

ISSN 0869-7809

Номер 5

Сентябрь–Октябрь 2024



ГЕОЭКОЛОГИЯ

Инженерная геология
Гидрогеология
Геокриология



НАУКА

— 1727 —

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 5, 2024

Урбогенный морфолитогенез: инженерные связи и управление

Э. А. Лихачёва, И. В. Чеснокова, С. В. Шварев

3

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ

Природная технология преобразования напряженно-деформированного состояния геологической среды с созданием ее локальных структур

Г. П. Постоев, А. И. Казеев, М. М. Кучуков, Н. А. Орлова

12

Зонирование погрешностей оперативной оценки параметров землетрясений для повышения надежности моделирования их последствий

Н. И. Фролова, Н. С. Малаева, М. В. Коломиец, И. П. Габсатарова, М. И. Рыжикова, С. П. Суцев, А. Н. Угаров

22

МОДЕЛИ В ИНЖЕНЕРНОЙ ГЕОЛОГИИ И ГИДРОГЕОЛОГИИ

Прогноз загрязнения подземных вод в районе полигона ТКО в Дубне методом моделирования

И. А. Позднякова, И. А. Костикова

34

ГРУНТОВЕДЕНИЕ И МЕХАНИКА ГРУНТОВ

Дисперсные грунты как объекты биодиагностики

И. Ю. Григорьева, А. В. Морозов, С. С. Садов

43

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

Устойчивость боросиликатного стекла с имитаторами радионуклидов в воде

В. И. Мальковский, С. В. Юдинцев, М. С. Никольский, О. И. Стефановская

58

Геоэкологические проблемы добычи, переработки и захоронения асбеста в России и за рубежом в свете международных договоренностей

И. Н. Заиканова

69

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Геофизические методы исследования природно-техногенных изменений массивов грунтов криолитозоны

Б. А. Трифонов, С. Ю. Милановский, В. В. Несынов

82

CONTENTS

Number 5, 2024

- Urbogenic morpholithogenesis: engineering relations and management
E. A. Likhacheva, I. V. Chesnokova, S. V. Shvarev 3
-

NATURAL AND TECHNONATURAL PROCESSES

- Natural technology for transforming the stress-strain state of geoenvironment
with the creation of its local structures
G. P. Postoev, A. I. Kazeev, M. M. Kuchukov, N. A. Orlova 12
- Zoning uncertainties in alert survey determination of earthquake parameters
for increasing reliability of near real time loss simulation
*N. I. Frolova, N. S. Malaeva, M. V. Kolomiets, I. P. Gabsatarova, M. I. Ryzhikova,
S. P. Suchshev, A. N. Ugarov* 22
-

MODELS IN ENGINEERING GEOLOGY AND HYDROGEOLOGY

- Forecast of groundwater pollution in the Dubna landfill area by groundwater flow
and transport modelling
I. A. Pozdnyakova, I. A. Kostikova 34
-

SOIL AND ROCK ENGINEERING AND MECHANICS

- Fine soils as the objects of biondiagnostics
I. Yu. Grigorieva, A. V. Morozov, S. S. Sadov 43
-

UTILIZATION AND DISPOSAL OF WASTE

- Stability of borosilicate glass with simulators of radionuclides in water
V. I. Malkovsky, S. V. Yudintsev, M. S. Nickolsky, O. I. Stefanovsky 58
- Geoecological problems in asbestos mining, processing and disposal
in Russia and abroad in relation with international agreements
I. N. Zaikanova 69
-

RESEARCH METHODS AND TECHNIQUES

- Geophysical methods for the study of natural and human-induced changes
in ground massifs of the permafrost zone
B. A. Trifonov, S. Yu. Milanovskii, V. V. Nesynov 82
-

УДК 551.438.5

УРБОГЕННЫЙ МОРФОЛИТОГЕНЕЗ: ИНЖЕНЕРНЫЕ СВЯЗИ И УПРАВЛЕНИЕ

© 2024 г. Э. А. Лихачёва^{1,*}, И. В. Чеснокова^{2,**}, С. В. Шварев^{1,***}

¹Институт географии РАН, Старомонетный пер. 29, Москва, 119017 Россия

²Институт водных проблем РАН, ул. Губкина 3, Москва, 119333 Россия

*E-mail: likhacheva@igras.ru

**E-mail: ichesn@rambler.ru

***E-mail: sergeyshvarev@mail.ru

Поступила в редакцию 12.10.2023 г.

После доработки 05.06.2024 г.

Принята к публикации 20.07.2024 г.

В развитии и функционировании природной морфолитосистемы главенствующую роль играют процессы влагообмена (водообмена) и механического переноса минерального вещества (литодинамические потоки). Функционирование системы определяется внешними воздействиями и ее внутренними возможностями, в том числе ее морфологической структурой. В настоящее время особое место занимает исследование связей между современным и погребенным рельефом, современными рельефообразующими процессами, с одной стороны, и между архитектурным рельефом и инженерной деятельностью человека, с другой. В статье приводится алгоритм (последовательность) цикла формирования геоэкологических условий городской территории. Показано, что гидрогенные связи и процессы в значительной мере определяют состояние и функционирование антропогенно-геоморфологической системы, и процессы антропогенного морфолитообразования. Они осуществляются поверхностными, грунтовыми и подземными водами. На основе многолетних исследований геоморфологии городских территорий, в частности Москвы, авторами выделены основные признаки антропогенного морфолитообразования урбанизированных территорий. Урбогенный морфолитообразование представляет собой процесс формирования и функционирования антропогенно-геоморфологической системы и урбогенного биогеоценоза.

Ключевые слова: геоморфологический анализ, гидрогенные связи, инженерно-строительный каркас, антропогенно-геоморфологический цикл, подтопление

DOI: 10.31857/S0869780924050011 EDN: QPNNVP

ВВЕДЕНИЕ

Нет сомнений, что развитие человечества в последние столетия вышло на уровень глобального преобразования, что позволило еще в 1902 г. Д.Н. Анучину выделить антропосферу, как результат этого процесса на поверхности Земли [3], В.И. Вернадскому расширить понимание влияния человека на природу до ноосферы [4], а к концу XX в. перейти к вполне определенным временным рамкам этого воздействия в форме начала новой геологической эпохи – антропоцена [19]. В то же время, вполне понятно, что антропосфера – продукт эволюции биосферы, стадия ее развития, равно как и следующий этап – ноосфера [18]. В этом контексте авторы рассматривают город в целом, как новое биосферное образование с повышенной концентрацией населения, резко дифференцированным составом биотических, биокосных и косных компонентов и весьма интенсивной их динамикой и взаимодействием, т.е. как морфодинамическую систему с характерными (присущими) только ей процессами

осадконакопления, выветривания и почвообразования, химического преобразования естественных и искусственных грунтов; как природно-территориальный комплекс, структуру которого определяет сочетание водных, биогенных, морфолитогенных подсистем природного, природно-антропогенного и антропогенного свойств [2].

Главенствующую роль в функционировании природной морфолитосистемы играют процессы влагообмена (водообмена) и механического переноса минерального вещества литодинамические потоки [15]. Функционирование определяется внешними воздействиями и внутренними возможностями системы, в том числе ее морфологической структурой.

Городская территория Москвы характеризуется большой глубиной изменений природной среды под воздействием разнообразных техногенных нагрузок, интенсивного замещения природных комплексов урбокомплексами. Москва в 2012 г. за счет присоединения на юго-западе большой территории Московской области увеличилась

по площади более, чем в 2 раза. И на этой огромной территории идет активное преобразование природного комплекса [1]. Здесь возникли и возникают своеобразные зоны с экстремальными экологическими условиями, с новым типом связей в экосистеме и не контролируемым режимом водообмена, в том числе под влиянием инфраструктуры метрополитена.

КОНЦЕПТУАЛЬНЫЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ

Геоморфологический анализ направлен на оценку и прогноз рельефообразующих процессов; взаимосвязей между рельефом и инженерными сооружениями (оценку устойчивости), а также установление оптимального уровня техногенной нагрузки на геоморфологическую систему (обеспечение устойчивости). Особое место занимают исследования связей между современным, погребенным рельефом и современными рельефообразующими процессами, с одной стороны, между архитектурным рельефом и инженерной деятельностью человека с другой [2, 9].

Основной концептуальной позицией является представление, что в целом антропогенный морфолитогенез — инженерно-управляемая совокупность процессов формирования, трансформации и адаптации рельефа и поверхностного слоя горных пород (скального или рыхлого субстрата) с заданными свойствами и морфолитодинамическими связями. Возникающая при этом антропогенно-геоморфологическая структура (система) может функционировать только при наличии системы управления, которая представляет собой совокупность мероприятий по организации и регулированию природо-преобразующей деятельности общества. В данном случае управление можно рассматривать и как “руководящую структуру” в системе природопользования и, что важнее, как механизм, регулирующий использование природных ресурсов. В этом случае можно говорить об инженерно-динамическом управлении.

Логика исследования заключается в следующем: антропогенный фактор — существенный природный (синтетический биофизикохимический) компонент — “участник” морфолитогенеза, изменяющий (корректирующий) историко-генетическую направленность развития рельефа и природных условий в целом, что позволяет определить его взаимодействие с другими агентами рельефообразования, как антропогенно-геоморфологический цикл. В данном случае “цикл” следует понимать, как совокупность явлений, процессов, определяющих кругооборот вещества и энергии в течение определенного промежутка времени. На рис. 1 показан алгоритм (последовательность) цикла формирования геоэкологических условий городской территории: изменение природного рельефа и геологической

среды → создание инженерных сооружений → трансформация экзогенного морфолитогенеза и формирование антропогенного → возникновение и формирование урбогенного ландшафта и биогеоценозов, где деятельность человека (людей-общества) — биоактивного участника формирования городской среды и литогенеза, в частности, играет важную роль.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ МОДЕЛИ

Прежде всего, сформулируем наше представление о правилах (структуре) модели управления. Алгоритм управления может быть представлен в следующем общем виде:

анализ → оценка → организация/конструирование → мониторинг → регулирование и регламентация.

Анализ состояния и свойств природной геоморфологической системы направлен на выявление рисков существования инженерно-технического сооружения, как части системы, а также рисков и опасности разрушения природной компоненты — основы антропогенно-геоморфологической системы.

Оценка способности (возможности) антропогенно-геоморфологической системы выполнять определенные хозяйственные заданные функции: условий и сложности строительства; воздействия природных компонентов на инженерные сооружения и сооружений на состояние геоморфологической системы и на устойчивость антропогенно-геоморфологической системы в целом.

Организация (конструирование) и регламентация рационального взаимодействия между техногенными и природными компонентами системы: выбор оптимального варианта с целью сохранения структуры саморегуляции, создания устойчиво функционирующей антропогенно-геоморфологической системы.

Целенаправленное регулирование и предупреждение отрицательных последствий для существования антропогенно-геоморфологической системы на основе мониторинга и динамического моделирования.

Наблюдения (мониторинг) должны осуществляться специальными организациями в пределах границ антропогенно-геоморфологических систем, установленных в результате проектирования с учетом количества осадков, площади водосборов, источников загрязнения и пр. На основе свойств проектируемой антропогенно-геоморфологической системы разрабатываются инженерные водонесущие сети, и определяется режим их работы и контроля функционирования. Несмотря на проводимые наблюдения, компоненты инженерного управления далеко не всегда справляются с задачами предупреждения отрицательных последствий развития данного процесса. Прежде всего, не учитываются изменения площади водосборного

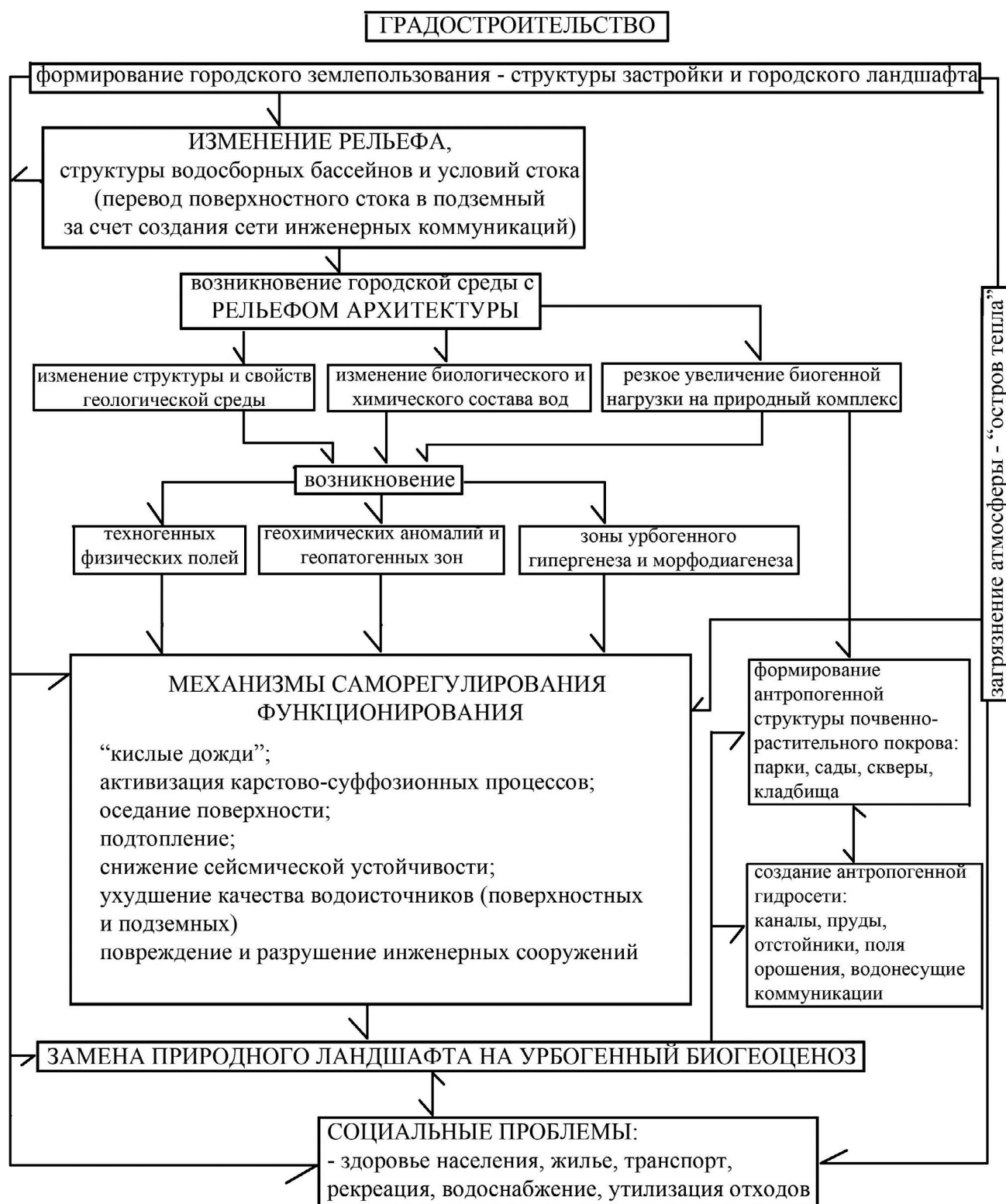


Рис. 1. Схема формирования геоэкологических условий и проблем городских территорий – морфодинамической организованности.

бассейна из-за застройки, закрытости территории, изменения морфологических и морфометрических параметров рельефа и свойств субстрата (уплотнение, искусственное покрытие и пр.) [5, 12].

Обозначенный алгоритм управления в своих отдельных частях используется при проектировании, строительстве и функционировании инженерных сооружений и даже реализуется на законодательном уровне руководящих документов (СНиП, СП). Однако на каждом “шаге” существуют свои проблемы, недочеты, и, в целом, отсутствие связанного природно-технического пространственно-временного комплексного подхода, а в результате следуют катастрофы и спонтанные восстанавливаемые или необратимые перестройки структуры природно-антропогенной системы. Наиболее слабым звеном является неизученность парагенетически взаимосвязанных процессов, интенсивность которых определяется большим числом показателей и характеристик как природных, так и возникающих инженерных связей. В подавляющем числе случаев отсутствует и научно-обоснованная оценка ситуации и тенденций изменения состояний природных, трансформированных природно-техногенных, техногенных компонентов/элементов системы. При анализе данных мониторинга часто не хватает информации для долгосрочных прогнозов. На помощь призваны динамические модели, которые тоже частично построены на логических выводах, а не на количественных данных. Однако логика научных построений все же позволяет сделать прогностические построения и опережающее управление более убедительными. В том числе и предложить преобразования в системе мониторинга, в частности, наблюдений наиболее динамичных и наименее изученных гидрогенных связей.

Гидрогенные связи и процессы в значительной мере определяют состояние и функционирование антропогенно-геоморфологической системы, и процессы антропогенного морфолитогенеза. Они осуществляются и поверхностными, и подземными водами.

Рассмотрим лишь один тип гидрогенных связей — поверхностный (плоскостной) смыв, который является одним из звеньев оборота воды на поверхности Земли (рис. 2). С этим процессом связаны перемещения воды по поверхности, твердых и взвешенных (влекомых) наносов, химическое и биологическое загрязнение, процессы изменения морфометрических и морфологических характеристик склонов (в том числе и провоцируемые интенсивным смывом процессы эрозии, сели, оползни), формирование делювиальных отложений, но нередко и геопатогенных зон. В процессе антропогенного морфолитогенеза кроме атмосферных осадков участвуют техногенные воды: полив улиц и зеленых насаждений, технические воды. В структуру инженерного управления

входят: мелиоративные и дренажные системы, водопропускные и водоотводные сооружения, системы орошения, ливневая канализация, фильтры и пруды-отстойники, механическая очистка. И технические воды, и механические загрязнители поверхности, и биохимические загрязнители грунтов остаются не учтенными в структуре мониторинга. Включение этих характеристик даже на качественном уровне в логическую модель управления позволит принять решения как об инженерных изменениях в структуру управления, так и о внедрении в практику более эффективных систем химической и биологической очистки водных потоков и делювиальных отложений. И, соответственно, поставит на повестку дня научные исследования этого процесса — антропогенного поверхностного сноса.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Город, как природно-территориальный комплекс, сохраняет согласно закону динамического равновесия способность к саморегулированию — сохранять в процессе функционирования состояние, режимы и связи между компонентами.

Механизмы саморегулирования можно представить в схематическом виде. В каждом варианте функционирования осуществляется за счет определенной группы системных связей.

Морфологические связи. Прямые техногенные трансформации рельефа → изменения скорости и направленности геоморфологических процессов → изменения состава грунтов → косвенные изменения рельефа (восстановление равновесия) → корректирование созданного техногенного рельефа и направленности естественного развития рельефа.

Морфодинамические связи. Изменение условий рельефообразования → изменение направленности естественных рельефообразующих процессов → изменения морфолитогенеза → косвенные изменения рельефа → коррекция развития.

Морфоструктурные и морфодинамические связи. Воздействие на литогенную основу → изменение грунтов → активизация геологических процессов → косвенные изменения рельефа → изменение геоморфологических условий.

Наибольшие изменения геоморфологических условий происходят обычно в долинах рек. Здесь изменяется не только морфологический облик и морфометрические характеристики, но и направленность рельефообразующей деятельности реки: нарушается процесс формирования ее поймы и русла, что вызывает нередко катастрофические явления ниже по течению, приводит к существенному изменению гидрогеологических и геоморфологических условий.

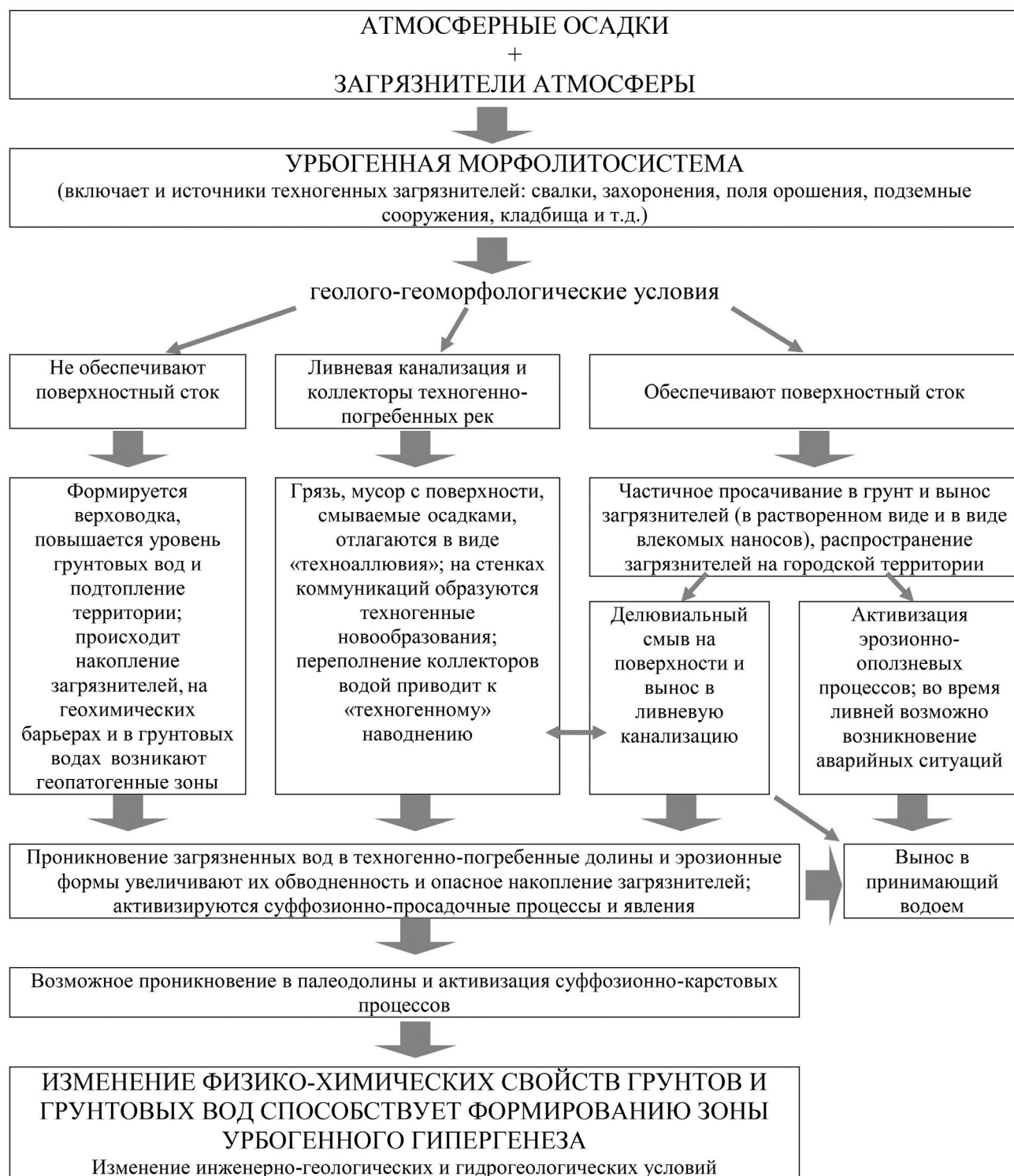


Рис. 2. Схема водообмена на урбанизированной территории: путь атмосферных осадков [2].

Выравнивание поверхности, уничтожение микрорельефа, снижение уклонов, уменьшение глубины и густоты расчленения приводят к снижению энергии рельефа и упрощению структуры водосборных бассейнов. Это, в свою очередь, вызывает уменьшение склонового транзита, поверхностного стока, естественной эрозии; возникают условия

для перенасыщения грунта талыми, дождевыми водами, для появления новых водоносных горизонтов и суффозионно-механических просадок поверхности и провалов [12, 13, 16, 17].

Механизмы саморегулирования приводят, в конечном итоге, к преобразованию природной морфолитосистемы в урбогенную.

Важным доказательством преобразования и свидетельством перехода морфолитосистемы в другой тип является подтопление. Об этом негативном и неизбежном изменении экологических условий (в том числе и гидрогеологических) предупреждал еще полвека назад Ф.В. Котлов [7, 8].

Факты и причины, на основании которых можно говорить о переходе городской территории в гидро-био-геоморфологическую геосистему (на основе данных по Москве):

- увеличение количества осадков с 600 до 700 мм/год;
- ранее наблюдались разливы Москвы-реки и затопление поймы. В настоящее время сток реки зарегулирован, но наблюдаются разливы/затопления во время сильных ливней за счет существенной закрытости территории (асфальт и застройка) и недостаточной пропускной способности ливневой канализации;
- активизация карстово-суффозионных процессов, образование поверхностных провалов, чему способствует изменение уровня подземных вод, загрязнение водоисточников;
- увеличение площади участков со слабыми грунтами за счет распространения процессов техногенного морфолитообразования на глубину до 20 м;
- осушение болот и их мелиорация сопровождаются появлением подтопленных участков с развитием процессов оглеения (около 45% площади города);
- на закрытой территории поверхностный смыв не наблюдается, но на открытой может быть в 10—40 раз больше естественного смыва;
- заполняются естественные и искусственные водоемы, ливневая канализация и заключенные в трубы канализированные погребенные русла малых рек;
- повышение уровня подземных вод на большей части города, увеличение обводненности грунтовой толщи способствуют активизации оплывино-оползневых процессов;
- формирование прудов-отстойников, полей орошения — искусственных заболоченных участков с биологическим загрязнением.

Обработка данных стационарных (режимных) наблюдений уровней грунтовых вод, проведенная А.Н. Маккавеевым и Д.В. Федоровичем [10, 11], показала, что процессы, управляющие формированием многолетнего режима уровня грунтовых вод в естественных условиях, на урбанизированной территории сильно трансформированы, а именно уменьшается динамичность (размах) многолетних колебаний уровней, нивелируются сезонные ритмы. Существенное влияние на гидрогеологическую обстановку оказывают такие антропогенные процессы, как потери в коммуникационных

сетях, засорение ливневой канализации в летнее время и уборка снега в зимнее. В условиях плотной застройки колебания уровней часто определяются литологическим строением четвертичных пород и наличием насыпных техногенных грунтов. На старозастроенных территориях отмечается некоторая стабилизация уровней грунтовых вод. Но точечная застройка, реновация жилья, строительство подземных сооружений метрополитена существенно изменяют гидрогеологическую ситуацию. Подтопление по-прежнему остается наиболее негативным социально-экономическим последствием урбанизации.

На основе многолетних исследований геоморфологии городских территорий, в частности Москвы, можно выделить основные признаки антропогенного морфолитообразования урбанизированных территорий.

Формирование городской геологической среды определяется наличием нетипичных (для природной экосистемы) условий:

- *мульд оседания земной поверхности*, возникающих в результате комплексного влияния откачек подземных вод, статических и динамических нагрузок (от нескольких сантиметров до нескольких метров);
- *новой структуры поверхностного и подземного стока*, обусловленной изменением режима грунтовых вод и их физико-химических свойств, истощением подземных вод; средняя величина питания грунтовых вод за счет утечек из коммуникаций равна 200—250 мм/год, что увеличивает объем питания техногенно-погребенных рек в 2—3 раза [13];
- *зон урбогенного гипергенеза* с преобладающим развитием зональных процессов выветривания (выщелачивания и окисления), процессов почвообразования с нетипичными образованиями вторичных минералов, органоминеральных новообразований и зон концентрации “загрязнений” геопатогенных зон [6]. В зоне урбогенного гипергенеза происходит активизация процессов химического и физического выветривания за счет повышения агрессивности подземных вод, изменения их режима, развития суффозионно-просадочных явлений и карста, гниения органических остатков, возникновения геофизических полей, развития геопатогенной микрофлоры и возникновения геопатогенных зон;
- *геопатогенных зон*. Возникли новые гидрогеологические и геохимические условия за счет инфильтрации загрязненных поверхностных вод и утечек из водонесущих коммуникаций и общего повышения уровня грунтовых вод; изменился и состав грунтов за счет техногенных отложений, внедрений строительных конструкций и различных коммуникаций, а также хранилищ разного рода химических препаратов (и удобрений в том

числе), которые представляют опасность для жизни людей;

— *необратимых изменений геохимических и геофизических свойств грунтов* на территории; интенсивная переработка природного материала и синтез новых, неприродных материалов существенно изменяют санитарно-гигиеническую обстановку среды жизни людей.

Проведенный авторами корреляционный анализ геолого-геоморфологических характеристик для наиболее урбанизированной центральной части Москвы показал, что природные зависимости частично утрачены, а мощность техногенных отложений практически не зависит от морфометрических характеристик и литологического состава четвертичных отложений [14].

Техногенная нагрузка на природную среду с каждым днем увеличивается. Полученные количественные данные все время меняются, но все равно остаются весьма значительными. О мощности воздействия на геологическую среду можно судить по глубине заложения линий метрополитена. Наибольшая плотность станции метрополитена приурочена к центральному округу Москвы. Их больше 40! Соответственно, в геологической среде множество инженерных конструкций, в том числе и водонесущих коммуникаций, которые придают толще отложений новые физико-химические, инженерные-геологические и экологические свойства природной морфолитосистемы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Урбогенный морфолитогенез характеризуется комплексом процессов денудации-аккумуляции, выветривания и почвообразования, существенно отличающимися от регионального типа морфолитогенеза преобладанием органоминеральных и синтетических компонентов в геологической среде, наличием техногенных физических полей и геохимических аномалий (биохимических и физико-химических полей), а также архитектурными (инженерными) преобразованиями. Урбогенный морфолитогенез — процесс формирования и функционирования антропогенно-геоморфологической системы и урбогенного биогеоценоза.

Антропогенное (техногенное) воздействие априори рассчитано на согласованное развитие природного комплекса и созданной “второй природы”. Природный каркас ландшафта (геосистемы) используется в качестве основы для урбогенного развития и при этом частично уничтожается, преобразуется и встраивается в инженерно-строительный каркас. Интеграция природной и инженерно-строительной структуры в условиях интенсивного биогенного и техногенного воздействия определяет морфодинамическую

организованность городской территории урбогенной морфолитосистемы. При этом природные процессы развиваются не только под “руководством”, но и вне зависимости от этого преобразовательно-созидательного воздействия. Можно (с определенной долей оптимизма) говорить о саморазвитии геолого-географической среды городской территории.

Геоморфологический каркас организует поверхностный и подземный сток в водосборные бассейны. Инженерно-строительный каркас и техногенные водонесущие коммуникации объединяют, загрязняют, смешивают воды разных водосборных бассейнов и геоморфологических районов, концентрируют стоки в каком-либо одном месте, не всегда связанном со структурой природных бассейнов. За счет перестройки связей и границ нередко происходит слияние разнородных геоморфологических систем, в том числе биогеоценозов; поглощение и трансформация существующих и возникновение на их месте природно-антропогенных систем с унаследованными, или чаще, “природоподобными” свойствами и структурой.

Работа выполняется по темам госзадааний ИВП РАН FMWZ-2025-0002 и ИГ РАН FMWF-2024-0005.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аникина Н.В., Болысов С.И., Лихачёва Э.А. Геоморфология городских территорий: конструктивные идеи. М.: Медиа-Пресс, 2017. 176 с.
2. Антропогенный морфолитогенез и гипергенез (“Ложка дегтя в бочке меда”) / Отв. Ред. Э.А. Лихачева. М.: Медиа-ПРЕСС, 2022. 224 с.
3. Ануцин Д.Н. Географические работы: сб. науч. тр. / Под ред. и со вступит. ст. А.А. Григорьева. М.: Географгиз, 1954. 472 с.
4. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. М.: Айрис-пресс, 2012. 576 с.
5. Город — экосистема. [Кол. авт.: Э.А. Лихачёва, Д.А. Тимофеев, М.П. Жидков и др.]. М.: Медиа-Пресс, 1997. 336 с.
6. Касимов Н.С., Власов Д.В., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов восточной Москвы. М.: АПР, 2016. 276 с.
7. Котлов Ф.В. Антропогенные геологические процессы и явления на территории городов. М.: Наука, 1977. 287 с.
8. Котлов Ф.В. Изменение геологической среды под влиянием деятельности человека. М.: Наука, 1978. 263 с.
9. Лихачева Э.А., Чеснокова И.В. Антропогенный морфолитогенез — синтез природных и инженерных процессов // Сергеевские чтения. “Фундаментальные и прикладные вопросы инженерной геодинамики”. Вып. 24. М.: Изд. “Геоинфо”, 2023. 365 с.
10. Маккавеев А.Н., Федорович Д.В. Основные факторы, влияющие на уровень грунтовых вод в различных геоморфологических обстановках в г. Москве с 1988 по 2012 г. // Геоморфология городских территорий: конструктивные идеи. Отв. Ред. Э.А. Лихачева. М.: Медиа-ПРЕСС, 2017. С. 80–93.

11. Маккавеев А.Н., Федорович Д.В. Трансформация колебаний уровня грунтовых вод на городской территории (Москва) // Антропогенная геоморфология. М.: Медиа-ПРЕСС, 2013. С. 202–215.
12. Москва. Геология и город / Под ред. О.П. Медведева, В.И. Осипова. М.: Московские учебники и Картолиграфия, 1997. 399 с.
13. Очерки геоморфологии урбосферы / Под ред. Э.А. Лихачёвой, Д.А. Тимофеева. М.: Медиа-ПРЕСС, 2009. 352 с.
14. Рельеф среды жизни человека / Под ред. Э.А. Лихачёвой, Д.А. Тимофеева. М.: Медиа-ПРЕСС, 2002. 640 с.
15. Флоренсов Н.А. Очерки структурной геоморфологии. М.: Наука, 1978. 238 с.
16. Чеснокова И.В., Локшин Г.П. Техногенные физические поля — свойства антропогенно-геоморфологических систем. М.: Медиа-ПРЕСС, 2016. 192 с.
17. Шварев С.В. Инженерно-организованные геоморфологические системы: моделирование, мониторинг и управление // Геоморфологи. Новое поколение / Под ред. М.Е. Кладовшиковой, Э.А. Лихачевой. Т. 2. С. 59–72.
18. Яблоков А.В., Левченко В.Ф., Керженцев А.С. Преодолимы ли трудности перехода антропосферы в ноосферу // Биосфера. 2016. Т. 8. № 3. С. 247–257.
19. Crutzen P.J. Geology of Mankind // Nature. 2002. 415:23. <https://doi.org/10.1038/415023a>

URBOGENIC MORPHOLITHOGENESIS: ENGINEERING RELATIONS AND MANAGMENT

E. A. Likhacheva^{a, #}, I. V. Chesnokova^{b, ##}, S. V. Shvarev^{a, ###}

^a*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Staromonetnyi per. 29, Moscow, 119017 Russia*

^b*Water Problems Institute, Russian Academy of Sciences, ul. Gubkina 3, Moscow, 119333 Russia*

[#]*E-mail: likhacheva@igras.ru*

^{##}*E-mail: ichesn@rambler.ru*

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

Moisture exchange (water exchange) and mechanical transfer of mineral matter (lithodynamic flows) play the principal part in the development and functioning of natural morpholithosystems. Functioning of a system is controlled by external impacts and its internal capacities, including its morphological structure. Geomorphological analysis aims at assessing and predicting of (1) relief-forming processes, (2) relations between the relief and engineering structures (assessment of stability); and (3) establishing the optimal level of technogenic load on the geomorphological system (ensuring sustainability). Currently, the main concern is investigation of relations between modern and buried relief and modern relief-forming processes, on the one hand, and between architectural relief and human engineering activity, on the other. The article provides an algorithm (sequence) for the cycle of formation of geo-ecological conditions of an urban area: changes in natural relief and geological environment; creation of engineering structures; transformation of exogenous morpholithogenesis and the formation of anthropogenic genesis; the emergence and formation of urban landscapes and biogeocenoses, where human activity, as a bioactive participant in the formation of the urban environment and lithogenesis, plays an important role. The article shows that hydrogenous relations and processes determine to a great extent the conditions and functioning of the anthropogenic-geomorphological system and the processes of anthropogenic morpholithogenesis. Based on many years research in geomorphology of urban areas, Moscow, in particular, the authors have identified the main features of anthropogenic morpholithogenesis of urban areas. The urban area of Moscow is characterized by a profound depth of changes in the natural environment impacted by various technogenic loads and the intensive replacement of natural complexes by urban complexes. Urban morpholithogenesis is defined as the formation and functioning of the anthropogenic geomorphological system and urban biogeocenosis.

Keywords: *geomorphological analysis, hydrogenous relations, engineering and construction framework, anthropogenic-geomorphological cycle, waterlogging*

REFERENCES

1. Anikina, N.V., Bolysov, S.I., Likhacheva, E.A. [Geomorphology of urban areas: the constructive ideas]. Moscow, Media-Press Publ., 2017, 176 pp. (in Russian)
2. [Anthropogenic morpholithogenesis and hypergenesis]. E.A. Likhacheva, Ed. Moscow, Media-Press Publ., 2022, 224 p. (in Russian)
3. Anuchin, D.N. [Studies in geography. Collection of sci. papers.] A.A. Grigor'ev, Ed. Moscow, Geografiz Publ., 1954, 472 pp. (in Russian)
4. Vernadskii, V.I. [Biosphere and noosphere]. Moscow, Airis-press Publ., 2012, 576 pp. (in Russian)
5. [The city as an ecosystem]. E.A. Likhacheva, D.A. Timofeev, M.P. Zhidkov, et al., Moscow, Media-Press Publ., 1997, 336 p. (in Russian).
6. Kasimov, N.S., Vlasov, D.V., Nikiforova, E.M. [Geochemistry of landscapes of the eastern Moscow]. Moscow, APR Publ., 2016, 276 p. (in Russian)
7. Kotlov, F.V. [Anthropogenic geological processes and phenomena in urban areas]. Moscow, Nauka Publ., 1977, 287 p. (in Russian)
8. Kotlov, F.V. [Changes in the geological environment under the influence of human activities]. Moscow, Nauka Publ., 1978, 263 p. (in Russian)

9. Likhacheva, E. A., Chesnokova, I.V. [Anthropogenic morpholithogenesis as the synthesis of natural and engineering processes]. Proc. Sergeev's readings "Fundamental and applied issues of engineering geodynamics", issue 24. Moscow, Geoinfo Publ., 2023, 365 p. (in Russian)
10. Makkaveev, A.N., Fedorovich, D.V. [The main factors influencing the groundwater level in various geomorphological settings in Moscow from 1988 to 2012]. In: [Geomorphology of urban areas: constructive ideas]. E.A. Likhacheva, Ed. Moscow, Media-Press Publ., 2017, pp. 80–93. (in Russian)
11. Makkaveev, A.N., Fedorovich, D.V. [Transformation of groundwater level fluctuations in urban areas (Moscow)]. In: [Anthropogenic geomorphology]. Moscow, Media-Press Publ., 2013, pp. 202–215. (in Russian)
12. [Moscow. Geology and the city]. O.P. Medvedev, V.I. Osipov, Eds. Moscow, Moskovskie uchebniki i kartolitografiya Publ., 1997, 399 p. (in Russian)
13. [Essays in the geomorphology of the urbosphere]. E.A. Likhacheva, D.A. Timofeev, Eds., Moscow, Media-Press Publ., 2009, 352 p. (in Russian)
14. [Relief of the human habitat]. E.A. Likhacheva, D.A. Timofeev, Eds., Moscow, Media-Press Publ., 2002, 640 p. (in Russian)
15. Florensov, N.A. [Essays in the structural geomorphology]. Moscow, Nauka Publ., 1978, 238 p. (in Russian)
16. Chesnokova, I.V., Lokshin, G.P. [Technogenic physical fields are properties of anthropogenic geomorphological systems]. Moscow, Media-Press Publ., 2016, 192 p. (in Russian)
17. Shvarev, S.V. [Engineered geomorphological systems: modeling, monitoring and control]. In: [Geomorphologists. The new generation]. M.E. Kladovshchikova, E.A. Likhacheva, Eds. Moscow, Media-Press Publ., 2013, vol. 2, pp. 59–72. (in Russian)
18. Yablokov, A.V., Levchenko, V.F., Kerzhentsev, A.S. [Are the difficulties in the transition from the anthroposphere to the noosphere surmountable?]. *Biosfera*, 2016, vol. 8, no. 3, pp. 247–257. (in Russian)
19. Crutzen, P.J. Geology of mankind. *Nature*, 2002, no. 415, p. 23.
<https://doi.org/10.1038/415023a>

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОПРИРОДНЫЕ ПРОЦЕССЫ

УДК 624.13; 551.3

ПРИРОДНАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ НАПРЯЖЕННО-ДЕФОРМИРОВАННОГО СОСТОЯНИЯ ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЫ С СОЗДАНИЕМ ЕЕ ЛОКАЛЬНЫХ СТРУКТУР

© 2024 г. Г. П. Постоев^{1,*}, А. И. Казеев¹, М. М. Кучуков¹, Н. А. Орлова¹

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

*E-mail: opolzen@geoenv.ru

Поступила в редакцию 15.04.2024 г.

После доработки 28.06.2024 г.

Принята к публикации 20.07.2024 г.

Показано, что существует природная технология самоорганизации геологической среды с образованием новых структур, которая направлена на защиту исходного напряжённо-деформированного состояния от локального внешнего воздействия. Рассмотрены особенности и достоинства природной технологии при образовании оползневых блоков. Отмечается регламентирующая роль геологического критерия 0.009 в формировании и функционировании защитных структур. Показано приложение выявленных закономерностей при анализе подготовки провала земной поверхности над подземной полостью, деформаций грунтового основания под техногенной нагрузкой. Оценивается возможность проявления природной технологии при образовании локальных структур в воздушной и водной средах, гигантских колец на льду оз. Байкал.

