1986, vol. 22, no. 13, pp. 1973–1982.
10. Faust, C.R. Transport of immiscible fluids within and below unsaturated zone: A numerical model. *Water Resources Research*, 1985, vol. 21, no. 4, pp. 587–596.
11. Hunt, J.R., Sitar, N., Udell, K.S. Nonaqueous phase transport and cleanup. Analysis of mechanisms. *Water Resources Research*, 1988, vol. 24, no. 8, pp. 1247–1258.
12. Karickhoff, S.W. Organic pollutant sorption in aquatic system. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1979, vol. 110, no. 6, pp. 707–735.
13. Lenhard, R.J., Parker, J.C. Estimation of free product hydrocarbon volume from liquid levels in monitoring wells. *Ground Water*, 1990, vol. 28, pp. 57–67.
14. Mackay, D.L., Cherry, J.A. Groundwater contamination: pump-and-treat remediation. *Environmental Science & Technology*, 1989, vol. 23, no. 6, pp. 620–636.
15. Marrin, D.L. Soil-gas sampling and misinterpretation. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 1988, Spring, pp. 51–54.
16. Mercer, I.W., Cohen, R.M. A review of immiscible fluids in the subsurface: properties, models, characterization and remediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1990, no. 6, pp. 107–163.
17. Washington, J.W. Gas partitioning of dissolved volatile organic compounds in the vadose zone: principles, temperatures effects, and literature review. *Ground Water*, 1996, vol. 34, no. 4, pp. 709–718.

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 504.064.2.001.18

ГИБРИДНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ НА ОСНОВЕ LUR ПОДХОДА ВАРИАЦИЙ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВЕРХНЕМ СЛОЕ ПОЧВЫ НА ПРИМЕРЕ Г. ТАРКО-САЛЕ

© 2025 г. Е. М. Баглаева^{1,*}, А. Г. Бувечич^{1,**}, А. В. Шичкин^{1,***}, А. П. Сергеев^{1,****},
А. С. Буторова^{1,*****}

¹Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук (ИПЭ УрО РАН),
ул. С. Ковалевской 20, Екатеринбург, 620219 Россия

*E-mail: e.m.baglaeva@urfu.ru

**E-mail: bag@ecko.uran.ru

***E-mail: and@ecko.uran.ru

****E-mail: sergeev@ecko.uran.ru

*****E-mail: a.s.butorova@urfu.ru

Поступила в редакцию 25.03.2024 г.

После доработки 23.08.2024 г.

Принята к публикации 10.10.2024 г.

Для оценки вариаций пространственного загрязнения тяжелыми металлами верхнего слоя городской почвы использована гибридная модель Land Use Regression (LUR) и регрессионный кригинг (RK). Модель построена на основе данных мониторинга содержания никеля и марганца в верхнем слое почвы арктического г. Тарко-Сале. Предложенный LUR и RK метод моделирования загрязнения автотранспортом верхнего слоя почвы может быть использован для любой территории. Применение RK улучшает точность LUR модели: корреляция тестового и предсказанного наборов увеличилась на 7% для никеля и на 17% для марганца, а относительная среднеквадратическая ошибка RRMSE уменьшалась на 10% для обоих элементов. Результаты гибридного моделирования LUR с регрессионным кригингом позволили определить, что распределение марганца и никеля в верхнем слое почвы города не зависит от автотранспорта. Это свидетельствует о природном происхождении марганца и никеля в городской почве в отсутствие других источников загрязнения. Последовательное включение различных источников загрязнения в модель LUR является способом оценки вклада каждого из выбранных источников в загрязнение выбранным элементом.

Ключевые слова: тяжелые металлы, верхний слой почвы, LUR (land use regression), пространственное распределение, гибридное моделирование

DOI: 10.31857/S0869780925010097 EDN: DOFNYZ

ВВЕДЕНИЕ

При описании пространственного распределения примесей в верхнем слое почвы в городах и промышленных центрах возникают сложности, связанные с существенным вкладом локальных источников (автотранспорт, карьеры и т.п.) в загрязнение компонентов окружающей среды [11]. Это приводит к неравномерности распределения примесей в почвенном покрове в пределах города, поэтому требуются особые (по сравнению с существующими) методы описания. Для оценки концентраций примесей можно использовать метод Land Use Regression (далее LUR), который имеет значительное преимущество перед классом

геостатистических кригинг-методов, состоящее в учете взаимного расположения источников загрязнения (дороги, парковки, промзоны и т.д.) по отношению к точкам наблюдения [1–3, 7]. Метод заключается в построении математических моделей распределения примесей в природных средах на основе экспериментальных данных об их содержании и данных геоинформационных систем (ГИС). Полученные модели применяются для создания карт распределения примесей [9, 15]. LUR подход позволяет получать оценки распределения примесей для значительной по площади территории (целый город) при относительно небольших материальных и временных затратах [6, 9]. Еще одной перспективной для решения с помощью

LUR подхода проблемой может быть оценка вклада различных по природе источников загрязнения в поверхностное распределение примесей.

В большинстве исследований, описанных в литературе, методом LUR моделируют атмосферное загрязнение оксидов азота (NO_2 , NO) [5–8], пыли ($\text{PM}_{2.5}$, PM_{10}) [6, 12–13], диоксида серы [7], нефтепродуктов (BTEX — Benzene, toluene, ethylbenzene, xylenes) [5], летучих органических соединений (VOC) [14], сажи [8, 10] и др. Гораздо реже встречаются оценки распределения примесей в почвенном [11] или снежном [3, 4] покрове.

Для построения модели LUR для оценки загрязнения некоторой природной среды используют данные о концентрациях поллютантов, полученные в ходе регулярного мониторинга или запланированной съемки. Количество проб и выбор мест их отбора влияет на качество модели. При построении модели предпочтительны данные запланированной съемки, но в отсутствии возможности выполнить отбор проб и их анализ, используют имеющиеся данные. Модели LUR, построенные по результатам наблюдений на стационарной станции, использовали систему нормативного мониторинга в Сидзуоке (Япония) [10]. Модели в этой работе были построены с четырьмя различными типами географических переменных, включая тип дороги, интенсивность движения, землепользование и физическую географию, относительно хорошо смогли оценить содержание NO_2 .

На качество модели LUR также влияют географические данные исследуемой территории и выбор географических переменных, участвующих в модели. Существуют достаточно подробные модели разных городов, также для создания географических информационных моделей можно использовать открытый источник географических данных программу Google Earth. Однако единого подхода к реализации метода LUR не существует, и способы его применения различаются в каждом исследовании. Это связано, в первую очередь, со значительными неоднородностями исследуемых территорий городов, особенности которых не позволяли создать единый способ моделирования. Во-вторых, метод со дня его первого применения и до сих пор продолжает развиваться: улучшается качество получаемых результатов и разрешаются трудности и проблемы моделирования. В России результаты моделирования методом LUR представлены работами [1–3].

В данной работе предложено использовать метод LUR и регрессионный кригинг (далее RK) для оценки загрязнения верхнего слоя почвы арктического г. Тарко-Сале. В работе на основе данных мониторинга концентраций примесей в верхнем слое почвы и карты города были выбраны и рассчитаны географические переменные, проведен статистический анализ экспериментальных и расчетных данных и построена модель карты загрязнения марганцем и никелем территории города.

Городская почва — долговременная депонирующая среда, картина ее загрязнения формируется десятилетиями, поэтому связи с техногенными источниками загрязнения не всегда могут быть установлены, и/или мощность этих источников оказывается недостаточной для формирования устойчивого следа загрязнения в почве. Метод LUR позволяет прозрачно интерпретировать связь между пространственным расположением источников загрязнения (географическими переменными), точек наблюдения и распределением примесей в верхнем слое почвы. Кригинг остатков LUR модели позволяет предметно извлекать дополнительную информацию из географических переменных. Окончательная картина элементного загрязнения верхнего слоя почвы формируется суммой результатов LUR модели и прогноза остатков.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследуемая территория

Для прогноза загрязнения верхнего слоя почвы с помощью LUR и регрессионного кригинга выбрана зона жилой застройки г. Тарко-Сале Ямало-Ненецкого автономного округа. Территория муниципального образования г. Тарко-Сале располагается на низкой надпойменной террасе правого берега р. Пяку-Пур. В геоморфологическом отношении долина р. Пяку-Пур на участке г. Тарко-Сале представляет собой пойму реки, возвышающуюся над урезом воды при средних уровнях на 2–5 м и сложенную суглинисто-песчаными породами. Поверхность равнинная, уклон территории в сторону р. Пяку-Пур не более 0.5%. Среди аллювиальных отложений рассматриваемой территории преобладают пески различной крупности, которая увеличивается с глубиной от пылеватых до средней крупности. В песчаных толщах наблюдаются прослой и линзы супесей и суглинков, имеющих консистенцию от пластичной до текучей.

Зональные подзолистые почвы развиваются только на песчаных почвообразующих породах. Наиболее распространены следующие подтипы почв: таежно-поверхностно-глеевые и охристо-элювиально-глеевые. Почва городских кварталов Тарко-Сале по гранулометрическому составу представляет собой мелкий гомогенный песок диаметром зерен меньше 1 мм. При оседании примеси на поверхность почвы одновременно идут разнонаправленные процессы. С одной стороны, городская почва длительное время накапливает загрязнение, с другой — примеси могут вымываться как вертикально в более глубокие слои, так и переноситься по латерали в горизонтах.

На рис. 1 приведена карта города, включающая жилые и промышленные здания, дворовые территории, дороги, автостоянки и точки отбора проб верхнего слоя почвы. Всего была отобрана



Рис. 1. Карта исследуемой территории.

и проанализирована на содержание хрома, марганца, меди, никеля и других элементов 101 проба. Подробно отбор, подготовка и химический анализ проб описан в работе [4].

Для исследования были выбраны данные о валовом содержании марганца и никеля в верхнем слое почвы. Марганец и никель не содержатся в материнских породах, характерных для этой территории, и вероятно имеют техногенное происхождение. Их следы в почве могут быть связаны с деятельностью человека, как-то промышленное загрязнение, строительство, перемещение грунта и т. д., этим и обусловлен выбор техногенных объектов в качестве источников загрязнения. Все пробы (101 шт.) были разбиты на тренировочные (80 шт.) и тестовые (21 шт.).

Метод Land Use Regression (LUR)

Подготовка географических данных. Для моделирования методом LUR использовали растровую карту г. Тарко-Сале, включающую данные о распределении автомобильных дорог и парковок. Эти характеристики рассчитываются внутри так называемых буферных зон, построенных вокруг каждой точки наблюдения. Буферная зона (circular buffers) — круг заданного радиуса с центром в точке отбора проб, внутрь которого попадают выбранные объекты. В литературе встречаются расчет средствами ГИС линейных источников загрязнения (длины дорог, попавших внутрь данного круга) и площадных источников (площадей парковок, карьеров и т.д.). Размер буфера определяет пространственное разрешение модели в предположении о влиянии изучаемых предикторов. Снизу размер буфера ограничен пространственным разрешением раstra,

сверху — размерами и пространственными особенностями исследуемой территории (ширина и длина исследуемой территории не превышает 3 км). Кроме того, во многих исследованиях указано, что концентрация связанных с автотранспортом загрязнителей убывает экспоненциально с расстоянием от дорог. Считается, что влияние дорог на концентрацию этих веществ ограничено расстоянием около 100 м от основных городских дорог и около 500 м от загородных шоссе [7, 9]. Географические переменные-предикторы для LUR модели вычисляются как мера пересечения буферной зоны и выбранных источников загрязнения. Единицы измерения этих предикторов совпадают с размерностями длины для линейных источников и площади для площадных источников. Современные ГИС позволяют получить множество переменных с любыми размерами буферных зон и любыми типами источников загрязнения. Для дорог с разной плотностью транспортного потока вводят категории, что увеличивает количество географических переменных. Однозначного алгоритма определения размера буферных зон и расчета переменных-предикторов в литературе не представлено. В данном исследовании мы следуем работе А.Г. Бувевича и др. [2], в которой было предложено рассматривать дороги с разной интенсивностью движения как площадные источники, что позволило уйти от разделения дорог на категории, упростить проведение расчетов и повысить качество модели.