Ключевые слова: самоорганизация, природная технология, геологическая среда, диссипативные геологические структуры, критерий (0.009), оползневой блок, провал, выпор грунтового основания, кольцевые структуры на льду

DOI: 10.31857/S0869780924050026 EDN: QPNNEP

ВВЕДЕНИЕ

При изучении напряженно-деформированного состояния грунтового массива на участке воздействия геодинамического процесса разрабатывается расчетная схема, в которой моделируется поведение геологической среды на участке указанного силового воздействия. Однако, несмотря на достаточно полный учет всех выявленных данных о геологическом строении участка, свойствах грунтов и другой информации, характеризующих особенности инженерно-геологических условий геологической среды, далеко не всегда удается установить истинный механизм произошедших изменений ее состояния. В действительности в геологической среде (в массивах горных пород, грунтов) формируется исходное напряженно-деформированное состояние (НДС) в поле тяготения Земли, в соответствии с законами физики. Локальное проявление геодинамического процесса (в виде склоновых деформаций, провала над подземной полостью, техногенной нагрузки и др.) может представляться как внешнее воздействие на геологическую среду, угрожающее изменением ее исходного состояния, которое может привести к разрушительным деформациям. Установлено, что в реакции геологической среды на внешнее воздействие проявляется ее

самоорганизация. В критической ситуации начинает действовать природная технология по трансформации НДС, с возникновением новых геологических локальных образований (диссипативных геологических структур).

Ниже характеризуются особенности природной технологии изменения НДС и структурных преобразований геологической среды. Рассматриваются природные аспекты механизма и закономерностей самоорганизации геологической среды с проявлением защитной реакции на воздействие геодинамического процесса при образовании разрушительных деформаций в виде оползневого блока, провала над подземной полостью, выпора грунтового основания, дается оценка новизны и достоверности рассматриваемой технологии и возможности использования выявленных закономерностей при изучении проявлений новых структур в других средах.

ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНОЙ ТЕХНОЛОГИИ (ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ)

Естественное НДС геологической среды формируется в соответствии с физическими закономерностями [12]. В атмосфере и гидросфере в поле

тяготения Земли давление в каждой точке среды определяется по закону Паскаля. В литосфере (геологической среде) формирование НДС и определение соответствующего давления грунта в точке происходит по закону Кулона-Мора. По аналогии с атмосферным давлением, в геологической среде давление в точке массива от веса залегающих выше грунтов можно назвать **литосферным давлением**. При этом действует природный механизм – **самоорганизация геологической среды по формированию и сохранению исходного НДС в основной массе среды**. Вне влияния воздействующего процесса (например, оползневого очага) давление p_a в точке на глубине Z_a (базис смещения блоков в оползневом очаге) формируется по закону Кулона-Мора в зависимости от веса грунта над точкой (рис. 1):

$$p_a = (\gamma Z_a - \sigma_{str,a}) \cdot \operatorname{tg}^2(45 - \varphi_a/2), \quad (1)$$

где p_a – стабилизированное давление в точке массива на глубине ее залегания Z_a , одинаковое во всех направлениях [12]; γ – среднее значение удельного веса грунтов, залегающих над рассматриваемой точкой; Z_a – глубина залегания точки; $\sigma_{str,a}$ и φ_a – прочность структурных связей и угол внутреннего трения грунта в точке на глубине Z_a .

Давление p_a в точке проявляется как остаточная часть давления γZ_a от веса грунтов над точкой, с учетом доли, которую принимает на себя структурный каркас грунта $\sigma_{str,a}$ (структурные связи) и трение (φ_a). Если давление от веса грунта на глубине Z_i превышает структурную прочность, то давление p_i формируется по (1) в условиях компрессионного сжатия, где соседние точки взаимодействуют между собой, определяя устойчивое состояние под давлением γZ_i .

При возникновении критической ситуации на участке воздействия геодинамического процесса (например, оползневого) проявляется самоорганизация геологической среды по защите исходного НДС путем образования новых геологических структур и границ. Новое образование – диссипативная геологическая структура (ДГС), выглядит как “крупная точка” (в виде полушара

или полуцилиндра [7], в вертикальном сечении по центральному створу объемной структуры – полукруга). В грунтах оболочки ДГС на глубине Z_a создается давление (от веса замкнутой структуры) на два порядка выше (см. рис. 1), чем в точке массива (в исходном состоянии), в соответствии с отношением [13]:

$$p_a/\sigma_a = h/Z_a = 0.009, \quad (2)$$

где σ_a – давление в грунте оболочки ДГС на глубине Z_a – радиусе кривизны оболочки; h – толщина оболочки ДГС.

ДГС возникает, когда создается предельное состояние на горизонте базиса, ограничивая зону захвата массива оползневой процессом, и образует локальную замкнутую объемную часть геологической среды. ДГС, благодаря оболочке и созданным НДС внутри нее, самостоятельно взаимодействует с оползневой процессом, действует подобно защитному барьеру, сохраняя исходное состояние геологической среды за пределами своих границ.

В соответствии с (2) отношение толщины граничной оболочки ДГС к радиусу ее кривизны позиционируется авторами, как некая геологическая константа (критерий) 0.009 [13].

То есть при известных положении базиса воздействия геодинамического процесса (например, глубина захвата оползневой процессом Z_a) и давлении грунта в коренном залегании на горизонте базиса на границе с воздействующим процессом, критерий 0.009 определяет условия, при которых могут произойти разрушительные деформации геологической среды.

Таким образом, в результате самоорганизации геологической среды происходят:

- *локализация области влияния геодинамического процесса* на НДС геологической среды только в пределах границ ДГС (в соответствии с геологическим критерием 0.009 и трансформацией НДС в грунтах ее оболочки толщиной $h = 0.009Z_a$). В грунтах оболочки ДГС создается аномально высокое давление (на два порядка выше, чем в точке внутри нее), при этом исходные значения давления в точках замкнутого поля напряжений внутри ДГС сохраняются;
- *ликвидация угрозы изменения исходного состояния геологической среды* путем отделения ДГС от коренного массива с развитием *разрушительных деформаций только в грунтах ее оболочки* при достижении смещения в них (Δ_i) в режиме скашивания критического значения ($\Delta_{cr} = 0.009Z_a$) и перехода деформаций скашивания в срез. Тем самым обеспечиваются самостоятельное взаимодействие ДГС с воздействующим процессом и сохранение исходного состояния геологической среды в коренном массиве.

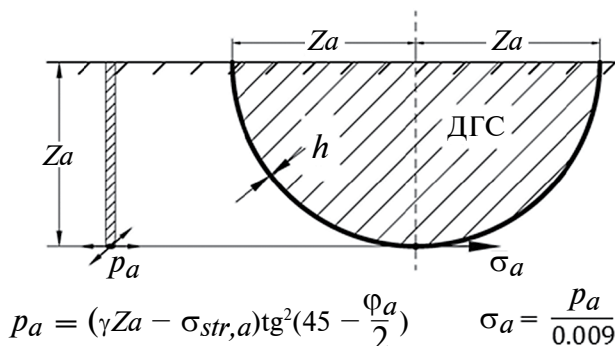


Рис. 1. Давление p_a в точке массива и σ_a – под новой объемной структурой (ДГС).

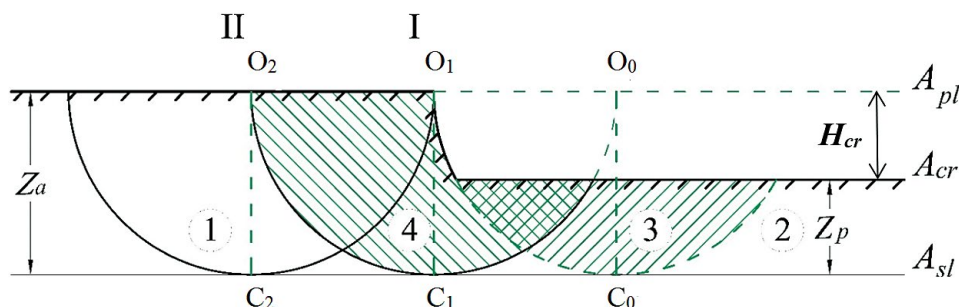


Рис. 2. Схема расположения ДГС по центральному сечению оползневого очага при формировании нового оползневого блока: 1 и 2 — коренной и оползневой массивы соответственно; 3 — смещенный оползневый блок с дневной поверхностью на уровне оползневой террасы в завершении оползневого цикла; I и II — ДГС в коренном массиве с центрами O_1 и O_2 соответственно; 4 — ДГС (подготавливаемый блок) в предельном состоянии коренного массива надоползневого уступа по контакту с оползневой террасой, $(Z_a - Z_p = H_{cr})$; C_0, C_1, C_2 — точки ДГС на горизонте базиса диссипации (нижней границы развития оползневых деформаций).

ОЦЕНКА ДОСТОВЕРНОСТИ ТЕХНОЛОГИИ НА ПРИМЕРЕ ОБРАЗОВАНИЯ ОПОЛЗНЕВОГО БЛОКА

Основой технологии являются процессы **самоорганизации** геологической среды по защите исходного НДС от воздействия геодинамического процесса. Поэтому главными аспектами технологии, определяющими степень ее достоверности, могут служить признаки, зависимость, свидетельствующие о природном характере выявленных закономерностей формирования и функционирования ДГС, степень соответствия фактическим данным изменения НДС и развитие разрушающих деформаций.

Наиболее изучена рассматриваемая технология применительно к подготовке и отделению нового оползневого блока на границе с оползневой очагом. Получено уравнение предельного состояния ДГС в коренном массиве надоползневого уступа:

$$\gamma Z_a - \sigma_{str,a} = \gamma (Z_a - H_{cr}) \cdot \pi/2, \quad (3)$$

где, в дополнение к известным обозначениям (см. (1)), H_{cr} — критическое значение высоты откоса коренного массива (рис. 2).

Из (3) следует, что в предельном состоянии давление в грунтах на уровне базиса в оползневой части ДГС в $\pi/2$ раз меньше, чем в коренном залегании. Коэффициент $\pi/2 = (\gamma Z_a - \sigma_{str,a}) / \gamma (Z_a - H_{cr})$ отражает универсальное значение уравнения предельного состояния для любых исходных геологических и геоморфологических условиях (рис. 3).

То есть выявленная технология является реальной и определяет формирование предельного состояния при подготовке оползневого блока.

ПРОЯВЛЕНИЯ ПРИРОДНОЙ ТЕХНОЛОГИИ И ГЕОЛОГИЧЕСКОГО КРИТЕРИЯ 0.009

Критерий 0.009 проявляется в динамике движения ДГС при подготовке блока. Критическое значение перемещения ДГС (на этапе подготовки оползневого блока) в виде деформации сжатия грунтов в узкой зоне оболочки (при повороте ДГС как единой монолитной конструкции по оболочке) составляет:

$$\Delta_{cr} = h = 0.009 Z_a. \quad (4)$$

Уравнение (4) получило экспериментальное подтверждение по данным мониторинга состояния массивов при образовании оползневого блока на участке Хорошево (Москва). А.М. Деминым сделано обобщение данных измерений смещений при образовании блоковых оползней на карьерах, в частности величины Δ_{cr} при различной высоте откоса H . Им установлено, что отношение Δ_{cr}/H

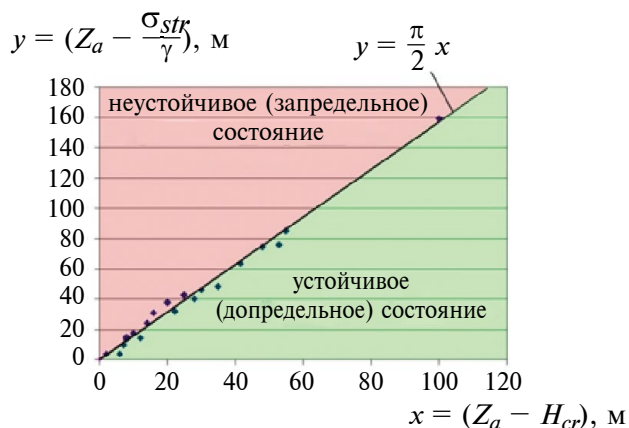


Рис. 3. Расчетный анализ предельного состояния коренного массива надоползневого уступа (при допущении среднего значения $\gamma = 20 \text{ кН/м}^3$) для фактических случаев исследования оползневых склонов в различных геологических условиях (перед катастрофической подвижкой) с развитием глубоких блоковых оползней [9].

находится в пределах 0.002-0.009, а учитывая также и приведенные результаты моделирования, указанное отношение ближе к 0.009 [2].

В работах П.Н. Науменко приведены данные исследований на двух оползневых участках в г. Одесса в периоды подготовки и отделения от массива плато оползневого блока [4, 5]. Анализ результатов, приведенных в указанных работах, также показал, что критическое значение смещения массива надоползневого уступа составило 0.009 (в соответствии с (4) от глубины Z_a до базиса смещения образованного блока).

Реальные признаки проявления ДГС при подготовке оползневого блока исследованы на участке Хорошево (Москва) [10]. Активизация деформаций в коренном массиве на участке Хорошево началась в конце 2006 г., в декабре проявилась трещина закола. В январе 2007 г. началось оседание оползневого блока со смещением грунтового массива ДГС по своей “оболочке”, как по поверхности скольжения (рис. 4).

Допредельное смещение ДГС-блока. В соответствии с результатами теоретических исследований отделение ДГС-блока должно было начаться, когда его смещение на допредельном этапе достигнет в соответствии с (4) $\Delta_{cr} = h = 0.009Z_a = 0.29$ м. Уже за 10 сут в конце сентября-начале октября, амплитуда вертикального смещения по трещине составила 0.16 м. Потом скорость оседания ДГС-блока замедлилась. Интенсивное оседание ДГС-блока с образованием поверхности скольжения (основное смещение) началось в январе 2007 г., а в феврале высота новой стенки срыва достигла 3 м.

Высота откоса надоползневого уступа на момент начала отделения нового оползневого блока имела критическое значение H_{cr} (см. рис. 4). Это было установлено по результатам анализа

положения оползневой террасы и вычислительных процедур по оценке состояния надоползневого уступа по уравниванию предельного состояния (3) в сопоставлении с данными мониторинга.

Возникновение трещины закола (точка O_2 , см. рис. 4) — выход на поверхность **новой геологической границы** — “оболочки” оползневого ДГС-блока.

Определение глубины до базиса ДГС. На данном оползневом участке базис оползания ранее смещенных блоков является и базисом ДГС-блока. Значение Z_a , рассчитанное по (3) с учетом данных о прочности грунта на горизонте базиса, практически совпало с данными мониторинга (инклинометрические измерения), согласно которым Z_a находится в пределах 31.2-31.5 м.

Выявление условий образования следующего блока. На основе расчетов было показано, что ДГС с центром O_2 (см. рис. 4) достигнет предельного состояния, когда оползневой ДГС-блок с центром O_1 осядет до уровня оползневой террасы, т.е. на H_{cr} .

Проявление граничной оболочки соседней ДГС с центром O_2 (см. рис. 4). Область пересечения двух ДГС с центрами O_1 и O_2 образует ядро (клин), основанием которого является линия O_1O_2 (на уровне плато). Фронтальная граница упомянутого ядра (клина) выходит на поверхность (индикатор С) на откосе образованного блока, свидетельствующая, что в формировании блока частично участвует и ДГС с центром O_2 (рис. 5).

Проявление круговой поверхности скольжения ДГС-блока. Разрушительное смещение блока после отделения происходит по круговой поверхности скольжения, образовавшейся в оболочке (**проседание блока** в тыловой части — граница O_2 и **выпор** — во фронтальной, см. рис. 4, индикатор D). Это подтверждено результатами геодезических наблюдений.

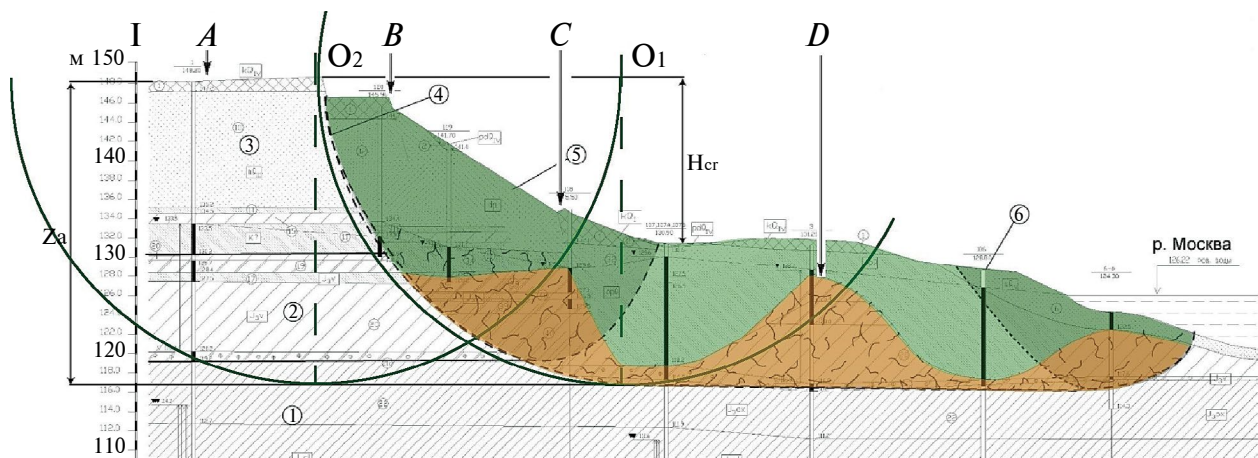


Рис. 4. Схематический инженерно-геологический разрез по центральному створу при образовании и отделении ДГС-блока на оползневом участке Хорошево (Москва). 1 и 2 — глины волжского и оксфордского ярусов юрской системы соответственно; 3 — пески четвертичных отложений; 4 — круговая поверхность скольжения в оболочке ДГС; 5 — отделившийся ДГС-блок; 6 — скважина. Границы ДГС-блоков показаны, как дуги окружности радиусом Z_a , зелеными линиями. A, B, C, D — индикаторы проявления ДГС.



Рис. 5. Фото выхода границы ДГС с центром O_2 на поверхность склона (см. рис. 4, индикатор C) на участке Хорошево (Москва).

Подпор подземных вод. У тыловой границы ДГС, между индикатором A и точкой O_2 (см. рис. 4) перед отделением блока наблюдался подъем уровня подземных вод (ПВ) в наблюдательных скважинах и в ближайших коммунальных колодцах. В грунтах оболочки ДГС (при ее повороте перед отделением) в соответствии с (2) в районе центрального створа возникает высокое давление, более чем на два порядка превышающее исходное давление в точке массива. Таким образом, в оболочке создается водоупорный слой, который препятствует установившемуся движению ПВ вниз по склону. В районе центрального створа ДГС образует подпор, и происходит переориентация потоков ПВ в стороны бортовых границ образованного оползневого ДГС-блока.

Образование поверхности отделения ДГС-блока

При воздействии геодинамического процесса (в данном случае оползневого очага) в геологической среде сохраняется исходное НДС до возникновения критической ситуации. Самоорганизация по защите НДС начинает действовать, когда достигается предельное состояние (3) по центральному створу участка на горизонте базиса. Реально ДГС проявляется в массиве, когда возникает трещина на дневной поверхности по контуру ДГС, определяя деформирование грунтов в соответствии с движением (поворотом) ДГС, как единой природной конструкции (рис. 6).

Образование трещины закола на плато (в районе центрального створа участка активизации деформаций, см. рис. 6, точка O_2) является индикатором проявления ДГС и начала ее поворота с центром O_1 . Смещение Δ_i массива ДГС относительно оболочки (поворот ДГС на угол α_i) вначале происходит по механизму скашивания грунтов оболочки. Отделение ДГС-блока происходит после достижения предельного значения смещения Δ_{cr} в соответствии с (4). При этом движение ДГС-блока в грунтах оболочки осуществляется как сдвиг по подготовленной поверхности (с разрывом структурных связей). В момент отделения угол поворота ДГС по оболочке составляет $\alpha_i = \alpha_{cr} = \Delta_{cr}/Z_a = 0.009$ радиан. Затем движение приобретает катастрофический характер.

Таким образом, уравнение (4) позволяет на основании закономерностей образования ДГС и выявления радиуса кривизны оболочки ДГС

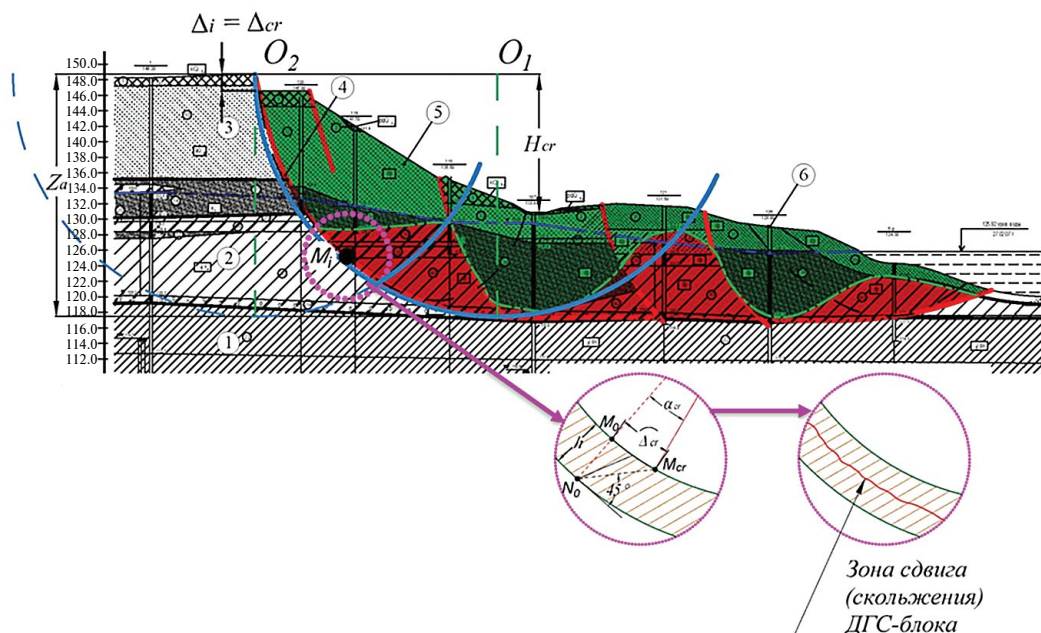


Рис. 6. Схема отделения ДГС-блока на участке Хорошево-1 (см. рис. 4) с показом в точке M_1 деформирования грунтов в оболочке ДГС — переход от ползучести в режиме скашивания к срезу по образованной поверхности скольжения (голубые сплошные линии).

установить расчетное значение предельной (критической) величины смещения ДГС на допредельном этапе, означающем переход к развитию разрушительных деформаций массива.

ДГС при подготовке провала

Проявление рассматриваемой природной технологии и геологического критерия 0.009 подтверждается также при анализе механизма формирования ДГС при подготовке провала над подземной полостью и в грунтовом основании под фундаментом сооружения.

При возникновении деформаций и снижения давления в грунтах слоя толщи над подземной полостью в покрывающем массиве (в локальной зоне над полостью) намечаются объемные ДГС в виде столба-цилиндра, а в нижней его части в виде свода, которые образуются при достижении предельного состояния. Получено уравнение предельного состояния ДГС (единой объемной структуры) перед образованием провала с обрушением ДГС в полость [8]:

$$\gamma Z_a - \sigma_{str} = \pi^2 \gamma R / 4, \quad (5)$$

где γ — среднее значение удельного веса грунтов в толще в пределах глубины Z_a ; Z_a — глубина до нижней опорной части ДГС в грунтах над полостью; σ_{str} — структурная прочность грунта на глубине Z_a ; R — радиус столба-цилиндра и свода над отверстием в полость.

Радиус провала, в соответствии с (5):

$$R = 4(Z_a - \sigma_{str}/\gamma)/\pi^2. \quad (6)$$

Согласно закономерностям, приведенным выше, и выражениям (5) и (6), толщина оболочки ДГС (свода и цилиндра) $h = 0.009R$.

ДГС в грунтовом основании

Под ленточным фундаментом шириной b в грунтовом основании при достижении предельного состояния возникают ДГС радиусом b . На схеме (рис. 7) показано положение ДГС при предельной нагрузке от фундамента.

Получено уравнение предельного состояния грунтового основания [6]:

$$\gamma b/m + \sigma_{str} = (0.866\gamma b - \sigma_{str} + \sigma_{q,cr})m,$$

и отсюда

$$\sigma_{q,cr} = \gamma b(1/m^2 - 0.866) + \sigma_{str}(1/m + 1), \quad (7)$$

где γ — среднее значение удельного веса грунтов основания толщи над горизонтом точек C_2 ; b — ширина фундамента; σ_{str} и ϕ — структурная прочность и угол внутреннего трения грунта на уровне точек C_1 и C_2 соответственно; $m = \tan^2(45 - \phi/2)$;

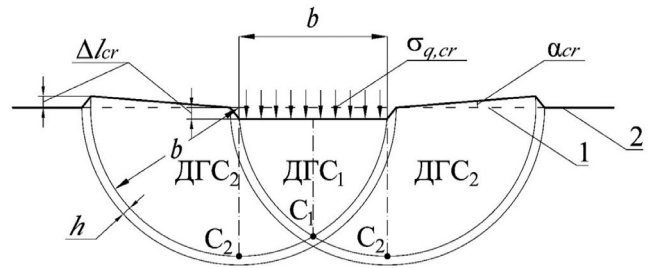


Рис. 7. Схема образования и функционирования защитных геологических структур (ДГС) в грунтовом основании ленточного фундамента шириной b в предельном состоянии грунтового основания при $\sigma_{q,i} = \sigma_{q,cr}$

$\sigma_{q,cr}$ — предельное значение давления на грунтовое основание под подошвой фундамента.

Увеличение текущих значений давления $\sigma_{q,i}$ вызывает оседание ядра ДГС1 и деформации грунтов в узкой зоне оболочки по механизму сдвига (см. рис. 7). То есть осадка фундамента — это результат деформирования грунта в оболочке ДГС1. И в этом случае $\Delta l_{cr} = h = 0.009b$. В предельном состоянии грунтового основания образуются ДГС2. При $\sigma_{q,i} > \sigma_{q,cr}$ происходит выпор грунтового основания в виде вращательного смещения ДГС.

В грунтовом основании на геологическую среду действует техногенный процесс — давление фундамента, и проявляется тот же механизм взаимодействия: действие геологического критерия 0.009 с образованием ДГС радиусом b , возникновение граничной оболочки толщиной $h = 0.009b$, развитие деформаций грунтов в оболочке ядра (ДГС1) и при достижении $\sigma_{q,cr}$ выпор ДГС2 в сторону пониженного давления (к поверхности площадки) под действием высоких напряжений в грунтах оболочки. На основе полученных зависимостей (4) и (7) разработана методика определения текущей осадки фундамента при $\sigma_{q,i} < \sigma_{q,cr}$ [11].

СПЕЦИФИКА ПРИРОДНОЙ ТЕХНОЛОГИИ

В результате реализации природной технологии — **самоорганизации геологической среды**, расчетная схема и механизм изменения НДС (параметры защитной структуры и ее граничной оболочки, режим деформирования грунтов в ней) подготавливаются самой средой в соответствии с условиями воздействия процесса (оползневой очага, подземной полости, техногенной нагрузки). При достижении предельных критериев изменения НДС предусмотрен этап разрушительных смещений образованных ДГС (отделение блока, провала и т.п.).

Представление геологической среды как линейно-деформируемого полупространства, использование принципа линейной деформируемости грунтов в соответствующих расчетных схемах и комплексах не всегда позволяет учесть фактические природные изменения НДС, что отражается на точности прогнозных решений.

Природная технология и ее отличительные особенности проявляются в следующем:

— преобразование НДС на локальном участке — это результат проявления самоорганизации геологической среды по защите ее исходного состояния от опасного воздействия геодинамического процесса;

— геологический критерий 0.009 имеет постоянное значение независимо от условий участка и видов внешнего воздействия, регламентирует проявление и функционирование механизма изменения НДС, возникновение новых структур и границ в массиве на участке опасного воздействия геодинамического процесса;

— выявляется объем массива (параметры ДГС), который может быть вовлечен в разрушительное смещение (в виде оползневого блока, провала, выпора грунтового основания);

— расчет предельного состояния массива на участке воздействия на геологическую среду производится в плоской схеме, определяя параметры ДГС;

— граничной поверхностью смещаемого массива (ДГС) в расчетной процедуре является окружность (по центральному створу) с радиусом кривизны оболочки ДГС;

— ДГС на этапе предельного состояния не взаимодействует в напряжениях ни с коренным, ни с оползневым массивами (за пределами границ ДГС), т.е. нарушение устойчивости ДГС единым массивом и смещение происходит по граничной оболочке;

— при подготовке оползневого блока в грунтах оболочки ДГС при начале движения (ее поворота) возникает высокое давление, которое препятствует исходной фильтрации грунтовых вод, вызывая их подпор в центральной части ДГС и направление потоков в обход ДГС.

ВОЗМОЖНЫЕ ПРОЯВЛЕНИЯ ГЕОЛОГИЧЕСКОГО КРИТЕРИЯ 0.009 В ДРУГИХ ПРИРОДНЫХ СРЕДАХ

Выше было указано, что в природных средах НДС формируется по единым физическим закономерностям в поле тяготения Земли. В каждой точке среды проявляется давление, которое определяется в атмосфере и гидросфере по закону Паскаля, в геосфере (геологической среде) — по закону Кулона-Мора. Природная среда “следит” за

сохранением своего исходного состояния, проявляя **самоорганизацию** по блокировке возможных локальных опасных изменений (снижение исходных значений) давления в точках, не допуская распространение влияния локальных аномалий на основную ее часть, как это выявлено в геологической среде.

ДГС в атмосфере. Возникновение ДГС в виде свода проявляется по радуге — граничной оболочки свода, ограничивающего область пониженных значений атмосферного давления [12]. Согласно выявленным закономерностям в оболочке свода (ДГС) воздух должен быть более плотным, и давление в точках также на два порядка выше исходных значений. Оболочка из уплотненного воздуха и проявляется в лучах солнечного света в виде радуги. Толщина оболочки (радуги) визуальнo увязывается с радиусом кривизны ДГС (действие критерия 0.009). Чем больше радиус охвата территории с обводненным объемом воздуха (после грозы), где происходит локальное снижение атмосферного давления, тем толще радуга над этой территорией. Радуга, возникающая, например, при поливе из шланга на огороде, имеет совсем малую толщину, в соответствии с небольшими размерами участка полива и области снижения атмосферного давления на месте обводнения.

Следует отметить, что зоны пониженных значений атмосферного давления и соответствующие образования ДГС с граничными оболочками могут чаще проявляться в горных условиях. При этом возможное изменение характера полета воздушных судов (турбулентность, воздушные ямы) может быть связано с пересечением соответствующих структур и граничных оболочек.

Возникновение ДГС может быть также представлено в виде образования вихревых потоков воздуха. Атмосфера будет стремиться ограничивать возникающее аномальное изменение исходного ее состояния, путем создания новых локальных структур и защитных границ (оболочек ДГС), препятствующих распространению процесса изменения атмосферного давления на окружающее пространство атмосферы.

ДГС в гидросфере. В гидросфере также действует природный механизм сохранения и защиты установившегося НДС, т.е. давления в точках среды. В водоемах нередко наблюдаются воронки, где происходит исток воды. Практически возникает зона снижения (“утечки”) давления в водной среде. При значительном масштабе истока может образоваться вихревой поток. Появляется локальное понижение водной поверхности на участке оттока воды, и соответственно, понижаются значения давления в точках по глубине водоема. Следует соответствующая реакция природной среды на локальное снижение давления (НДС) — образование локальной структуры

и ее граничной поверхности (оболочки) со значительно более высоким давлением в ней, отделяющей локальный опасный участок от основного массива среды.

Известен феномен появления кругов на поверхности льда на оз. Байкал. Диаметр круга может достигать до 5-7 км, а ширина границы (кольца) круга — около 1 км. Было рассмотрено несколько версий, включая уфологический аспект; влияние газов, поднимающихся из донных отложений; влияние ветровых потоков; воздействие круговых течений и т.д. [1, 3, 14-16]. Согласно результатам, представленным в приведенных работах, к настоящему времени выполнен большой комплекс исследований физического состояния льда и воды на участках образования кругов с отбором керна, проб льда, измерением температуры, солености, движения воды на разных глубинах, изучено влияние газогидратов метана, топографии дна. Установлено, что лед по кольцу (обочине круга) тоньше почти в два раза, чем внутри него, и имеет следы разрушения, трещины. Вода подо льдом находится в циркуляционном движении по часовой стрелке, образуя круговое течение (водоворот); температура воды в водовороте около 3°C, что теплее, чем в окружающей водной толще. В поверхностном слое изменения в состоянии воды по минерализации и температуре указывали на влияние глубинных вод.

Согласно рассмотренной выше природной технологии гигантское кольцо может обозначать возникновение оболочки по краю круга (крупной локальной структуры) в ледяном покрове озера. То есть наряду с предложенными возможными причинами образования колец [1, 3, 14-16], может быть рассмотрена версия образования гигантских колец на льду оз. Байкал в результате реализации природной технологии самоорганизации по защите исходного НДС ледяного массива (как природной физической среды) от внешнего силового возмущения. Подо льдом проявляется аномальная зона. Кольца на льду озера возникают на участке действия водоворота в его водах. Возможно, вихревой поток, направленный вниз, способствует образованию под ледяным покровом зоны пониженного давления. Ледяной покров, как природная среда, реагирует на возникновение локального внешнего силового возмущения (воздействия зоны пониженного давления) путем создания в покрове льда защитной диссипативной геологической (физической) структуры — ДГС (по аналогии с геологической средой) в виде круга и кольца (граничной оболочки ДГС). Ледяной круг (ДГС) воспринимает воздействие зоны пониженного давления, локализует пространство ее влияния путем создания границы (кольца), отделяющей ДГС от остальной (основной) части ледяного покрова.

Вероятно, и для данных рассматриваемых природных сред (ледяной покров и водная толща озера) проявляется действие установленного геологического критерия 0.009. В атмосфере и гидросфере воздействующие процессы и соответствующие реакции сред весьма динамичны, поскольку изменения давления в точках среды происходят быстро, в отличие от геологической среды, обладающей прочностью. Это в какой-то мере может объяснить тот факт, что в установленных проявлениях отношение ширины кольца к радиусу круга несколько больше 0.009. То есть в процессе образования кольца могли изменяться процессы, происходящие в водной среде, и соответственно значения диаметра водоворота. Кроме того, известно, что появляются и двойные кольца. Вместе с тем, при действии критерия 0.009 в кольце должно возникнуть давление, которое может превышать структурную прочность льда, вызывая соответствующие его деформации, появление воды с расширением ореола кольца.

Следует отметить, что возможно и возникновение вихревого потока (водоворота) является реакцией на локальное воздействие в водной среде в придонной части озера. А сам водоворот в этом случае выполняет функцию новой защитной структуры. При этом в краевой части водоворота вследствие центробежных процессов повышаются плотность воды и давление, образуя граничную поверхность (оболочку), отделяющую вихревой поток, как единую замкнутую структуру, от окружающей водной толщи. Тем самым обеспечивается локализация возникшей аномалии и сохраняется исходное состояние вод озера за ее границами.

Представляет интерес исследование проявлений кругов на льду Байкала как натуральных моделей действия природной технологии по защите исходного НДС ледяного покрова и вод озера на участках аномального внешнего силового воздействия.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Любая физическая среда стремится сохранять свое исходное состояние. Существует природная технология самоорганизации среды по формированию и защите (сохранению) ее исходного напряженно-деформированного состояния.

К настоящему времени установлено следующее. Геологическая среда, как и другие среды (воздушная и водная), формирует свое исходное НДС в поле тяготения Земли путем проявления соответствующих значений давления в точках среды. В геологической среде давление в точке определяется по закону Кулона-Мора (в воздушной и водной средах — по закону Паскаля). На участке воздействия геодинамического процесса геологическая среда проявляет

самоорганизацию по защите установившегося исходного НДС и происходит трансформация НДС в локальном объеме в результате формирования новых крупных защитных структур (ДГС) с граничными оболочками, которые взаимодействуют с процессом. В заключительной фазе (в критической ситуации) происходит **отторжение** образованной ДГС по ее граничным оболочкам с проявлением разрушительных деформаций (в виде оползневого блока, провала, выпора грунтового основания) от основного массива. Следует отметить, что образование ДГС – это следствие общих физических (природных) законов по предотвращению опасного распространения изменений давления в точках среды путем локализации зоны, откуда эта угроза исходит.

Выявлен геологический критерий 0.009, численно равный отношению толщины граничной оболочки ДГС к радиусу ее кривизны. Установлено его регламентирующее участие:

— в появлении новых границ (оболочек ДГС) в поле напряжений геологической среды на локальном ее участке,

— в определении параметров ДГС, в концентрации изменений НДС в грунтах ее граничной оболочки и возникновении высокого давления в ней (более чем на два порядка превышающее исходное значение в точках внутри ДГС),

— в проявлении критических состояний в функционировании ДГС до этапа разрушительных деформаций.

Исследован механизм образования ДГС и получены уравнения их предельного состояния (при образовании оползневого блока, провала над подземной полостью, деформирования грунтового основания под фундаментом).

Можно полагать, что в воздушной и водной средах также может действовать природная технология по защите (сохранения) исходного НДС, закономерности которой выявлены для геологической среды. Естественно, имеются свои особенности изменения НДС при создании новых защитных локальных структур (ДГС) и соответствующих границ (оболочек ДГС) в этих средах. В частности, возникновение радуги в атмосфере над обводненной территорией может свидетельствовать об образовании защитного свода над областью пониженного атмосферного давления.

Кольцевые структуры на льду Байкала могут быть использованы в качестве натурных моделей для выявления общих закономерностей и особенностей проявлений локальных трансформаций НДС и структурных преобразований в природных средах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гранин Н.Г., Мизандронов И.Б., Козлов В.В. и др. Кольцевые структуры на ледовом покрове озера Байкал: анализ экспериментальных данных и математическое моделирование // Геология и геофизика. 2018. Т. 59. № 11. С. 1890-1903.
2. Демин А.М. Оползни в карьерах: анализ и прогноз. М.: ГЕОС, 2009. 79 с.
3. Зырянов В.Н., Чебанова М.К., Зырянов Д.В. Каньонные вихри. Приложение теории топографических вихрей к феномену ледовых колец Байкала // Водные ресурсы. 2022. Т. 49. № 2. С. 132-141.
4. Науменко П.Н. Закономерности развития и механизм катастрофических оползневых смещений на Одесском побережье // Вопросы изучения оползней и факторов их вызывающих. Труды ВСЕГИНГЕО. 1968. Вып. 8. С. 42-59.
5. Науменко П.Н. Условия формирования и инженерно-геологическая характеристика оползней Черноморского побережья Одессы // Оползни Черноморского побережья Украины. М.: Недра, 1977. С. 57-100.
6. Постоев Г.П. Диссипативные геологические образования и модели оценки предельного состояния грунтовых оснований // Геоэкология. 2021. № 2. С. 41-48.
7. Постоев Г.П. Диссипативные структуры в грунтовом массиве на примере формирования глубоких оползней // Инженерная геология. Т. XIII. № 3/2018. С. 54-61.
8. Постоев Г.П. Модели механизма формирования и расчета провалов земной поверхности над подземными полостями // Геоэкология. 2020. №4. С. 36-47.
9. Постоев Г.П. Предельное состояние и деформации грунтов в массиве (оползни, карстовые провалы, осадки грунтовых оснований). М.; СПб.: Нестор-История, 2013. 100 с.
10. Постоев Г.П., Казеев А.И., Кучуков М.М., Геологические закономерности образования диссипативных геологических структур – оползневых блоков // Геоэкология. 2021. № 4. С. 32-40.
11. Постоев Г.П., Кучуков М.М., Казеев А.И. Геологические основы расчета осадки ленточного фундамента // Грунтоведение. 2023. № 2. С. 32-40.
12. Постоев Г.П., Кучуков М.М., Казеев А.И. Физические законы распределения давления в геологической среде // Геоэкология. 2020. № 6. С. 22-31.
13. 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. М.: Геоинфо, С. 23-28.
14. Шахвердов В.А., Кропачев Ю.П., Московцев А.А., Дронь О.В. Новые данные о причинах формирования кольцевых структур на льду озера Байкал // Региональная геология и металлогения. 2021. № 85. С. 21-30.
15. Kouraev A.V., Hall N.M.J., Rémy F., Zakharova E.A. et al. Giant ice rings in southern Baikal: multi-satellite data help to study ice cover dynamics and eddies under ice // Cryosphere. 2021. Т. 15. № 9. С. 4501-4516.
16. Kouraev A.V., Zakharova E.A., Rémy F. et al. Giant ice rings on lakes Baikal and Hovsgol: inventory, associated water structure and potential formation mechanism // Limnology and Oceanography. 2016. Т. 61. № 3. С. 1001-1014.