В предположении, что основное влияние на распределение марганца и никеля в почве Тарко-Сале оказывает интенсивность транспортных потоков, ограничились источниками загрязнения, связанными с автотранспортом: автодорогами и парковками. В данной работе выбраны буферные зоны радиусом 100, 200 и 500 м. На рис. 2 представлен фрагмент карты города с произвольно выбранной точкой пробоотбора и географические предикторы дорог и парковок, рассчитанные для трех буферных зон. Предикторы для каждой точки — это площади дорог и парковок для буферных зон разных размеров.

Всего использовано шесть географических переменных (см. рис. 2): R100, R200 и R500 — площади дорог; SR100, SR200 и SR500 — площади парковок, попавших в буферные зоны 100, 200 и 500 м, соответственно. Такой выбор площадных географических переменных позволяет унифицировать источники загрязнения. Переменная с меньшим масштабом R100 описывает влияние ближайших к точке наблюдения дорог от 0 до 100 м. Переменные с разным радиусом буферной зоны позволяют впоследствии в ходе статистического анализа найти наилучшее описание изменения величины загрязнения с расстоянием от дорог.

Для выбора регрессионных переменных был проведен анализ парных коэффициентов корреляции всех географических переменных

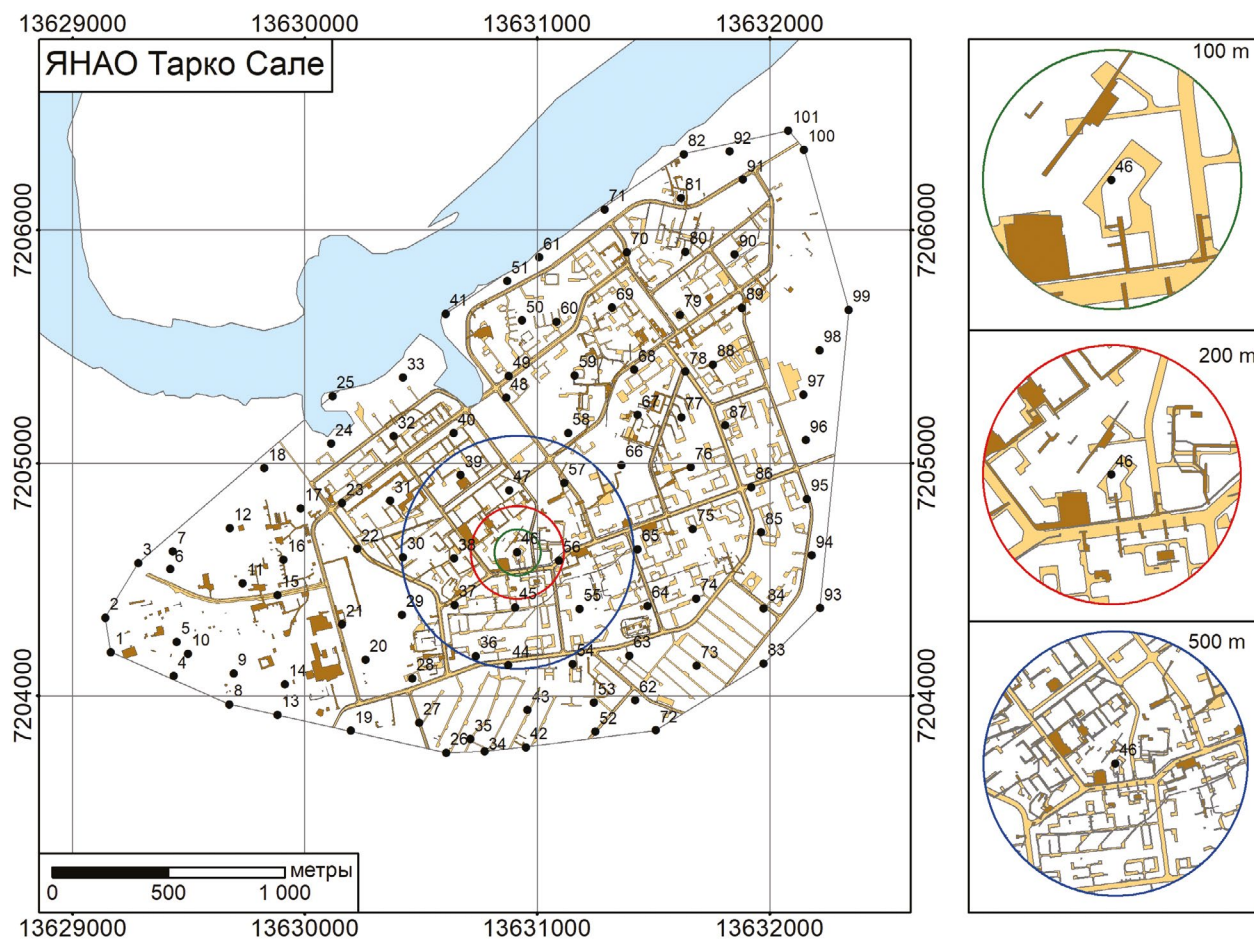


Рис. 2. Построение переменных LUR модели.

(из 6 географических переменных можно построить 15 пар). Для построения модели из каждой пары географических переменных с сильной корреляционной связью (коэффициент корреляции больше 0.8) выбирали одну переменную, влияющую на загрязнение. Перебор всех вариантов некоррелированных переменных позволил построить оптимальный набор географических переменных для построения LUR модели с наименьшей ошибкой.

Особенности пробоотбора для модели LUR.

От количества и расположения проб зависит качество модели LUR. В обзоре G. Hoek et al. [9] рекомендуют использовать от 40 до 80 проб для построения модели. Здесь нижняя граница определена точностью модели (ошибка не превышает 10%), а верхняя обусловлена высокими затратами на пробоотбор и последующий химический анализ. Для построения LUR модели г. Тарко-Сале было использовано 80 проб верхнего слоя почвы, отобранных по нерегулярной сетке с ненарушенными участками почвенного покрова, для оценки состояния окружающей природной среды города. 21 проба верхнего слоя почвы была использована для тестирования модели.

LUR модель. Метод LUR использует регрессионный анализ для создания моделей распределения примесей в природных средах, чаще всего множественную регрессию. В данной работе использована множественная линейная регрессия, уравнение которой связывает измеренные концентрации примесей с рассчитанными географическими переменными и их комбинациями:

$$y = a_0 + \sum_{i=1}^N a_i x_i, \quad (1)$$

где y — предсказанная концентрация исследуемого элемента, мг/кг; a_0 — свободный член регрессии (фоновая концентрация элемента), мг/кг; a_i — коэффициенты линейной регрессии (физический смысл поверхностной плотности исследуемого элемента), мг/(кг·м²) или мг/(кг·м⁴); x_i — переменные регрессии, м² или м⁴.

Оценка точности модели. Для оценки точности модели были использованы коэффициент корреляции $Corr$ (2) предсказанных и измеренных значений концентрации примесей; среднеквадратическая ошибка RMSE (3); относительная среднеквадратическая ошибка RRMSE (4); нормированная среднеквадратическая ошибка NRMSE (5).

$$Corr = \frac{\sum_{i=1}^n (p(i) - \bar{p})(o(i) - \bar{o})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (p(i) - \bar{p})^2 \sum_{i=1}^n (o(i) - \bar{o})^2}}, \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (p(i) - o(i))^2}{n}}, \quad (3)$$

$$RRMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (p(i) - o(i))^2}{n \sum_{i=1}^n (o(i))^2}}, \quad (4)$$

$$NRMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (p(i) - o(i))^2}{n \sum_{i=1}^n (o(i) - \bar{o})^2}}, \quad (5)$$

где $p(i)$ — прогнозируемые данные в i -точке тестового набора; $o(i)$ — измеренные данные в i -точке; n — количество точек в тестовом наборе; $\bar{o}$ — среднее измеренных данных тестового набора; $\bar{p}$ — среднее предсказанных данных тестового набора.

Алгоритм, объединяющий LUR и регрессионный кригинг

Предложенный в данной работе подход представлен на рис. 3 и включает несколько шагов. На первом шаге выбирали набор наилучших переменных — предикторов. В модель LUR включили три географических предиктора R100, R500 и SR500, исключив одну из каждой пары географических переменных с сильной корреляционной связью.

Первый шаг для LUR — построение буферных зон радиусами 100, 200 и 500 м вокруг каждой точки пробоотбора. Далее инструментами GIS находили пересечения буферных зон с дорогами и парковками. Для каждого типа переменных найдено пересечение со всеми тремя буферными зонами и найдены площади, занятые дорогами и парковками для каждой буферной зоны. В результате получили шесть предикторов, содержащих площади дорог или парковок для каждой буферной зоны.

Следующий шаг — построение модели LUR для тренировочного набора данных и предсказание значений концентраций примесей в тестовом наборе данных. Дальнейшие действия — получение

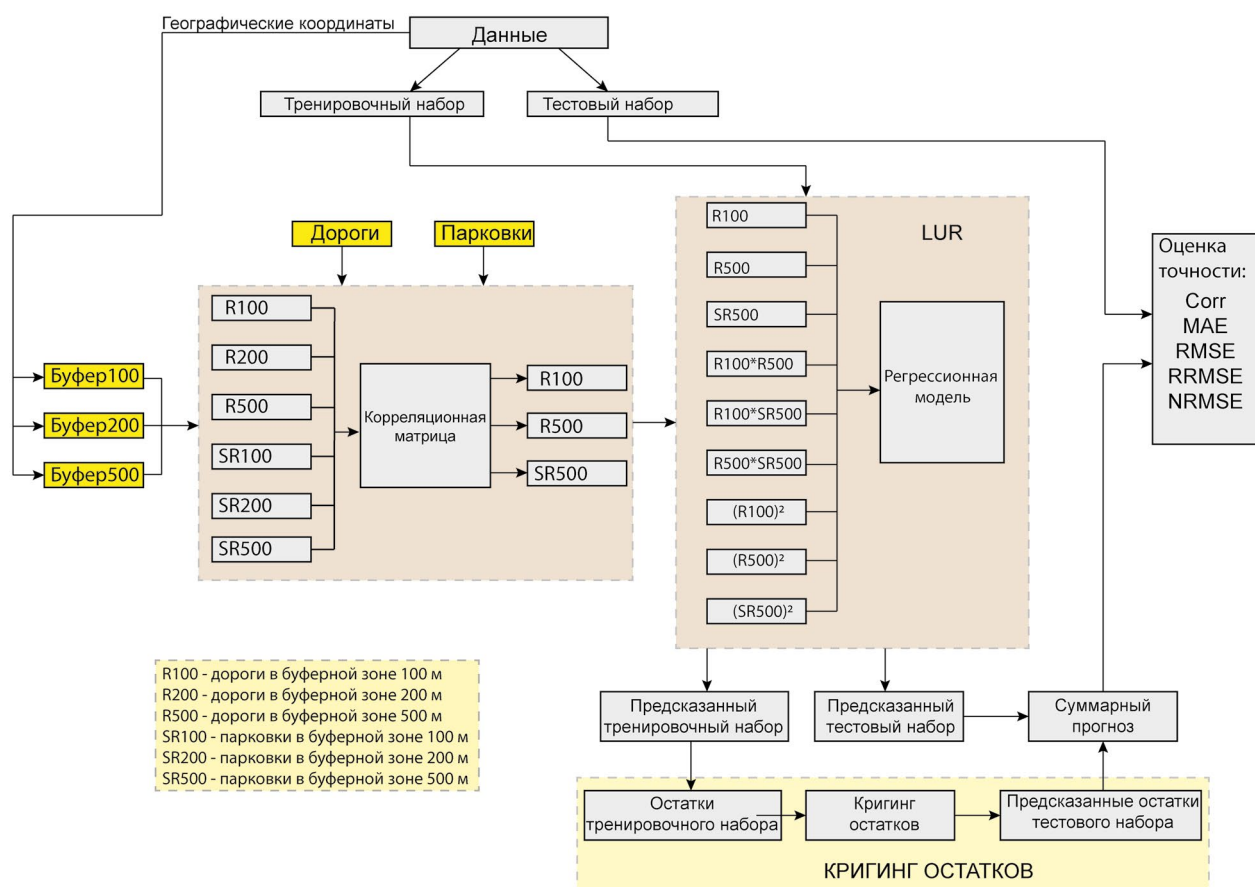


Рис. 3. Алгоритм, объединяющий LUR и регрессионный кригинг.