NATURAL TECHNOLOGY FOR TRANSFORMING THE STRESS-STRAIN STATE OF GEOENVIRONMENT WITH THE CREATION OF ITS LOCAL STRUCTURES

G. P. Postoev^{a, #}, A. I. Kazeev^a, M. M. Kuchukov^a, N. A. Orlova^a

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

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

The paper proves the existence of a natural technology for self-organization of the geological environment with the formation of new structures, which is aimed at protecting the initial stress-strain state from local external impact. The specific features and advantages of this natural technology are considered upon the formation of landslide blocks. The regulatory role of the geological criterion 0.009 in the formation and functioning of protective structures is emphasized. The revealed regularities may be applied for the analysis of the collapse preparation at the Earth's surface above a subsurface cavity as well as for the soil foundation deformation under technogenic load. The possible manifestation of this natural technology in the formation of local structures in the air and water environments, giant rings on the Lake Baikal ice, in particular, is discussed.

Keywords: *self-organization, natural technology, geological environment, dissipative geological structures, criterion (0.009), landslide block, failure, soil uplift, ring structures on ice*

REFERENCES

- Granin, N.G., Mizandrontsev, I.B., Kozlov, V.V. et al. Natural ring structures on the Baikal ice cover: analysis of experimental data and mathematical modeling. *Russian Geology and Geophysics*, 2018, vol. 59, no. 11, pp. 1514-1525. (in Russian)
- Demin, A.M. [Landslides in open-cut mining: analysis and forecast]. Moscow, GEOS Publ., 2009, 79 p. (in Russian)
- Zyryanov, V.N., Chebanova, M.K., Zyryanov, D.V. Canyon vortices: application of the theory of topographic vortices to the phenomenon of ice rings in Baikal. *Water Resources*, 2022, vol. 49, no. 2, pp. 163-172.
- Naumenko, P.N. [Patterns of development and mechanism of catastrophic landslide displacements on the Odessa coast]. In: [Issues of studying landslides and their causing factors]. *Trudy VSEGINGEO*, 1968, issue 8, pp. 42-59. (in Russian)
- Naumenko, P.N. [Formation conditions and engineering geological characteristics of landslides at the Black Sea coast of Odessa]. Moscow, Nedra Publ., 1977, pp. 57-100. (in Russian)
- Postoev, G.P. [Dissipative geologic formations and models for estimating the limit state of the ground bases]. *Geoekologiya*, 2021, no. 2, pp. 41-48. (in Russian)
- Postoev, G.P. [Dissipative structures in the ground massif by the example of deep landslides formation]. *Enzhenernaya geologiya*, 2018, vol. XIII, no. 3, pp. 54-61. (in Russian)
- Postoev, G.P. [Models of the formation mechanism and calculation of the parameters of land surface failures over underground cavities]. *Geoekologiya*, 2020, no. 4, pp. 36-47. (in Russian)
- Postoev, G.P. [The limiting state and deformations of soils in the massif (landslides, karst sinkholes, precipitation of soil bases)]. Moscow, St. Petersburg, Nestor-Istoriya Publ., 2013, 100 p. (in Russian)
- Postoev, G.P., Kazeev, A.I., Kuchukov, M.M. [Geological regularities of formation of dissipative geological structures – landslide blocks]. *Geoekologiya*, 2021, no. 4, pp. 32-40. (in Russian)
- Postoev, G.P., Kuchukov, M.M., Kazeev, A.I. [Geological foundations for calculating the precipitation of a strip foundation]. *Gruntovedenie*, 2023, no. 2, pp. 32-40. (in Russian)
- Postoev, G.P., Kazeev, A.I., Kuchukov, M.M. [Physical laws of stress distribution in geoenvironment]. *Geoekologiya*, 2020, no. 6, pp. 22-31. (in Russian)
- 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)
- Shakhverdov, V.A., Kropachev, Yu.P., Moskovtsev, A.A., Dron', O.V. [New data on the causes of the formation of ring structures on the Lake Baikal ice]. *Regional'naya geologiya i metallogeniya*, 2021, no. 85, pp. 21-30. (in Russian)
- Kouraev, A.V., Hall, N.M.J., Rémy, F., Zakharova E.A. et al. Giant ice rings in southern Baikal: multi-satellite data help to study ice cover dynamics and eddies under ice. *Cryosphere*, 2021, vol. 15, no. 9, pp. 4501-4516.
- Kouraev, A.V., Zakharova, E.A., Rémy, F. et al. Giant ice rings on lakes Baikal and Hovsgol: inventory, associated water structure and potential formation mechanism. *Limnology and Oceanography*, 2016, vol. 61, no. 3, pp. 1001-1014.

ЗОНИРОВАНИЕ ПОГРЕШНОСТЕЙ ОПЕРАТИВНОЙ ОЦЕНКИ ПАРАМЕТРОВ ЗЕМЛЕТРЯСЕНИЙ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ НАДЕЖНОСТИ МОДЕЛИРОВАНИЯ ИХ ПОСЛЕДСТВИЙ

© 2024 г. Н. И. Фролова^{1,*}, Н. С. Малаева¹, М. В. Коломиец^{2,**}, И. П. Габсатарова²,
М. И. Рыжикова², С. П. Сушев^{3,***}, А. Н. Угаров³

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

²Федеральный исследовательский центр “Единая Геофизическая Служба РАН” (ФИЦ ЕГС РАН),
Ленина пр. 189, Обнинск, Калужская обл., 249035 Россия

³Московский государственный технический университет им. Баумана (МГТУ),
2-я Бауманская ул. 5, Москва, 105005 Россия

*E-mail: frolovanina7@gmail.com

**E-mail: kolmar@gsras.ru

***E-mail: Sersan150@mail.ru

Поступила в редакцию 28.03.2024 г.

После доработки 16.04.2024 г.

Принята к публикации 01.06.2024 г.

В статье решается задача оценки погрешностей параметров землетрясений в оперативном режиме. Выполнен анализ погрешностей в определении местоположения события и глубины очага и их приемлемости для моделирования последствий сильных землетрясений в масштабе времени близкому к реальному. Актуальность исследования определяется необходимостью получения надежных оценок возможных потерь от землетрясений для принятия решения о реагировании и выборе стратегии поисково-спасательных работ с учетом наиболее пострадавших населенных пунктов. Целью исследования являлось ранжирование погрешностей для сейсмоопасных регионов мира и оценка их приемлемости для последующего использования при оперативной оценке потерь. Приводятся результаты зонирования погрешностей в определении параметров землетрясений Службы срочных доносений (ССД) ФИЦ ЕГС РАН по сравнению с параметрами инструментального каталога ISC-GEM. Показана положительная динамика уменьшения погрешностей за период 2010–2019 гг. по сравнению с предыдущим десятилетием. Определены зоны Флинна–Энгдала с минимальными значениями погрешностей, пригодными для моделирования надежных оценок последствий в оперативном режиме.

Ключевые слова: оперативная оценка, параметры землетрясений, погрешности определения координат и глубин сильных событий, моделирование последствий землетрясений, система “Экстремум”

DOI: 10.31857/S0869780924050031 EDN: QPMKLL

ВВЕДЕНИЕ

Трагические последствия землетрясений в Турции, Марокко и Афганистане, произошедших в 2023 г. в Альпийско-Гималайском сейсмоактивном поясе, показывают, что несмотря на значительный прогресс в изучении природы катастрофических землетрясений мира и совершенствование нормативных документов по сейсмостойкому строительству, по большей части, сильные и катастрофические землетрясения остаются непредсказуемыми, а сейсмический риск все еще остается довольно высоким. В первую очередь, это характерно для районов с быстрым ростом населения и недостатком финансирования мероприятий по усилению существующей застройки на случай сильного землетрясения.

Вопросы обеспечения безопасности населения и территорий от сейсмических катастроф и связанных с ними вторичных опасностей остаются крайне актуальными.

В заявлении CODATA¹ от 01.03.2023 г. <https://codata.org/wp-content/uploads/2023/03/A-Statement-on-the-February-2023-Earthquakes-in-Turkey-Syria-FINAL.pdf> в связи с постигшей народы Турции и Сирии гуманитарной катастрофой, вызванной землетрясениями 6.02.2023 г., отмечается важность научных усилий в предоставлении оперативной информации для лиц, принимающих

¹ Комитет по данным для науки и техники (CODATA) — междисциплинарный комитет Международного совета по науке.

решения об оказании гуманитарной помощи и других неотложных мероприятиях.

Такая информация может быть предоставлена соответствующими системами для оперативной оценки последствий, которые успешно развиваются последние 20 лет и активно используют большие данные (Big Data) для калибровки своих моделей. В настоящее время известны, по крайней мере, три глобальные системы, которые оперативно предоставляют информацию о возможных последствиях сильных событий. Система “Экстремум” одна из таких систем [5].

Опыт эксплуатации системы “Экстремум” позволил ранжировать факторы, которые влияют на надежность оценок потерь от землетрясений [17, 18]. Выделены четыре группы факторов: “очаг”, “макросейсмическое поле”, “уязвимость застройки” и “уязвимость населения” [13]. Наибольший вклад в погрешность результатов оперативного моделирования последствий дают возможные ошибки определения координат эпицентра, глубины, магнитуды, описания механизма очага, в том числе ориентации разрыва в очаге, а также неточности в описании анизотропии макросейсмического поля, проявляющиеся в некорректном учете изменчивости затухания интенсивности вдоль и вкrest простираения горных структур, а также протяженных очагов.

Авторы статьи уделяют большое внимание калибровке моделей системы “Экстремум”, в том числе, учету влияния особенностей регионального затухания интенсивности и выделению зон с квазистабильными параметрами макросейсмического поля. Ранее авторами были изучены особенности затухания сейсмической интенсивности для отдельных зон на территории РФ и сопредельных стран [7–11], включая Албанию и Хорватию. На примере Байкальского региона были изучены региональные параметры функций уязвимости типовой застройки [12]. По существу, была выполнена калибровка региональных моделей системы “Экстремум”, предназначенной для оценки потерь от землетрясений и сейсмического риска.

Настоящее исследование является продолжением работ авторов по изучению погрешностей в оперативном определении Службой срочных донесений (далее – ССД) Федерального исследовательского центра “Единая геофизическая служба РАН” (далее – ФИЦ ЕГС РАН) параметров гипоцентров в сравнении с данными других центров для отдельных сейсмоопасных районов мира [6]. Исследования осуществляются в интересах МЧС РФ для поддержки принятия решения о реагировании и выборе стратегии поисково-спасательных работ с учетом наиболее пострадавших населенных пунктов на основе данных моделирования последствий в реальном масштабе времени.

Целью настоящей работы являются уменьшение негативного влияния фактора “очаг” путем

ранжирования погрешностей в определении местоположения эпицентра и глубины очага для сейсмоопасных районов мира и оценка их приемлемости для последующего использования при оперативной оценке потерь.

В статье приводятся результаты зонирования погрешностей в определении параметров землетрясений ССД ФИЦ ЕГС РАН по сравнению с параметрами инструментального каталога ISC-GEM [19]. Показана положительная динамика уменьшения погрешностей за период 2010–2019 гг. по сравнению с предыдущим десятилетием. Выполнено зонирование сейсмоопасных районов мира по величине средне квадратического отклонения погрешности (СКП) определения ССД ФИЦ ЕГС РАН пространственного положения эпицентра землетрясения и глубины очага. Выделены зоны Флинна–Энгдала с минимальными значениями погрешностей, пригодными для моделирования надежных оценок последствий с использованием системы “Экстремум” в оперативном режиме.

ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ И ПРОЦЕДУРА ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПОГРЕШНОСТЕЙ

Погрешности в оперативном определении параметров землетрясений: координат эпицентра, глубины очага, магнитуды и ее типа сейсмологическими службами России и мира — один из важных факторов, влияющих на надежность оперативных оценок последствий землетрясений.

Несмотря на совершенствование национальных сетей сейсмологических наблюдений с привлечением цифровых станций мировой сети и использование программ автоматической обработки данных, которые позволяют обеспечить рост точности определения параметров землетрясений в режиме службы срочных донесений, задача систематического и заблаговременного определения погрешностей сейсмологических служб для разных сейсмоопасных зон остается крайне актуальной.

В статье метод оценки погрешностей применяется к оперативным параметрам ССД ФИЦ ЕГС РАН, которые сравниваются с уточненными параметрами землетрясений по инструментальному каталогу GEM-ISC.

ССД ФИЦ ЕГС РАН осуществляет в оперативном режиме сейсмический мониторинг территории России и Мира [3], обеспечивает органы государственной власти РФ и другие заинтересованные учреждения срочной информацией о параметрах произошедших землетрясений (время возникновения, координаты эпицентра, глубина очага, ошутимость в баллах, разрушительные последствия) [2]. Для землетрясений на территории России магнитудный порог обрабатываемых

событий составляет $m_b \geq 4.0$, для Евразии $m_b \geq 4.5$, для земного шара – $m_b \geq 5.5$.

В настоящее время ССД для определения параметров землетрясений использует следующие входные потоки информации от цифровых станций: волновые формы в режиме, близком к реальному времени; времена вступлений основных сейсмических волн (*arrival*) станций из международных и региональных центров, фрагменты волновых форм от станций, загружаемые по запросу и сводки в кодах МСК-85 и *IMS* (рис. 1, табл. 1). Автоматические донесения о параметрах землетрясений в течение 9–20 мин рассылаются в правительственные организации, министерства и ведомства, том числе в МЧС РФ, и в международные сейсмологические центры.

Первая версия инструментального каталога ISC-GEM была разработана в рамках проекта GEM на основе ежегодных сейсмических бюллетеней мира, выпускаемых ISC [14, 20]. В каталог, опубликованный в 2012 г., вошли события с уточненными параметрами землетрясений за период 1900–2009 гг. [21]. В настоящем исследовании используется версия каталога, включающая события до 2019 г. (Version 10.0, dated 21st March 2023. URL: <http://www/isc.ac.uk/iscgem/download.php>).

На рис. 2 приведена информация о количестве используемых в исследовании событий за период 1999–2019 гг. Число зарегистрированных ССД событий возросло с 1378 до 4560 в период с 1999 по 2007 г. После 2007 г. среднее число зарегистрированных ССД событий в год составило около 4500.

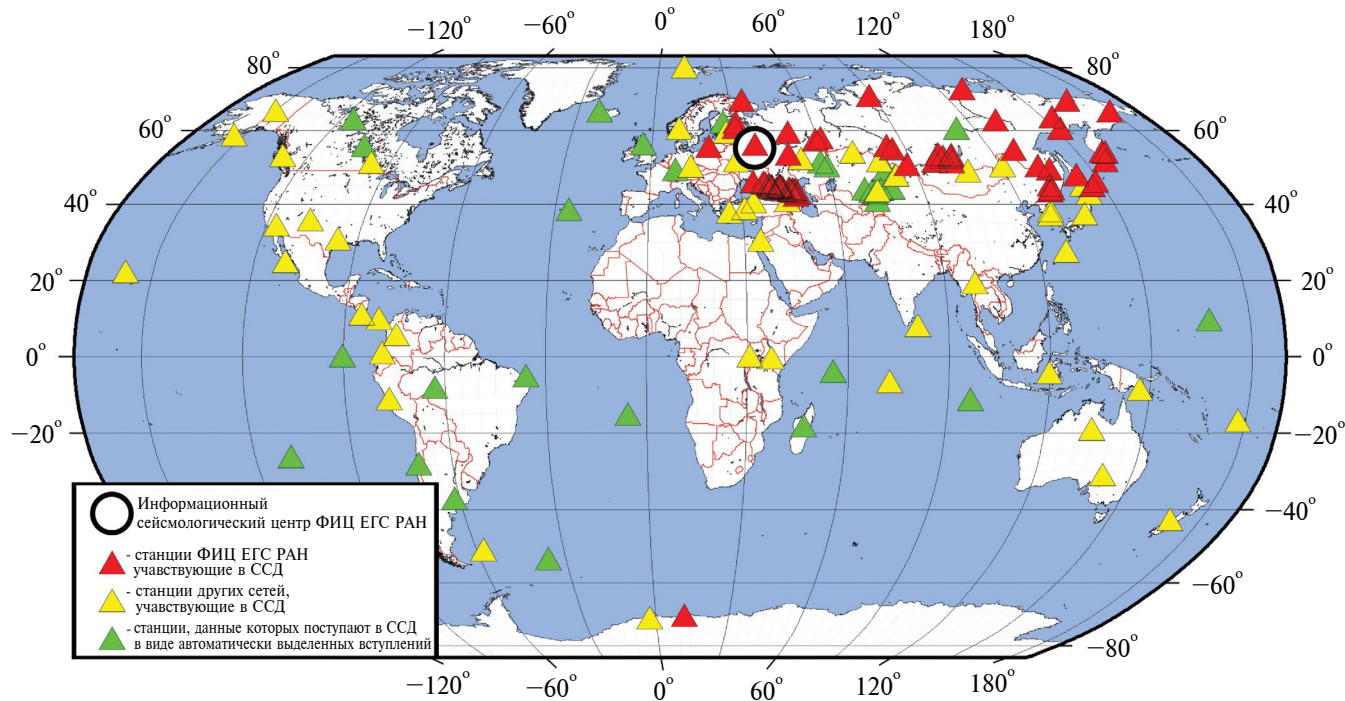


Рис. 1. Сейсмические станции, данные которых используются в ССД ФИЦ ЕГС РАН в режиме, близком к реальному времени по [2].

Таблица 1. Входные потоки информации для определения параметров землетрясений [4, 6]

Входные потоки информации	Количество станций			
	1999 г.	2009 г.	2019 г.	ССД, н. вр.
Волновые формы от цифровых станций в режиме, близком к реальному времени	9	68	86	113
Время вступлений основных сейсмических волн (<i>arrival</i>) из международных и региональных центров	8	40	32	45
Фрагменты волновых форм, загружаемые по запросу	11	11	44	40
Сводки в кодах МСК-85 и <i>IMS</i> телесейсмических/региональных станций России и СНГ	11 / 21	19 / 10	23 / 73	73

Ежегодное число событий в инструментальном каталоге ISC-GEM за рассматриваемый период изменялось от 1001 до 2083 (в среднем 1500 событий в год). Отчасти это произошло за счет увеличения числа станций в обработке землетрясений (см. табл. 1).

На рис. 3 указано количество исследуемых событий по зонам Флинна–Энгдала [16] для двух временных периодов. Оценка погрешностей в определении параметров сильных землетрясений выполнялась для 50 сейсмических регионов (табл. 2).

Процедура определения погрешностей ССД в определении местоположения эпицентра и глубины очага включала следующую последовательность действий:

1. Определение попадания каждого из эпицентров в выбранный регион (зону Флинна–Энгдала) и присвоение событию номера региона, по которому формируются группы.

2. Для каждого события в группе вычисление разницы между соответствующими параметрами землетрясений (координатами, глубиной очага), определенными разными сейсмологическими службами. Эти невязки рассматриваются как ошибки в определении параметров ССД.

Зонирование территории мира по величине средних ошибок в определении координат эпицентра ΔR и глубины очага Δh в оперативном режиме.

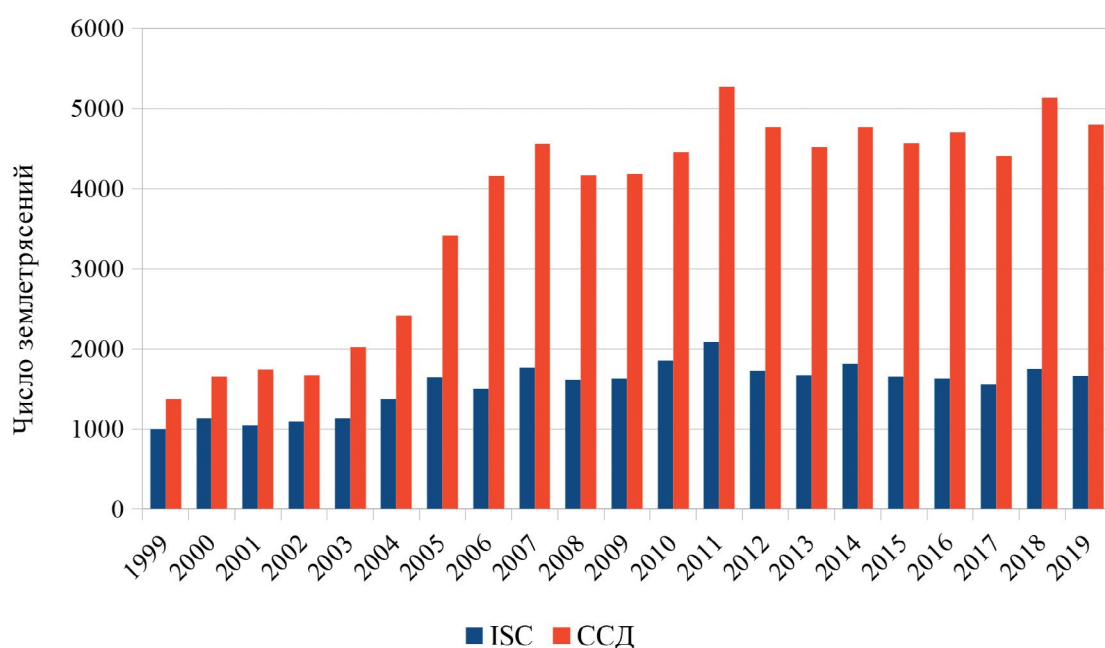


Рис. 2. Число землетрясений, зарегистрированных ССД ФИЦ ЕГС РАН за период 1999–2019 гг. и приведенных в инструментальном каталоге.

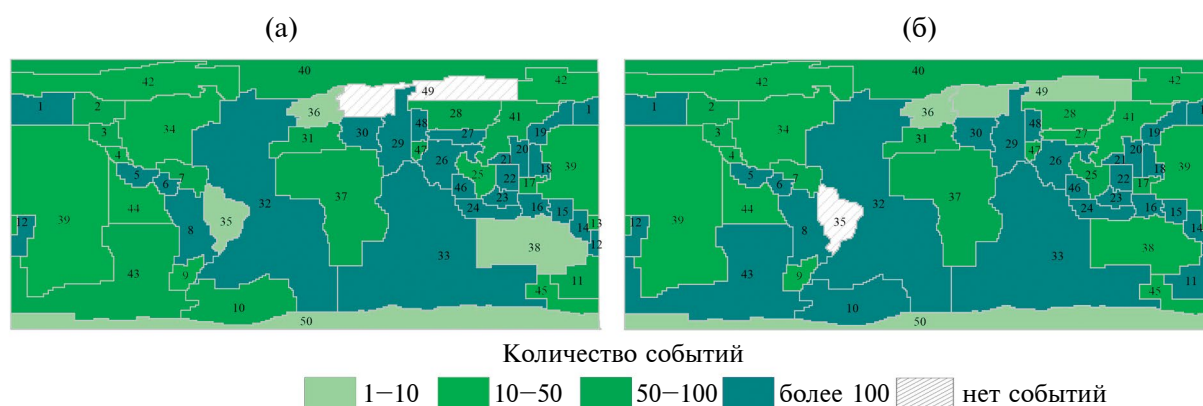


Рис. 3. Распределение числа исследуемых землетрясений по регионам Флинна–Энгдала за периоды времени: а) до 2010 г.; б) после 2010 г.

Продолжение таблицы 2

Номер зоны Флинна– Эндгала	Количество событий		Величина ошибки (среднее значение), км				
	01.1999– 12.2009	01.2010– 12.2019	ΔR	Δh		01.1999– 12.2009	01.2010– 12.2019
25	57	87	31	14	21	01.2010– 12.2019	01.2010– 12.2019
26	213	231	26	12	21		10
27	143	81	28	13	18		9
28	86	60	21	10	16		7
29	184	259	33	13	22		9
30	193	203	35	14	14		7
31	71	81	36	15	13		6
32	311	578	49	20	18		2
33	290	478	44	19	24		4
34	14	16	52	16	19		4
35	1	–	12	–	0		–
36	6	10	33	14	12		10
37	123	130	45	20	19		8
38	2	22	37	16	12		6
39	17	37	47	16	33		5
40	118	138	19	12	14		4
41	65	52	18	8	13		6
42	39	47	13	10	16		4
43	106	238	56	23	18		4
44	28	57	37	25	14		2
45	22	64	57	25	20		3
46	734	297	25	13	14		10
47	95	53	24	16	20		7
48	161	153	25	11	20		9
49	–	2	–	9	–		0
50	1	1	62	6	0		5

Таблица 2. Параметры пространственного распределения погрешностей в определении местоположения эпицентров землетрясений и глубин очагов для разных зон Флинна–Эндгала с 01.1999 по 12.2019 г.

Номер зоны Флинна– Эндгала	Количество событий		Величина ошибки (среднее значение), км			
		01.2010– 12.2019	ΔR		Δh	
			01.1999– 12.2009	01.1999– 12.2009	01.2010– 12.2019	01.1999– 12.2009
1	457	547	24	13	15	01.2010– 12.2019
2	67	92	27	16	18	6
3	90	98	29	18	13	6
4	50	54	40	21	14	6
5	199	368	44	24	20	13
6	148	209	44	19	18	11
7	77	130	43	14	17	8
8	527	1151	48	20	23	10
9	23	35	45	24	17	9
10	112	321	44	20	20	12
11	62	161	50	22	30	9
12	1132	1632	47	23	48	14
13	55	84	58	22	38	12
14	646	935	43	20	28	12
15	635	903	43	16	22	14
16	441	517	36	16	21	10
17	103	119	28	13	26	13
18	281	362	30	15	24	11
19	916	1215	31	14	17	10
20	130	179	37	12	16	10
21	189	158	34	14	17	9
22	444	530	36	16	26	17
23	613	549	34	14	28	12
24	776	615	37	16	28	10

РЕЗУЛЬТАТЫ ОЦЕНКИ ПОГРЕШНОСТЕЙ

Сравнение средних ошибок ΔR и Δh в определении параметров землетрясений ССД в оперативном режиме по континентам за разные интервалы времени показывает, что точность определения параметров увеличивается (табл. 3).

До 2009 г. погрешность определения координат эпицентра ΔR составляла 20–40 км, с 2010 до конца 2019 г. – 14–20 км. С 1999 по 2009 г. погрешность определения параметров глубины очага Δh уменьшилась до 10–24 км, а с 2010 г. точность определения Δh увеличилась почти в 2 раза до 7–13 км.

За весь рассмотренный период времени абсолютные значения погрешностей в определении координат ΔR для разных зон Флинна–Энгдала варьируют в диапазоне от 6 до 62 км, глубины Δh – от нуля до 48 км (см. табл. 2). В основном ошибки ΔR для событий до 2010 г. попадают в диапазон до 30–60 км, а после 2010 г. значительно уменьшаются и находятся в диапазоне 10–20 км. Ошибки Δh для событий в указанные периоды попадают в диапазон 15–30 км и до 10 км соответственно.

За период до 2010 г. наибольшие значения погрешностей ΔR получены для зон 13, 34, 43, 45, 50, расположенных в южном и западном полушариях, они превышают 50 км. Максимальное значение ΔR (62 км) получено для зоны 50 (рис. 4).

За период 2010–2019 гг. значения погрешностей ΔR уменьшаются в 2 раза для всех регионов. Максимальные значения ошибок в определении координат ΔR , полученные для регионов 44 и 45, составляют 25 км; минимальные значения составляют 8 км для зоны 41 и 6 км для зоны 50.

Погрешности в определении глубин Δh за временной интервал 2010–2019 гг. по сравнению с предыдущим десятилетием уменьшились в 2 раза и не сильно отличаются для разных зон Флинна–Энгдала. Для территории РФ (регионы 19, 28–30, 41, 42, 49) точность определения Δh в среднем увеличилась в 2.5 раза, а для регионов 32, 39, 44, 45 – более, чем в 7 раз (рис. 5).

Для территории РФ за весь рассмотренный период (по декабрь 2019 г.) ССД получены наиболее точные средние оценки положения эпицентра ΔR и глубины очага Δh – 18 и 12 км соответственно. Для регионов 41, 42 точность определения координат выше по сравнению с другими регионами на территории РФ. Погрешность ΔR для них составляет 13 и 11 км соответственно, тогда как для остальных от 15 до 25 км.

Точность определения глубины Δh для периода 1999–2009 гг. варьирует от 13 км для региона 41 до 22 км для региона 29. Погрешность определения глубины Δh с 2010 г. изменяется от 4 км (регион 42) и до 10 км (регион 19). В среднем за весь рассмотренный период погрешность в определении глубины Δh варьирует от 9 до 15 км.

Увеличение точности определения гипоцентра связано с увеличением числа станций, задействованных в работе ССД (см. табл. 1).

Интересно отметить тенденцию уменьшения значений погрешностей в определении местоположения эпицентров ΔR и глубин очага Δh при увеличении магнитуды землетрясения. В табл. 4 приведены погрешности ΔR и Δh для разных континентов в зависимости от диапазона магнитуды M_w для событий с января 2010 г. по декабрь 2019 г.

Для большинства исследуемых событий (~56%) в диапазоне магнитуд M_w 5–6 получены значения погрешностей в определении ΔR , не превышающие 20 км. Для других диапазонов магнитуд основная часть событий также лежит в диапазоне ΔR менее 20 км. Количество событий, для которых погрешность в определении местоположения эпицентра ΔR составляет более 40 км, не превышает 5% (рис. 6).

Среди исследованных зон Флинна–Энгдала с высоким уровнем сейсмичности наибольший интерес представляют зоны 29–31, частично относящиеся к территории России и расположенные в Альпийско-Гималайском сейсмоактивном поясе (АГСП). В 2023 г. зона АГСП характеризовалась чрезвычайно высокой сейсмической активностью. Здесь произошли катастрофические землетрясения: 6 и 20 февраля в Турции; 8 сентября

Таблица 3. Распределения погрешностей в определении местоположения эпицентров землетрясений ΔR , глубин очагов Δh для разных континентов

Континент	Количество событий	Величина погрешности (среднее значение), км	
		ΔR	Δh
	1999–2009/2010–2019	1999–2009/2010–2019	1999–2009/2010–2019
Австралия и Океания	2973 / 4254	44 / 20	33 / 13
Африка	194 / 211	42 / 18	17 / 7
Евразия	5546 / 5400	31 / 14	21 / 10
Северная Америка	1025 / 1384	33 / 18	16 / 10
Южная Америка	740 / 1637	47 / 19	22 / 10

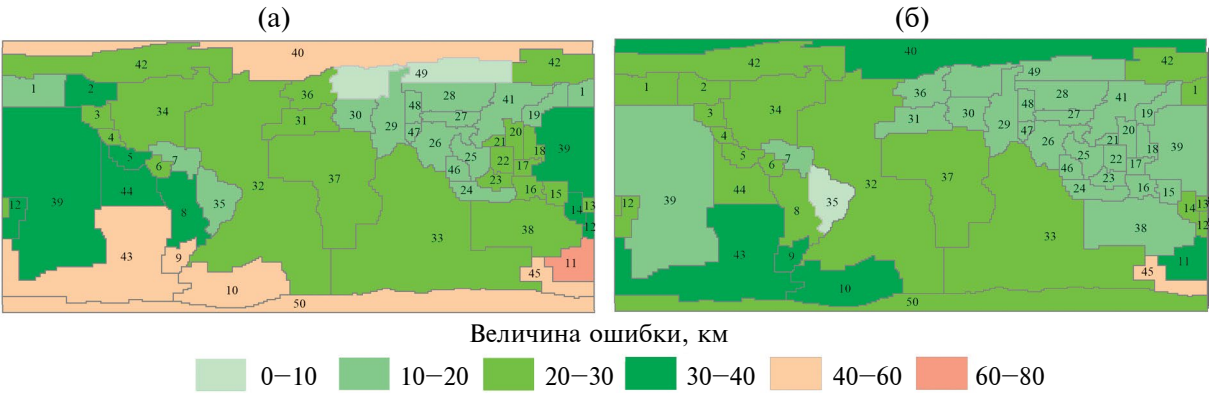


Рис. 4. Зонирование сейсмоопасных регионов мира по величине погрешности в определении координат ΔR до (а) и после 2010 г. (б).

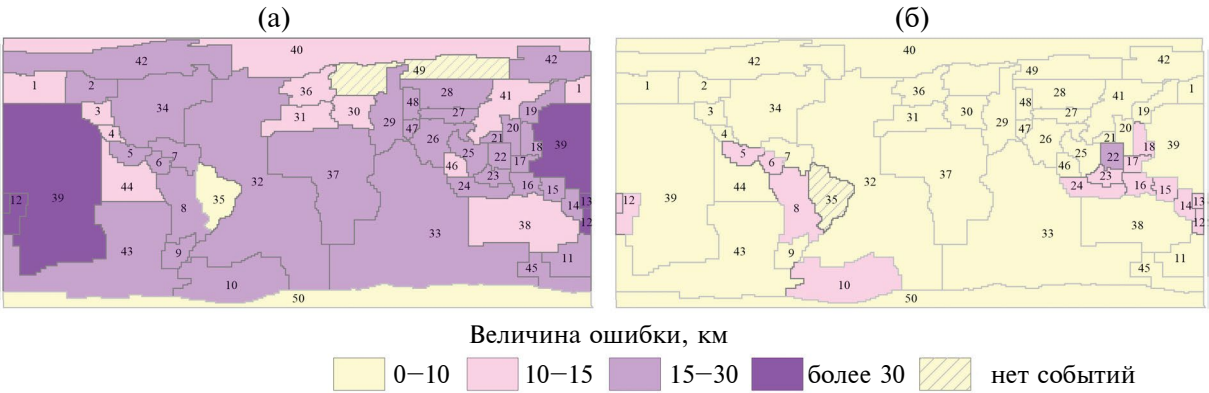


Рис. 5. Зонирование сейсмоопасных регионов мира по величине погрешности в определении глубины очагов Δh до (а) и после 2010 г. (б).

в Марокко; 7, 11 и 15 октября в Афганистане. В мае и июне на Черноморском побережье Краснодарского края произошла серия ощутимых землетрясений с магнитудами $3.1 \leq m_b \leq 4.4$ [1].

На рис. 7 показано процентное распределение событий по разнице значений погрешностей ΔR в зависимости от магнитуды M_w для зоны 30 в целом (см. рис. 7а) и отдельно для Северного Кавказа (см. рис. 7б).

Таблица 4. Распределения погрешностей в определении местоположения эпицентров ΔR и глубин очага Δh для разных диапазонов магнитуды M_w по континентам

Континент	Величина ошибки (среднее значение), км	
	Диапазоны магнитуды $M_w < 5 / 5-6 / 6-7 / > 7$	
	ΔR	Δh
	22 / 20 / 16 / 17	15 / 13 / 9 / 9
Африка	18 / 6 / 10 / –	7 / 5 / 6 / –
Евразия	17 / 18 / 12 / 13	12 / 7 / 9 / 8
Северная Америка	18 / 20 / 16 / 17	11 / 3 / 7 / 10
Южная Америка	22 / 18 / 17 / 12	11 / 10 / 8 / 11

Процентное распределение событий по разнице определения глубин в зависимости от магнитуды M_w показано на рис. 8. Для большинства событий (55%) в диапазоне магнитуд M_w 5–6 погрешности в определении глубины Δh не превышают 15 км, и в других диапазонах магнитуд M_w погрешность также находится в диапазоне $\Delta h < 15$ км. Количество событий, для которых $\Delta h > 30$ км, не превышает 5%.

ДИСКУССИЯ

Анализ полученных результатов показал значительное увеличение точности определения ССД ФИЦ ЕГС РАН параметров сильных событий РФ и мира в оперативном режиме за последнее десятилетие.

Для зон Флинна–Энгдала, куда входят сейсмоопасные территории РФ и сопредельных стран, был выполнен подробный анализ динамики уменьшения погрешностей в определении местоположения эпицентра ΔR . Анализ представленных на рис. 9 данных позволяет сделать вывод о значительном уменьшении погрешностей определения местоположения эпицентра ССД ФИЦ ЕГС РАН, особенно за период после 2010 г.

Исходя из предположения, что приемлемая надежность оценки последствий землетрясений

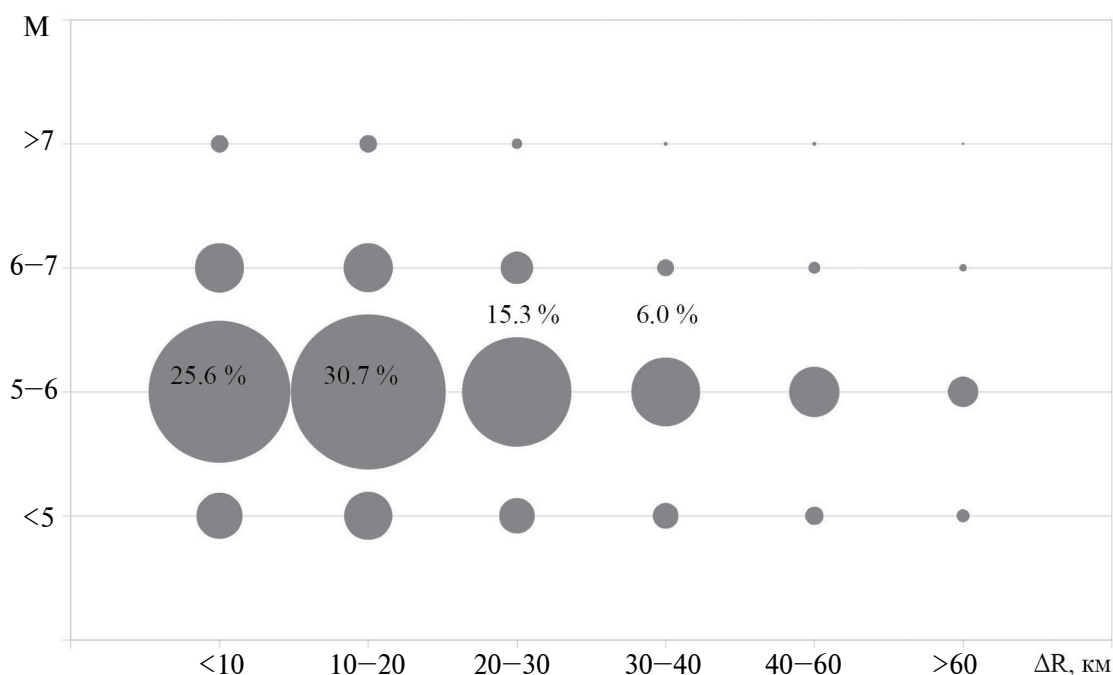


Рис. 6. Распределение событий в процентах по значениям погрешностей в определении координат ΔR для разных диапазонов магнитуд; радиус кружка зависит от количества событий в диапазоне; для не подписанных кружков процент событий $<5\%$.

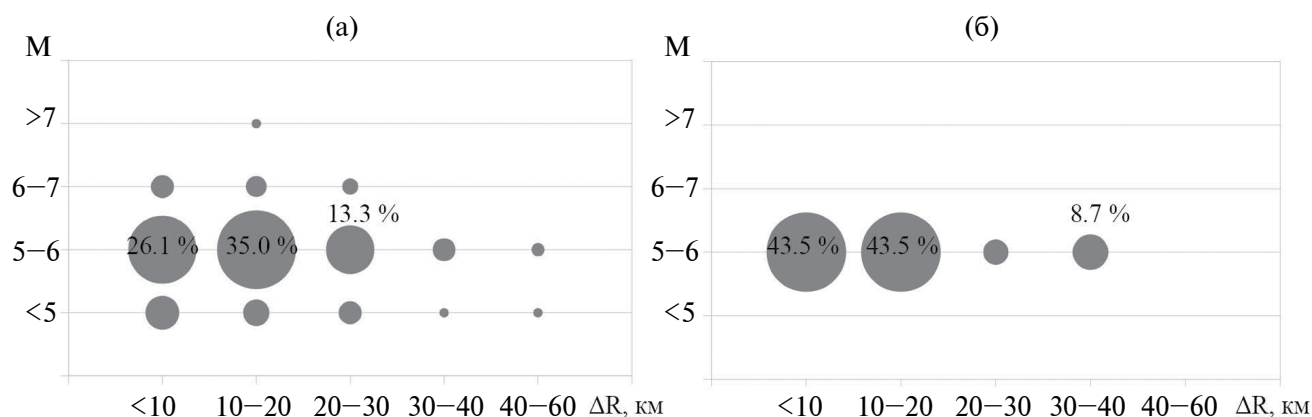


Рис. 7. Распределение событий по разнице определения координат ΔR в зависимости от магнитуды: а – зона FE 30; б – Северный Кавказ; неподписанные кружки – $<5\%$ событий.

в масштабе времени близкому к реальному с вероятностью ($P_\alpha = 0.85$) может быть достигнута при погрешности определения местоположения эпицентра ΔR меньше протяженности зоны поражения более чем в 5 раз, получено значение приемлемой погрешности $\Delta R = 12$ км.

Следует отметить, что для отдельных зон Флинна–Энгдала получены оценки погрешности в определении координат эпицентра землетрясения $\Delta R > 20$ км, соизмеримые с размерами крупных мегаполисов. В случае оперативного моделирования последствий землетрясения в зоне с такими погрешностями возможно ошибочное

исключение части городской застройки при оценке размеров ущерба.