остатков (разница между измеренными данными и прогнозом) для тренировочного набора и построение кригинга остатков. На основе кригинга остатков тренировочного набора был получен прогноз остатков для тестового набора. В итоге суммируем значения концентрации, предсказанные LUR моделью и предсказанные методом кригинга остатков для тестового набора данных.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Статистика измеренных значений содержаний никеля и марганца на исследуемой территории приведена в табл. 1. Парные коэффициенты корреляции переменных R100, R200, R500, SR100, SR200 и SR500 приведены в табл. 2 (жирным шрифтом выделены коэффициенты корреляции больше 0.8).

Исключение переменных с сильной корреляционной связью и перебор всех вариантов некоррелированных переменных выявил оптимальный набор географических переменных для построения LUR модели. Для марганца и никеля оптимальными параметрами регрессии оказалось использование трех предикторов R100, R500 и SR500. Регрессионная модель содержит линейные, квадратичные и произведения пар различных предикторов (соответствие географических переменных переменным регрессии приведено в табл. 3). В табл. 4 приведены переменные LUR модели и их коэффициенты, рассчитанные в пакете Matlab 2021b.

Для улучшения качества прогноза применялся кригинг остатков тренировочного набора данных, на его основе были предсказаны остатки тестового набора. Модель кригинга для обоих элементов была построена с использованием экспоненциальной вариограммы и с учетом анизотропии. На рис. 4 показаны результаты моделирования содержания марганца и никеля в верхнем слое почвы г. Тарко-Сале.

Как видно из рис. 4, картины загрязнения верхнего слоя почвы города марганцем и никелем, восстановленные при использовании моделей LUR или LUR с RK, улавливают только некоторые особенности поверхностных распределений измеренных содержаний марганца и никеля, полученные геостатистическим методом.

Результаты оценки точности модели LUR и модели LUR с кригингом на тестовом наборе приведены в табл. 5 для обоих элементов. Прогноз остатков суммировали с результатами регрессионной модели на тестовом наборе.

Из табл. 5 видно, что применение кригинга остатков улучшает точность LUR модели. Корреляция тестового и предсказанного набора увеличилась на 7% для никеля и на 17% для марганца. RRMSE уменьшалась на 10% и для никеля, и для марганца.

Для визуализации прогнозирующей способности между смоделированными и наблюдаемыми значениями содержаний элементов в верхнем слое почвы на тестовом наборе данных использовали

Таблица 1. Описательная статистика содержаний никеля и марганца

Элемент	Содержание, мг/кг					Коэффициент вариации, %	Асимметрия	Экспесс
	Минимум	Максимум	Среднее	CO*	Медиана			
Mn	38.8	581.5	125.3	66.4	115.8	53	3.5	21
Ni	4.6	41.3	14.3	7.5	11.3	53	1.2	1.2

* CO – стандартное отклонение

Таблица 2. Парные коэффициенты корреляции географических переменных

Переменная 1	Переменная 2	Corr	Переменная 1	Переменная 2	Corr	Переменная 1	Переменная 2	Corr
R100	R200	0.88	R500	SR100	0.37	R200	SR500	0.42
R200	R500	0.92	R100	SR200	0.29	R500	SR500	0.46
R500	R100	0.75	R200	SR200	0.39	SR100	SR200	0.86
R100	SR100	0.33	R500	SR200	0.41	SR200	SR500	0.81
R200	SR100	0.29	R100	SR500	0.32	SR100	SR500	0.71

Таблица 3. Связь географических переменных и переменных LUR

Переменные регрессии	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6	x_7	x_8	x_9
Предикторы	R100	R500	SR500	R100·R500	R100·SR500	R500·SR500	(R100) ²	(R500) ²	(SR500) ²

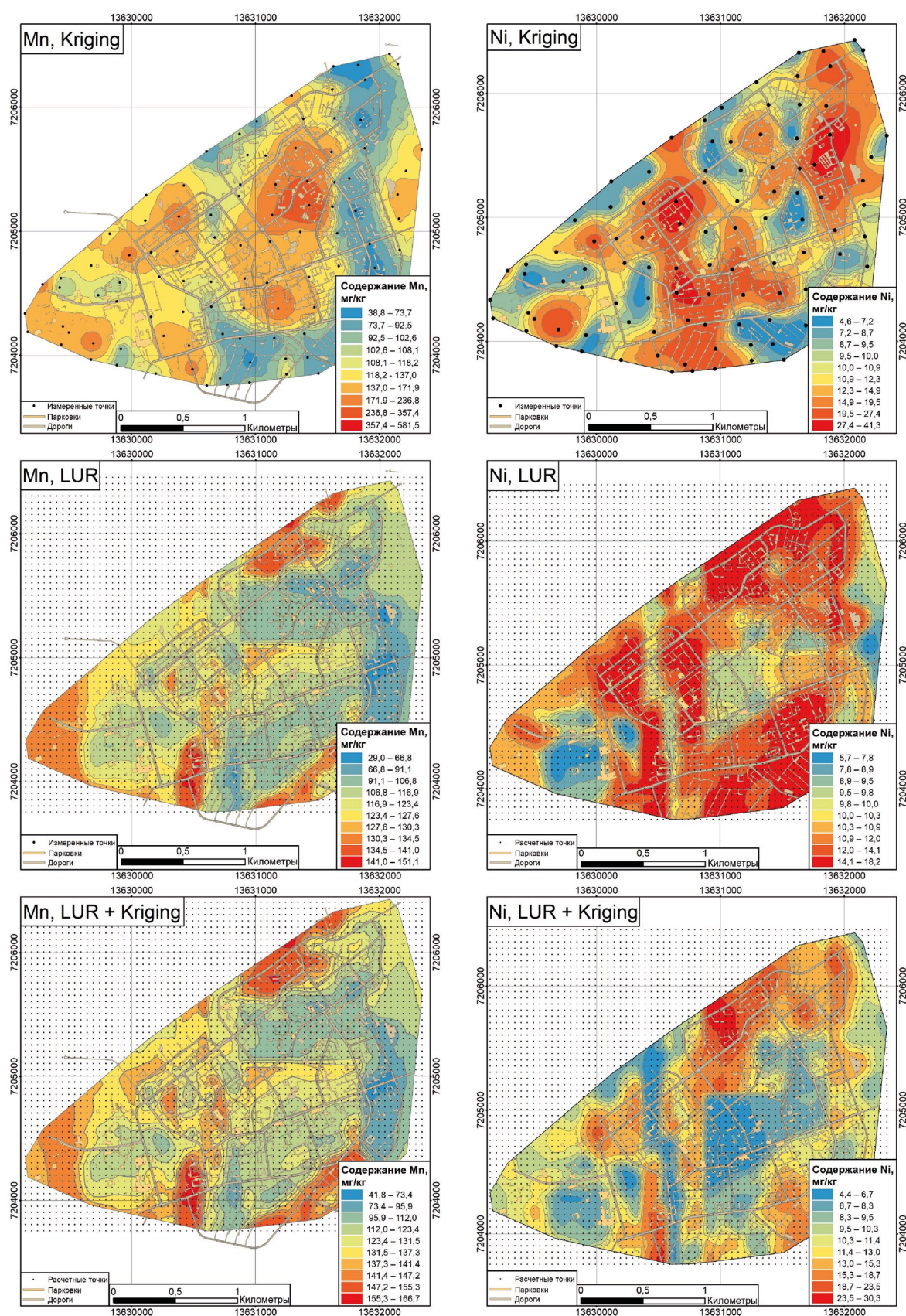


Рис. 4. Результаты моделирования содержания марганца и никеля в верхнем слое почвы г. Тарко-Сале.

Таблица 4. Коэффициенты LUR модели

Элемент	Коэффициенты регрессии				
	a_0 , мг/кг	a_1 , мг/(кг·м ²)	a_2 , мг/(кг·м ²)	a_3 , мг/(кг·м ²)	a_4 , мг/(кг·м ⁴)
Mn	127.93	0.001	−0.001	0.001	10 ^{−8}
Ni	9.83	0.001	−3·10 ^{−6}	0.0001	4·10 ^{−9}
Элемент	Коэффициенты регрессии				
	a_5 , мг/(кг·м ⁴)	a_6 , мг/(кг·м ⁴)	a_7 , мг/(кг·м ⁴)	a_8 , мг/(кг·м ⁴)	a_9 , мг/(кг·м ⁴)
Mn	10 ^{−7}	10 ^{−8}	10 ^{−6}	10 ^{−9}	3·10 ^{−8}
Ni	4·10 ^{−11}	3·10 ^{−9}	−10 ^{−7}	−5·10 ^{−10}	−10 ^{−8}

Таблица 5. Оценка точности модели

	<i>Corr</i>	MAE	RRMSE	RMSE	NRMSE
Mn_LUR	0.4437	74.2276	0.6603	118.0850	1.0522
Mn_LUR_Kriging	0.6162	64.5473	0.6031	112.4673	1.0022
Ni_LUR	0.5237	9.3108	0.4697	11.7698	1.1523
Ni_LUR_Kriging	0.5923	8.5602	0.4167	11.4739	1.1234

диаграмму Тейлора [16]. Диаграмма объединяет среднеквадратическое значение, коэффициент корреляции и стандартное отклонение прогнозных моделей LUR и LUR с RK для обоих элементов. Так как параметры диаграммы для исследуемых элементов очень сильно отличаются друг от друга, для лучшей визуализации была построена нормализованная диаграмма Тейлора, для которой стандартные отклонения обоих элементов приведены к единице. Такая нормализованная диаграмма позволяет сравнить качество прогноза всех моделей. Статистические данные позволяют оценить, насколько точно предложенные методы прогноза моделируют наблюдаемые данные. Маркеры для каждой модели нанесены на диаграмме в полярных координатах. Радиальные расстояния от начала координат представляют собой нормализованные стандартные отклонения, а азимутальные положения представляют собой коэффициенты корреляции между измеренным и прогнозируемым распределением. Концентрические круги представляют RMSE. Диаграмма Тейлора для марганца и никеля для LUR и LUR с RK представлена на рис. 5.

Лучшей предсказательной способностью обладает модель LUR с RK для никеля. Модели LUR с RK, как видно из рис. 5, обладают большим коэффициентом корреляции и меньшим среднеквадратичным значением по сравнению с моделями LUR.

Авторы предлагают следующую интерпретацию коэффициентов и переменных построенной LUR модели. Это линейная регрессионная модель для 9 переменных, уравнение которой связывает измеренные концентрации примесей с рассчитанными географическими переменными и их комбинациями. Свободный член регрессии может быть характеристикой фоновой концентрации исследуемого элемента; переменные регрессии x_i

при $i = 1, 2, 3$ характеризуют площади источников загрязнения для разных зон влияния (буферных зон); коэффициенты a_i при $i = 1, \dots, 9$ — степень влияния соответствующих географических переменных на поверхностную плотность загрязнения почвы исследуемым элементом.

LUR имеет следующие недостатки: зависимость от способа построения буферных зон, от выбора географических предикторов и отсутствие алгоритма применения. Для снижения подобных недостатков полезно дополнять LUR кригингом остатков, что увеличивает точность модели. Лучшая модель построена для распределения никеля в верхнем слое почвы, что может быть связано с формой распределения элемента. Распределение марганца имеет

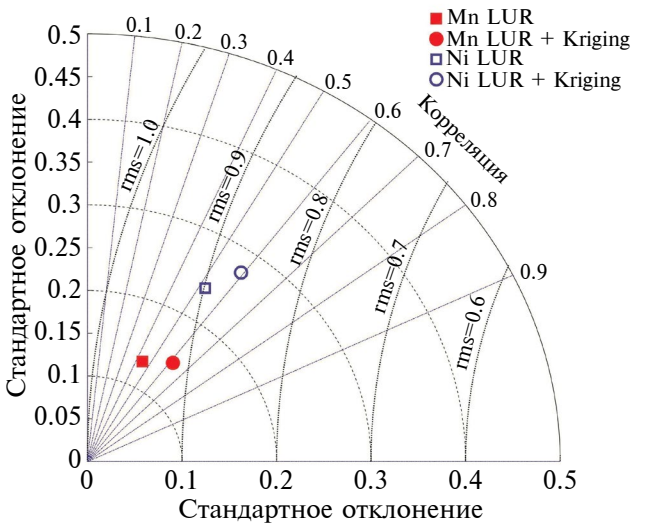


Рис. 5. Диаграмма Тейлора.