Для получения надежных оперативных потерь от землетрясений с помощью системы “Экстремум” важно заблаговременно и систематически определять разброс погрешностей ΔR и Δh для минимизации их влияния. Результаты по зонированию погрешностей, полученные в настоящем исследовании, представлены в виде тематических карт для применения в информационных системах. В системе “Экстремум” [5] слой информации, содержащий границы зон с различной погрешностью ΔR и Δh , позволяет выбрать оптимальный

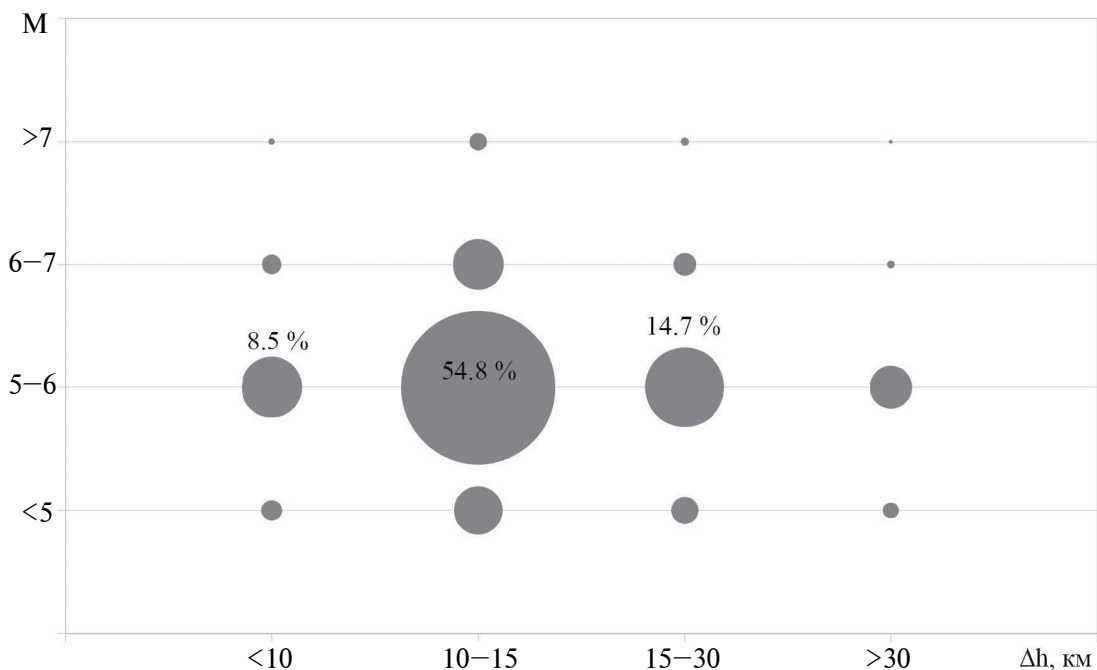


Рис. 8. Распределение событий по разнице определения глубин в зависимости от магнитуды; неподписанные кружки – <5% событий.

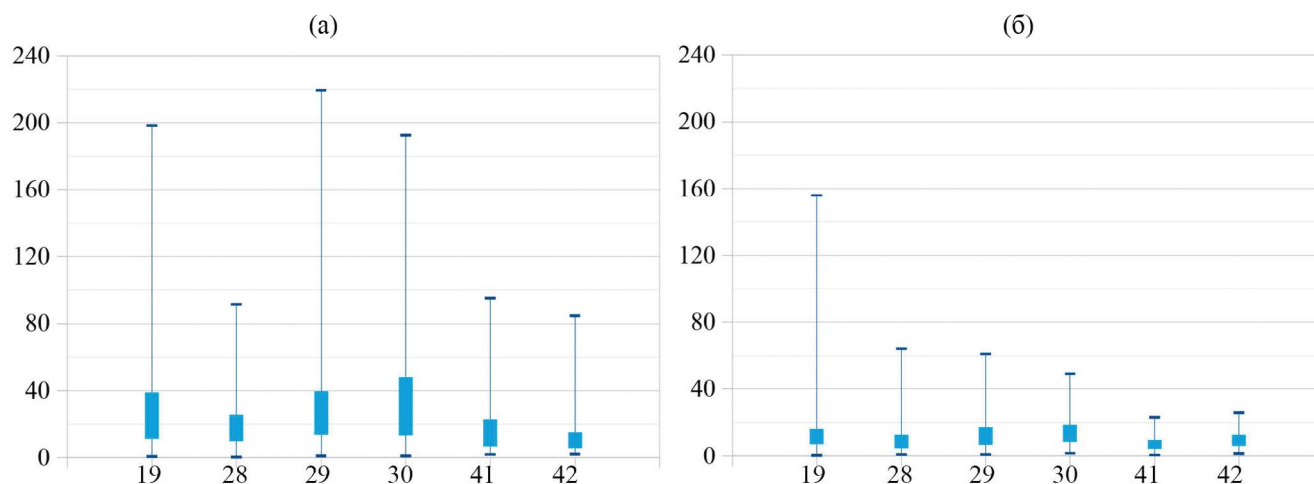


Рис. 9. Диаграммы погрешностей в определении местоположения эпицентра ΔR до (а) и после 2010 г. (б). Прямоугольники – диапазоны квартилей 25–75%; линии – полный диапазон погрешностей от минимального до максимального значений.

вариант стратегии для получения интервальных оценок возможного ущерба и других важных параметров обстановки в случае ЧС. Для этого достаточно определить попадание гипоцентра в зону и прочесть её характеристику.

Следует отметить, что погрешности ΔR , Δh и размеры зон Флина–Энгдала связаны друг с другом. Увеличение размеров зон снижает уровень вариации значений средних погрешностей. Это становится заметно при сравнении вариаций средних погрешностей для отдельных зон Флина–Энгдала и для континентов. Для континентов погрешности мало отличаются друг от друга. При

выборе стратегии зонирования погрешностей следует учитывать уровень сейсмической опасности, плотность населения и уровень экономического развития территорий. Для густозаселённых территорий со сравнительно низким уровнем экономического развития и высокой сейсмичностью целесообразно использовать зоны Флина–Энгдала с большей детализацией.

Альтернативой зонированию погрешностей ΔR и Δh могут служить карты с изолиниями, построение которых основано на гипотезе о том, что погрешности локализации изменяются плавно. Приняв такую гипотезу, можно по значениям

погрешностей в эпицентрах землетрясений с известными координатами построить сетку погрешностей, а затем изолинии, соединяющие точки с их одинаковыми значениями. Использование таких сеток и карт изолиний в информационных системах для получения необходимой характеристики осуществляется методом интерполяции и реализовано в виде функции в различных системах, в том числе в системе “Экстремум”. Применение этого метода исключает необходимость оптимизации размеров зон Флина–Энгдала.

Метод зонирования погрешностей и метод изолиний могут использоваться совместно, при этом для оценки характеристики зоны Флина–Энгдала наряду с гипоцентрами можно учитывать узлы сетки, полученные интерполяцией.

ВЫВОДЫ

Оценка оперативных потерь от землетрясений осуществляется с учетом интересов МЧС РФ и используется для принятия решений о реагировании на ЧС, вызванную сильным землетрясением. Надежность оценок потерь зависит от многих факторов, в первую очередь, от точности параметров землетрясений: координаты, глубины очага и магнитуды, которые используются в формулах макросейсмического поля для моделирования возможной интенсивности сотрясений в населенных пунктах [13, 15].

Полученные в настоящем исследовании результаты сравнения каталогов ССД ФИЦ ЕГС РАН и GEM-ISC свидетельствуют о значительном увеличении точности определения местоположения эпицентра и глубины очагов сильных событий, особенно после 2010 г., что способствует повышению надежности оценок потерь от землетрясений в режиме близком к реальному времени.

В дальнейшем для сейсмоопасных территорий с высокой плотностью населения и низким уровнем экономического развития предполагается выполнение более детальных исследований погрешностей ΔR и Δh с целью исключения грубых ошибок при моделировании последствий сильных событий с использованием системы “Экстремум”.

Авторы выражают признательность коллективу Центра исследований экстремальных ситуаций за их вклад в развитие системы “Экстремум” и коллегам из ФИЦ ЕГС РАН за плодотворное сотрудничество.

Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания ИГЭ РАН по теме НИР № 122022400105-9 “Прогноз, моделирование и мониторинг эндогенных и экзогенных геологических процессов для снижения уровня их негативных последствий” и государственного задания ФИЦ ЕГС РАН № 075-01271-23.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Виноградов Ю.А., Рыжикова М.И., Петрова Н.В., Пойгина С.Г., Коломиец М.В. Сильные землетрясения земного шара в I полугодии 2023 г. по данным ССД ФИЦ ЕГС РАН // Российский сейсмологический журнал. 2023. Т. 5. № 3. С. 7–27. <https://doi.org/10.35540/2686-7907.2023.3.01>.
2. Виноградов Ю.А., Рыжикова М.И., Петрова Н.В., Пойгина С.Г., Коломиец М.В. Сильные землетрясения земного шара во II полугодии 2023 г. по данным ССД ФИЦ ЕГС РАН // Российский сейсмологический журнал. 2024. Т. 6. № 1. С. 7–24.
3. Информация Службы срочных донесений // ФИЦ ЕГС РАН [сайт]. URL: <http://www.gsras.ru/new/ssd.htm> (дата обращения 10.01.2024).
4. Коломиец М.В., Дуленцова Л.Г., Рыжикова М.И. Служба срочных донесений ФИЦ ЕГС РАН // Российский сейсмологический журнал. 2019. Т. 1. № 1. С. 84–91. <https://doi.org/10.35540/2686-7907.2019.1.08>
5. Ларионов В.И., Суцев С.П., Угаров А.Н., Фролова Н.И. Оценка сейсмического риска с применением ГИС-технологий // Природные опасности России. Т. 6: Оценка и управление природными рисками / Под ред. А.Л. Рагозина. М.: Изд. Фирма “КРУК”, 2003. С. 209–231.
6. Старовойт О.Е., Чепкунас Л.С., Коломиец М.В., Рыжикова М.И. Служба срочных донесений ГС РАН // Землетрясения Северной Евразии, 2009 год. Обнинск: ФИЦ ЕГС РАН. 2015. С. 234–243.
7. Фролова Н.И., Габсатарова И.П., Лутиков А.И., Суцев С.П., Малаева Н.С. Оценка сейсмического риска на территории Ставропольского края // Геофизические процессы и биосфера. 2022. Т. 21. № 3. С. 111–136. <https://doi.org/10.21455/GPB2022.3-9>.
8. Фролова Н.И., Габсатарова И.П., Петрова Н.В., Угаров А.Н., Малаева Н.С. Влияние особенностей затухания сейсмической интенсивности на надежность оперативных оценок потерь от землетрясений // Геоэкология. 2019. № 5. С. 23–37.
9. Фролова Н.И., Габсатарова И.П., Суцев С.П., Угаров А.Н., Малаева Н.С. Калибровка модели затухания сейсмической интенсивности на Балканах (землетрясения в Хорватии 2020 г.) // Геоэкология. 2021. № 5. С. 3–21. <https://doi.org/10.31857/S0869780921050040>
10. Фролова Н.И., Габсатарова И.П., Угаров А.Н., Малаева Н.С. Калибровка модели затухания сейсмической интенсивности на примере землетрясений в Албании // Геоэкология. 2020. № 5. С. 62–77.
11. Фролова Н.И., Коломиец М.В., Угаров А.Н., Барская Т.В. Оценка погрешностей в определении параметров землетрясений ССД ГС РАН // Анализ, прогноз и управление природными рисками в современном мире: матер. 9-й Междунар. научно-практ. конф. “Геориск-2015”: в 2 т. / Отв. ред. В.И. Осипов. М.: РУДН, 2015. Т. 1. С. 527–534.
12. Фролова Н.И., Малаева Н.С., Ружич В.В. и др. Оценка социальных и экономических показателей сейсмического риска на примере г. Ангарск // Геофизические процессы и биосфера. 2022. Т. 21. № 2. С. 86–113. <https://doi.org/10.21455/gpb2022.2-5>.
13. Фролова Н.И., Угаров А.Н. База знаний о сильных землетрясениях как инструмент повышения надежности оперативных оценок потерь // Геоэкология. 2018. № 6. С. 1–18.
14. Adams, R.D., Hughes, A.A., McGregor, D.M. Analysis procedures of the International Seismological Centre // Phys. Earth Planet. Inter., 1982. V. 30. P. 85–93.

15. *Bonnin J., Frolova N.I., Larionov V.I. et al.* Reliability of possible earthquake impact assessment with alert seismological surveys application // Proc. 28 General ESC Assembly. Genoa, Italy. 2002.
 16. *Flinn E.A., Engdahl E.R.* Seismic and geographical regionalization // Bull. Seism. Soc. Am. 1974. V. 64. № 3. P. II.
 17. *Frolova N., Larionov V., Bonnin J.* Earthquake casualties estimations in emergency mode // Advances in Natural and Technological Hazards Research. 2011. V. 29. P. 107–123.
 18. *Frolova, N.I., Larionov, V.I., Bonnin, J. et al.* Loss caused by earthquakes: Rapid estimates // Nat. Hazards. 2017. V.88. P. 63–80.
 19. ISC-GEM Catalogue [Электронный ресурс]. URL: <http://www.isc.ac.uk/iscgem/download.php> (дата обращения 10.01.2024).
 20. *Storchak D.A., Bird A.L. & Adams R.D.* Discrepancies in earthquake location between ISC and other agencies // Journal of Seismology. 2000. V. 4. P. 321–331.
 21. *Storchak D.A., Giacomo D.Di, Bondár I. et al.* ISC-GEM Global Instrumental Earthquake Catalogue (1900–2009) // GEM Technical Report. GEM Foundation, Pavia, Italy. 2012. V1.0.0. 128 pp.
- <https://doi.org/10.13117/GEM.GEGD.TR2012.01>

ZONING UNCERTAINTIES IN ALERT SURVEY DETERMINATION OF EARTHQUAKE PARAMETERS FOR INCREASING RELIABILITY OF NEAR REAL TIME LOSS SIMULATION

**N. I. Frolova^{a, #}, N. S. Malaeva^a, M. V. Kolomiets^{b, ##}, I. P. Gabsatarova^{b, ###},
M. I. Ryzhikova^b, S. P. Suchshev^{c, ####}, A. N. Ugarov^c**

^a*Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences,*

Ulanskii per. 13, bld. 2, Moscow, 101000 Russia

^b*Geophysical Survey, Russian Academy of Sciences,
pr. Lenina 189, Obninsk, Kaluga region, 249035 Russia*

^c*Bauman Moscow State Technical University,
2-ya Baumanskaya ul. 5, Moscow, 105005 Russia*

[#]*E-mail: frolovanina7@gmail.com*

^{##}*E-mail: kolmar@gsras.ru*

^{###}*E-mail: ira@gsras.ru*

^{####}*E-mail: Sersan150@mail.ru*

This paper reports the uncertainties in earthquake parameter determination by alert surveys. The uncertainties dynamics in event location and depth determination is analyzed, as well as the possibility of their usage for near real time loss simulation is estimated. The relevance of this study follows from the needed reliable estimates of possible loss due to earthquakes in order to aid the decision making process for the response and the proper choice of search and rescue strategy for the heavily affected settlements. The study is aimed at zoning the uncertainties in event parameters determination by alert surveys and at assessing their applicability in near real time consequences simulation. The paper provides the results of comparison between the earthquake parameters determination by the Earthquake Emergency Alert Service (EEAS) of the Federal Research Center – Geological Survey of Russia (FRC GS RAS) and those presented in the Global Instrumental Earthquake Catalogue (GEM-ISC). Positive dynamics in parameters uncertainty is registered for the period 2010–2019 as compared to the previous decade. The Flynn–Engdahl zones with minimum values of uncertainties which may be used in order to get reliable loss estimations in near real time mode were identified.

Keywords: *earthquake parameters, alert survey estimation, uncertainties in epicenter location and focal depth determination, near real time earthquake loss simulation, the information system “Extremum”*

REFERENCES

1. Vinogradov, Yu.A., Ryzhikova, M.I., Petrova, N.V., Poigina, S.G., Kolomiets, M.V. [Strong earthquakes of the globe in the first half of 2023 according to the data of the FRC GS RAS]. *Rossiiskii seismologicheskii zhurnal*, 2023, vol. 5, no. 3, pp. 7–27.
<https://doi.org/10.35540/2686-7907.2023.3.01>. (in Russian)
2. Vinogradov, Yu.A., Ryzhikova, M.I., Petrova, N.V., Poigina, S.G., Kolomiets, M.V. [Strong earthquakes of the globe in the second half of 2023 according to the FRC GS RAS]. *Rossiiskii seismologicheskii zhurnal*, 2024, vol. 6, no. 1, pp. 7–24. (in Russian)
3. [Information from the earthquake emergency alert service]. FRC GS RAS. URL: <http://www.gsras.ru/new/ssd.htm> (accessed 10.01.2024). (in Russian)
4. Kolomiets, M.V., Dulentsova, L.G., Ryzhikova, M.I. [Earthquake emergency alert service of the FRC GS RAS]. *Rossiiskii seismologicheskii zhurnal*, 2019, vol. 1, no. 1. pp. 84–91.
<https://doi.org/10.35540/2686-7907.2019.1.08>. (in Russian)
5. Larionov, V.I., Sushchev, S.P., Ugarov, A.N., Frolova, N.I. [Seismic risk assessment using GIS technologies]. In: [Natural hazards of Russia. Vol. 6: Assessment and management of natural risks]. A.L. Ragozin, Ed., Moscow, KRUK Publ., 2003, p. 209–231. (in Russian)

6. Starovoit, O.E., Chepkunas, L.S., Kolomiets, M.V., Ryzhikova, M.I. [Earthquake emergency alert service of the FRC GS RAS]. In: [Earthquakes of Northern Eurasia, 2009], Obninsk, FRC GS RAS Publ., 2015, pp. 234–243. (in Russian)
7. Frolova, N.I., Gabsatarova, I.P., Lutikov, A.I., Sushchev, S.P., Malaeva, N.S. [Seismic risk assessment in the Stavropol krai]. *Geofizicheskie protsessy i biosfera*, 2022, vol. 21, no. 3, pp. 111–136.
<https://doi.org/10.21455/GPB2022.3-9>. (in Russian)
8. Frolova, N.I., Gabsatarova, I.P., Petrova, N.V., Ugarov, A.N., Malaeva, N.S. [The seismic intensity attenuation features influence on the reliability of earthquake losses operational estimates]. *Geokologiya*, 2019, no. 5. pp. 23–37. (in Russian)
9. Frolova, N.I., Gabsatarova, I.P., Sushchev, S.P., Ugarov, A.N., Malaeva, N.S. [The seismic intensity attenuation model calibration in the Balkans (earthquakes in Croatia in 2020)]. *Geokologiya*, 2021, no. 5. pp. 3–21.
<https://doi.org/10.31857/S0869780921050040>. (in Russian)
10. Frolova, N.I., Gabsatarova, I.P., Ugarov, A.N., Malaeva, N.S. [Seismic intensity attenuation model calibration using the example of earthquakes in Albania]. *Geokologiya*, 2020, no. 5, pp. 62–77. (in Russian)
11. Frolova, N.I., Kolomiets, M.V., Ugarov, A.N., Barskaya, T.V. [Estimation of errors in determining earthquake parameters FRC GS RAS]. In: [Analysis, forecast and management of natural risks in the modern world. Proc. 9th Int. Scientific and Practical Conference “Georisk-2015”]. V.I. Osipov, Ed., Moscow, RUDN University Publ., 2015, vol.1, pp. 527–534. (in Russian)
12. Frolova, N.I., Malaeva, N.S., Ruzhich, V.V., Berzhinskaya L.P. et al. [Social and economic indicators of seismic risk assessment by the example of Angarsk city]. *Geofizicheskie protsessy i biosfera*, 2022, vol. 21, no. 2, pp. 86–113.
<https://doi.org/10.21455/gpb2022.2-5>. (in Russian)
13. Frolova, N.I., Ugarov, A.N. [Knowledge base on strong earthquakes as a tool to improve the reliability of operational loss estimates]. *Geokologiya*, 2018, no. 6. pp. 1–18. (in Russian)
14. Adams, R.D., Hughes, A.A., McGregor, D.M. Analysis procedures of the International Seismological Centre. *Phys. Earth Planet. Inter.*, 1982, vol. 30, pp. 85–93.
15. Bonnin, J., Frolova, N.I., Larionov, V.I. Sushchev, S.P. et al. Reliability of possible earthquake impact assessment with alert seismological surveys application. In: Proc. 28 General ESC Assembly. Genoa, Italy, 2002.
16. Flinn, E.A., Engdahl, E.R. Seismic and geographical regionalization. *Bull. Seism. Soc. Am.*, 1974, vol. 64, no.3, part 2.
17. Frolova, N., Larionov, V., Bonnin, J. Earthquake casualties' estimations in emergency mode. *Advances in Natural and Technological Hazards Research*, 2011, vol. 29, pp. 107–123.
18. Frolova, N.I., Larionov, V.I., Bonnin, J. et al. Loss caused by earthquakes: Rapid estimates. *Nat. Hazards*, 2017, vol. 88. pp. 63–80.
<https://doi.org/10.1007/s11069-016-2653-x>.
19. ISC-GEM Catalogue. Available at: URL: <http://www.isc.ac.uk/iscgem/download.php> (accessed 10.01.2024).
20. Storchak, D.A., Bird, A.L., Adams, R.D. Discrepancies in earthquake location between ISC and other agencies. *Journal of Seismology*, 2000, vol. 4, pp. 321–331.
21. Storchak, D.A., Giacomo, D.Di, Bondár, I. et al. ISC-GEM Global Instrumental Earthquake Catalogue (1900–2009). *GEM Technical Report*. GEM Foundation, Pavia, Italy, 2012, V1.0.0, 128 pp.
<https://doi.org/10.13117/GEM.GEGD.TR2012.01>.

МОДЕЛИ В ИНЖЕНЕРНОЙ ГЕОЛОГИИ И ГИДРОГЕОЛОГИИ

УДК 624.131

ПРОГНОЗ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ПОЛИГОНА ТКО В ДУБНЕ МЕТОДОМ МОДЕЛИРОВАНИЯ

© 2024 г. И. А. Позднякова^{1,*}, И. А. Костикова^{1,**}

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

*E-mail: irina_pozd58@mail.ru,

**E-mail: kostiran@yandex.ru

Поступила в редакцию 08.11.2023 г.

После доработки 21.12.2023 г.

Принята к публикации 25.03.2023 г.

В рамках задачи оценки влияния полигона ТКО на загрязнение подземных вод при помощи методов геофильтрационного и геомиграционного моделирования был выполнен прогноз загрязнения подземных вод хлорид-ионом на территории, прилегающей к полигону ТКО в Дубне, после его рекультивации. Рассмотрены разные варианты геофильтрационной схематизации гидрогеологических условий и геомиграционной схематизации процессов загрязнения и их влияние на результаты прогноза. Для моделирования был использован программный комплекс Visual Modflow, включающий модули для расчета геофильтрации MODFLOW 2000 и MT3DMS для расчета геомиграции. Для реализации граничных условий на верхней границе модели под свалочным телом — интенсивности инфильтрационного питания и концентрации загрязняющих веществ во влаге, поступающей на уровень подземных вод в период существования и после рекультивации полигона, использованы результаты, полученные ранее при анализе водного и солевого баланса свалочного тела. Результаты расчетов показали, что для уточнения структуры потока и миграционного прогноза целесообразна разработка региональной и локальной геофильтрационных моделей. При прогнозе миграции загрязняющих веществ в подземных водах необходимо учитывать их длительное поступление на уровень подземных вод из свалочного тела после рекультивации полигона.

Ключевые слова: подземные воды, свалочное тело, фильтрат, прогноз загрязнения, геофильтрация, геомиграция, численная модель, хлорид-ион, концентрация

DOI: 10.31857/S0869780924050048 EDN: QPLUXV

ВВЕДЕНИЕ

Методы математического моделирования процессов геофильтрации и геомиграции для решения задачи оценки влияния свалок на загрязнение подземных вод используются достаточно давно. Наиболее полная информация о стадийности изучения загрязнения подземных вод в районах полигонов ТКО (начиная с характеристик отходов, о химических и биохимических процессах в свалочном теле, трансформации химического состава подземных вод на всех стадиях существования свалки и заканчивая прогнозами загрязнения и разработкой инженерных сооружений по их защите на основе численного моделирования) приводится в опубликованном в 2007 г. в Великобритании исследовании [9]. Как правило, при прогнозах загрязнения подземных вод рассчитывают перенос консервативного компонента — хлорид-иона, содержащегося в фильтрате

и поступающего на уровень подземных вод (УПВ) под свалочным телом. [1, 3, 6, 9, 15, 17, 18]. При этом используют вычислительные комплексы, содержащие модули для расчета напоров подземных вод MODFLOW, скоростей и траектории движения частиц MODPATH и концентраций загрязняющих веществ MT3DMS [10, 12, 14]. Эти же вычислительные средства применяются при прогнозе распространения в подземных водах в районах свалок свинца [4], мышьяка [2], хрома [7], сульфат-иона [8], фосфора [13], ртути и аммония [16]. Наиболее современные данные о вычислительных средствах, применяемых для прогноза миграции в подземных водах широкого спектра органических соединений, в том числе характерных для свалок, приводятся в опубликованном в 2021 г. обзоре [11]. Моделирование защитных мероприятий при угрозе загрязнении подземных вод в районе свалок, особенно при расположении рядом водозаборных скважин, включает

рассмотрение сценариев нарушения свойств подстилающего изолирующего слоя, вариантов организации дренажа и расчет его параметров, противофильтрационной стены и сорбционного проницаемого барьера [5, 12, 14, 16].

Представленные результаты являются продолжением исследований по оценке влияния полигона ТКО в г. Дубна на загрязнение подземных вод. На первом этапе были выполнены расчеты водного и солевого баланса свалочного тела и оценены интенсивность инфильтрации и концентрации хлорид-иона, поступающие на уровень подземных вод под свалочным телом в период эксплуатации полигона и после его рекультивации. Результаты расчетов показали, что наблюдаемые в подземных водах на конец 30-летнего периода эксплуатации полигона концентрации Cl^- от 2800 до 3500 мг/л формируются при интенсивности инфильтрации в диапазоне 170–390 мм/год и его концентрации в инфильтрационном питании в диапазоне 3000–3500 мг/л. Было показано, что даже через 40 лет после рекультивации с инфильтрацией на уровень подземных вод может поступать более 2000 мг/л хлорид-иона. Снижение концентраций до фоновых значений в подземных водах (34 мг/л) может занять от 50 до 100 и более лет. Полученные на первом этапе исследований результаты использованы при задании граничных условий в геофильтрационной и геомиграционной моделях. Для моделирования использован расчетный комплекс Visual Modflow [19]. Предложенный подход к прогнозу загрязнения подземных вод в районах свалок является оригинальным и отличается от опубликованных ранее.

РАЗРАБОТКА ГЕОФИЛЬТРАЦИОННОЙ МОДЕЛИ

Полигон ТКО в г. Дубна находится в междуречье рек Волга, Дубна, Сестра и канала им. Москвы (рис. 1). Инженерно-геологические изыскания, выполненные перед началом рекультивации свалки, показали, что в геологическом строении территории полигона до исследованной глубины 40 м принимают участие верхне-, среднечетвертичные аллювиально-флювиогляциальные и среднечетвертичные моренные отложения, перекрытые сверху насыпными (техногенными) грунтами и почвенно-растительным слоем: ИГЭ 1 – насыпные техногенные грунты (ИГЭ 1) с переслаиванием через 5 м слоем глинистого грунта (изолирующий слой) толщиной до 0.6 м (ИГЭ 1а, tQ_{IV}); ИГЭ 2 – суглинок тугопластичный (afQ_{II-III}); ИГЭ 3 – песок пылеватый, средней плотности (afQ_{II-III}); ИГЭ 4 – суглинок полутвердый (gQ_{II}).

Общая мощность четвертичных отложений около 20 м. Максимальная мощность свалочного тела 21 м. Коренные отложения до глубины 40 м

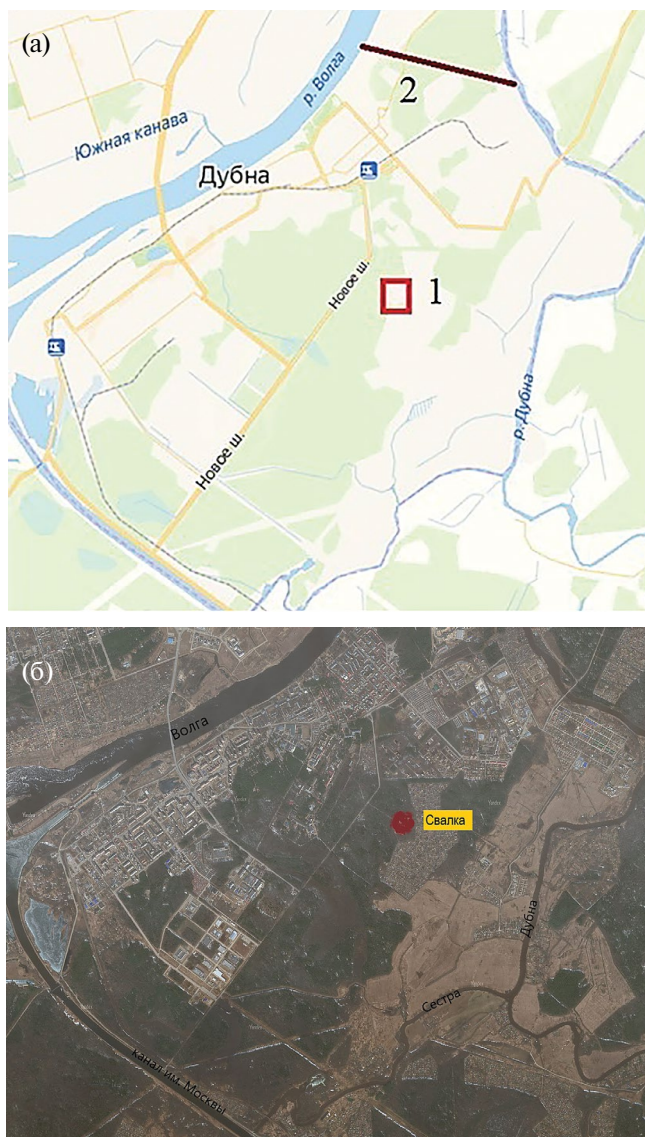


Рис. 1. Ситуационный план: а – схема; б – спутник.

не вскрыты (по литературным источникам, они представлены среднеюрскими глинами келловейского яруса мощностью порядка 13–15 м (J_{2k}), под которыми залегают верхнекаменноугольные известняки (C_3)).

Гидрогеологические условия характеризуются наличием безнапорного водоносного горизонта, приуроченного к верхнечетвертичным техногенным (насыпным) и средне-верхнечетвертичным аллювиально-флювиогляциальным отложениям. Питание подземных вод инфильтрационное, разгрузка происходит в р. Волга и ее притоки: Дубна, Сестра, Черная. Водоносный горизонт отделен от залегающего ниже верхнекаменноугольного артезианского водоносного горизонта слабопроницаемыми моренными суглинками и толщей слабопроницаемых юрских глин значительной мощности, что предполагает его хорошую защищенность от загрязнения.

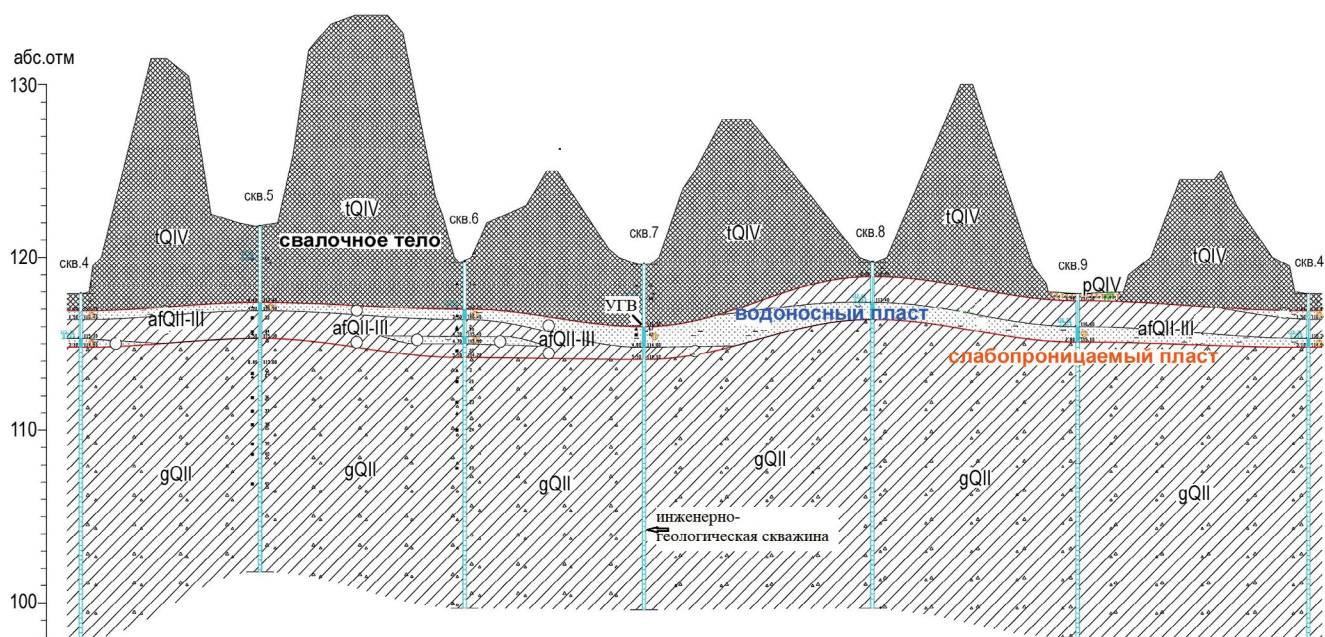


Рис. 2. Гидрогеологический разрез с элементами фильтрационной схемы по вертикали.

По данным изысканий в 2019 г., концентрации хлорид-иона в водоносном горизонте под свалочным телом, где его мощность 17 м, составляют 2836 мг/л (скв. 2). На периферии мощность свалочного тела сокращается до 2.7–4.4 м, а концентрация хлорид-иона увеличивается до 3119–3403 мг/л. В поверхностных водах (р. Черная) концентрация хлорид-иона 194 мг/л, в колодце на территории садового товарищества, расположенного в 200 м юго-восточнее свалки — 34 мг/л. Последнее значение можно считать фоновым для подземных вод на окружающей территории.

Прогноз загрязнения подземных вод в районе полигона в Дубне был выполнен для двух возможных сценариев распространения загрязнения в подземных водах. *Первый сценарий* учитывал возможность проникновения загрязнения в артезианский водоносный горизонт в результате перетекания через слабопроницаемые моренные суглинки и юрские глины. Необходимость такого прогноза обусловлена тем, что водоносные горизонты в каменноугольных известняках являются источниками питьевого водоснабжения на территории Подмосковья. Во *втором сценарии* реализованы условия максимального распространения загрязнения в четвертичном водоносном горизонте, подземные воды которого используются в находящемся поблизости дачном поселке.

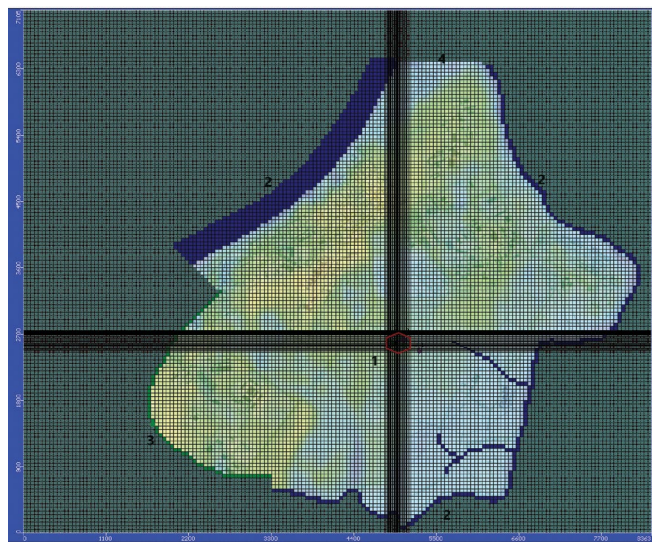


Рис. 3. Расчетная область модели: 1 — полигон ТБО; 2 — водотоки; границы: 3 — южная; 4 — северная.

Геофильтрационная схематизация гидрогеологических условий для реализации первого сценария выглядит следующим образом. Рассматривается стационарный пространственный поток в двухслойной системе: плановый в водоносном пласте в аллювиально-флювиогляциальных песках и вертикальный в слабопроницаемом пласте в моренных суглинках (рис. 2). Размеры расчетной области в плане составили 7×6 км. В качестве естественных внешних и внутренних границ потока задавались водотоки (рис. 3). Взаимодействие подземных и поверхностных вод реализовывалось заданием граничного условия (ГУ) III рода при помощи модуля River. На севере моделируемая область была обрезана по линии тока, на юге ограничена по линии равного напора 117 м в абсолютных отметках, на которой было задано ГУ III рода, позволяющее при помощи расчетного модуля GHB реализовывать выходящий

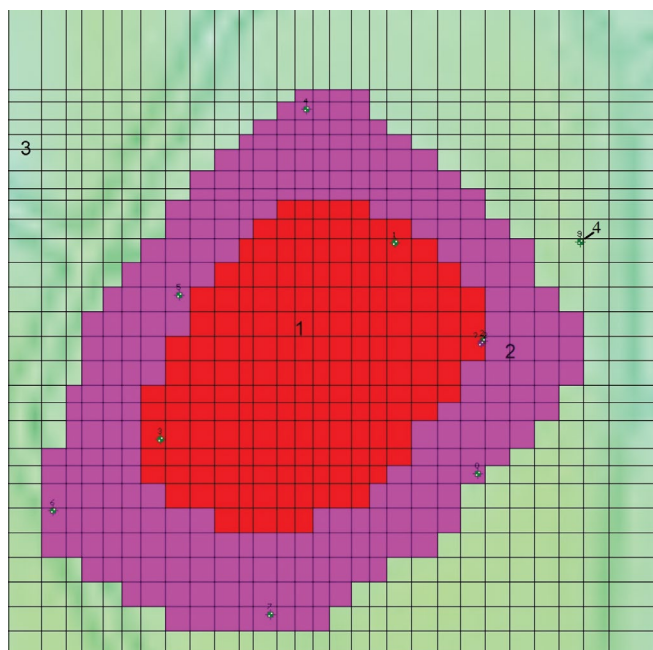


Рис. 4. Зоны инфильтрационного питания (мм/год):
1 — 390; 2 — 100; 3 — 60, 4 — скважина и ее номер.

из расчетной области расход подземных вод. Таким образом, границы области фильтрации находятся на большом удалении от полигона и не будут существенно влиять на распределения напоров и концентраций вблизи полигона. Размеры расчетных блоков на территории свалочного тела 10×10 м, а за пределами полигона составили 50×50 м. Общее количество блоков $175(X) \times 113(Y)$. По вертикали модель ограничена по подошве слабопроницаемых суглинков мощностью 20 м. Перетекание реализовано заданием ГУ III рода на подошве второго пласта при помощи модуля GHB. Инфильтрационное питание

на верхней границе водоносного пласта при помощи модуля Recharge задавалось разным внутри трех зон (две внутри полигона и одна за его пределами). На верхней границе потока также задавалось испарение, так как местность заболочена.

Калибровка геофильтрационной модели осуществлялась по данным об уровнях подземных вод в скважинах, пробуренных при инженерно-геологических изысканиях на полигоне. Расположение скважин и зон инфильтрационного питания показано на рис. 4. Полученное распределение напоров в первом пласте показано на рис. 5, максимальное расхождение модельных и наблюдаемых уровней подземных вод на полигоне в табл. 1, подобранные значения при калибровке параметров модели в табл. 2, баланс в табл. 3.

Подземные воды формируются за счет инфильтрации и разгружаются преимущественно в водоемы. Перетекание через моренные суглинки в каменноугольные водоносные горизонты затруднено, расход перетекания примерно втрое меньше расхода разгрузки в реки (см. табл. 3).

На основе полученных значений напора подземных вод при помощи программы MODPATH были рассчитаны векторы скорости фильтрации, показывающие направление движения подземных вод (рис. 6), траектории движения загрязняющих веществ от границ полигона (рис. 7), направление переноса загрязнения от полигона и траектории поступления подземных вод к каждой наблюдательной скважине, которые показывают откуда могут поступать загрязняющие вещества с подземными водами (рис. 8). От водораздела в сторону полигона поступают чистые подземные воды, а основное направление сноса загрязнения от полигона на восток в сторону садового товарищества и р. Дубна (см. рис. 6, 7).