высокую дисперсию и тяжелый правый хвост, о чем свидетельствует значение стандартного отклонения и высокий коэффициент асимметрии (см. табл. 1). Полученные результаты свидетельствуют об отсутствии связи содержания никеля и марганца в верхнем слое почвы с автотранспортом.

Ранее авторы изучали загрязнение верхнего слоя г. Тарко-Сале, в частности, хрома и марганца [4]. Статистической связи распределения содержания тяжелых металлов в поверхностном слое почвы города с антропогенными источниками загрязнения обнаружено не было. Аномалии высокого содержания хрома в почве скорее всего связаны с концентрированием либо с отсыпкой привозным грунтом; никель и марганец имеют природное происхождение. В песчаных почвах Тарко-Сале одновременно идут длительные процессы накопления примеси в верхнем слое почвы и вымывание ее в более глубокие слои. Метод LUR дает хороший результат построения картины загрязнения почвы мощными техногенными источниками, если почвы не изменяются при функционировании города.

ВЫВОДЫ И ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Построенная в данной работе гибридная модель, использующая метод LUR и RK, характеризует загрязнение марганцем и никелем верхнего слоя почвы г. Тарко-Сале. Объединяющий LUR и RK метод моделирования загрязнения автотранспортом верхнего слоя почвы может быть использован для любой территории.

Данные техногенных источников, которые мы использовали для построения регрессионной модели, не обнаружили связи с картиной загрязнения марганцем и никелем верхнего слоя почвы. Картина распределения марганца и никеля в верхнем слое почвы обусловлена скорее природными факторами.

Результаты моделирования LUR позволяют делать выводы о происхождении тяжелых металлов в почве. Прошлые основанные на статистическом анализе результаты не выявили связи загрязнения хрома с антропогенными источниками (дороги, промзоны), никель и марганец также не связаны с антропогенными источниками. Последовательное включение различных источников загрязнения в модель LUR может позволить оценить вклад источника в загрязнение выбранным металлом.

Исследование выполнено за счет субсидий Минобрнауки РФ на выполнение научной темы FUMN-2024-0003.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антропов К.М., Варахсин А.Н. Оценка загрязнения атмосферного воздуха г. Екатеринбурга диоксидом азота методом Land Use Regression // Экологические системы и приборы. 2011. №8. С. 47–54.

2. Бувевич А.Г., Сафина А.М., Сергеев А.П. и др. Анализ статистических зависимостей распределения загрязняющих веществ в поверхностном слое почвы урбанизированных территорий с применением математических моделей (LUR метод) // Геоэкология. 2015. №3. С. 268–279.
3. Медведев А.Н., Медведев М.А. О применении подхода Land Use Regression для моделирования площадного загрязнения снега при малом количестве точек наблюдения // XI Междунар. конф. «Российские регионы в фокусе перемен». Екатеринбург, 17–19 ноября 2016 г.: сб. докладов. Екатеринбург: Издательство УМЦ УПИ, 2016. Ч. 1. С. 487–494.
4. Сергеев А.П., Баглаева Е.М., Субботина И.Е. Загрязнение почв города Тарко-Сале тяжелыми металлами // Геоэкология. 2014. №1. С. 28–36.
5. Aguilera I., Sunyer J., Fernandez-Patier R., Hoek G. et al. Estimation of outdoor NO_x, NO₂ and BTEX exposure in a cohort of pregnant women using land use regression modeling // Environ. Sci. Technol. 2008. V. 42. P. 815–821.
6. Brauer M., Hoek G., van Vliet P., Meliefste K. et al. Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and geographic information systems // Epidemiology. 2003. V. 14. P. 228–239.
7. Briggs D.J., de Hoogh C., Gulliver J., Wills J. et al. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments // Sci. Total. Environ. 2000. V. 253(1–3). P. 151–167.
8. Carr D., von Ehrenstein O., Weiland S., Wagner C. et al. Modeling annual benzene, toluene, NO₂, and soot concentrations on the basis of road traffic characteristics // Environ. Res. 2002. V. 90. P. 111–118.
9. Hoek G., Beelen R., de Hoogh K., Vienneau D. et al. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution // Atmos. Environ. 2008. V. 36. P. 4077–4088.
10. Kashima S., Yorifuji T., Tsuda T., Doi H. Application of land use regression to regulatory air quality data in Japan // Sci Total Environ. 2009. V. 407(8). P. 3055–3062.
11. Liu Y., Song S., Bi C., Zhao J., Xi D., Su Z. Occurrence, Distribution and Risk Assessment of Mercury in Multimedia of Soil-Dust-Plants in Shanghai, China // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2019. V. 16. 3028.
<https://doi.org/10.3390/ijerph16173028>
12. Moore D.K., Jerrett M., Mack W.J., Kunzli N. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA // J. Environ. Monitor. 2007. V. 9. P. 246–252.
13. Ross Z., English P.B., Scalf R., Gunier R. et al. Nitrogen dioxide prediction in Southern California using land use regression modeling: potential for environmental health analyses // J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol. 2006. V. 16. P. 106–114.
14. Smith L., Mukerjee S., Gonzales M., Stallings C. et al. Use of GIS and ancillary variables to predict volatile organic compound and nitrogen dioxide levels at unmonitored locations // Atmos. Environ. 2006. V. 40. P. 3773–3787.
15. Stedman J., Vincent K., Campbell G., Goodwin J., Downing C. New high resolution maps of estimated background ambient NO_x and NO₂ concentrations in the U.K. // Atmos. Environ. 1997. V. 31. P. 3591–3602.
16. Taylor K. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram // J. Geophys. Res. 2001. V. 106. P. 7183–7192.
<https://doi.org/10.1029/2000JD900719>