Таблица 1. Сравнение наблюдаемых и расчетных уровней подземных вод

№ скв	Уровни подземных вод, м	
	наблюдаемые	модельные
1	115.2	116.7
2	115.02	116.4
3	115.7	117.1
4	115.3	116.9
5	117.4	117.1
6	117	117.3
7	116	117
8	117.4	116.3
9	116	115

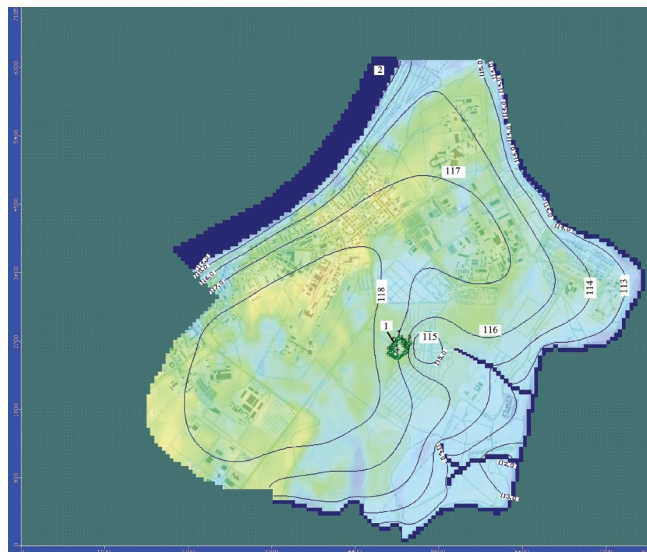


Рис. 5. Расчетные линии равного напора подземных вод в первом пласте, м.

Таблица 2. Параметры модели, полученные в результате калибровки модели

Параметр	Значение
Инфильтрационное питание, мм/год	
Зона 1	390
Зона 2	100
Зона 3	60
Коэффициент фильтрации 1-го пласта, м/сут	5
Коэффициент фильтрации 2-го пласта, м/сут	0.005
Проводимость границы III рода по р. Волга, м ² /сут	100–200
Проводимость границы III рода по р. Дубна и ее притокам, м ² /сут	10–20
Проводимость границы III рода по подошве 2-го пласта, м ² /сут	0.001
Проводимость границы III рода на юге расчетной области в 1-м пласте, м ² /сут	10–20
Интенсивность испарения, мм/год	40
Критическая глубина, м	2.5

Таблица 3. Баланс расчетной области

Расход подземных вод, м ³ /сут			
поступающий в расчетную область		выходящий из расчетной области	
Инфильтрационное питание	4239.21	Разгрузка в реки	2165.42
		Перетекание вниз	996.45
		Испарение	854.97
		Отток через южную границу	227.75
Итого	4239.21	Итого	4244.59

Ко всем скважинам поступают загрязненные воды, которые формируются под свалочным телом (рис. 8). К колодцу в стороне от полигона загрязненные воды не поступают. К скважинам, расположенным с западной стороны, происходит максимальный приток чистых вод, разбавляющих загрязненные.

РАЗРАБОТКА ГЕОМИГРАЦИОННОЙ МОДЕЛИ

Разработанная геофильтрационная модель на этапе прогноза загрязнения подземных вод была использована для калибровки миграционной модели. Калибровочными критериями являлись концентрации Cl^- в подземных водах на конец 30-летнего периода существования полигона. В результате были подобраны такие значения интенсивности инфильтрации и концентрации хлорид-иона в инфильтрационном питании, при которых рассчитанные концентрации Cl^- в подземных водах совпали с наблюдаемыми (рис. 9). Интенсивность инфильтрации составила 390 мм/год на территории всего полигона, концентрация Cl^- в инфильтрационном питании 5000 мг/л. Высокие значения параметров

косвенно указывают на то, что в реальных условиях количество влаги, поступающей на УПВ под свалочным телом, и концентрация загрязняющих веществ в ней могут существенно превышать значения, полученные при расчетах водного баланса свалочного тела. Принятые в расчетах значения миграционных параметров показаны в табл. 4.

Модель была использована для прогноза распространения хлорид-иона в подземных водах после рекультивации полигона, когда на УПВ поступает характерное для естественных условий в данной климатической зоне инфильтрационное питание, т.е. 60 мм/год. Долговременное поступление хлорид-иона с инфильтрацией после рекультивации свалочного тела в этом варианте не учитывалось, концентрация хлорид-иона в инфильтрате после закрытия полигона задавалась равной фоновой, чтобы избежать эффекта длительного разбавления.

Таблица 4. Миграционные параметры

Расчетный пласт	Активная пористость, д.е.	Продольная дисперсия, м
1	0.1	10
2	0.3	0.01

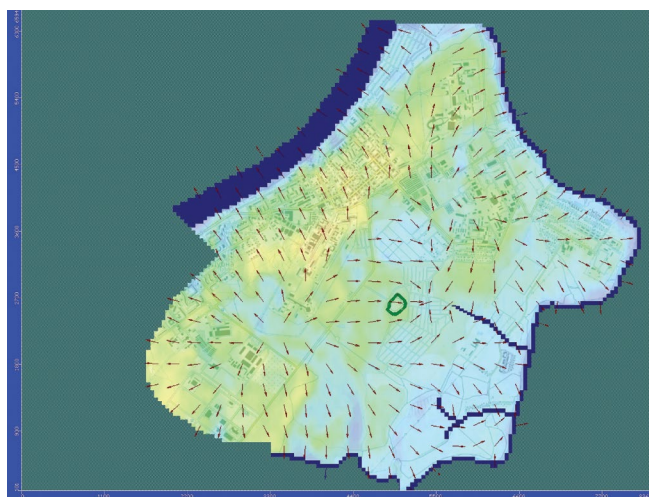


Рис. 6. Направление движения подземных вод в расчетной области.

Длительность прогноза составила 100 лет. Результаты прогноза показали, что через 10 лет после закрытия полигона область загрязнения сместится ниже по потоку подземных вод, концентрации хлорид-иона в подземных водах практически под всей территорией свалки будут менее 40 мг/л. Максимальные концентрации хлорид-иона в подземных водах будут менее 200 мг/л, что ниже ПДК 350 мг/л (рис. 10). Через 50 лет концентрация Cl^- в районе полигона будет составлять 40–50 мг/л, т.е. незначительно превышать фоновые значения.

Наиболее эффективным способом локализации загрязнения подземных вод в районе полигонов ТКО является организация дренажа, перехватывающего загрязнение. Расчеты показали, что дренаж по периметру полигона в Дубне с проводимостью дрен от 0.001 до 50 м²/сут обеспечит расчетный приток к дренам 354 м³/сут и полностью перехватит загрязненные подземные воды.

ЛОКАЛЬНЫЕ ГЕОФИЛЬТРАЦИОННАЯ И ГЕОМИГРАЦИОННАЯ МОДЕЛИ

Прогноз загрязнения подземных вод хлорид-ионом в районе полигона, в том случае, когда расчетная область фильтрации занимает все Волго-Дубнинское-Сестринское междуречье (“большая” модель), показал, что загрязнение подземных вод локализуется в районе полигона и не распространяется на большое расстояние за счет разбавления загрязненных вод чистыми, поступающими с водораздела. Поток грунтового водоносного горизонта преимущественно латеральный и направлен в сторону р. Дубна.

Для прогноза максимального распространения загрязнения от полигона в четвертичном водоносном горизонте была разработана геофильтрационная модель в пределах локального водосборного бассейна (“локальная” модель), в которой не

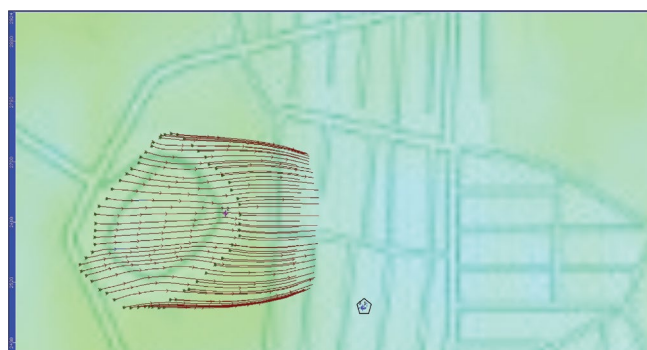


Рис. 7. Траектории движения загрязняющих веществ от границ полигона.

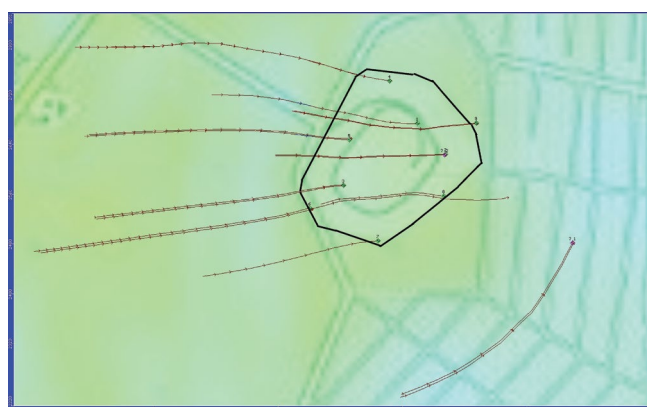


Рис. 8. Траектории поступления подземных вод к наблюдательным скважинам и колодцу.

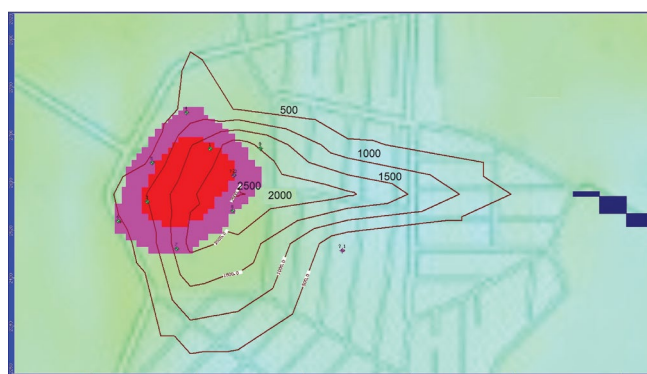


Рис. 9. Изолинии концентрации хлорид-иона в первом пласте на конец 30-летнего периода, мг/л.

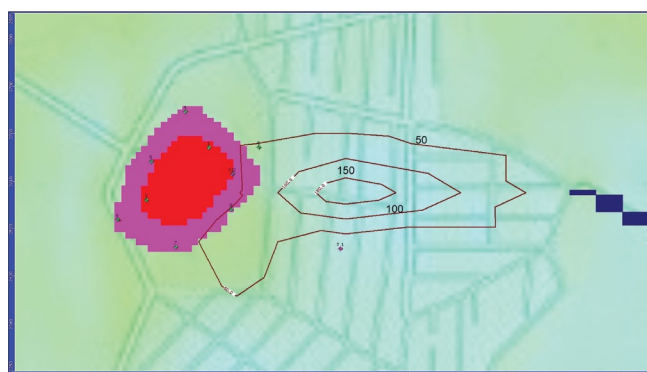


Рис. 10. Изолинии концентрации хлорид-иона в первом пласте через 10 лет после рекультивации свалочного тела, мг/л.

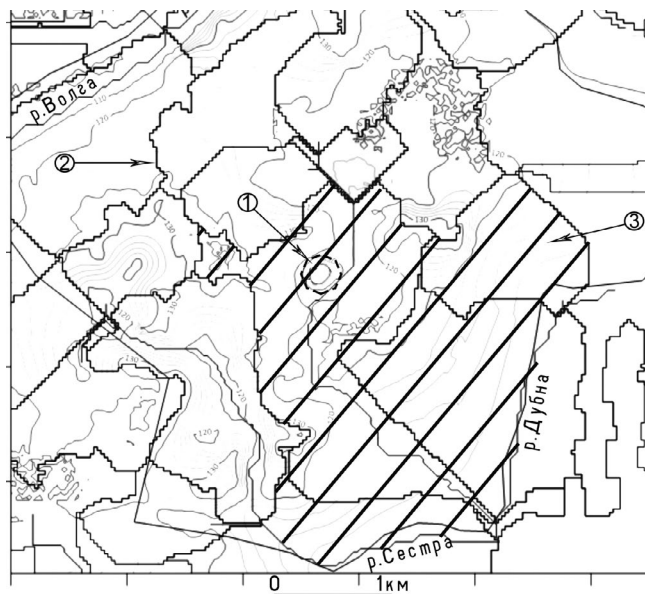


Рис. 11. Водосборные участки Волго-Дубнинско-Сестринского междуречья и область моделирования: 1 – полигон ТКО; 2 – границы локальных водосборных бассейнов; 3 – область моделирования.

учитывались разбавление и перетекание вод вниз через слабопроницаемые отложения, но заданы дополнительные внутренние границы потока – сеть дренажных канав на пойменном расширении р. Дубна, организованных в более ранний период для осушения территории. Кроме того, при прогнозе загрязнения подземных вод хлорид-ионом учитывалось долговременное его поступление с инфильтрацией после рекультивации полигона.

Основываясь на допущении, что водоразделы поверхностного и подземного потоков в грунтовом водоносном горизонте совпадают, для определения границ локальной геофильтрационной модели сначала был выделен локальный водосборный бассейн поверхностного стока, в который попадает полигон ТКО. Для этой цели использовалась цифровая модель рельефа Alos30, к которой был применен алгоритм Watershead картографической программы Surfer (рис. 11).

Для участка полигона ТКО и непосредственно примыкающих водосборных участков была создана локальная геофильтрационная модель с непроницаемыми границами по водоразделам и по подошве грунтового горизонта. Размеры расчетных блоков составили 25×25 м. Общее количество блоков $139(X) \times 135(Y)$. При калибровке модели инфильтрационное питание, коэффициент фильтрации первого пласта, параметры

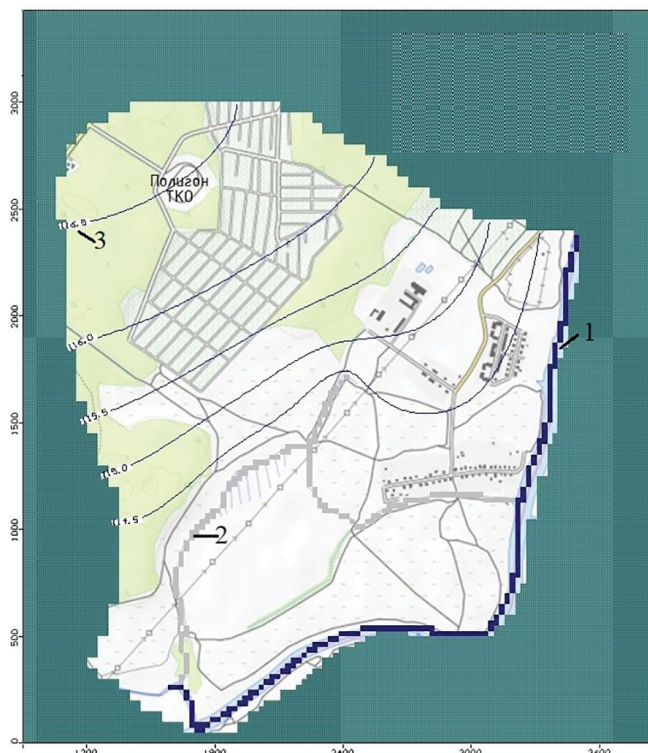


Рис. 12. Локальная модель: границы расчетной области и полученное распределение напора подземных вод: расчетные блоки с граничным условием: 1 – "River", 2 – "Drain", 3 – изолинии равного напора, м.

взаимодействия с водотоками принимались аналогичными параметрам, полученным в результате калибровки "большой" модели. Дополнительно задавались дренажные канавы граничным условием "Drain". Полученное распределение напоров подземных вод показано на рис. 12.

При прогнозе загрязнения подземных вод хлорид-ионом, поступающим под свалочным телом с инфильтрацией после рекультивации свалки, миграционные параметры соответствовали параметрам "большой" модели, инфильтрационное питание составило 60 мм/год на всей области моделирования в течение всего времени прогноза. В качестве начальных условий в подземных водах задавались концентрации Cl^- : под свалочным телом 2800–3000 мг/л, в остальной области фоновые значения 34 мг/л. Концентрация хлорид-иона в инфильтрации под свалочным телом после рекультивации задавалась по результатам, полученным ранее при моделировании водного и солевого баланса свалочного тела, т.е. с учетом долговременного поступления загрязнения на уровень подземных вод (табл. 5).

Таблица 5. Концентрации хлорид-иона в инфильтрации под свалочным телом

Время после рекультивации, год	10	20	30	50	60
Концентрация, мг/л	2790	2700	2400	2000	1000



Рис. 13. Изолинии концентрации хлорид-иона (мг/л) в пласте после рекультивации свалочного тела через: а – 10 лет, б – 50 лет.

Результаты прогноза показали следующее:

- *через 10 лет* после рекультивации полигона за счет поступления с инфильтраций хлорид-иона под свалочным телом все еще будут существовать его высокие концентрации в подземных водах – от 1000 до 2500 мг/л, а за границами полигона (на границах дачного поселка) они снизятся до 500 мг/л. Колодец находится на пути миграции загрязнения, но загрязненные (с превышением ПДК хлорид-иона) воды к этому моменту еще не достигнут его (рис. 13а);
- *через 50 лет* после рекультивации полигона концентрации хлорид-иона под свалочным телом уменьшатся до 200–800 мг/л; область загрязнения с максимальными концентрациями 1000–1200 мг/л сместится вниз по потоку на расстояние 150–200 м от границ полигона и будет находиться под дачным поселком, концентрация хлорид-иона в колодезной воде вырастет до 600 мг/л при ПДК 350 мг/л (рис. 13б).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предложенная методика оценки влияния полигонов ТКО на подземные воды состоит из двух этапов. На первом этапе при помощи численных методов расчета влагопереноса и солепереноса в зоне аэрации оцениваются количество фильтра и концентрации загрязняющих веществ в фильтрате, поступающие на уровень подземных вод под свалочным телом в период существования и после его рекультивации. Полученные параметры используются в качестве граничных условий на верхней границе потока в геофильтрационной и геомиграционных моделях, что позволяет повысить достоверность прогноза загрязнения подземных вод в районе размещения полигона ТКО.

При прогнозе загрязнения подземных вод целесообразно рассматривать и реализовывать при помощи геофильтрационных и геомиграционных

моделей разные сценарии формирования загрязнения подземных вод под свалочным телом и его переноса в подземных водах, в том числе самые неблагоприятные.

Так, уточненный на локальной модели прогноз миграции хлорид-иона в подземных водах в районе полигона в г. Дубна показал, что даже после 50-ти лет после его рекультивации концентрации хлорид-иона в подземных водах будут существенно превышать ПДК на удалении от него под дачным поселком. На результаты прогноза повлияли уточнение структуры потока и учет долговременного влияния поступления загрязняющих веществ из свалочного тела после рекультивации полигона.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ/ REFERENCES

1. *Al-Suraihi A. A.* Simulation of contaminants transport and groundwater flow for Basrah landfill site. *Engineering and Technology Journal*, 2017, vol. 35, part A., no. 6, pp. 560–570. <https://doi.org/10.30684/etj.35.6A.2>
2. *An D.* Analysis for remedial alternatives of unregulated municipal solid waste landfills leachate-contaminated groundwater. *Frontiers of Earth Science*, 2013, vol. 7, no. 3, pp. 310–319. <https://doi.org/10.1007/s11707-013-0374-y>
3. *Ciula J.* Modelling the migration of antropogenetic pollution from active municipal landfill in groundwater. *Architecture civil engineering environment*, 2021, vol. 14, no. 2, pp. 81–90. <https://doi.org/10.21307/acee-2021-017>
4. *Dawoud W., Negm A., Bady M.* Environmental impact assessment of abundant landfill on groundwater and soil quality. *International Water Technology Journal*, 2014, vol. 4, no. 2, pp. 142–151. https://www.researchgate.net/publication/282325631_Environmental_impact_assessment_of_abundant_lead_landfill_on_groundwater_and_soil_quality
5. *Foose G. J.* Predicting leakage through composite landfill liners. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 2001, vol. 127, no. 6, pp. 510–520. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2001\)127:6\(510\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:6(510))

6. Han D. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, vol. 136, pp. 24–39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.09.008>
7. Huo C., Guo L., Wu W., Yang R. Groundwater risk assessment of a rock cave type landfill with nontraditional solid waste. *Hindawi Advances in Civil Engineering*, 2022, 10 p. <https://doi.org/10.1155/2022/3675169>
8. Jin X. Effect of chemical corrosion on the permeability of rocks below landfills and on the migration of pollutants. *Applied ecology and environmental research*, 2019, vol. 17, no. 6, pp. 13015–13033. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1706_1301513033
9. Ling S.R.A. Assessing the effectiveness of landfill restoration and remediation at a closed landfill site, 2007, PhD Thesis, Cardiff University. 399 p. <https://orca.cardiff.ac.uk/id/eprint/54748/>
10. Mishra S., Tiwarya D., Ohrib A. Impact of municipal solid waste landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 2019, vol. 9, 100230, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230>
11. Pietrzak D. Modeling migration of organic pollutants in groundwater – Review of available software. *Environmental Modelling and Software*, 2021, vol. 144, 105145. 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105145>
12. Rad P.R., Fazlali A. Optimization of permeable reactive barrier dimensions and location in groundwater remediation contaminated by landfill pollution. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, vol. 35, 101196. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101196>
13. Saghravani S R., Ehsan S. Prediction of contamination migration in an unconfined aquifer with Visual MODFLOW: A case study. *World Applied Sciences Journal*, 2011, vol. 14, no. 7, pp. 1102–1106. <http://www.idosi.org/.../22.pdf>
14. Shao S., Yang X. Combining multi-source data to evaluate the leakage pollution and remediation effects of landfill. *Journal of Hydrology*, 2022, vol. 610, 17 p., id. 127889. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127889>
15. Stefania G.A., Rotiroti M. Identification of groundwater pollution sources in a landfill site using artificial sweeteners, multivariate analysis and transport modeling. *Waste management*, 2019, vol. 95, pp. 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.010>
16. Sun X., Jiang Y. Modelling Groundwater Flow and Contaminant Migration in Heterogeneous Fractured Media at a Municipal Solid Waste Landfill in Nanjing Lishui, China. *Hindawi Geofluids*, 2022, vol. 2022, id 8391260, 15 p. <https://doi.org/10.1155/2022/8391260>
17. Tizro A.T. MODFLOW/MT3DMS based modeling leachate pollution transfer in solid waste disposal of Bahar plain deep aquifer. *Iranian Journal of Health Sciences*, 2018, vol. 6, no. 2, pp. 11–30. <http://dx.doi.org/10.18502/jhs.v6i2.46>
18. Tsanis I. K. Modeling leachate contamination and remediation of groundwater at a landfill site. *Water Resources Management*, 2006, vol. 20: pp. 109–132. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-4634-4>
<https://www.waterloohydrogeologic.com>

FORECAST OF GROUNDWATER POLLUTION IN THE DUBNA LANDFILL AREA BY GROUNDWATER FLOW AND TRANSPORT MODELLING

I. A. Pozdniakova^{a, #}, I. A. Kostikova^{a, ##}

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

[#]*E-mail: irina_pozd58@mail.ru,*

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

Within the framework of the task of assessing the landfill impact on groundwater pollution using numerical modelling of groundwater flow and transport, the forecast of groundwater pollution by chloride ion was performed in the area adjacent to the landfill in Dubna after its reclamation. Different variants of modelling hydrogeological setting and contaminant transport simulations and their influence on the forecast results were considered. Visual Modflow software package was used for modelling, which included the module for groundwater flow simulation MODFLOW 2000 and MT3DMS for pollutant transport calculation. To realize the boundary conditions on the upper model's boundary under the landfill body, the results were used obtained earlier in the analysis of water and mass balance in the landfill. The leakage rate and chloride ion concentration in the leachate entering the groundwater during the landfill operation and after its reclamation were set.

Keyword: *groundwater, landfill body, leachate, flow, transport, model, infiltration, concentration, forecast, numerical calculation, chloride ion*

ГРУНТОВЕДЕНИЕ И МЕХАНИКА ГРУНТОВ

УДК 504.5, 624.131.4

ДИСПЕРСНЫЕ ГРУНТЫ КАК ОБЪЕКТЫ БИОДИАГНОСТИКИ

© 2024 г. И. Ю. Григорьева^{1,*}, А. В. Морозов^{1,**}, С. С. Садов^{1,***}¹Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
ул. Ленинские горы 1, Москва, 119991 Россия

*E-mail: ikagrig@inbox.ru

**E-mail: morozov8pro@yandex.ru

***E-mail: sergik0599@mail.ru

Поступила в редакцию 28.03.2024 г.

После доработки 19.08.2024 г.

Принята к публикации 20.08.2024 г.

В связи с постоянным увеличением числа потенциально токсичных соединений, усложнением их состава и многообразием возможных путей их попадания в окружающую среду в различных направлениях исследований на первый план выходят методы оценки качества и состояния природных сред, основанные на использовании биологических объектов — биодиагностика. Методики исследования водных сред и почв достаточно хорошо развиты, однако в отношении грунтовых систем на сегодняшний день не существует четко оформленной и общепринятой теории экологического нормирования их состояния, в том числе на основе биотической концепции. В статье даны базовые понятия и описаны основные применяемые на сегодняшний день методики биодиагностики экологического состояния как природных сред в целом, так и грунтовых систем в частности. С учетом базовых позиций грунтоведения охарактеризованы особенности проведения оценки экологического состояния в отношении дисперсных грунтов. На основании результатов, проведенных авторами масштабных экспериментальных исследований, показаны результаты применения методики биотестирования с использованием гидробионтов, аппликатного и элюатного фитотестирования на различных тест-культурах по отношению к грунтовым системам. Высказаны предложения по совершенствованию биодиагностики экологического состояния дисперсных грунтов с учетом особенностей объекта исследования и возможных путей миграции токсикантов.

Ключевые слова: биодиагностика, дисперсные грунты, биотестирование, фитотестирование, экологическое состояние, экотоксикологическая оценка

DOI: 10.31857/S0869780924050058 EDN: QPKXEZ

ВВЕДЕНИЕ

Стремительное увеличение количества загрязняющих веществ и усложнение состава поступающих в природные среды соединений явились причиной того, что существующий и наиболее распространённый в практике научных исследований и инженерных изысканий санитарно-гигиенический подход, основанный на системе ПДК (предельно-допустимых концентраций), не отвечает современным принципам экологической безопасности. Осознание подобного обстоятельства большинством исследователей, работающих в разных научных направлениях, привело к тому, что в последнее десятилетие контроль качества окружающей среды с использованием различных биологических объектов (биодиагностика) оформился, как актуальное научно-прикладное направление [2, 14, 15]. Трудami многих отечественных и зарубежных ученых сделан существенный вклад в разработку биотической концепции, предложены различные критерии для оценки экологического состояния различных сред [4, 19,

27, 30, 37–39, 42–46]. В наибольшей степени разработаны методы и показатели, которые могут быть применены к водной среде [5, 23, 24, 33 и др.] Успешно разрабатываются и широко применяются на практике методы, позволяющие оценить экологическое состояние почв [6–9 и др.].

Дисперсные грунты представляются для биодиагностики практически неизученным объектом. Для них на сегодняшний день не существует общепринятой и хорошо разработанной теории экологического нормирования как вообще, так и на основе биотической концепции тем более. В связи с этим в практике эколого ориентированных исследований и изысканий оценка состояния дисперсных грунтов до сих пор осуществляется преимущественно путем определения аналитическими методами наличия отдельных потенциально вредных веществ или воздействий. В дальнейшем проводится сравнение полученных результатов с законодательно установленными для этих веществ и воздействий допустимыми или фоновыми величинами. Выбор фоновой

величины содержания того или иного элемента (соединения) представляет собой достаточно сложную и неоднозначную задачу [3]. Кроме того, следует учитывать, что нормы ПДК разработаны лишь для почв. Правомерность их использования для иных видов грунтов вызывает массу нареканий. В добавок ко всему совершенно игнорируется тот факт, что аналитические способы контроля имеют ряд существенных недостатков [4]. Достаточно принять во внимание только тот факт, что в настоящее время нормированы лишь 0.01% из миллионов потенциально токсичных веществ. Кроме того, вполне очевидно, что для условий нашей страны гармонизировать аналитические нормативы попросту нельзя, поскольку невозможно учесть влияние всех геохимических провинций, климатических факторов и т.д. К этому следует добавить, что контроль и разработка нормативов для всех возможных экотоксикантов практически неосуществимы. Невозможно учесть в практической деятельности синергетический и антагонистический эффект различных веществ. Равно как и невозможно получить информацию о вторичных эффектах воздействия веществ, вызванных их накоплением и трансформацией в различных звеньях экосистем. Ни один из химико-аналитических методов не позволяет в полной мере гарантировать достоверность оценки экологической опасности и реальных рисков для здоровья населения. Всё это делает особо актуальным разработку подходов к биодиагностике экологического состояния дисперсных грунтов.

В статье авторы попытались кратко охарактеризовать существующие подходы к оценке экологического состояния природных сред и на основе экспериментального опыта применения ряда методов сформулировать рекомендации по дальнейшей разработке подходов к биодиагностике экологического состояния дисперсных грунтов.

СУЩЕСТВУЮЩИЕ ВИДЫ БИОДИАГНОСТИКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД

В настоящее время работы в области биологического контроля (биодиагностики) состояния компонентов окружающей среды (после спада в конце 1970-х гг.) вновь активно развиваются [8, 27–30, 35–37, 47–50]. Во многом этому способствовало основание в 1979 г. Международной организации SETAC (The Society of Environmental Toxicology and Chemistry) — форума для междисциплинарного общения ученых: биологов экологов, химиков, медиков, токсикологов, а также менеджеров, инженеров и других лиц, интересующихся проблемами охраны окружающей среды. Основным принципом SETAC является использование междисциплинарного научного подхода к поиску решений различных экологических проблем.

В августе 2023 г. под эгидой SETAC на факультете Почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова прошел IV Международный Симпозиум “Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения”, где были представлены доклады ведущих на сегодняшний день исследователей в области биодиагностики [22, 28, 32].

Основным преимуществом методов биодиагностики является то, что при проведении экологически ориентированных исследований важны не столько сами уровни воздействий, сколько те биологические эффекты, которые они могут вызывать, и о которых не может дать информацию даже самый точный химический анализ [24]. Эти методы в ряде ситуаций позволяют быстро оценивать качество окружающей среды и наличие загрязнений, не обнаруживаемых только химико-аналитическими методами. Химические анализы, как известно [2], показывают лишь наличие или отсутствие неких “маркеров” — определенных концентраций загрязняющих веществ (поллютантов). Иными словами, данные методы позволяют оценить содержание лишь некоторых загрязняющих веществ, но не гарантируют полноту охвата всего состава [15]. Многокомпонентность и отсутствие заведомо четких представлений о химическом составе загрязненных природных объектов, ограниченное число разработанных и утвержденных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в компонентах природной среды, значительные затраты труда, времени и средств на проведение химико-аналитических исследований, необходимость проведения широкого круга исследований представляют сложность оценки экологического состояния объектов. В итоге в составе анализируемых сред (воды, почвы, отходы и пр.) можно определить большое количество веществ, но не выявить наиболее опасное вещество, обуславливающее их токсичность. Подобные исследования зачастую имеют крайне ограниченное значение для прогноза и оценки состояния живых организмов, сообществ или анализируемой экосистемы в целом. Во многом избежать влияния недостатков химико-аналитических методов позволяет использование так называемой экотоксикологической оценки, осуществляемой методами биодиагностики.

В общем случае биодиагностика — выявление причин или факторов изменения состояния среды на основе видов-биоиндикаторов с узко специфичными реакциями и отношениями. Биодиагностика традиционно подразделяется на биоиндикацию и биотестирование [20]. В последнее время многие исследователи стали увереннее выделять в составе биодиагностики методы, основанные на применении биосенсоров [16, 31, 40, 41, 50]. Биоиндикация (англ. bioindication) заключается в обнаружении и определении экологически значимых природных и антропогенных нагрузок

на основе реакций на них живых организмов непосредственно в среде их обитания, т.е. в полевых условиях. Биотестирование (англ. bioassay) же представляет собой процедуру установления токсичности среды с помощью тест-объектов (живых организмов), сигнализирующих об опасности независимо от того, какие вещества и в каком сочетании вызывают изменения жизненно важных функций у тест-объектов [2]. Биотестирование осуществляется экспериментально с использованием, как правило, стандартизованных лабораторных тест-систем, путем регистрации изменений биологически важных показателей (тест-реакций) под воздействием исследуемых проб с последующей оценкой их состояния в соответствии с выбранными критериями токсичности. Биосенсор или биологический датчик — это устройство безреагентного анализа соединений. Биосенсор состоит из биологически чувствительного элемента (рецептора), физического преобразователя и рабочего раствора. Биологический компонент биосенсора может включать ферменты, ткани, микроорганизмы, антитела, антигены, ДНК, РНК, иммобилизованные на специальном физическом носителе [31]. Однако применение биосенсоров сейчас находится в начальной стадии развития [16, 41, 47]. Методы биоиндикации в настоящее время применяются при проведении изыскательских и научно-исследовательских работ. Методики проведения подобных анализов разработаны в основном применительно к воздушной и водной среде, а также для оценки состояния почвенного покрова [28].

На данный момент в сфере оценки биологической значимости загрязнителей весьма эффективным методом считается биотестирование [29, 32], принцип которого в широком смысле основан на чувствительности и реакции живых организмов к экзогенному воздействию токсических веществ. Основные задачи биотестирования — определение воздействия исследуемых сред на выбранные виды организмов в стандартных условиях и выявление различных физиологических или биологических тест-реакций. Тест-реакция является закономерно возникающей ответной реакцией тест-системы на воздействие негативных внешних факторов. Критерием токсичности служит количественное выражение тест-реакции (тест-параметр), на основании которого делают вывод о токсичности исследуемых веществ [20]. Известно много биотестов с использованием различных тест-объектов, начиная от одноклеточных водорослей, бактерий и простейших и заканчивая высокоорганизованными животными [27]. Биотестирование считается эффективным методом оценки потенциальной опасности химического, физического или биологического воздействий на различные компоненты природной среды. Цели биотестирования различны в разных сферах приложения [29, 43–45]. Биотесты проводятся для

определения общей токсичности, мутагенности и канцерогенности. Воздействие в тест-системе оценивается посредством имитации возможных путей поступления вредного вещества в организм. Следует ещё раз подчеркнуть, что биотестирование подразумевает исключительно лабораторный эксперимент на чувствительных и строго регламентированных тест-объектах. На наш взгляд, именно этот метод биодиагностики может быть в полной мере реализован для оценки экологического состояния дисперсных грунтов.

ДИСПЕРСНЫЕ ГРУНТЫ И ОСОБЕННОСТИ ОЦЕНКИ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Дисперсные грунты, обладая неоднородностью состава и динамичностью изменения свойств, представляются достаточно сложным объектом для разработки систем экологической оценки вообще и биотестирования в частности. К сожалению, теоретическое обоснование подходов к биотестированию грунтов на сегодняшний день практически не разработано, но, как было сказано выше, достаточно активно разрабатываются модели и подходы к биодиагностике в почвенно-экологических исследованиях [17, 27–29, 39]. Однако вполне очевидно, что почвенные горизонты в отличие от дисперсных грунтов, как объекты исследования имеют ряд характерных особенностей, которые будут определять и различие в подходах к их биодиагностике.

В настоящее время биотесты в отношении грунтовых систем чрезвычайно востребованы [11]. Подобное утверждение основано на том, что утвержденными “Критериями отнесения отходов к I–V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду” [21] устанавливается обязательное подтверждение V класса опасности отходов на основе биотестирования. Количество отходов V класса опасности в стране достигает 80–90% от общего объема, причём практически нацело, согласно оценкам [1, 10–13], это отходы горнодобывающей промышленности и грунты, образующиеся в результате строительной деятельности (рис. 1).

Процедура установления класса опасности отходов, в том числе и грунтов, попадающих в эту категорию, предусматривает первоначальный расчет по данным химико-аналитических исследований соответствующих показателей по установленным формулам. В последующем на основе проведенных расчётов для подтверждения V класса обязательным является экспериментальное исследование, представляющее собой биотестирование. И, согласно действующим нормативам (ГОСТ 71041-2023), оценка класса опасности проводится на основе водной вытяжки из отходов, которые в данном случае представлены грунтами.

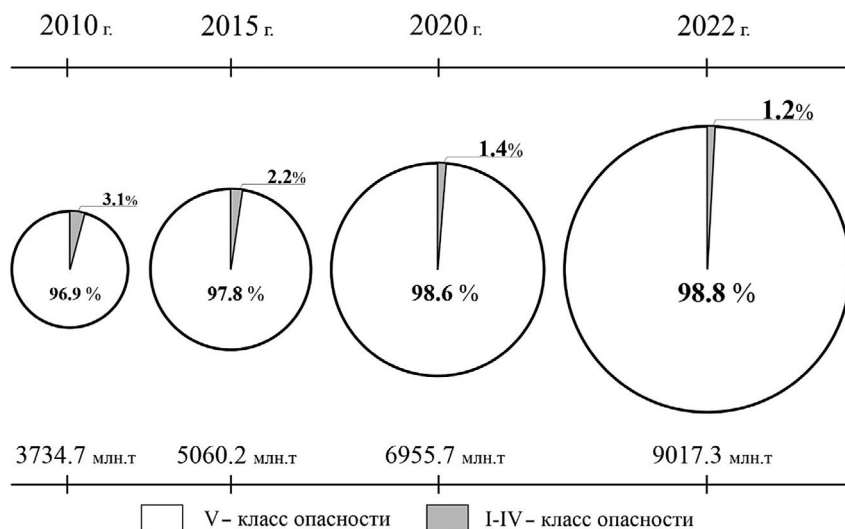


Рис. 1. Образование отходов производства и потребления по классам опасности в России, млн т [составлен авторами на основе данных 1, 10, 13].

Использование в этом случае водной вытяжки обусловлено тем, что подавляющее большинство легитимных на сегодняшний день методов биотестирования разработаны и применяются в отношении водной среды [2, 25, 27]. Однако, в отличие от зарубежной практики, где используется до 10 и более организмов, нормативами в нашей стране предусмотрен анализ с применением только двух тест-объектов [26].

В связи со всем вышеизложенным очевидна актуальность разработки подходов к биотестированию дисперсных грунтов, являющемуся, во-первых, законодательной основой для экспериментальной оценки их класса опасности как отходов, во-вторых, позволяющих интегрально оценить их экологическое состояние и воздействие на живые организмы. При этом встаёт задача поиска методических подходов к биотестированию, исходя из конкретных целей дальнейшего использования этих грунтов. Как правило, согласно существующим нормативам [21], биотестирование грунтов-отходов в настоящее время проводится только на основе их водной вытяжки. Тогда как с позиций грунтоведения, очевидно, что для адекватной оценки подобных образцов необходимо оценивать в биотест-системе и твердый компонент грунтов.

С этой точки зрения в области дальнейшего развития методов биотестирования экологического состояния грунтовых систем наиболее близки позиции, которые активно разрабатываются в почвоведении. Достаточно полный обзор существующих подходов рассмотрен в работах В.А. Тереховой с соавторами [27–29, 34]. Во многом основываясь на наработках этих авторов, были проведены экспериментальные исследования по оценке применимости различных подходов к дисперсным грунтам.

ОПЫТ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДИСПЕРСНЫХ ГРУНТОВ МЕТОДАМИ БИОДИАГНОСТИКИ

В целом, проведенные нами многочисленные экспериментальные исследования и полевые наблюдения на различных по составу дисперсных грунтах, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, тяжелыми металлами, солями и т.д., позволяют сделать ряд выводов и дать рекомендации, определяющие роль биодиагностики при оценке экологического состояния дисперсных грунтов. Так, подходы к оценке экологического состояния грунтов, на наш взгляд, должны базироваться на обязательной интеграции данных как химико-аналитических, так и экотоксикологических исследований. Причём экотоксикологические исследования (биотестирование) должны быть опережающими и определяющими необходимость проведения химико-аналитических, а не наоборот, как это в настоящее время предусмотрено действующими нормативами [21]. Например, по данным химико-аналитических исследований методом РФА¹ (табл. 1) в дисперсных грунтах, отобранных в восточной части территории г. Москва, не удалось выявить инструментально-определяемых концентраций Cd и Ni. В то время как по содержанию Pb, Zn и Cu исследуемые дисперсные грунты с территории строительных объектов имеют значимые различия.

Результаты же биотестирования с использованием высших растений (культуры кресс-салата

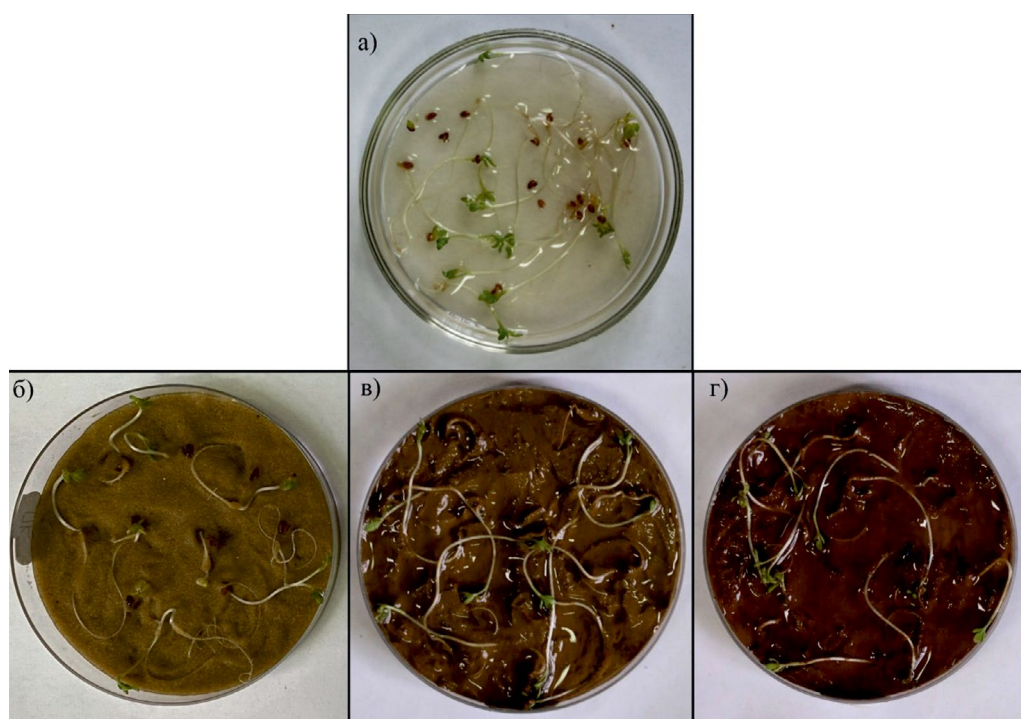
¹ Рентгенофлуоресцентный анализ (РФА) проведен и обработан Т.Н. Лубковой в лаборатории геохимии, кафедры геохимии геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова на оборудовании, приобретенном за счёт средств развития Московского университета.