LAND-USE REGRESSION MODEL TO ASSESS SPATIAL VARIATION OF TOPSOIL POLLUTION IN TARKO-SALE

E. M. Baglaeva^{a,#}, A. G. Buevich^{a,##}, A. V. Shichkin^{a,###}, A. P. Sergeev^{a,####}, A. S. Butorova^{a,#####}

^a*Institute of Industrial Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences,
ul. S. Kovalevskoi 20, Yekaterinburg, 620219 Russia*

[#]*E-mail: e.m.baglaeva@urfu.ru*

^{##}*E-mail: bag@ecko.uran.ru*

^{###}*E-mail: and@ecko.uran.ru*

^{####}*E-mail: sergeev@ecko.uran.ru*

^{#####}*E-mail: a.s.butorova@urfu.ru*

A hybrid model combining land use regression (LUR) and regression kriging (RK) methods is constructed to assess the variation in spatial pollution of urban topsoil by heavy metals. The environmental monitoring data of nickel and manganese content in the topsoil of the Arctic town Tarko-Sale were used. This hybrid method of modelling topsoil pollution is suitable for all pollutants, for different territories and types of human-induced pollution sources. The use of RK improves the LUR model accuracy: the correlation between test and predicted sets increased by 7 and 17% for nickel and manganese, respectively; and the relative root mean squared error (RRMSE) decreased by 10% for both elements. The results of hybrid modeling of LUR with RK showed that the spatial distribution of manganese and nickel content in topsoil of the city does not depend on city vehicles. This points to the natural origin of manganese and nickel in urban soil in the absence of other pollution sources. The sequential inclusion of different pollution sources in the LUR model is a way to assess the contribution of each of the selected sources to pollution by the selected element. The data from technogenic sources used in the regression model did not show relationship with the pattern of manganese and nickel contamination in the topsoil. The spatial distribution of manganese and nickel in the top layer of soil is controlled rather by natural factors and is not associated with anthropogenic activities. The results of modelling LUR with RK allow us to draw conclusions about the origin of heavy metals in the soil. Previous results based on statistical analysis have shown no association between chromium pollution and anthropogenic sources (roads, industrial areas), and nickel and manganese are also not associated with anthropogenic sources. The sequential inclusion of various sources of pollution makes it possible to evaluate the source contribution to the pollution by certain metal.

Keywords: heavy metals, topsoil, land use regression (LUR), regression kriging, spatial distribution, hybrid modelling

REFERENCES

- Antropov, K.M., Varaksin, A.N. [Assessment of atmospheric air pollution in Yekaterinburg with nitrogen dioxide using the Land Use Regression method]. *Ekologicheskie sistemy i priroda*, 2011, no. 8, pp. 47–54. (in Russian)
- Buevich, A.G., Safina, A.M., Sergeev, A.P., et al. [Analysis of statistical dependencies of the distribution of pollutants in the surface layer of soil in urbanized areas using mathematical models (LUR method)]. *Geokologiya*, 2015, no. 3, pp. 268–279. (in Russian)
- Medvedev, A.N., Medvedev, M.A. [On the application of the Land Use Regression approach for modeling areal snow pollution with a small number of observation points]. Proc. XI Int. Conf. "Russian Regions in the Focus of Changes". Yekaterinburg, November 17–19, 2016. Yekaterinburg, UMTs UPI Publ. 2016, part 1, pp. 487–494. (in Russian)
- Sergeev, A.P., Baglaeva, E.M., Subbotina, I.E. [Soil contamination of the city of Tarko-Sale with heavy metals]. *Geokologiya*, 2014, no. 1, pp. 28–36. (in Russian)
- Aguilera, I., Sunyer, J., Fernandez-Patier, R., Hoek, G., et al. Estimation of outdoor NO_x, NO₂ and BTEX exposure in a cohort of pregnant women using land use regression modeling. *Environ. Sci. Technol.*, 2008, vol. 42, pp. 815–821.
- Brauer, M., Hoek, G., van Vliet, P., Meliefste, K., et al. Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and geographic information systems. *Epidemiology*, 2003, vol. 14, pp. 228–239.
- Briggs, D.J., de Hoogh, C., Gulliver, J., Wills, J., et al. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *Sci. Total. Environ.*, 2000, vol. 253(1–3), pp. 151–167.
- Carr, D., von Ehrenstein, O., Weiland, S., Wagner, C., et al. Modeling annual benzene, toluene, NO₂, and soot concentrations on the basis of road traffic characteristics. *Environ. Res.*, 2002, vol. 90, pp. 111–118.
- Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneaue, D. et al. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos. Environ.*, 2008, vol. 36, pp. 4077–4088.
- Kashima, S., Yorifuji, T., Tsuda, T., Doi, H. Application of land use regression to regulatory air quality data in Japan. *Sci. Total Environ.*, 2009, vol. 407(8), pp. 3055–3062.
- Liu, Y., Song, S., Bi, C., Zhao, J., Xi, D., Su Z. Occurrence, distribution and risk assessment of mercury in multimedia of soil-dust-plants in Shanghai, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 2019, vol. 16: 3028. <https://doi.org/10.3390/ijerph16173028>
- Moore, D.K., Jerrett, M., Mack, W.J., Kunzli, N. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA. *J. Environ. Monitor.*, 2007, vol. 9, pp. 246–252.
- Ross, Z., English, P.B., Scalf, R., Gunier, R., et al. Nitrogen dioxide prediction in Southern California using land use regression modeling: potential for environmental health analyses. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 2006, vol. 16, pp. 106–114.
- Smith, L., Mukerjee, S., Gonzales, M., Stallings, C., et al. Use of GIS and ancillary variables to predict volatile organic compound and nitrogen dioxide levels at unmonitored locations. *Atmos. Environ.*, 2006, vol. 40, pp. 3773–3787.
- Stedman, J., Vincent, K., Campbell, G., Goodwin, J., Downing, C. New high resolution maps of estimated background ambient NO_x and NO₂ concentrations in the U.K. *Atmos. Environ.*, 1997, vol. 31, pp. 3591–3602.
- Taylor, K. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *J. Geophys. Res.*, 2001, vol. 106, pp. 7183–7192. <https://doi.org/10.1029/2000JD900719>