Таблица 1. Содержание тяжелых металлов по данным РФА в образцах дисперсных грунтов-отходов строительства в пределах восточной части территории Москвы

Образец грунта	Количество повторностей	As	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni
		мг/кг					
Песок (aQIV)	10	<5	<5	7	43	10	<10
	10	<5	<5	9	42	17	<10
Супесь (a2QIII)	10	6	<5	45	208	71	<10
	10	7	<5	44	211	67	<10
Суглинок (a2prQIII)	10	8	<5	<5	41	31	<10
	10	10	<5	<5	36	25	<10
Контроль	10	<5	<5	15	42	19	25
	10	—	—	14	45	17	25
	$\pm\Delta$	—	—	1	6	1	2

(*Lepidium sativum* L.) в чашках Петри (рис. 2) образцов этих грунтов указывают на явное отсутствие сколь-либо биологически значимых концентраций потенциально токсичных веществ и соединений (рис. 3). В таких случаях, на наш взгляд, необходимость оценки химико-аналитическими методами количественного содержания элементов нецелесообразна. Тем более, что не всегда удастся точно определить необходимый и достаточный для оценки спектр химических элементов. При этом трудозатраты высококвалифицированного персонала и стоимость подобных исследований вырастают в несколько раз.

Несомненной в перспективе использования методов биодиагностики для дисперсных грунтов видится необходимость расширения спектра применяемых тест-организмов. Так, применение даже в отношении водных вытяжек двух представителей гидробионтов — ветвистоусых рачков *Daphnia magna* (большая дафния, рис. 4) и пресноводных зеленых водорослей из класса протококковых *Scenedesmus quadricauda* (сценедесмус рис. 5), продемонстрировало получение двух принципиально разных результатов оценки токсичности заданных в модельном эксперименте концентраций загрязняющих веществ (табл. 2 и 3).

**Рис. 2.** Общий вид результата биотестирования на дистиллированной воде (а), песке (б), супеси (в) и суглинке (г) в чашках Петри с использованием культуры кресс-салата (*Lepidium sativum* L.).

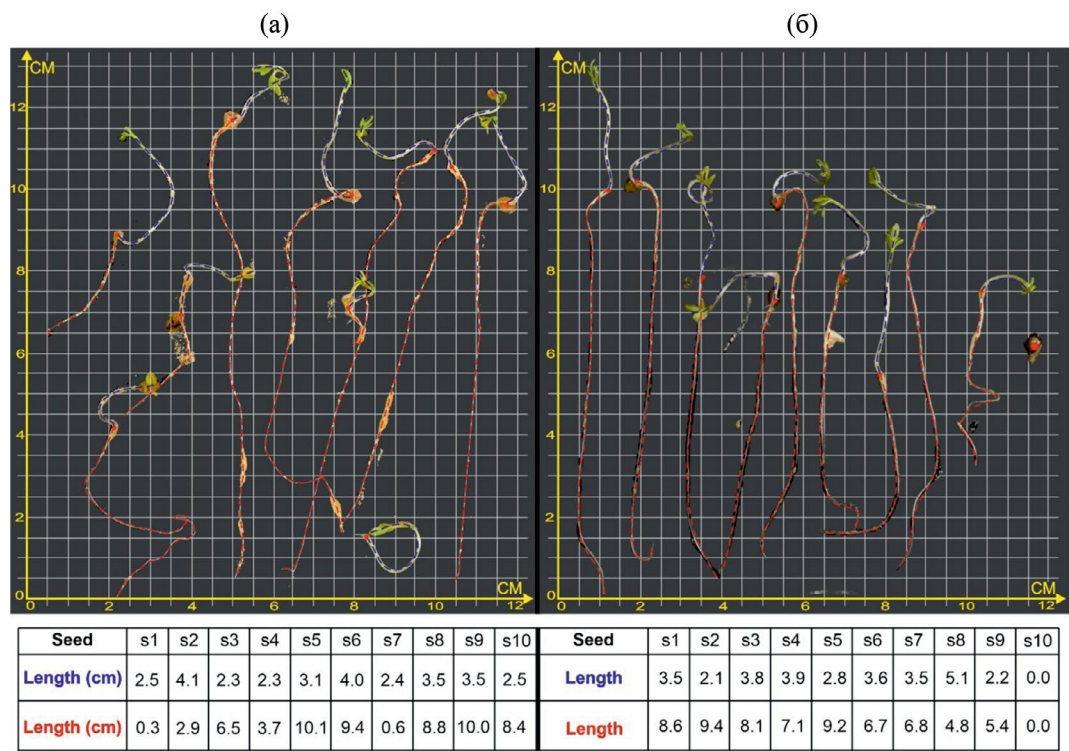


Рис. 3. Полуавтоматическая обработка результатов биотестирования с использованием программного комплекса на основе машинного обучения (а – контрольная проба, б – супесь, отобранная на территории г. Москва).

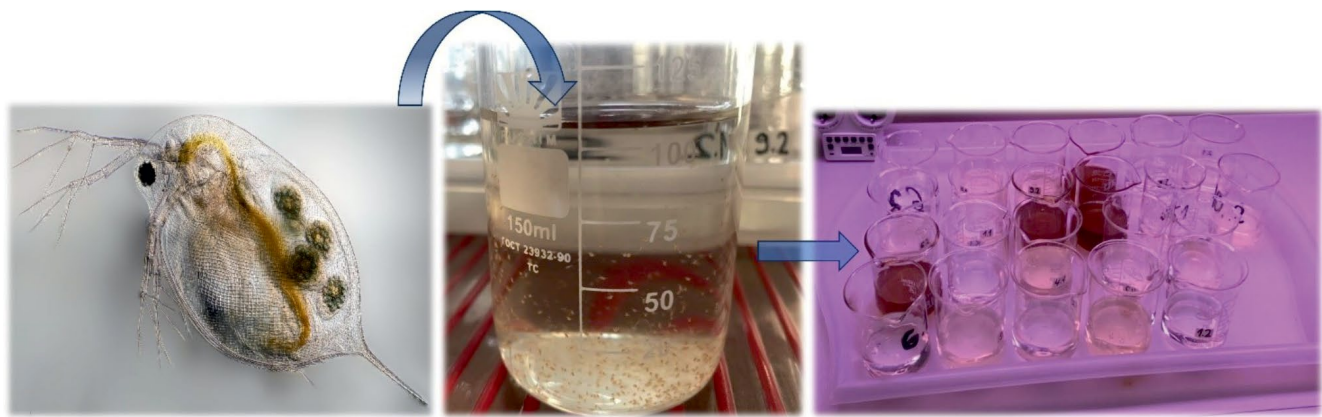


Рис. 4. Последовательность проведения биотестирования с использованием ветвистоусых рачков *Daphnia magna* Straus.

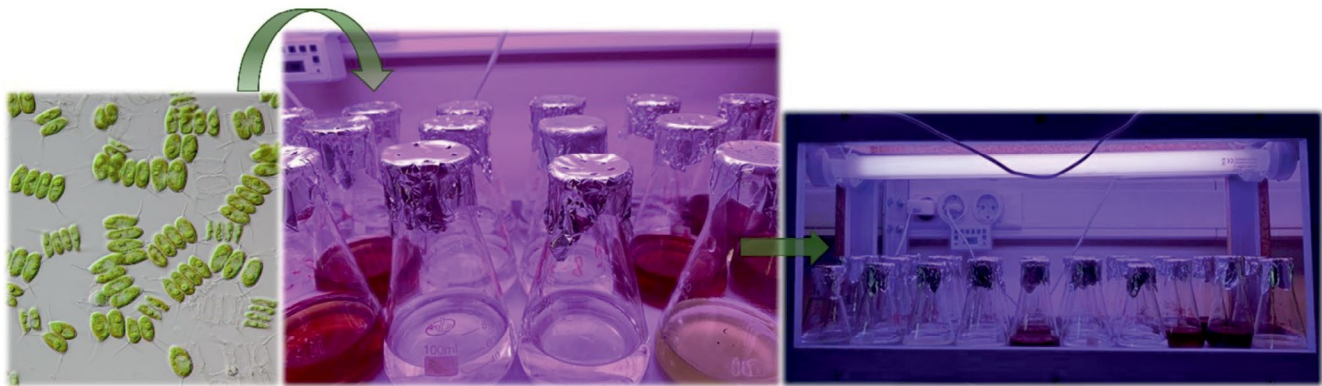


Рис. 5. Последовательность проведения биотестирования с использованием *Scenedesmus quadricauda*.

С биологических позиций в идеале исследования должны проводиться на организмах из всех основных трофических уровней: продуцентах, консументах и редуцентах, о чем неоднократно отмечалось в работах В.А. Тереховой [28] и ряда других исследователей.

Открытым остается вопрос выбора тест-организмов. Если в отношении почвенных горизонтов оправдано использование высших растений, почвенной мезофауны, то в отношении дисперсных грунтов применение подобных объектов видится не всегда логичным. Однако результаты многочисленных экспериментов позволяют утверждать, что наиболее приемлемы в лабораторной практике грунтоведения методы биотестирования, предполагающие использование в качестве тест-организмов высшие растения. Как было показано в работе [20], информативность высших растений при решении задач биотестирования связана со следующими положениями: а) эукариотическое

состояние — структурное и морфологическое сходство X-хромосомы растений с хромосомами млекопитающих, включая человека; б) у растений и млекопитающих отмечается сходная чувствительность к мутагенам; в) короткий жизненный цикл; г) относительная дешевизна, особенно по сравнению с тестами на других объектах; д) возможность проводить исследования *in situ*.

Таким образом, фитотоксичность (свойство исследуемого субстрата подавлять рост и развитие высших растений) является одним из интегральных показателей загрязнения анализируемой среды и позволяет качественно оценить наличие острого токсического эффекта. Кроме того, в пользу применения в качестве тест-организма высших растений может говорить и хрестоматийный пример болезни итай-итай [49]. Как известно, в случае массового хронического отравления жителей префектуры Тояма (Япония) кадмием, поступающим в р. Дзиндзу из шахт рудника Камиока, первой

Таблица 2. Биотестирование водных вытяжек из загрязненных модельных песков с применением ветвистоусых рачков *Daphnia magna Straus*

№	Состав загрязнения			Процент погибших рачков	
	Дизельное топливо, % масс.	Раствор NaCl, % масс.	Лигногумат, % масс.	Средний индекс токсичности, %	Среднее квадр. отклонение
1	Контроль*			12	8.25
2	Дистиллированная вода			90	8.25
3	—	0.1	—	29	14.29
4	—	0.5	—	71	14.29
5	3	0.1	—	24	8.25
6	5	0.5	—	43	14.29
7	5	0.5	0.025	52	8.25

*Питательная среда для оптимальных условий жизнедеятельности ветвистоусых рачков *Daphnia magna Straus*

Таблица 3. Биотестирование водных вытяжек из загрязненных модельных песков с применением зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda*

№	Состав загрязнения			Средняя интенсивность флуоресценции хлорофилла, условные единицы	Среднее квадр. отклонение	Отклонение от контроля
	Дизельное топливо, % масс.	Раствор NaCl, % масс.	Лигногумат, % масс.			
1	Контроль*			0.0341	0.0031	—
2	Дистиллированная вода			0.0179	0.0038	—47.46
3	—	—	0.025	0.0199	0.0022	—41.59
4	—	0.5	—	0.0519	0.0079	52.45
5	3	0.5	—	0.0494	0.0033	45.11
6	5	0.5	—	0.0561	0.0034	64.77
7	5	0.5	0.025	0.0556	0.0022	63.31

*Питательная среда для оптимальных условий жизнедеятельности зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda*

отреагировала на токсическое воздействие повышенных концентраций этого металла именно агрокультура риса.

Одна из задач по фитотестированию в 2017 г. включена в учебное пособие по лабораторным работам [18]. Подобный вид биотестирования (фитотестирование) не предполагает сложных процедур поддержания тест-культуры, например, в случае использования организмов гидробионтов (дафний, одноклеточных водорослей) или клеток млекопитающих, является достаточно простым, легко воспроизводимым методом, не требующим дорогостоящего оборудования. И эта задача стала традиционной и выполняется магистрантами кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова в рамках курса “Биодиагностика в экологической геологии”.

При проведении эколого ориентированных исследований и изысканий, при оценке экологического состояния дисперсных грунтов биотестирование должно быть обязательным, поскольку позволяет диагностировать биологически значимые содержания загрязняющих веществ и выявлять наличие токсического эффекта различных их комбинаций и пороговых значений. Это показано авторами на основе модельных экспериментов по оценке влияния загрязнения различного состава на реакцию используемых тест-организмов (в первую очередь, высших растений). На рис. 6 в качестве примера приведен результат оценки биологической значимости углеводородного загрязнения песчаного грунта (моделирующего характерный состав нефтешлама). Как видно из рис. 6 низкие концентрации дизельного топлива (1% по массе или 10 г/кг) существенно сказываются на росте и развитии культуры горчицы белой (*Sinapis Alba*). При увеличении степени загрязнения до 3 и 5% по массе по сравнению с контролем (чистый кварцевый мелкий песок) наблюдался эффект стимулирования роста и развития выбранной тест-культуры. При достижении концентрации загрязнителя 7% происходит закономерное снижение всех анализируемых тест-параметров: всхожести, длины корня и длины ростка.

Аналогичные зависимости были получены при биотестировании грунтов с территории Ярегского нефтетитанового месторождения, где по данным химико-аналитических исследований ни в одной из проб не было установлено превышение ПДК анализируемых веществ, в то время как результаты биотестирования позволили выявить токсичность донных отложений прудка-отстойника с низкими концентрациями нефтепродуктов [12].

О НЕОБХОДИМОСТИ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ ПОДХОДОВ К БИОДИАГНОСТИКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДИСПЕРСНЫХ ГРУНТОВ

Анализ литературных данных [15, 20, 44–47] и собственные экспериментальные исследования позволяют сделать вывод о том, что биотестирование необходимо проводить с учетом условий миграции возможных загрязняющих веществ (поллютантов) как в водных вытяжках, так и непосредственно в самих грунтах, используя грунтовые пасты в качестве тестируемого субстрата. На рис. 7 приведена обобщенная схема, дающая представление о путях попадания загрязняющих веществ (поллютантов) из верхних горизонтов земной коры, представленной массивами дисперсных грунтов, в организм человека. Прямой путь реализуется в случае вдыхания пыли (см. рис. 7а), при непосредственном контакте с загрязненным грунтом при случайном или целенаправленном попадании (при поедании) в желудочно-кишечный тракт, а также при адсорбции на поверхности кожи (см. рис. 7б), при употреблении для питья подземных вод из горизонтов, приуроченных к загрязненным грунтам (см. рис. 7в).

Вторичный или косвенный путь заключается в употреблении человеком в пищу растений, мяса животных и рыб (см. рис. 7г, д, е), которые контактировали с загрязняющими веществами в среде своего обитания или питались загрязненной пищей. Наличие в области проникновения загрязнения в грунтовую толщу водоносного горизонта, разгружающегося в открытый водоем, также приводит к возможности реализации косвенного пути при контакте кожи человека с загрязненными поверхностными водами (см. рис. 7ж). Третий сценарий попадания загрязняющих веществ в организм человека заключается во включении этих соединений в круговорот воды и их перенос на ранее незагрязненные участки (см. рис. 7з), а также попадании паров, содержащих летучие токсичные соединения, в жилые здания и постройки (см. рис. 7и).

С учетом возможных путей попадания загрязняющих веществ в организм человека, а также принимая во внимание представленные на рис. 8, 9 результаты биотестирования, проведенные аппликатным (помещение семян выбранной тест-культуры на анализируемый грунт) и элюатным (помещение семян высшего растения на фильтровальную бумагу, смоченную водной вытяжкой из анализируемого грунта) методами, оценки могут весьма существенно различаться. В связи с чем, в отличие от регламентированных ныне нормативами методами анализа водной вытяжки [8, 9], биотестирование грунтов должно обязательно включать методы, предполагающие непосредственный контакт тест-организмов с грунтом.

Результаты, полученные с применением аппликатного и элюатного вариантов тестирования (см.

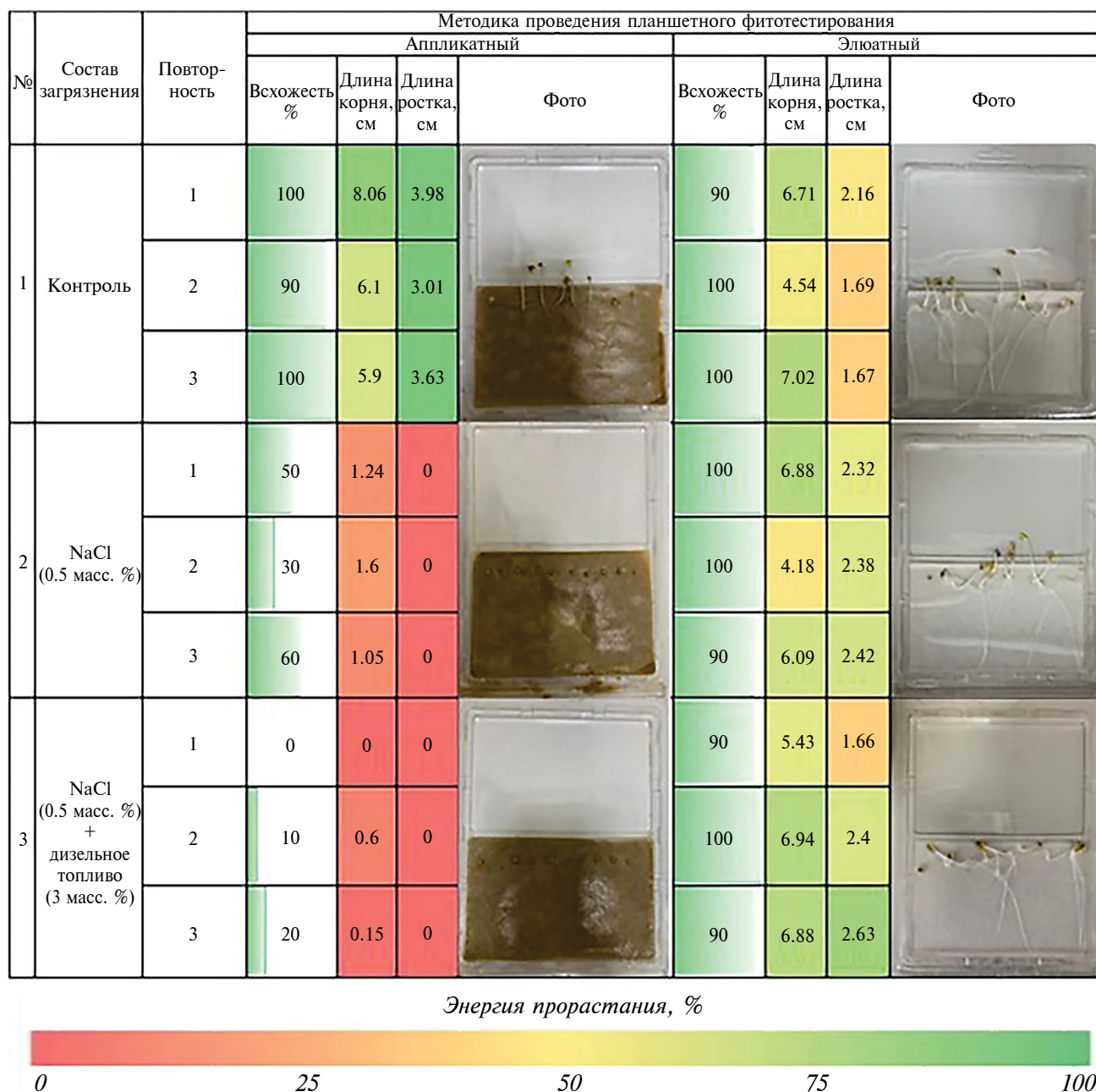


Рис. 6. Фрагмент рабочего журнала результатов планшетного фитотестирования.

рис. 9), ярко продемонстрировали существенные различия оценок, когда при выбранных заведомо токсичных концентрациях загрязнителя по элюатному варианту эксперимента не удалось обнаружить наличия токсического эффекта на двудольную культуру – *Sinapis alba* (горчицу белую).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании выше изложенного, можно утверждать, что экотоксикологическая диагностика грунтов при оценке уровня и характера их загрязнения должна производиться, как с применением

химико-аналитических методов, предполагающих последующее сравнение полученных результатов с нормативами (ПДК, ПДУ), так и учитывать биологическую значимость загрязнителей, используя биотестирование. При этом биотестирование должно предшествовать химико-аналитическим исследованиям. С учетом того, что основными механизмами попадания загрязняющих веществ в природные среды являются испарение летучих компонентов и процессы выщелачивания, а также растворения загрязнителей грунтовыми водами и атмосферными осадками биотестирование должно вестись как на водных вытяжках, так и на грунтовых пастах [30].

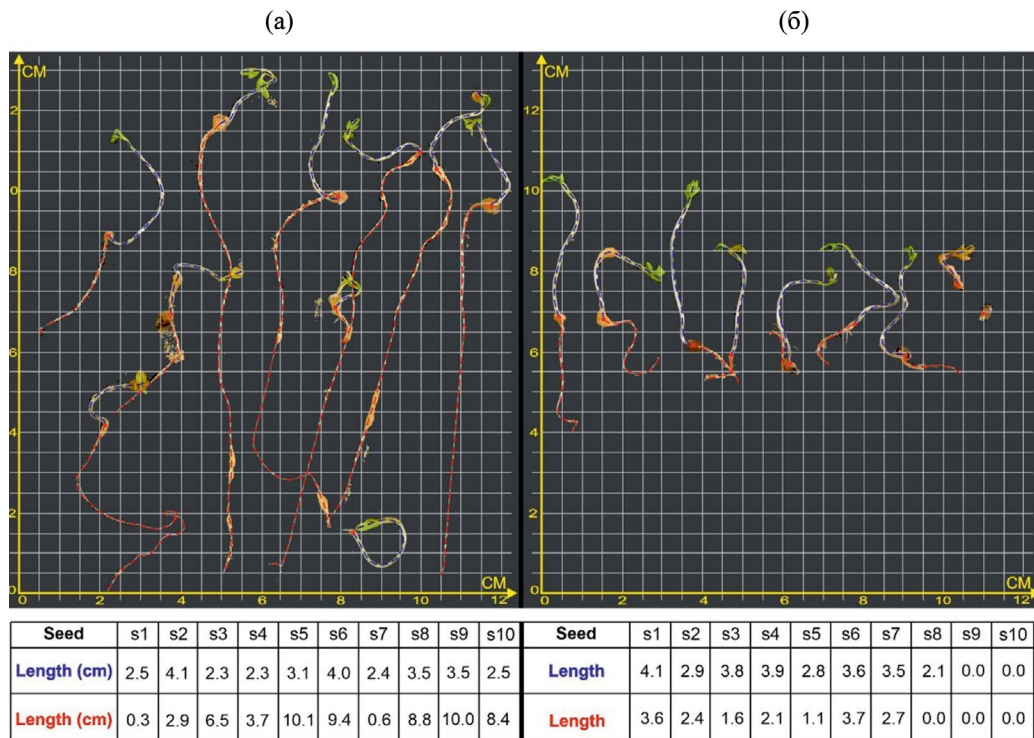


Рис. 9. Полуавтоматическая обработка результатов фитотестирования с использованием программного комплекса на основе машинного обучения (а – контрольная проба, б – проба с комбинированным модельным загрязнением).

При использовании в качестве исследуемого субстрата дисперсных грунтов рационально применять метод биотестирования на высших растениях – фитотестирование. В виду того, что грунт является многокомпонентной динамичной системой, исследования по определению токсического воздействия загрязняющих веществ на высшее растение следует производить с обязательным и предпочтительным применением планшетного аппликатного метода. Подобное утверждение основано на том, что по результатам экспериментальных исследований именно данный метод фитотестирования дает более полную информацию об уровне токсического воздействия и биологической значимости загрязняющих веществ.

Проведенные экспериментальные исследования позволили уточнить ряд методических положений общих нормативных документов и рекомендовать усовершенствованные методики для широкого применения в лабораторной практике грунтоведения. Наиболее приемлемым на сегодняшний день видится использование варианта биотестирования с применением высших растений (фитотестирования), с использованием культур, включенных в соответствующие нормативы [8, 9, 42, 44]. Применение регламентированных культур позволяет получить сопоставимые для сравнительного анализа результаты, при одновременном условии высокой чувствительности этих культур к широкому спектру загрязняющих

веществ. При этом следует отметить, что из спектра рекомендованных нормативами культур по чувствительности, а также при соблюдении методических аспектов использования семян, фиксации и обработки данных фитотестирования наилучшие результаты были получены авторским коллективом в отношении горчицы белой (*Sinapis alba* L.) и кресс-салата (*Lepidium sativum* L.).

В силу того, что объемы грунтов, требующих оценки их класса опасности как отходов, неуклонно растут (см. рис. 1), то необходимо объединение усилий специалистов в области грунтоведения для дальнейшей теоретической разработки четких, надежных и легко реализуемых методов биодиагностики их экологического состояния.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анализ выполнения задач государственной политики в области экологического развития и соответствующих Поручений Президента Российской Федерации. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), Национальное информационное агентство “Природные ресурсы” (НИА-Природа), 2016. 54 с.
2. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / [Кол. авт.: О.П. Мелехова, Е.И. Сарапульцева, Т.И. Евсеева и др. М.: ИЦ Академия, 2010. 288 с.
3. Галицкая И.В., Костикова И.А. Изучение загрязненных грунтов как вторичного источника загрязнения на территориях размещения полигонов ТКО // Сергеевские чтения. Фундаментальные и прикладные

- вопросы современного грунтоведения. Вып. 23. М.: ГеоИнфо, 2022. С. 348-354.
4. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям: методическое пособие МГУ им. М.В. Ломоносова, Геогр. фак. М.: Изд-во Московского университета, 1997. 102 с.
 5. ГОСТ Р 58556-2019. Оценка качества воды водных объектов с экологических позиций. URL: <https://gostassistant.ru> (дата обращения 10.02.2024)
 6. ГОСТ Р 70229-2022. Почвы. Показатели качества почв. URL: <https://gostassistant.ru> (дата обращения 10.02.2024)
 7. ГОСТ 17.4.4.02-2017. Охрана природы (ССОП). Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. URL: <https://gostassistant.ru> (дата обращения 10.02.2024)
 8. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. URL: docs.cntd.ru (дата обращения 10.02.2024)
 9. ГОСТ Р ИСО 18763-2019. Качество почвы. Определение токсического воздействия загрязняющих веществ на всхожесть и рост на ранних стадиях развития высших растений. М.: Стандартинформ, 2019. 27 с.
 10. Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2018 году”. М.: Минприроды России; НПП “Кадастр”, 2019. 844 с.
 11. Григорьева И.Ю. Задачи геоэкологии и грунтоведения при экспериментальной оценке класса опасности грунтов как отходов// Сергеевские чтения. Обращение с отходами: задачи геоэкологии и инженерной геологии. Вып. 20. М.: РУДН, 2018. С. 106-112.
 12. Григорьева И.Ю., Сарженко М.Н. О биотестировании загрязнённых грунтов при инженерно-экологических изысканиях // Геоинфо. Электронный журнал. 2018. № 12 <https://geoinfo.ru/product/grigoreva-iya-yurevna/o-biotestirovanii-zagryaznennyh-gruntov-pri-inzhenerno-ehkologicheskikh-izyskaniyah-38466.shtml>
 13. Доклад “О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2016 году” / Под ред. А.О. Кульбачевского. М.: ДПиООС; НИИПИ ИГСП, 2017. 363 с.
 14. Золотарёва О.А., Плеханова И.О. Нормирование состояния почв разных типов по показателям биологической активности, фитотоксичности и подвижности ТМ // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: матер. IV междунар. симп. М.: Научная библиотека МГУ, 2023. С. 88-94.
 15. Канелькина Л.П., Бардина Т.В. Методы биотестирования природных и техногенных сред, используемые Санкт-петербургским федеральным исследовательским центром РАН // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: матер. IV междунар. симп. М.: Научная библиотека МГУ, 2023. С. 100-105.
 16. Китова А.Е. Амперометрические микробные и ферментные биосенсоры для детекции углеводов, спиртов и нитроароматических соединений: дисс. ... уч. ст. к.б.н. Пушино: ИБФМН, 2009. <https://www.dissercat.com/content/amperometricheskie-mikrobnnye-i-fermentnye-biosensory-dlya-detektzii-uglevodov-spiirtov-i-nitr>
 17. Костенко Е.А. Мониторинг загрязнения сельскохозяйственной зоны г. Ставрополя методом биотестирования // Вопросы современной науки и практики. Университет им. В.И. Вернадского. 2015. №2. С. 15-21.
 18. Лабораторные работы по грунтоведению: учеб. пос. / Под ред. В.Т. Трофимова, В.А. Королева. 3-е изд., перераб. и доп. М.: “КДУ”, “Университетская книга”, 2017. 656 с.
 19. Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады Академии наук. 1994. Т. 337. № 2. С. 280-282.
 20. Лисовицкая О.В., Терехова В.А. Фитотестирование основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения // Доклады по экологическому почвоведению. 2010. Т. 13. №1. С. 1-18.
 21. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации от 04.12.2014 № 536 “Об утверждении Критериев отнесения отходов к I-V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду” (Зарегистрирован 29.12.2015 № 40330). URL: <http://publication.pravo.gov.ru> (дата обращения 20.11.2023)
 22. Рахлеева А.А., Данилова М.А., Терехова В.А. Анализ данных о чувствительности некоторых тест-видов инфузорий к условиям разной минерализации среды // Матер. IV Междунар. симп. “Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения”. М.: Постер-М, 2023. С. 213-218.
 23. РД 52.24.868-2017. Использование методов биотестирования воды и донных отложений водотоков и водоемов. URL: <https://gostassistant.ru> (дата обращения: 08.02.2024).
 24. РД 52.24.905-2020. Оценка токсичности воды и водных вытяжек донных отложений поверхностных водных объектов методом биотестирования по изменению оптической плотности культуры микроводоросли *Chlorella Vulgaris* URL: <https://gostassistant.ru> (дата обращения: 08.02.2024).
 25. Смуров А.В. Основы экологической диагностики. М.: Изд-во “Ойкос”, 2003. 188 с.
 26. СП 2.1.7.1386-03. Определение класса опасности токсичных отходов производства и потребления. URL: <http://ohranatruda.ru> (дата обращения: 20.11.2023).
 27. Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. 2011. № 2. С. 190-198.
 28. Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение № 5. 2022. С. 586-599.
 29. Терехова В.А., Кулачкова С.А., Морачевская Е.В., Кирюшина А.П. Методология биодиагностики почв и особенности некоторых методов биоиндикации и биотестирования (обзор) // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. 2023. Т. 78. № 2. С. 35-45.
 30. Тимофеева С.С. Современные методы экологической диагностики загрязнения почв // ВЕСТНИК ИрГТУ. 2011. № 11. С. 88-94.
 31. Уткин Д.В., Осина Н.А., Куклев В.Е. и др. Биосенсоры: современное состояние и перспективы применения в лабораторной диагностике особо опасных инфекционных болезней // Проблемы особо опасных инфекций. 2009. № 4(102). С. 11-14.
 32. Федосеева Е.В., Лучкина О.С., Терешина В.М. и др. Факультативные патогенные грибы как индикаторы загрязнения почв тяжелыми металлами // Матер. IV Междунар. симп. “Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения”. М.: Постер-М, 2023. С. 253-259.
 33. ФР.1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. URL: <https://files.stroyinf.ru> (дата обращения: 08.02.2024).

34. Яковлев А.С., Евдокимова М.В., Терехова В.А. и др. Перспективы экологической оценки и нормирования качества почв и земель и управления их качеством // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. 2023. Т. 78. № 4. С. 55-62.
35. Alwan S.W. Bioassay of crude oil toxicity in soil and Vecia Faba L. plant // Plant Archives. 2018. V. 18. No. 2. P. 2573-2579.
36. Casseils N.P., Lane C.S., Depala M. et al. Microtox testing of pentachlorophenol in soil extracts and quantification by capillary electrochromatography (CEC) - A rapid screening approach for contaminated land // Chemosphere. 2000. V. 40. No 6. P. 609-618. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00322-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00322-7)
37. Chang Z.Z., Weaver R.W., Rhykerd R.L. Oil bioremediation in a high and low phosphorous soil // Journal of Soil Contamination, 1996. V. 5. Is. 5. P. 215-224.
38. David M., Levente K., Sandor A.P., Zsolt K. Applying Bioassays for Investigation of Soils from Suburban Green Sites // CSEE'20. Virtual Conference. 2020. No. ICEPTP 108. P. 1-6. <https://doi.org/10.11159/iceptp.20.108>
39. Doran J.W., Zeiss M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality // Applied Soil Ecology. 2000. V. 15. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
40. Liu X., Germaine K.J., Ryan D., Dowling D.N. Whole-cell fluorescent biosensors for bioavailability and biodegradation of polychlorinated biphenyls // Sensors. 2010. V. 10. P. 1377-1398.
41. Marlon E.V., Juan G.F., Francisco P.M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.) // Science of The Total Environment. 2007. V. 378. No. 1-2. P. 63-66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.007>
42. OCSPP 850.4230. Ecological effects test guidelines. Early seedling growth toxicity test. URL: <https://nepis.epa.gov> (дата обращения 10.02.2024)
43. Persoone G. Recent new microbiotests for cost-effective toxicity monitoring: the Rapidtoxkit and the Phytotoxkit // 12th Int. Symp.on Toxicity Assessment. Book of Abstracts, 2005. P. 112.
44. Persoone G., Wadhia K. Comparison between Toxkit microbiotests and standard tests' // Ecotoxicological Characterization of Waste. Results and Experiences of an International Ring Test. Moser H, & Rombke J. (eds.). Springer Ltd. New York. 2008. P. 213-216.
45. Plaza G., Nalęcz-Jawecki G. The application of bioassays as indicators of petroleum-contaminated soil remediation // Chemosphere. 2005. V. 59. No. 2. P. 289-296. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.049>
46. Santin-Montanya I., Alonso-Prados J.L., Villarroya M. Bioassay for determining sensitivity to sulfofurfuron on seven plant species // J. of Environmental science and health. Part B. 2006. V. 41. P. 781-793. <https://doi.org/10.1080/03601230600805782>
47. Shao C.Y., Howe C.J., Porter A.J. et al. Novel cyanobacterial biosensor for detection of herbicides // Appl. Environ. Microbiol. 2002. V. 68. № 10. P. 5026-5033.
48. Susanna S., Laura O., Aldo V. Application of Biotests for the Determination of Soil Ecotoxicity after Exposure to Biodegradable Plastics // Frontiers in Environmental Science. 2016. V. 4. Art. 68. P. 1-12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00068>
49. Toyama Prefecture. The Itai-itai Disease Museum. URL: <https://www.pref.toyama.jp/1291/kurashi/kenkou/iryou/1291/Russia/index.html> (дата обращения 20.11.2023)
50. Werlen C., Marco C.M., Jaspers J. Measurement of Biologically Available Naphthalene in Gas and Aqueous Phases by Use of a *Pseudomonas putida* Biosensor // Applies and Environmental Microbiology. 2004. Jan; 70(1):43-51. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.1.43-51.2004>

FINE SOILS AS THE OBJECTS OF BIODIAGNOSTICS

I. Yu. Grigorieva^{a, #}, A. V. Morozov^{a, ##}, S. S. Sadov^{a, ###}

^aGeological Faculty, Lomonosov Moscow State University,
Leninskie gory, 1, Moscow, 119991 Russia

[#]E-mail: ikagrig@inbox.ru

^{##}E-mail: morozov8pro@yandex.ru

^{###}E-mail: sergik0599@mail.ru

The current sanitary and hygienic approach to assessing toxicity of various natural environments based on the comparison of numerical indices of pollutant concentrations with the standard permissible ones, does not meet the principles of modern environmental safety. This is especially true taking in consideration a constantly increasing number of potentially toxic compounds, the complexity of their composition and the variety of possible routes of their release into the environment. In this regard, the methods for assessing the quality and condition of natural environments based on the use of biological objects – biodiagnostics – are becoming acute in various areas of research. The methods for studying aquatic environments and soils are well developed; however, in relation to ground systems, there is still no clearly defined and generally accepted theory of environmental regulation of their condition, in particular the one based on the biotic concept. The article gives basic concepts and describes the main methods of biodiagnostics of the ecological status of natural environments in general and soil systems in particular used today. Taking into account the basic positions of soil and rock engineering, the features of assessing the ecological status of fine soils are characterized. Proceeding from the results of large-scale experimental studies conducted by the authors, the effectiveness of biotesting methods using hydrobionts, application and eluate phytotesting on various test cultures was assessed in relation to soil systems. The results of using chemical-analytical methods for ecotoxicological assessment of soils with biotesting methods were also compared. It is concluded that assessing the ecological state of fine soils with phytotesting methods, using the fine soil proper as a substratum is highly reliable. We suggest to improve biodiagnostics of the ecological state of fine soils, taking into account the characteristics of the object of study and possible routes of toxicant migration.

Keywords: *biodiagnostics, fine soils, biotesting, phytotesting, ecological status, ecotoxicological assessment*

REFERENCES

- [Analysis of the implementation of state policy objectives in the field of environmental development and relevant Instructions of the President of the Russian Federation]. Moscow, World Wildlife Fund (WWF), National Information Agency "Natural Resources" (NIA-Priroda), 2016, 54 p. (in Russian)
- [Biological environmental control: bioindication and biotesting]. O.P. Melekhova, E.I. Sarapultseva, T.I. Evseeva et al., Moscow, IC Academy Publ., 2010, 288 p. (in Russian)
- Galitskaya, I.V., Kostikova, I.A. [Study of contaminated soils as a secondary source of pollution in the MSW landfill areas]. In: [Sergeev's readings. Fundamental and applied issues of modern soil and rock engineering. Issue 23]. Moscow, GeoInfo Publ., 2022, pp. 348-354. (in Russian)
- Glazovskaya, M.A. [Methodological foundations for assessing the ecological and geochemical resistance of soils to technogenic impacts: a methodological manual from Moscow State University, Faculty of Geography]. Moscow, Mosk. Univ. Publ., 1997, 102 p. (in Russian)
- [GOST R 58556-2019. Assessment of water quality in water bodies from ecological standpoint]. URL: <https://gostassistant.ru> (accessed 02/10/2024). (in Russian)
- [GOST R 70229-2022. Soils. Soil quality indicators.] URL: <https://gostassistant.ru> (accessed 02/10/2024). (in Russian)
- [GOST 17.4.4.02-2017. Nature Conservation (SSOP). Soils. Methods of sampling and sample preparation for chemical, bacteriological, helminthological analysis.] URL: <https://gostassistant.ru> (accessed 02/10/2024). (in Russian)
- [GOST R ISO 22030-2009. Soil quality. Biological methods. Chronic phytotoxicity in respect to higher plants.] URL: docs.cntd.ru (accessed 02/10/2024) (in Russian)
- [GOST R ISO 18763-2019. Soil quality. Determination of toxic effects of pollutants on germination and growth of higher plants at the early development stages]. Moscow, Standartinform Publ., 2019, 27 p. (in Russian)
- [State report "On the state and protection of the environment in the Russian Federation in 2018."]. Moscow, Ministry of Natural Resources and Environment of Russia; NPP Cadastre, 2019, 844 p. (in Russian)
- Grigorieva, I.Yu. [Problems of geocology and soil science in the experimental assessment of the hazard class of soils as waste]. In: [Sergeev's readings. Waste management: problems in environmental geoscience and engineering geology. Issue 20]. Moscow, RUDN Publ., 2018, pp. 106-112. (in Russian)
- Grigorieva, I.Yu., Sarzhenko M.N. [On biotesting of contaminated soils during engineering and environmental surveys]. *Geoinfo. Electronic journal*. 2018, no. 12 <https://geoinfo.ru/product/grigoreva-iyu-yurevna-o-biotestirovaniy-zagryaznennyh-gruntov-pri-inzhenerno-ekologicheskikh-izyskaniyakh-38466.shtml> (in Russian)
- [Report "On the state of the environment in Moscow in 2016"]. A.O. Kulbachevsky, Ed., Moscow, DPiOOS; NIPI IGSP Publ., 2017, 363 p. (in Russian)
- Zolotareva, O.A., Plekhanova, I.O. [Standardization of the state of soils of different types according to indicators of biological activity, phytotoxicity and mobility of HMs]. In: [Biodiagnostics and environmental assessment of the environment: modern technologies, problems and solutions: materials. IV Int. symp.]. Moscow, Scientific Library of Moscow State University, 2023, pp. 88-94. (in Russian)
- Kapel'kina, L.P., Bardina, T.V. [Methods of biotesting natural and technogenic environments used by the St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences]. In: [Biodiagnostics and ecological assessment of the environment: modern technologies, problems and solutions. Proc. IV Int. Symp.]. Moscow, Scientific Library of Moscow State University, 2023, pp. 100-105. (in Russian)
- Kitova, A.E. [Amperometric microbial and enzymatic biosensors for the detection of carbohydrates, alcohols and nitroaromatic compounds]. Diss. Cand. (Biol.) Sci., Pushchino: IBPM RAS, 2009. <https://www.dissercat.com/content/amperometricheskie-mikrobye-i-fermentnye-biosensory-dlya-detektsii-uglevodov-spirov-i-nitr> (in Russian)
- Kostenko, E.A. [Monitoring pollution of the agricultural zone in Stavropol using biotesting]. *Voprosy sovremennoi nauki i praktiki. Universitet im. V.I. Vernadskogo*. 2015, no. 2, pp. 15-21. (in Russian)
- [Laboratory works in soil and rock engineering. Textbook]. V.T. Trofimov, V.A. Korolev, Eds., 3rd edition (revised and supplemented). Moscow, KDU, Universitetskaya kniga Publ., 2017, 656 p. (in Russian)
- Levich, A.P. [Biotic concept of natural environment control]. *Doklady Akademii nauk*, 1994, vol. 337, no. 2, pp. 280-282. (in Russian)
- Lisovitskaya, O.V., Terekhova, V.A. [Phytotesting, basic approaches, problems of the laboratory method and modern solutions]. *Doklady po ekologicheskomy pochvovedeniyu*, 2010, vol. 13, no. 1, pp. 1-18. (in Russian)
- [Order of the Ministry of Natural Resources and Ecology of the Russian Federation dated December 4, 2014 No. 536 "On approval of the Criteria for classifying waste into hazard classes I-V according to the degree of negative impact on the environment" (Registered December 29, 2015, no. 40330). URL: <http://publication.pravo.gov.ru> (accessed 20.11.2023). (in Russian)
- Rakhleeva, A.A., Danilova, M.A., Terekhova, V.A. [Analysis of data on the sensitivity of some test species of ciliates to conditions of different mineralization of the environment]. Proc. IV Int. Symp. "Biodiagnostics and environmental assessment of the environment: modern technologies, problems and solutions". Moscow, Poster-M Publ., 2023, pp. 213-218. (in Russian)
- [RD 52.24.868-2017. Using methods of biotesting of water and bottom sediments of watercourses and reservoirs.] URL: <https://gostassistant.ru> (accessed 02/08/2024). (in Russian)
- [RD 52.24.905-2020. Assessment of the toxicity of water and water extracts from bottom sediments in surface water bodies using biotesting based on changes in the optical density of the microalgae culture *Chlorella Vulgaris*] URL: <https://gostassistant.ru> (accessed 02/08/2024). (in Russian)
- Smurov, A.V. [Fundamentals of ecological diagnostics]. Moscow, Oikos Publ., 2003, 188 p. (in Russian)
- [SP 2.1.7.1386-03. Determination of the hazard class of toxic production and consumption waste]. URL: <http://ohranatruda.ru> (accessed November 20, 2023). (in Russian)
- Terekhova, V.A. [Biotesting of soils: approaches and problems]. *Pochvovedenie*, 2011, no. 2, pp. 190-198. (in Russian)
- Terekhova, V.A. [Biotesting of soil ecotoxicity under chemical pollution: modern approaches to integration for assessing the ecological state (review)]. *Pochvovedenie*, 2022, no. 5, pp. 586-599. (in Russian)
- Terekhova, V.A., Kulachkova, S.A., Morachevskaya, E.V., Kiryushina, A.P. [Methodology of soil biodiagnostics and features of some methods of bioindication and biotesting (review)]. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Ser. 17. Pochvovedenie*, 2023, vol. 78, no. 2, pp. 35-45. (in Russian)
- Timofeeva, S.S. [Modern methods of environmental diagnostics of soil pollution]. *Vestnik IrGTU*, 2011, no. 11, pp. 88-94. (in Russian)
- Utkin, D.V., Osina, N.A., Kuklev, V.E. et al. [Biosensors: current state and prospects for use in laboratory diagnostics of especially dangerous infectious diseases]. *Problemy osobo opasnykh infektsii*, 2009, no. 4(102), pp. 11-14. (in Russian)

32. Fedoseeva, E.V., Luchkina, O.S., Tereshina, V.M. et al. [Facultative pathogenic fungi as indicators of soil pollution with heavy metals]. Proc. IV Int. Symp. "Biodiagnostics and environmental assessment of the environment: modern technologies, problems and solutions". Moscow, Poster-M Publ., 2023, pp. 253–259. (in Russian)
33. [FR.1.39.2007.03222. Methodology for determining the toxicity of water and water extracts from soils, sewage sludge, and waste based on mortality and changes in the fertility of daphnia]. URL: <https://files.stroyinf.ru> (accessed 02/08/2024). (in Russian)
34. Yakovlev, A.S., Evdokimova, M.V., Terekhova, V.A. et al. [Prospects for environmental assessment and standardization of soil and land quality and management of their quality]. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Ser. 17. Pochvedovedenie*, 2023, vol. 78, no. 4, pp. 55–62. (in Russian)
35. Alwan, S.W. Bioassay of crude oil toxicity in soil and Vecia Faba L. plant. *Plant Archives*, 2018, vol. 18, no. 2, pp. 2573–2579.
36. Casseils, N.P., Lane, C.S., Depala, M. et al. Microtox testing of pentachlorophenol in soil extracts and quantification by capillary electrochromatography (CEC) - A rapid screening approach for contaminated land, *Chemosphere*, 2000, vol. 40, no 6, pp. 609–618. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00322-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00322-7)
37. Chang, Z.Z., Weaver, R.W., Rhykerd, R.L. Oil bioremediation in a high and low phosphorous soil. *Journal of Soil Contamination*, 1996, vol. 5, is. 5, pp. 215–224.
38. David, M., Levente, K., Sandor, A. P., Zsolt, K. Applying Bioassays for Investigation of Soils from Suburban Green Sites. CSEE'20. Virtual Conference, 2020, no. ICEPTP 108, pp. 1–6. <https://doi.org/10.11159/iceptp20.108>
39. Doran, J.W., Zeiss, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 2000, vol. 15. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
40. Liu, X., Germaine, K.J., Ryan, D., Dowling, D.N. Whole-cell fluorescent biosensors for bioavailability and biodegradation of polychlorinated biphenyls. *Sensors*, 2010, vol. 10, pp. 1377–1398.
41. Marlon, E.V., Juan, G.F., Francisco, P.M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Science of the Total Environment*, 2007, vol. 378, no. 1–2, pp. 63–66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.007>
42. OCSPP 850.4230. Ecological effects test guidelines. Early seeding growth toxicity test. URL: <https://nepis.epa.gov> (accessed 10.02.2024)
43. Persoone, G. Recent new microbiotests for cost-effective toxicity monitoring: the Rapidtoxkit and the Phytotoxkit. 12th Int. Symp.on Toxicity Assessment. Book of Abstracts, 2005, 112 p.
44. Persoone, G., Wadhia, K. Comparison between Toxkit microbiotests and standard tests'. Ecotoxicological Characterization of Waste, Results and Experiences of an International Ring Test. Moser H, & Rombke J. (eds.), Springer Ltd. New York, 2008, pp. 213–216.
45. Plaza, G., Nałecz-Jawecki, G. The application of bioassays as indicators of petroleum-contaminated soil remediation. *Chemosphere*, 2005, vol. 59, no. 2, pp. 289–296. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.049>
46. Santin-Montanya, I., Alonso-Prados, J. L., Villarroja, M. Bioassay for determining sensitivity to sulfosulfuron on seven plant species. *J. of Environmental science and health, part B*, 2006, vol. 41, pp. 781–793. <https://doi.org/10.1080/03601230600805782>
47. Shao, C.Y., Howe, C.J., Porter, A.J. et al. Novel cyanobacterial biosensor for detection of herbicides. *Appl. Environ. Microbiol.*, 2002, vol. 68, no. 10, pp. 5026–5033.
48. Susanna S., Laura O., Aldo V. Application of biotests for the determination of soil ecotoxicity after exposure to biodegradable plastics. *Frontiers in Environmental Science*, 2016, vol. 4, art. 68, pp. 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00068>
49. Toyama Prefecture. The Itai-itai Disease Museum. URL: <https://www.pref.toyama.jp/1291/kurashi/kenkou/iryou/1291/Russia/index.html> (access date 20.11.2023)
50. Werlen, C., Marco, C.M., Jaspers, J. Measurement of biologically available naphthalene in gas and aqueous phases by use of a pseudomonas putida biosensor. *Applies and Environmental Microbiology*, 2004, Jan; 70(1):43–<https://doi.org/10.1128/AEM.70.1.43-51.2004>

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 621.039.7

УСТОЙЧИВОСТЬ БОРОСИЛИКАТНОГО СТЕКЛА
С ИМИТАТОРАМИ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДЕ© 2024 г. В. И. Мальковский^{1,*}, С. В. Юдинцев^{1,**}, М. С. Никольский^{1,***},
О. И. Стефановская^{2,****}¹Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН,
Старомонетный пер. 35, Москва, 119017 Россия²Институт физической химии и электрохимии им. А.Н. Фрумкина РАН,
Ленинский пр. 31, к. 4, Москва, 119071 Россия

*E-mail: malkovsky@inbox.ru

**E-mail: yudintsevsv@gmail.com

***E-mail: mnickolsky@gmail.com

****E-mail: olga-stef@yandex.ru

Поступила в редакцию 24.04.2024 г.

После доработки 11.07.2024 г.

Принята к публикации 10.10.2024 г.

Скорости выщелачивания элементов из В-Si стекла с имитаторами радионуклидов при 90°C через 14 суток снижаются на 1–2 порядка из-за образования на его поверхности гелевого слоя. Устойчивость стекла в воде после ее контакта с бентонитом ниже, чем в дистиллированной воде. Изменение стекла определяют: диффузия воды, обмен щелочных металлов и протонов, гидролиз и разрыв связей атомов сетки стекла, появление геля, насыщение раствора кремнеземом и глиноземом, осаждение вторичных фаз. Имитаторы радионуклидов в основном остаются в гелевом слое, а В, щелочные металлы, U и Mo в высших степенях окисления накапливаются в растворе. Заметная доля имитаторов радионуклидов в продуктах выщелачивания стекла находится в составе коллоидов.

Ключевые слова: радионуклиды, имитаторы, стекломатрица, выщелачивание, коллоиды

DOI: 10.31857/S0869780924050061 EDN: QPFLXQ

ВВЕДЕНИЕ

В связи с ограничениями на выбросы парниковых газов в течение десятилетий атомные станции (АЭС) будут важной частью мировой энергетики [30]. На завершающей стадии замкнутого ядерного топливного цикла образуются жидкие высокорadioактивные отходы (ВАО) переработки отработавшего ядерного топлива, которые предполагается изолировать от биосферы в глубоких подземных хранилищах. Для этого жидкие ВАО иммобилизуют в стекломатрицы Al-P (Россия) или В-Si (другие страны) состава [4, 8, 13–20, 27, 31, 32, 34 и др.]. Высокая термостойкость В-Si стекол позволяет включать в них больше радиоактивных компонентов, чем в Al-P матрицу, что повышает эффективность перевода жидких ВАО в твердые формы. Поэтому в России также изучают свойства В-Si стеклообразных матриц [1, 6, 18, 35], однако число публикаций невелико и любые новые данные представляют интерес.

В национальных программах захоронения остеклованных ВАО основное внимание уделяется хранилищам шахтного типа [4, 16, 33], которые

представляют собой систему горизонтальных галерей на глубине нескольких сотен метров, соединенную с поверхностью стволами для транспортировки ВАО и эксплуатации хранилища. Контейнеры с ВАО предполагается помещать в короткие скважины в основании галерей. В пространство между контейнерами и стенками скважин помещают буферный материал на основе бентонита [2, 4, 10, 12, 16, 35]. После консервации хранилище заполняют подземные воды, которые просочатся через слой бентонита и после коррозии контейнера начнут контактировать с остеклованными ВАО [15, 16, 35]. В работах [2, 7] изучалось их воздействие на Al-P стекло. Поскольку в России В-Si стекла считаются альтернативой Al-P стеклам, то вопрос о влиянии бентонита на выщелачивание В-Si стеклообразных матриц ВАО имеет большое практическое значение.

В ряде стран предполагается размещать хранилище в глинистых толщах [15–17, 28]. В работе [28] изучен вопрос о влиянии глинистых материалов на выщелачивание В-Si стекол

SON68 — неактивного аналога стекла R7T7 (Франция). В одном опыте выщелачивание осуществляли дистиллированной водой, в другом — водой, равновесной с глиной. Сравнение результатов показало, что контакт воды с глиной увеличивает интенсивность выщелачивания стекла на порядок. Отмечалось существенное снижение концентрации Mg в растворе со временем за счет его осаждения на поверхности стекла. Наблюдалась корреляция между количествами осажденного Mg и Si, поступающими в раствор из стекла, из чего сделан вывод, что рост выщелачивания в присутствии глин вызван осаждением силиката магния на поверхности стекла. В дистиллированной воде Al и Si выщелачиваются из стекла SON68 слабее, чем Na, B и Li. В результате на поверхности формируется слой измененного стекла, обогащенный Al и Si, обедненный Na, B и Li, что замедляет выщелачивание. Осаждение силикатов магния приводит к снижению концентрации Si в измененном слое. Это ведет к уменьшению его толщины и увеличению проницаемости, с чем связан рост интенсивности выщелачивания в присутствии глины. Однако эти результаты не дают полного ответа на вопрос о влиянии бентонита на устойчивость стекла и, особенно, доле коллоидной формы имитаторов радионуклидов в растворах.

В Европе предполагается захоранивать остеклованные ВАО в юрских глинах келловейско-оксфордского ярусов, поэтому изучалось выщелачивание B-Si стекла в их присутствии [15, 16, 27]. За индикатор степени растворения принят бор, поскольку он поступает в раствор только из стекла, а его сорбция продуктами изменения стекла незначительна. Полученные результаты неоднозначны. С одной стороны, интенсивность выщелачивания B-Si-стекла в присутствии глины увеличилась в 4 раза, с другой — с ростом соотношения масс глины и стекла в эксперименте концентрации B в растворе могли снижаться. Отмечается, что на результаты эксперимента влияют примеси в глинах и реакции с кислородом воздуха.

В работе [18] изучалось влияние взаимодействия воды с разными минералами на характер изменения стекломатрицы. Перед опытом вода сутки контактировала с бентонитом, цеолитом или каолинитом, затем проводилось выщелачивание образцов Al-P и B-Si стекол. Данные о влиянии растворов на интенсивность выщелачивания в этой работе не приведены.

Нами изучено выщелачивание B-Si стекол водой до и после ее контакта с бентонитом. Цель работы — анализ изменения интенсивности выщелачивания стекломатрицы в таком растворе по сравнению с дистиллированной водой, а также доли и состава коллоидных форм элементов — имитаторов радионуклидов в растворах.

МЕТОДИКА ЭКСПЕРИМЕНТА

В опытах применяли дистиллированную воду и воду после контакта с бентонитом (Месторождение 10-й Хутор, Хакасия), далее *бентонитовая вода* (отношение масс вода — бентонит 2 : 1, 13 сут, 90°C), состоящего из монтмориллонита (~77%), кварца (~13%), остальное — альбит, каолинит и кальцит. Состав бентонита (масс. %): 1.0 Na₂O, 3.0 MgO, 18.1 Al₂O₃, 61.7 SiO₂, 1.0 K₂O, 2.2 CaO, 0.7 TiO₂, 0.1 MnO, 4.2 Fe₂O₃, 0.1 P₂O₅, потери при прокаливании — 7.9 %. Полученная бентонитовая вода имеет состав, мг/л: Na — 280, Mg — 10.0, Al — 1.8, Si — 10.3, K — 13.7, Ca — 15.5, Fe — 1.0. При выщелачивании B-Si стекла использовалась нефльтрованная бентонитовая вода. Это сделано для соответствия параметров эксперимента реальным условиям выщелачивания остеклованных ВАО в подземном хранилище. Стекло расчетного состава (масс.%): 2.8 Li₂O, 14.4 B₂O₃, 13.4 Na₂O, 2.4 Al₂O₃, 45.6 SiO₂, 2.4 CaO, 0.5 Cr₂O₃, 2.0 Fe₂O₃, 0.5 NiO, 0.6 SrO, 2.4 ZrO₂, 2.2 MoO₃, 1.5 Cs₂O, 0.8 BaO, 1.0 La₂O₃, 3.0 CeO₂, 4.0 Nd₂O₃, 0.5 UO₂ изготовлено из смеси оксидов и солей. Шихту спекали 0.5 ч при 700°C, плавляли 2 ч при 1150°C и сливали на металлическую плиту для закалки. Образцы размером 10 × 10 × 5 мм помещали в Ti автоклав с тефлоновой вставкой, добавляли 25 мл воды и выдерживали при 90°C, смену раствора проводили через 1 и 3 суток, общая длительность опыта составила 14 суток. Этот срок выбран с учетом того, что главные изменения стекла и раствора при 90°C происходят за первые десятки суток [6, 11, 21, 23]. Стекло изучали в сканирующем электронном микроскопе (СЭМ/ЭДС), состав раствора после опыта определен на атомно-эмиссионном спектрометре (ICP-AES) и масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS). Доли коллоидной формы элементов в растворе определяли его фильтрованием через мембраны с диаметром пор 450 и 25 нм и последующим анализом фильтрата методами ICP-AES и ICP-MS.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

По данным СЭМ/ЭДС анализа исходное стекло однородно (рис. 1а) и имеет состав, близкий к расчетному (табл. 1). После контакта с раствором на его поверхности возникает пленка толщиной первые микроны (рис. 1б, в), известная как “гелевый слой” [17–19, 21, 32]. В гелевом слое имеется большое количество воды, на воздухе она испаряется с уменьшением объема, что ведет к фрагментации гелевого слоя, особенно в опыте с бентонитовой водой (см. рис. 1в). Составы стекла и гелевого слоя пересчитаны на сумму в 100 масс. % (см. табл. 1), в анализах не учтены легкие элементы (H, Li, B). Гелевый слой, по сравнению со стеклом, содержит меньше Na и Mo, больше Al, Ca, Fe, Zr и PЗЭ. Наличие в геле воды затрудняет сравнение содержаний элементов

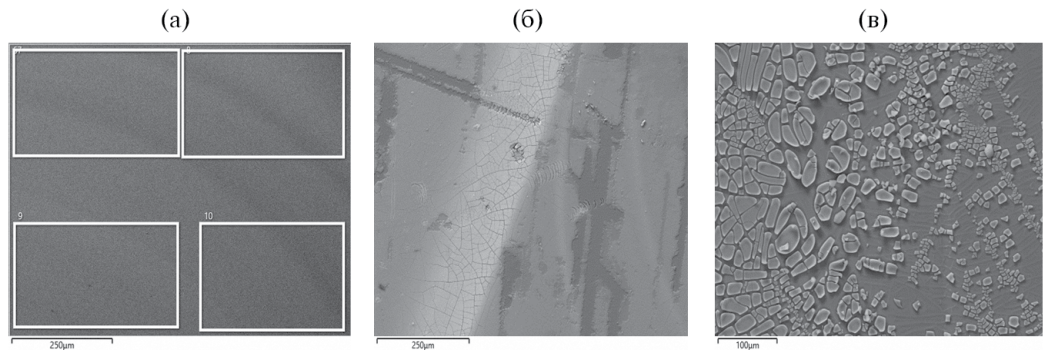


Рис. 1. СЭМ изображение стекла до (а – показаны площадки ЭДС анализа) и после (б, в) его контакта с дистиллированной (б) и бентонитовой (в) водой при 90°С в течение 14 сут.

в нем и в стекле. Рассмотрим данные о составах растворов после опытов, поскольку именно они характеризуют устойчивость матрицы (табл. 2–5).

По содержанию в растворе выделяются три группы элементов: Al, Na, Si, Ca, Cs, Mo (тысячи мкг/л), Fe, Ba, Cr, Ni, Sr (сотни мкг/л), U, Zr, РЗЭ (десятки и единицы мкг/л). Для одних элементов (Al, Na, Si, Fe, Cr, Cs, Mo, U) содержания в нефiltrованных растворах растут со временем взаимодействия, т.е. производная их концентраций по времени положительна, но у части из них (Al, Si, Fe, Ca, Ba, Ni, Sr) скорость роста замедляется (т.е. величина производной концентрации по времени, оставаясь положительной, уменьшается). Наименьшая концентрация характерна для РЗЭ и Zr. Фильтрация снижает концентрацию

в растворе большинства элементов (кроме Na, Cr, Cs и Mo). Наиболее заметно это для Al, Si, Sr, Ba, Zr и U, слабее фильтрация влияет на содержание Ca и Fe (см. табл. 2, 3).

В опытах с бентонитовой водой концентрация элементов матрицы в растворах выше, особенно Na, Ca и Si, появляются Mg и K в связи с поступлением из бентонита (см. табл. 4). В них выше содержания имитаторов радионуклидов, чем в опытах с дистиллированной водой.

Фильтрация снижает содержание РЗЭ, Zr, Ni, Sr (см. табл. 5) в растворе, содержания других элементов ВАО меняются слабее. Для первых можно предположить высокую долю коллоидов, остальные элементы находятся преимущественно в растворенном виде.

Таблица 1. Составы образца (масс. %) до и после контакта с раствором (без учета В, Li и Н): 1 – гелевый слой, 2 – стекло под гелевым слоем. Остальное – кислород до суммы 100 масс. %. Пределы обнаружения: $\sigma_{\text{вес.}\%} < 0.1$

Образец		Na	Al	Si	Ca	Cr	Fe	Ni	Sr
		элементы стекломатрицы				продукты коррозии и деления			
Исходное стекло		9.81	1.81	25.52	1.57	0.29	1.28	0.34	0.89
Дистиллированная вода	1	2.13	2.39	26.30	2.24	0.55	2.41	0.25	1.08
	2	4.27	2.68	28.05	2.07	0.39	1.66	0.28	1.10
Бентонитовая вода	1	2.06	2.99	20.51	2.57	0.56	3.92	0.90	1.28
	2	8.99	2.17	25.88	1.82	0.37	1.53	0.39	1.04
Образец		Zr	Mo	Cs	Ba	La	Ce	Nd	U
		продукты деления и коррозии				продукты деления и актиниды			
Исходное стекло		1.73	1.43	1.52	0.56	0.63	2.25	2.62	0.47
Дистиллированная вода	1	4.41	0.68	1.43	0.91	1.50	5.16	5.86	0.69
	2	2.54	1.10	1.53	0.78	0.90	3.00	3.58	0.66
Бентонитовая вода	1	5.46	0.77	1.10	1.18	1.89	6.70	7.91	1.23
	2	1.92	1.61	1.69	0.69	0.80	2.69	3.20	0.55

Таблица 2. Концентрации элементов матрицы (мг/л), дистиллированная вода, ICP-AES*

Элемент	Первые сутки контакта			+3 сут.			+10 сут.		
	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм
Na	8.24	7.81	7.30	9.95	9.68	10.4	22.4	19.5	22.7
Al	0.49	0.23	0.26	0.99	0.28	0.25	1.17	0.23	0.21
Si	1.89	2.77	2.42	9.00	2.94	2.78	12.5	5.63	3.75
Ca	3.09	3.24	3.41	3.12	2.54	4.04	3.50	1.91	2.36
Fe	0.56	0.46	0.25	0.62	1.41	0.67	0.74	0.40	0.55

* Здесь и далее для ICP-AES пределы обнаружения для Na, Al, Ca, Fe – 0.01 мг/л, для Si – 0.005 мг/л

Таблица 3. Концентрации имитаторов отходов (мкг/л), дистиллированная вода, ICP-MS*

Элемент	Первые сутки контакта			+3 сут.			+10 сут.		
	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм
Ba	827	513	773	1665	697	319	1045	408	612
Ce	0.8	0.6	0.4	0.9	0.8	0.6	1.2	0.6	0.6
Cr	45	34	34	87	77	75	202	175	199
Cs	704	640	519	1196	1025	923	2430	1864	1932
La	0.3	0.1	<0.05	0.2	0.2	0.1	0.3	0.1	0.1
Mo	982	939	840	1500	1463	1458	3492	3035	3422
Nd	0.8	0.2	0.2	0.6	0.3	0.2	0.5	0.3	0.2
Ni	196	212	330	496	347	233	383	81	259
Sr	89	60	43	210	107	79	178	77	56
Zr	5.1	1.0	1.3	1.7	2.0	1.3	1.5	0.9	0.8
U	5.4	2.0	0.5	19	8.9	2.8	46	29	32

* Здесь и далее для ICP-MS пределы обнаружения элементов равны, мкг/л: Ba – 0.08, Ce – 0.011, Cr – 0.5, Cs – 0.016, La – 0.05, Mo – 0.1, Nd – 0.002, Ni – 0.3, Sr – 0.04, Zr – 0.01, U – 0.01.

Таблица 4. Концентрации элементов матрицы (мг/л), бентонитовая вода, ICP-AES

Элемент	Первые сутки контакта			+3 сут			+10 сут		
	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм
Na	437	622	331	181	484	108	192	189	253
Mg*	16.70	4.32	4.12	4.47	1.23	1.07	7.52	0.42	1.61
Al	6.89	0.42	0.26	1.81	0.40	0.40	3.04	10.6	32.7
Si	37.10	59.44	10.20	8.53	22.6	8.12	14.7	12.4	35.4
K*	20.3	28.5	19.90	8.64	23.3	8.89	6.63	5.97	11.1
Ca	32.3	23.7	25.80	9.68	12.75	9.67	9.44	2.87	11.6
Fe	2.07	0.20	0.48	0.76	0.19	0.44	1.23	0.45	1.38

* Элементы, перешедшие в раствор из бентонита.

Таблица 5. Концентрации имитаторов отходов (мкг/л), бентонитовая вода, ICP-MS

Элемент	Первые сутки контакта			+3 сут.			+10 сут.		
	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм	Исх.	450 нм	25 нм
Ba	1156	1129	632	438	630	1830	1141	761	1995
Ce	114	47	2	42	155	7.0	145	49	5.4
Cr	231	361	191	185	545	510	691	734	1019
Cs	2977	4450	1632	1907	5071	3236	7110	4021	4696
La	59	2.1	2.1	24	1.1	4.6	90	1.2	138
Nd	138	47	2.0	59	159	12.7	213	48	91
Ni	576	139	63	207	78	185	973	111	1466
Sr	1783	1169	495	810	972	583	2509	321	467
Zr	11.8	2.5	6.1	12	6.0	33.9	20	1.2	9.2
U	879	1333	939	518	1560	587	967	868	851

Примечание: Мо в составе растворов этой серии опытов не определялся.

Из данных по составам стекла и нефильтрованных растворов (см. табл. 1–5) вычислены скорости выщелачивания по формуле

$$N_i = (C_i \times V) / (S \times f \times t), \quad (1)$$

где C_i – массовая концентрация элемента в растворе, V – объем раствора, S – площадь образца, t – время контакта стекла и раствора, f – массовая доля элемента в стекле. Вычисленные скорости выщелачивания на каждом интервале времени между заменами воды отнесены к середине этих интервалов. Для элементов матрицы (рис. 2а, в) значения N_i снижаются от Na и Ca к Al, Fe и Si. В бентонитовой воде значения на порядок выше. Скорости выщелачивания имитаторов радионуклидов в опытах длительностью 14 сут снижаются на порядок (см. рис. 2б, г) из-за уменьшения интенсивности взаимодействия стекла и раствора, вероятно в связи с появлением экранирующего поверхностного гелевого слоя.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Часть продуктов выщелачивания остеклованных ВАО, в том числе радионуклиды, могут поступать в раствор в коллоидной форме, получившей название первичного коллоида [5]. Подвижность радионуклидов в виде коллоида может быть существенно выше, чем в ионной форме [24]. Поэтому важно определить долю коллоидной формы элементов в растворах. В моделях выщелачивания В-Si-стекло предполагается, что элементы поступают из неизмененного стекла в раствор за счет диффузии, а положение этой границы смещается из-за растворения [22, 32]. Математическая формулировка такой модели получила название

задачи Стефана. Согласно решению одномерной задачи Стефана, при конгруэнтном растворении вещества интенсивность поступления в раствор уменьшается со временем пропорционально $1/\sqrt{t}$ [3]. Рассмотрим выщелачивание стекла дистиллированной водой. На начальной стадии угол наклона кривых $N(t)$ к оси абсцисс для Na, Ca и Fe примерно одинаков (см. рис. 2а, б), при аппроксимации зависимостей $N(t)$ степенными функциями t^{-a} показатель степени a для них равен 0.6. С учетом возможных ошибок в определении концентраций элементов это согласуется с теоретическим решением задачи Стефана. Графиком степенной зависимости в логарифмических координатах служит прямая линия. Поэтому зависимости $N(t)$ для Al и Si плохо аппроксимируются степенными функциями, так как на начальном отрезке времени $N(t)$ для Al изменяется незначительно, а для Si возрастает. Несовпадение кривых $N(t)$ говорит о неконгруэнтности выщелачивания. Так Na легко поступает из стекла в раствор, за счет этого фронт выщелачивания смещается и образуется гелевый слой, обедненный Na и Ca, обогащенный слабо растворимыми Al и Si [25, 26]. По-видимому, при выщелачивании стекла Al поступает в раствор как $Al(OH)_4^-$, и почти сразу достигается насыщение с концентрацией Al^{3+} порядка 10^{-5} моль/л [9]. Из-за низкой растворимости Al^{3+} смещение фронта выщелачивания можно интерпретировать как толщину измененного слоя. Пропорциональное $1/\sqrt{t}$ убывание $N(t)$ для Na обусловлено тем, что смещение фронта (и толщина измененного слоя) растет пропорционально $\sqrt{t}$.

Таким образом, путь, который проходят катионы Na^+ , диффундируя от фронта выщелачивания до границы между измененным слоем

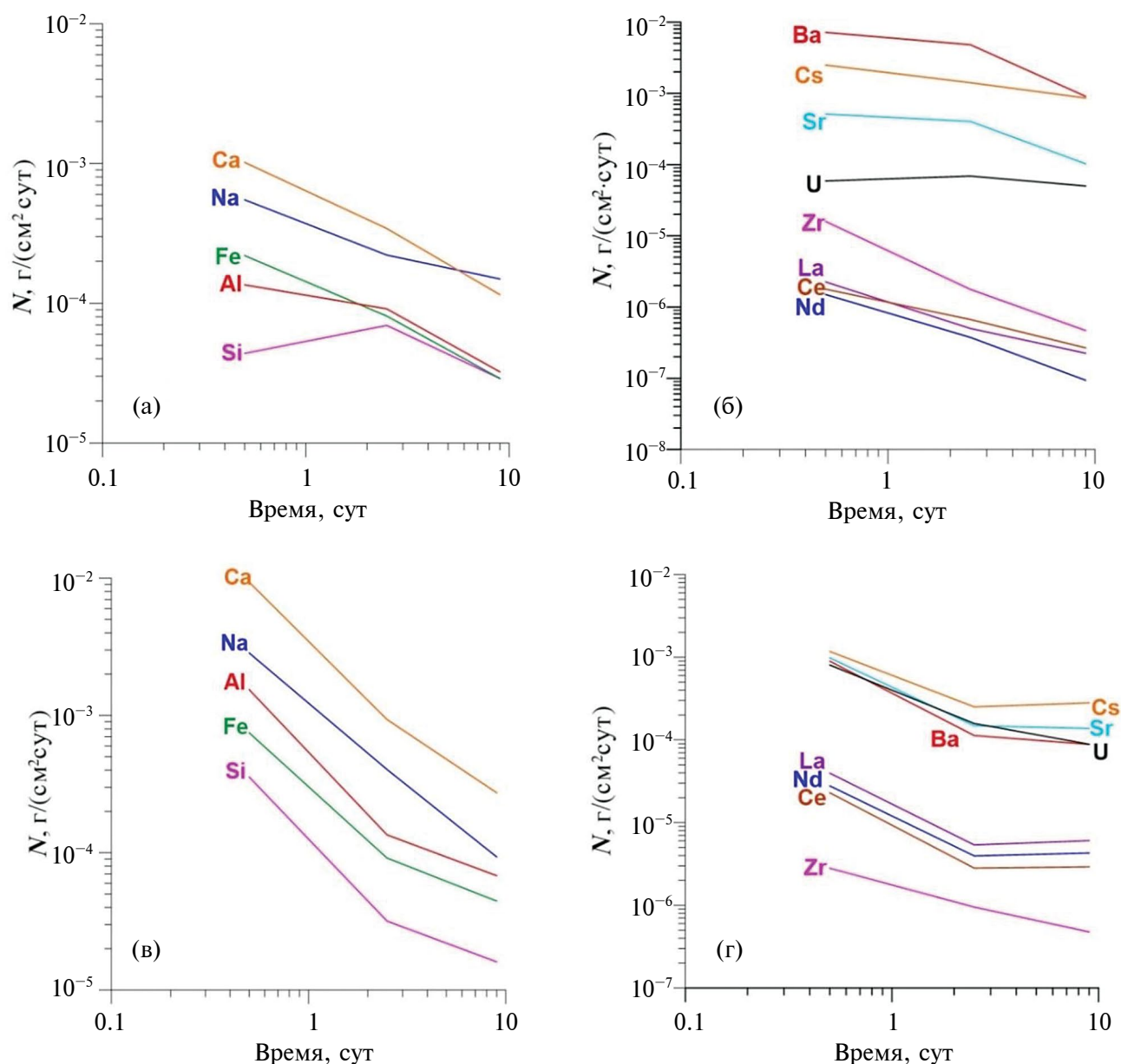


Рис. 2. Скорости выщелачивания элементов обычной (а, б) и бентонитовой (в, г) водой.

и раствором, растет пропорционально. Это не относится к выщелачиванию слаборастворимых Al и Si. Катионы Al^{3+} и Si^{4+} поступают в раствор не только от фронта выщелачивания, но и от всего измененного слоя. Поскольку измененный слой обогащен Al и Si, большее количество их катионов поступает в раствор как раз не от фронта выщелачивания, а от всего измененного слоя. Поэтому диффузионный путь Al^{3+} и Si^{4+} в раствор растет значительно медленнее, чем $\sqrt{t}$. Содержания Al и Si в измененном слое не равны исходным и даже растут (за счет диффузии при движении фронта выщелачивания и сорбции в гелевом слое), что может привести к временному росту интенсивности их поступления, как в случае Si. В некоторых фильтрах концентрации элементов

выше их концентрации в исходных растворах (см. табл. 2–5). Это, вероятно, связано с неоднородностью раствора, из которого отбирались аликвоты для анализа, обусловленной неравномерным пространственным распределением в нем крупных коллоидных частиц.

Снижение концентрации Al в фильтрах (см. табл. 2) указывает, что на всех интервалах выщелачивания Al находится в основном в форме коллоида. Доля коллоидной формы Si в растворе на начальной стадии выщелачивания незначительна, в дальнейшем до 70 отн. % Si в растворе приходится на частицы размером более 25 нм. Содержание Na^+ в растворе на фронте выщелачивания выше, чем в объеме раствора, что увеличивает

растворимость Al^{3+} [9]. Раствор оказывается неравновесным: он насыщен у поверхности стекла из-за высоких концентраций Na^+ . Ионы Al^{3+} за счет броуновского движения поступают в основной объем раствора, в результате происходит спонтанное формирование коллоидных частиц. Поэтому Al присутствует в растворе преимущественно в коллоидной форме с самого начала процесса. Аналогичным образом формируется и коллоидная фракция Si.

В опытах с бентонитовой водой интерпретация данных об элементах, входящих в каркас стекломатрицы, затруднена. Это связано с тем, что многие из этих элементов входят в состав бентонита. Казалось бы, эту неопределенность легко устранить, вычтя из значений концентраций в фильтрате концентрации этих элементов в растворе, который заливался в автоклав. Однако это не является решением проблемы, поскольку те же элементы могут осаждаться на поверхности стекла. Таким образом, однозначно определить массу этих элементов, поступающих в раствор из стекла, не представляется возможным.

С практической точки зрения главное значение имеет выщелачивание имитаторов радионуклидов. Бентонит существенно влияет на выщелачивание В-Si-стекло (см. рис. 2в, г). Снижается интенсивность растворения Ba и Cs, вероятно, из-за роста концентрации Na в бентонитовой воде и связанной с ним конкуренцией за гидроксильные группы поверхности стекла (см. табл. 2, 4). В начале эксперимента интенсивность выщелачивания U повышается почти на порядок, но с течением времени она становится почти такой же, как и при выщелачивании стекла дистиллированной водой.

Несущественно меняется интенсивность выщелачивания Sr и Zr, но почти на порядок в бентонитовой воде увеличивается скорость выщелачивания Ce, Nd, La. Отметим, что кривые зависимостей $N(t)$, за исключением Zr, группируются в два компактных семейства (см. рис. 2), в одно из которых входят осколочные радионуклиды Cs и Sr, а другое составляют Ce и Nd — также продукты деления и РЗЭ-имитаторы малых актинидов.

При взаимодействии с бентонитом pH водного раствора увеличивается [7], что может привести к интенсификации выщелачивания стекломатрицы. Зависимость скорости выщелачивания боросиликатных стекол от величины pH можно описать соотношением [13]:

$$N(pH) = N_0 10^{\eta([pH]-7)},$$

где N_0 — величина скорости выщелачивания при pH 7, η — безразмерный коэффициент аппроксимации, принимающий значения в диапазоне $0.3 \div 0.6$ в зависимости от элемента, по которому рассчитана величина N . Помимо роста pH усиление выщелачивания В-Si-стекло в присутствии бентонита принято объяснять наличием

в растворе магния, экстрагированного из бентонита [28]. Считается, что Mg соединяется с Si, поступившим при выщелачивании, образуя слаборастворимые силикаты магния. Дефицит Si в растворе у поверхности стекла за счет образования силикатов магния приводит к снижению содержания Si в измененном слое стекла. За счет выноса Si от фронта выщелачивания снижается толщина геля и увеличивается его пористость, а значит и коэффициент диффузии элементов. Полученные результаты согласуются с такой моделью. Mg не входит в состав стекла и поступает в раствор из бентонита. Концентрации Mg в растворе снижаются по мере взаимодействия со стеклом, что может произойти только за счет отложения Mg на его поверхности. Содержания Si в растворе также снижаются со временем. Это указывает на возможность формирования на поверхности стекла вторичных отложений, в которых имеются силикаты магния. Данный эффект неоднократно описывался ранее [15, 17].

Коллоиды радионуклидов значительно более подвижны в подземных водах, чем в растворенной форме. Поэтому важно определить, какая часть имитаторов радионуклидов переходит в раствор в виде первичного коллоида, как доля коллоидной формы меняется со временем и как на это влияет присутствие бентонита. Возможно, что часть имитаторов радионуклидов, поступая в раствор в ионной форме, затем осажается на бентонитовых коллоидах, которые являются таким образом конкурентами первичному коллоиду.

Обозначим концентрацию имитатора радионуклида в растворе $C_{El}(t)$, а его концентрацию в фильтрате через мембрану с диаметром пор 25 нм — $C_{El,25}(t)$. Долю коллоидной формы $f(t)$ в содержании элемента El в растворе оценим как

$$F(t) = 1 - C_{El,25}(t)/C_{El}(t).$$

Нижняя граница размера коллоидных частиц равна 1 нм, поэтому F является заниженной оценкой. Большая часть имитаторов радионуклидов в растворе находится в коллоидной форме (рис. 3), их доля заметно возрастает для РЗЭ-имитаторов малых актинидов в бентонитовой воде.

Изменение матрицы со временем будут определять 4 процесса [19, 34]: 1) растворение на фронте выщелачивания (граница стекла и геля); 2) диффузия элементов стекла от фронта выщелачивания матрицы в раствор; 3) диффузия воды и ионов из раствора к фронту выщелачивания; 4) осаждение вторичных фаз на поверхности геля. Толщина такого гелевого слоя обычно составляет от сотен нанометров до первых десятков микрометров [14]. На первой стадии скорости растворения стекла максимальная, она называется начальной или “forward rate” [19–21, 26, 32]. С появлением геля на поверхности система переходит в квазиравновесное состояние, где скорость изменения стекла, получившая название “остаточная

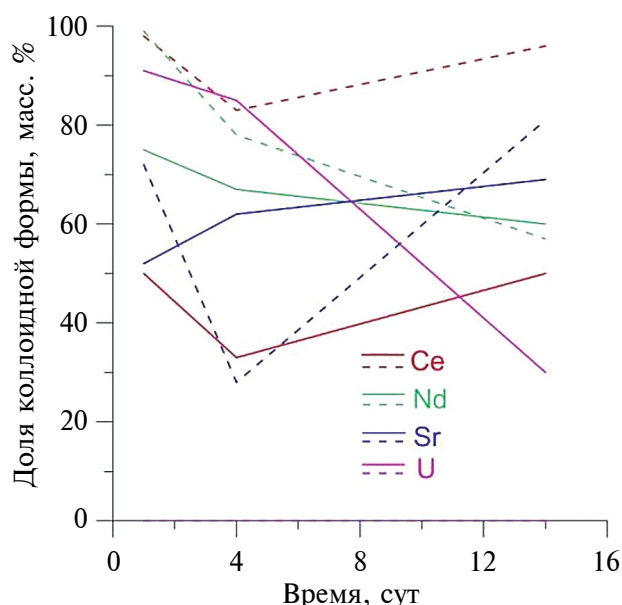


Рис. 3. Зависимость коллоидной доли содержаний элементов в растворе от времени опыта. Сплошные линии — опыты с дистиллированной водой, пунктирные — с бентонитовой водой.

скорость выщелачивания” становится минимальной и практически постоянной. Соотношение начальной и остаточной скоростей выщелачивания меняется в диапазоне от 10^2 до 10^4 . Время перехода от начальной к квазиравновесной стадии зависит от температуры, составов стекла и раствора, площади поверхности стекла, объема и скорости обновления раствора [6, 11, 16], при 90°C это занимает от нескольких дней до 20–30 сут. Изученная нами система находится на 2-й стадии взаимодействия (переход от начальной к квазиравновесной стадии) с постепенным снижением скорости выноса элементов из стекла. Изменение стекла в воде определяют [19]: диффузия воды в стекло, обмен щелочей и протонов, гидролиз с разрывом связей атомов в стекле, появление геля и его эволюция, насыщение раствора кремнеземом и глиноземом, осаждение вторичных фаз. Радионуклиды остаются в гелевом слое и могут захватываться вторичными фазами при их осаждении или за счет сорбции. При контакте стекла и воды образуется слой изменений (гель) с резким снижением скоростей растворения стекла и выщелачивания элементов. Только бор, щелочи, а также U и Mo в высших степенях окисления накапливаются в растворе. Активизировать растворение стекла может осаждение вторичных фаз и изменение состава раствора. Изменение концентрации элементов в опытах со временем показало, что в нашем случае перехода системы в стадию 3 еще не произошло.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Система инженерных барьеров подземного хранилища отходов включает матрицу ВАО, контейнер и буферный слой, засыпку из щебня породы и цементные стенки горных выработок. В Российской Федерации, как и в ряде других стран, рассматривается возможность применения В-Si-стекла как матрицы, а в качестве материала буферного слоя — бентонит. Через какое-то время после консервации хранилище заполняют подземные воды. Со временем произойдет коррозия контейнеров, и воды начнут взаимодействовать с отходами. Степень их загрязнения радионуклидами определяется интенсивностью выщелачивания стекломатрицы ВАО. Подземные воды до контакта с ВАО пройдут через буферный слой бентонита, их состав изменится, что повлияет на выщелачивание матрицы, содержание и форму продуктов выщелачивания в водах.

Исследовано взаимодействие воды и бентонита при 90°C в течение 14 сут. В растворе имеются в заметных количествах Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, Si. Высокая доля коллоидов наблюдалась для Al, остальные элементы содержались в растворе в ионной форме либо в виде частиц с размерами менее 25 нм. По сравнению с дистиллированной водой интенсивность выщелачивания имитаторов актинидов бентонитовой водой возрастает на порядок, а Ba и Cs снижается. Интенсивность выщелачивания U и Sr растет в начале процесса, затем падает до значений, полученных при выщелачивании стекла дистиллированной водой. Данные о концентрации Mg и Si в растворах свидетельствуют об отложении на поверхности стекла силикатов магния. В результате гелевый слой в опытах с бентонитовой водой становится более проницаем для диффузии элементов, что согласуется с литературными данными.

Более половины РЗЭ-имитаторов малых актинидов и стронция содержится в растворе в коллоидной форме. При взаимодействии стекла с бентонитовой водой доля коллоидной фракции РЗЭ выше, чем в дистиллированной воде. При выщелачивании дистиллированной водой доля коллоидной фракции U сначала составляет около 90%, снижаясь затем до 25%. Коллоидная фракция U в продуктах выщелачивания стекла бентонитовой водой отсутствовала.

Устойчивость матрицы к действию раствора растет с увеличением в стекле глинозема. Стекла с низким содержанием Al быстрее растворяются [14], достигая стадии с минимальной (остаточной) скоростью выщелачивания. В стеклах с высоким содержанием Al гелевый слой максимально обогащен алюминием, что делает его более устойчивым и способным лучше защищать стекло от изменений в воде.

На поведение матрицы кроме бентонитового буфера будут влиять контейнер и продукты его коррозии, цементная облицовка выработок [11, 16, 19, 27]. По данным [16], средняя скорость растворения стекла в хранилище определена как 0.006 г/(м²·сут) при разбросе значений от 0.00005 до 0.06 г/(м²·сут). Наименее устойчиво стекло в сильнощелочных водах, pH которых определяет цементная облицовка. Образование слоя изменений замедляет растворение стекломатрицы, остаточная скорость ее выщелачивания снижается на 2–3 порядка. Высокая устойчивость В-Si стекломатриц доказана натурными опытами [25], археологическими данными и изучением их природных аналогов — базальтовых вулканических стекол [29].

Работа выполнена по теме НИР государственно-го задания Минобрнауки России для ИГЕМ РАН.

Авторы признательны Б.Р. Тагирову за помощь в проведении экспериментов. Бентонит любезно предоставлен сотрудниками ООО “Компания Бентонит”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алой А.С., Трофименко А.В., Кольцова Т.И., Никандрова М.В. Физико-химические характеристики остеклованных модельных ВАО ОДЦ ГХК // Радиоактивные отходы. 2018. № 4(5). С. 67–75.
2. Болдырев К.А., Мартынов К.В., Крючков Д.В. и др. Численное моделирование выщелачивания алюмофосфатного стекла в статическом режиме в присутствии бентонита // Радиохимия. 2019. Т. 61. № 5. С. 427–432.
3. Карслоу Г., Егер Д. Теплопроводность твердых тел / Пер. с англ. М.: Наука, 1964. 487 с.
4. Лавров Н.П., Величкин В.И., Омеляненко Б.И., Юдинцев С.В. и др. Изоляция отработавших ядерных материалов: геолого-геохимические основы. М: ИФЗ РАН, 2008. 280 с.
5. Мальковский В.И. Перенос техногенных радионуклидов в земной коре. М.: ООО “Сам Полиграфист”, 2020. 190 с.
6. Мартынов К.В., Андриященко Н.Д., Некрасов А.Н., Захарова Е.В. Синтез и выщелачивание боро-содержащих стекол для РАО в условиях глубинного захоронения // Радиоактивные отходы. 2023. № 3 (24). С. 44–64.
7. Мартынов К.В., Захарова Е.В. Взаимодействие подземной воды с барьерным бентонитом и фосфатным стеклом, содержащим имитаторы РАО // Вопросы радиационной безопасности. 2019. №3. С. 23–39.
8. Ремизов М.Б., Козлов П.В., Логунов М.В. и др. Концептуальные и технические решения по созданию на ПО “Маяк” установок остекловывания текущих и накопленных жидких ВАО // Вопросы радиационной безопасности. 2014. № 3. С. 17–25.
9. Толчев А.В., Казанцева Е.Л., Куликов М.А. Динамика взаимодействия “твердое тело — жидкость” при термообработке гидроксида алюминия в дистиллированной воде // Вестник ЮУрГУ. 2012. № 36. С. 29–32.
10. Alonso U., Missana T., Fernández A.M., García-Gutiérrez M. Erosion behaviour of raw bentonites under compacted and confined conditions: Relevance of smectite content and clay/water interactions // Applied Geochemistry. 2018. V. 94. P. 11–20.
11. Backhouse D.J., Fisher A.J., Neeway J.J. et al. Corrosion of the International Simple Glass under acidic to hyperalkaline conditions // Materials Degradation. 2018. V. 2. 29.
12. Birgersson M., Hedström M., Karnland O., Sjöland A. Bentonite buffer: macroscopic performance from nanoscale properties // In Apted M J, Ahm J (eds). Geological repository systems for safe disposal of spent nuclear fuels and radioactive waste. 2nd ed.: Woodhead Publishing. 2017. P. 319–364.
13. Cassingham N., Corkhill C.L., Backhouse D.J. et al. The initial dissolution rates of simulated UK Magnox — ThORP blend nuclear waste glass as a function of pH, temperature and waste loading // Mineralogical Magazine. 2015. V. 79(6). P. 1529–1542.
14. Damodaran K., Gin S., Narayanasamy S., Delaye J.-M. On the effect of Al on alumino-borosilicate glass chemical durability // npj Materials Degradation. 2023. V. 7: 46.
15. Debure M., De Windt L., Frugier P., Gin S. Mechanisms involved in the increase of borosilicate glass alteration by interaction with the Callovian-Oxfordian clayey fraction // Applied Geochemistry. 2018. V. 98. P. 206–220.
16. Deissmann G., Haneke K., Filby A., Wieggers R. Dissolution behaviour of HLW glasses under OPERA repository conditions. OPERA-PU-IBR511A. Vlissingen, NL: Opera, 2016. 76 p.
17. Fisher A.J., Imran M.N.B., Mann C., Gausse C. et al. The dissolution of UK simulant vitrified high level waste in groundwater solutions // J. of Nuclear Materials. 2020. V. 538: 152245.
18. Frolova A.V., Danilov S.S., Vinokurov S.E. Corrosion behavior of some glasses immobilized with REE in simulated mineral solutions // Ceramics Intern. 2022. V. 48. P. 19644–19654.
19. Gin S., Abdelouas A., Criscenti L.J., Ebert W.L. et al. An international initiative on long-term behavior of high-level nuclear waste glass // Materials Today. 2013. V. 16. N 6. P. 243–248.
20. Gin S., Delaye J.-M., Angeli F., Schuller S. Aqueous alteration of silicate glass: state of knowledge and perspectives // npj Materials Degradation. 2021. V. 5: 42.
21. Gin S., Jollivet P., Fournier M., Angeli F., Frugier P. Origin and consequences of silicate glass passivation by surface layers // Nature Communications. 2015. V. 6: 6360.
22. Grambow B., Müller R. First-order dissolution rate law and the role of surface layers in glass performance assessment // J. of Nuclear Materials. 2001. V. 298. P. 112–124.
23. Harrison M.T. The effect of composition on short- and long-term durability of UK HLW glass // Procedia Materials Science. 2014. V. 7. P. 186–192.
24. Honeyman B.D. Colloidal culprits in contamination // Nature. 1999. V. 397. P. 23–24.
25. Jantzen C.M., Kaplan D.I., Bibler N.E., Peeler D.K., Plodinec M.J. Performance of a buried radioactive high level waste (HLW) glass after 24 years // J. of Nuclear Materials. 2008. V. 378. P. 244–256.
26. Jantzen C.M., Trivelpiece C.L., Crawford C.L. et al. Accelerated leach testing of glass (ALTGLASS): I. Informatics approach to high level waste glass gel formation and aging // Int. J. Appl. Glass. Sci. 2017. V. 8. P. 69–83.
27. Johnson L., King F. The effect of the evolution of the environmental conditions on the corrosion evolutionary path in a repository for spent fuel and high-level waste in Opalinus Clay // J. of Nuclear Materials. 2008. V. 379. P. 9–15.

28. Jollivet P., Frugier P., Parisot G., Mestre J.P. et al. Effect of clayey groundwater on the dissolution rate of the simulated nuclear waste glass SON68 // J. of Nuclear Materials. 2012. V. 420. P. 508–518.
29. Libourel G., Verney-Carron A., Morlok A., Gin S. et al. The use of natural and archeological analogues for understanding the long-term behavior of nuclear glasses // C. R. Geoscience. 2011. V. 343. P. 237–245.
30. Net Zero Roadmap. A global pathway to keep the 1.5°C goal in reach. 2023 Update. Paris: International Energy Agency, 2023. 224 p.
31. Ojovan M., Lee W.E. Glassy waste forms for nuclear waste immobilization // Metallurgical and Materials Transactions A. 2011. V. 42A. P. 837–851.
32. Poluektov P.P., Schmidt O.V., Kascheev V.A., Ojovan M.I. Modelling aqueous corrosion of nuclear waste phosphate glass // J. of Nuclear Materials. 2017. V. 484. P. 357–366.
33. Status and trends in spent fuel and radioactive waste management. Vienna: IAEA, 2022. 88 p.
34. Thorpe C.L., Neeway J.J., Pearce C.I., Hand R.J. et al. Forty years of durability assessment of nuclear waste glass by standard methods // npj Materials Degradation. 2021. V. 5: 61.
35. Zubekhina B., Burakov B., Shiryayev A., Liu X., Petrov Y. Long-term chemical alteration of ²³⁸Pu-doped borosilicate glass in a simulated geological environment with bentonite buffer // Sustainability. 2023. V. 15: 6306.

STABILITY OF BOROSILICATE GLASS WITH SIMULATORS OF RADIONUCLIDES IN WATER

V. I. Malkovsky^a, S. V. Yudintsev^a, M. S. Nickolsky^{a, #}, O. I. Stefanovsky^b

^a*Institute of Geology of Ore Deposits, Petrography, Mineralogy and Geochemistry,
Russian Academy of Sciences, Staromonetny per. 35, Moscow, 119017 Russia*

^b*A.N. Frumkin Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry,
Russian Academy of Sciences, Leninsky pr. 31, bld. 4, Moscow, 119071 Russia*

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

The rates of leaching of elements from B-Si glass with radionuclide simulators at 90°C after 14 days are reduced by 1–2 orders of magnitude due to the formation of a gel layer on its surface. The stability of glass in water after its contact with bentonite is lower than in distilled water. Alteration of the glass is determined by the diffusion of water into it, exchange of alkalis and protons, hydrolysis and breaking of bonds between atoms in the glass network, appearance of gel, saturation of the solution with silica and alumina, precipitation of secondary phases. Radionuclides remain in the gel layer and only B, alkalis, as well as U and Mo in higher oxidation states accumulate in the solution. A significant proportion of waste simulants in glass leaching products is found in form of colloids.

Keywords: radionuclides, simulants, glass matrix, leaching, colloids

REFERENCES

1. Aloï, A.S., Trofimenko, A.V., Kol'tsova, T.I., Nikandrova, M.V. [Physicochemical characteristics of vitrified model HLW at the Experimental and Demonstration Center of the Mining and Chemical Combine]. *Radioaktivnye otkhody*, 2018, no. 4(5), pp. 67–75. (in Russian)
2. Boldyrev, K.A., Martynov, K.V., Kryuchkov, D.V., et al. [Numerical modeling of leaching of aluminophosphate glass in a static mode in the presence of bentonite]. *Radiokhimiya*, 2019, vol. 61, no. 5, pp. 427–432. (in Russian)
3. Carslaw, G., Eger, D. Thermal conductivity of solids. (Translated from English). Moscow, Nauka Publ., 1964, 487 p. (in Russian)
4. Laverov, N.P., Velichkin, V.I., Omel'yanenko, B.I., Yudintsev, S.V., et al. [Isolation of spent nuclear materials: geological and geochemical foundations]. Moscow, Institute of Earth's Physics RAS, 2008, 280 p. (in Russian)
5. Malkovskii, V.I. [Transfer of technogenic radionuclides in the Earth's crust]. Moscow, OOO "Sam Poligrafist" Publ., 2020, 190 p. (in Russian)
6. Martynov, K.V., Andryushchenko, N.D., Nekrasov, A.N., Zakharova, E.V. [Synthesis and leaching of boron-containing glasses for radioactive waste in deep disposal conditions]. *Radioaktivnye otkhody*, 2023, no. 3 (24), pp. 44–64. (in Russian)
7. Martynov, K.V., Zakharova, E.V. [Interaction of groundwater with barrier bentonite and phosphate glass containing radioactive waste simulators]. *Voprosy radiatsionnoi bezopasnosti*, 2019, no. 3, pp. 23–39. (in Russian)
8. Remizov, M.B., Kozlov, P.V., Logunov, M.V., et al. [Conceptual and technical solutions for the creation of vitrification units for flowing and accumulated liquid HLW at Mayak PA]. *Voprosy radiatsionnoi bezopasnosti*, 2014, no. 3, pp. 17–25. (in Russian)
9. Tolchev, A.V., Kazantseva, E.L., Kulikov, M.A. [Dynamics of solid-liquid interaction during heat treatment of aluminum hydroxide in distilled water]. *Vestnik YuUrGU*, 2012, no. 36, pp. 29–32. (in Russian)
10. Alonso, U., Missana, T., Fernández, A.M., García-Gutiérrez, M. Erosion behaviour of raw bentonites under compacted and confined conditions: Relevance of smectite content and clay/water interactions. *Applied Geochemistry*, 2018, vol. 94, pp. 11–20.
11. Backhouse, D.J., Fisher, A.J., Neeway, J.J., et al. Corrosion of the International Simple Glass under acidic to hyperalkaline conditions. *Materials Degradation*, 2018, vol. 2, p. 29.
12. Birgersson, M., Hedström, M., Karnland, O., Sjöland, A. Bentonite buffer: macroscopic performance from nanoscale properties. In: Apted, M.J., Ahm, J., Eds. Geological repository systems for safe disposal of spent

- nuclear fuels and radioactive waste. 2nd ed. Woodhead Publishing, 2017, pp. 319–364.
13. Cassingham, N., Corkhill, C.L., Backhouse, D.J., et al. The initial dissolution rates of simulated UK Magnox – ThORP blend nuclear waste glass as a function of pH, temperature and waste loading. *Mineralogical Magazine*, 2015, vol. 79(6), pp. 1529–1542.
 14. Damodaran, K., Gin, S., Narayanasamy, S., Delaye, J.-M. On the effect of Al on alumino-borosilicate glass chemical durability. *Materials Degradation*, 2023, vol. 7, p. 46.
 15. Debure, M., De Windt, L., Frugier, P., Gin, S. Mechanisms involved in the increase of borosilicate glass alteration by interaction with the Callovian-Oxfordian clayey fraction. *Applied Geochemistry*, 2018, vol. 98, pp. 206–220.
 16. Deissmann, G., Haneke, K., Filby, A., Wiegiers, R. Dissolution behaviour of HLW glasses under OPERA repository conditions. OPERA-PU-IBR511A. Vliissingen, NL: Opera, 2016, 76 p.
 17. Fisher, A.J., Imran, M.N.B., Mann, C., Gausse, C., et al. The dissolution of UK simulant vitrified high level waste in groundwater solutions. *J. of Nuclear Materials*, 2020, vol. 538, p. 152245.
 18. Frolova, A.V., Danilov, S.S., Vinokurov, S.E. Corrosion behavior of some glasses immobilized with REE in simulated mineral solutions. *Ceramics Intern.*, 2022, vol. 48, pp. 19644–19654.
 19. Gin, S., Abdelouas, A., Criscenti, L.J., Ebert, W.L., et al. An international initiative on long-term behavior of high-level nuclear waste glass. *Materials Today*, 2013, vol. 16, no. 6, pp. 243–248.
 20. Gin, S., Delaye, J.-M., Angeli, F., Schuller, S. Aqueous alteration of silicate glass: state of knowledge and perspectives. *Materials Degradation*, 2021, vol. 5, p. 42.
 21. Gin, S., Jollivet, P., Fournier, M., Angeli, F., Frugier, P. Origin and consequences of silicate glass passivation by surface layers. *Nature Communications*, 2015, vol. 6, p. 6360.
 22. Grambow, B., Müller, R. First-order dissolution rate law and the role of surface layers in glass performance assessment. *J. of Nuclear Materials*, 2001, vol. 298, pp. 112–124.
 23. Harrison, M.T. The effect of composition on short- and long-term durability of UK HLW glass. *Procedia Materials Science*, 2014, vol. 7, pp. 186–192.
 24. Honeyman, B.D. Colloidal culprits in contamination. *Nature*, 1999, vol. 397, pp. 23–24.
 25. Jantzen, C.M., Kaplan, D.I., Bibler, N.E., Peeler, D.K., Plodinec, M.J. Performance of a buried radioactive high level waste (HLW) glass after 24 years. *J. of Nuclear Materials*, 2008, vol. 378, pp. 244–256.
 26. Jantzen, C.M., Trivelpiece, C.L., Crawford, C.L., et al. Accelerated leach testing of glass (ALTGLASS): I. Informatics approach to high level waste glass gel formation and aging. *Int. J. Appl. Glass. Sci.*, 2017, vol. 8, pp. 69–83.
 27. Johnson, L., King, F. The effect of the evolution of the environmental conditions on the corrosion evolutionary path in a repository for spent fuel and high-level waste in Opalinus Clay. *J. of Nuclear Materials*, 2008, vol. 379, pp. 9–15.
 28. Jollivet, P., Frugier, P., Parisot, G., Mestre, J.P., et al. Effect of clayey groundwater on the dissolution rate of the simulated nuclear waste glass SON68. *J. of Nuclear Materials*, 2012, vol. 420, pp. 508–518.
 29. Libourel, G., Verney-Carron, A., Morlok, A., Gin, S., et al. The use of natural and archeological analogues for understanding the long-term behavior of nuclear glasses. *C. R. Geoscience*, 2011, vol. 343, pp. 237–245.
 30. Net Zero Roadmap. A global pathway to keep the 1.5°C goal in reach. 2023 Update. Paris, International Energy Agency, 2023, 224 p.
 31. Ojovan, M., Lee, W.E. Glassy waste forms for nuclear waste immobilization. *Metallurgical and Materials Transactions A*, 2011, vol. 42A, pp. 837–851.
 32. Poluektov, P.P., Schmidt, O.V., Kascheev, V.A., Ojovan, M.I. Modelling aqueous corrosion of nuclear waste phosphate glass. *J. of Nuclear Materials*, 2017, vol. 484, pp. 357–366.
 33. Status and trends in spent fuel and radioactive waste management. Vienna, IAEA, 2022, 88 p.
 34. Thorpe, C.L., Neeway, J.J., Pearce, C.I., Hand, R.J., et al. Forty years of durability assessment of nuclear waste glass by standard methods. *Materials Degradation*, 2021, vol. 5, p. 61.
 35. Zubekhina, B., Burakov, B., Shiryaev, A., Liu, X., Petrov, Y. Long-term chemical alteration of ²³⁸Pu-doped borosilicate glass in a simulated geological environment with bentonite buffer. *Sustainability*, 2023, vol. 15, p. 6306.

УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 553.6(504)

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ДОБЫЧИ, ПЕРЕРАБОТКИ И ЗАХОРОНЕНИЯ АСБЕСТА В РОССИИ И ЗА РУБЕЖОМ В СВЕТЕ МЕЖДУНАРОДНЫХ ДОГОВОРЕННОСТЕЙ

© 2024 г. И. Н. Заиканова^{1,*}

¹Институт геоэкологии им Е.М. Сергеева РАН (ИГЭ РАН),

Уланский пер. 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия

*E-mail: izaikanova@yandex.ru

Поступила 01.12.2023 г.

После доработки 20.03.2024 г.

Принята к публикации 04.04.2024 г.

Обсуждается научно-прикладное направление геоэкологии — влияние асбеста и, в частности, хризотила на здоровье человека и окружающую среду. Исключительной особенностью асбеста является “летучесть” его волокон на всех этапах обращения с ним — от добычи до захоронения. Именно это свойство обуславливает канцерогенную и фиброгенную опасность для человека пыли и волокон асбеста, что вызвало отказ многих стран от его использования. Вся цепочка деятельности по обращению с асбестом негативно влияет также на компоненты экосистемы: почвы, подземные и поверхностные воды, растительность. Стороны Женевской, Базельской и Роттердамской конвенций (ратифицированных СССР и РФ) и других международных организаций давно ведут работу по исследованию воздействия асбеста на человека, а также разработку требований и нормативных актов, ограничивающих и регулирующих вопросы безопасного природопользования. На этом фоне сформировался конфликт интересов, построенный, с одной стороны, на требовании многих стран включить добываемый в РФ хризотил-асбест в список особо опасных веществ Роттердамской конвенции, а с другой — противостояние этому ряда стран экспортеров и импортеров асбеста. Спрос на асбест значительно упал в мире, но он падает и в России, в связи с чем производители всячески пытаются популяризировать минерал. Статья носит информационный характер. Ее цель — обратить внимание на необходимость проведения научных исследований для принятия однозначных и обоснованных решений в части обращения с асбестом и его отходами.

Ключевые слова: геоэкология, здоровье человека, обращение с асбестом, конвенция, хризотил-асбест, экономика, отходы, шифер

DOI: 10.31857/S0869780924050074 EDN: QPEFNO

ВВЕДЕНИЕ

Одной из наиболее спорных проблем, стоящих перед промышленностью и экологией нашей страны, является обращение с асбестом и его отходами. Известно, что асбест — это собирательное название ряда тонковолокнистых минералов из класса силикатов — хризотил-асбеста, а также амфиболитовых форм асбеста таких, как крокидолит, амозит, тремолит, антофиллит, актинолит и др., образующих в природе агрегаты, состоящие из тончайших гибких волокон [1]. К числу важных свойств асбеста относятся термические — высокая тепло- и огнестойкость, благодаря которым этот минерал и изделия из него получили широкое распространение в строительстве и промышленности. Волокна асбеста легко распушаются в воздушной и водной среде и перемещаются в них. Риск поглощения человеком при вдыхании этих волокон возникает при добыче асбеста, а также

при дроблении и переработке асбестоцементных изделий. Установленная фиброгенность и канцерогенность попавших в водную и воздушную среды волокон разных видов асбеста различна и зависит от их диаметра и типа.

Безусловного внимания заслуживает экологический аспект обращения с асбестом. Благодаря волокнистой текстуре, асбест легко попадает в воздух и ветром (при добыче, транспортировке и захоронении), а также через вентиляционные системы (при обогащении, переработке, производстве изделий и их захоронении) переносится и аккумулируется в почвах, поверхностных водных системах, а затем в биоценозах — растениях и организмах почвенной, наземной и водной фауны. Попадая в водную среду, асбестовые волокна и пыль также могут перемещаться на большие расстояния как поверхностными, так и подземными водами. Таким образом, асбест кинематически,

т.е. через движение (перемещение) в различных средах, воздействует на всю экосистему человека, что мало изучено в настоящее время. И, наконец, самое главное — влияние асбеста на организм и здоровье человека, включая не только непосредственное действие волокон и пыли асбеста, но и “пострадавшей” от него окружающей среды.

Геологическая часть этой проблемы состоит, с одной стороны, в оценке и совершенствовании условий и технологий добычи (в частности, применение буровзрывных работ), обогащения, складирования отходов, транспортировке и их захоронения а, с другой стороны, в разработке мер по нейтрализации вредного воздействия асбеста, т.е. высвобождения волокон на всех стадиях обращения с данным минералом.

Условно разделяя “проблему асбеста” на экологическую и геологическую части, надо отметить и связующую их действительность, а именно пребывание в единой геосистеме, что определяет ее как региональную геоэкологическую проблему. Она привлекла к себе внимание еще в прошлом столетии. Данные о повышенной смертности и заболеваемости горняков месторождений асбеста были замечены давно, но переломный момент произошел в семидесятые годы прошлого века на фоне событий в Финляндии. Здесь, в местечке Пааккила находился один из крупнейших открытых рудников асбеста Европы, где было добыто 586 076 т амозит и крокидолит-асбеста. Смертность в этой общине достигала 150% от среднего по стране. Средняя продолжительность жизни мужчин в этом месте в 1970-е годы составляла 57 лет, в то время как по всей Финляндии — 67. Основная причина смерти бывших работников рудника — рак легких. В результате рудник закрыли еще до международного признания асбеста канцерогенным агентом.

Изделия из асбеста стали широко применяться во всем мире в 1930-е гг. Использование асбеста ввиду его характерных свойств стремительно увеличилось после Второй мировой войны. Если вначале добыча асбеста в мировом масштабе составляла 300 тыс. т/год, то уже в 1945 г. — 750 тыс. т/год. В 1950-х гг. ежегодная добыча асбеста достигла показателя 1.3 млн т. Пиком мировой добычи асбеста стали 1960–1980-е годы, когда уровень добычи с 2.2 млн т/год в 1960 г. возрос до 4.7 млн т/год в 1980 г. Асбест применялся при производстве порядка 3000 продуктов, наибольшее же распространение асбестовые материалы получили в сфере строительства.

Однако после того, как стало известно негативное влияние асбеста на здоровье людей, различные неправительственные и государственные организации выступили за запрещение использования асбеста. В результате показатели добычи асбеста упали более чем на 400 тыс. т за период между 1980 и 1985 г. и на 2 млн т ежегодно с 1985 по 1995 г. Например, в Канаде, добыча асбеста

упала с 15 млн т в 1970 г. до 320 тыс. т в 2000 г. Во многих странах добыча асбеста запрещена. В Советском Союзе добыча асбеста возросла с 50 тыс. т в 1930 г. до 2.5 млн т в 1985 г., после чего последовало снижение показателей добычи до 1 млн т/год, однако после падения на данный момент в Российской Федерации (РФ) показатели опять немало повысились.

НОРМАТИВНЫЕ АКТЫ И КОНВЕНЦИИ

В нормативных документах РФ, касающихся асбеста, имеются разночтения. По ГОСТ 12.1.005-88¹ по степени воздействия на организм человека асбест и асбестопородную пыль относят к III классу опасности.

В соответствии с Приказом МПР РФ от 02.12.2002 г. № 786 “Об утверждении Федерального классификационного каталога отходов” уже к I классу относятся: асбестовая пыль и волокно. Остальные отходы асбеста относятся к III классу как умеренно опасные. Согласно Каталогу, отходы асбеста включают: отходы добычи асбеста, дробления асбестовой руды, вскрышные и вмещающие породы при добыче асбестовой руды, отдельно — отходы хризотилового асбеста, изделий из асбеста, производства асбестоцементных изделий, асбестовую пыль (самый вредный тип отходов) и др. Всего в данный Каталог включено 20 типов отходов асбеста. Характерно, что в Каталоге не конкретизированы формы асбеста, тогда как различия между ними имеют принципиально важное значение для здоровья человека. СанПиН 2.2.3.2887-11 также относит пыль и волокна хризотила, добываемого в РФ, к I классу опасности.

Учитывая значительное распространение месторождений асбеста, его широкое использование в промышленном производстве и строительстве, а также то, что он является канцерогеном первой категории по классификации Международного агентства по исследованию рака (МАИР), в 1986 г. в Женеве на Генеральной конференции Международной организации труда (МОТ)², на основе соответствующих международных конвенций и рекомендаций по труду и, в частности, Конвенции и Рекомендации 1974 г. о профессиональных *раковых заболеваниях*, и других международных документов того же направления, была принята “Конвенция об охране труда при использовании асбеста”³, в которой установлены принципы национальной политики и деятельности

¹ ГОСТ 12.1.005-88 Система стандартов безопасности труда (ССБТ). URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200003608>

² Устав МОТ был разработан Комиссией по труду мирной конференции и стал частью XIII Версальского договора (1919 г.). СССР стал членом МОТ в 1934 г.

³ Ратифицирована Федеральным законом РФ N 50-ФЗ от 8 апреля 2000 г.

на национальном уровне. Первым пунктом Конвенции стало утверждение: *“Настоящая Конвенция охватывает все виды деятельности, связанные с воздействием асбеста на трудящихся в процессе работы”*.

Согласно данной **Женевской конференции**, национальными законодательством или правилами сторон Конвенции должны предписываться меры, которые следует принимать для предупреждения, контроля и защиты трудящихся в связи с воздействием опасных для здоровья факторов, возникающих при работе с асбестом. В частности, по решению Конференции в тех случаях, когда необходимо защитить здоровье трудящихся и это технически осуществимо, национальные законодательства или правила предусматривают в качестве основы следующие меры:

а) замену асбеста или некоторых его разновидностей, или асбестосодержащих изделий там, где это возможно, другими материалами или изделиями, или альтернативными технологическими процессами, которые компетентный орган считает на основе научной оценки как безвредные или представляющие меньшую опасность для здоровья;

б) полное или частичное запрещение использования асбеста или некоторых его разновидностей, или асбестосодержащих изделий в некоторых производственных процессах.

Положениями действующего в РФ законодательства запрет на использование асбеста в строительстве не установлен. При этом в нашей стране действует Федеральный закон РФ от 8 апреля 2000 г. № 50-ФЗ “О ратификации Конвенции 1986 года об охране труда при использовании асбеста (Конвенция № 162)”.

5 мая 1992 г. (одобренная договаривающимися сторонами 22.03.1989 г.) вступила в силу

Базельская конвенция (далее БК) “О контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением”. Советским Союзом Базельская конвенция была подписана 23.03.1990 г. (Нью-Йорк, США), а ратифицирована Российской Федерацией — Законом от 25.11.1994 г. № 49-ФЗ, что позволило принять ряд важных, в том числе международных, документов в целях ее реализации. БК насчитывает 170 стран-участниц и призвана оградить здоровье человека и окружающую среду от пагубного воздействия, вызываемого производством, использованием, трансграничной перевозкой и удалением опасных отходов.

Позже в РФ было принято постановление Правительства РФ от 17.07. 2003 г. N 442 “О трансграничном перемещении отходов”. Приложение к постановлению включает перечень отходов, ввоз (транзит) которых на территорию (по территории) РФ запрещается, а вывоз с территории РФ осуществляется по лицензии Министерства промышленности и торговли РФ, выдаваемой на основании разрешения Федеральной службы по надзору в сфере природопользования (ее территориальных органов) на трансграничное перемещение отходов.

Как видно из табл. 1, согласно классификации БК, асбест признан **опасным** отходом, а в перечень опасных асбестосодержащих отходов входят все виды отходов асбеста.

В Постановлении РФ N 442 *не делается исключения ни для каких видов асбестосодержащих отходов*, хотя хризотилковый асбест по утверждению представителей асбестодобывающей промышленности нашей страны, не опасен для здоровья человека, в отличие от других таких форм асбеста, как минералы амфиболитовой серии асбестов.

Таким образом, в отношении отходов асбеста нашей стране удалось подтвердить соответствующим

Таблица 1. Перечень асбестосодержащих отходов, предусмотренных постановлением Правительства РФ от 26.04.2022 г. № 758

Код вида отхода по ТН ВЭД, ЕАЭС	Наименование вида отхода	Код вида отхода по классификации Базельской конвенции о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением		Код вида отхода по классификации ОЭСР	Код составных элементов видов потенциально опасных отходов по классификации ОЭСР
		объединенный перечень отходов А, В	основной перечень регулируемых отходов Y		
Из 2524 10 000 0 Из 2524 90 000 0 Из 6812 99 100 0	Отходы асбеста в виде пыли и волокна	A2050	Y36	RB010	RB010

Примечание. ТН ВЭД, ЕАЭС — Товарная номенклатура внешнеэкономической деятельности Евразийского экономического союза и Единый таможенный тариф Евразийского экономического союза; ОЭСР — Организация экономического сотрудничества и развития.

актом, что они являются опасными, получившими соответствующий код по классификации БК.

Более чем через десять лет после вступления в силу запрета на асбест в Германии (1993), все государства — члены Европейского Союза согласились на запрет на производство и использование асбеста. К тому времени Франция, Польша, Бельгия и Италия уже несколько лет как ввели такой запрет. Комиссией Европейского Сообщества принята Директива 1999/77/ЕС, предусматривающая запрет хризотилового асбеста в странах Евросоюза с 1.01.2005 г. В конце концов, под давлением ЕС в 2005 г. ранее упорствовавшие Венгрия, Хорватия, Греция и Португалия также присоединились к запрету. С начала 1980-х и до 1990-х гг., соответственно, запрет на асбест уже существовал в таких странах, как Япония и Норвегия.

К настоящему времени 63 страны (включая страны ЕС) запретили использование асбеста. Только в некоторых из них разрешены исключения для незначительных видов его применения в промышленности. Нарушение этого запрета в Европе карается как административное правонарушение или даже как преступление. В первом случае штраф может составлять 5 000 евро или в особых случаях даже 25 000 евро, если преступление совершено, это может быть наказано тюремным заключением. Так, например, согласно польскому закону “О запрете использования изделий, содержащих асбест” (принят в 1997 г.)⁴: “Кто использует на территории Республики Польши асбест либо изделия, содержащие асбест, подлежит штрафу, ограничению или лишению свободы на срок от 3 мес. до 5 лет. Такому же наказанию подлежат те, кто производит изделия, содержащие асбест, или совершает оборот асбеста или изделий из него (ст. 7b, п. 1, 2)”.

Согласно Регламенту Европейского Парламента и Совета ЕС 1907/2006, хризотил входит в число минералов, производство, размещение на рынке и использование которых, если они добавлены намеренно, запрещены. Однако этот запрет относится только к дальнейшему распространению асбестовых продуктов. Установлено более миллиарда квадратных метров асбестосодержащих материалов, которые становятся все более и более опасной проблемой для домовладельцев. Прежде всего это касается зданий, построенных давно, поскольку асбест, разрушающийся под воздействием внешних факторов, особенно опасен, если он относится к его амфиболовой группе.

Несмотря на запреты во многих странах, 125 млн человек во всем мире заняты на рабочих местах, подверженных воздействию асбеста. Этот факт объясняется тем, что большая часть азиатских стран, а также Россия, уклоняются

от запрета на асбест, и там продолжают его добывать и использовать, а также производить изделия, содержащие асбест.

В большинстве стран СНГ законодательство, имеющее отношение к указанным выше конвенциям, базируется на модельном законе “Об отходах производства и потребления”, принятом Постановлением Межпарламентской Ассамблеи государств-участников Содружества независимых государств 15.06.1998 г. №11-9. В настоящее время большинство стран СНГ находится на начальном этапе пути реализации положений БК о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением, в некоторых странах СНГ создана база для развития законодательства в рамках конвенции.

Хризотилловый асбест был запрещен во многих частях мира за его канцерогенность, но так и не был включен в список опасных веществ в соответствии с **Роттердамской конвенцией** (далее РК) “О процедуре предварительного обоснованного согласия (ПОС)”, которая регулирует торговлю вредными веществами. Конвенция вступила в силу 24.02.2004 г. и стала юридически обязательной для ее участников. РФ стала участником РК 28.04.2011 г., а 27.07.2011 г. ратифицировала вступление.

Целями РК являются: поощрение совместной ответственности и совместных усилий сторон в международной торговле отдельными опасными химическими веществами для защиты здоровья человека и окружающей среды от потенциального вреда, а также содействие экологически обоснованному использованию этих опасных химических веществ. Процедура ПОС представляет собой механизм для получения и распространения решений импортирующих сторон о том, желают ли они получать будущие партии определенных химических веществ, а также для обеспечения соблюдения этих решений экспортирующими сторонами⁵.

Экспертный орган РК (Комитет по рассмотрению химических веществ), состоящий из 31 ученого, неоднократно, после тщательного рассмотрения, рекомендовал, чтобы хризотилловый асбест и его отходы были включены в список опасных веществ (Приложение III конвенции). На заседании РК в 2015 г. против такого шага выступили 8 стран: Россия, Казахстан, Индия, Китай, Кыргызстан, Пакистан, Куба и Зимбабве. В 2006 г. асбестовые заводы этих стран создали зонтичную организацию по асбестоцементу, которая стремится остановить запрет на хризотил-асбест.

РК подразумевает только предварительное информированное согласие. Однако в отношении хризотила, указанное выше небольшое число

⁴ <https://lexlege.pl/ustawa-o-zakazie-stosowania-wyrobow-zawierajacych-azbest/>

⁵ <https://enb.iisd.org/negotiations/rotterdam-convention-prior-informed-consent-procedure-certain-hazardous-chemicals>

стран утверждало, что включение его в Приложение III РК представляет собой “фактический запрет” на торговлю этими веществами. Они заблокировали включение его в перечень, несмотря на то, что делегаты КС15 согласилась с тем, что критерии для включения этих веществ в перечень Конвенции соблюдены. Так, представителям хризотиловой отрасли стран-экспортеров удалось отстоять право выпускать свою продукцию.

На самом деле Роттердамская конвенция не ставит своей целью запретить использование или торговлю химическими веществами, перечисленными в Приложении III. Она предлагает нормативную базу для принятия странами решений об ограничении импорта химических веществ и степени ограничения производства.

Решения, принимаемые отдельными странами, инициируют содержащуюся в РК процедуру “предварительного обоснованного согласия” и требуют должного информирования об опасных свойствах материалов. Эти решения затем сообщаются всем сторонам и должны соблюдаться. Невключение хризотила в РК удерживает импортеров этого вещества от разрыва контрактов, а производителя асбеста и асбестосодержащей продукции — от потери партнеров по бизнесу.

На заседании РК в 2022 г. 28 стран выступили за включение хризотила в Приложение III РК (перечень особо опасных веществ), против было уже 6 стран: Россия, Казахстан, Индия, Киргизия, Зимбабве и Пакистан. Ввиду отсутствия консенсуса, решением председателя конвенции вопрос был перенесен на следующее заседание сторон в 2025 г.

СВОЙСТВА И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАЗНЫХ ВИДОВ АСБЕСТА

Асбест. Общими свойствами разных видов асбеста являются высокие показатели стойкости к воздействию огня, кислот, щелочей и др. химических соединений. Этим обусловлено его широкое применение в строительстве и промышленности. Принято выделять два вида асбеста слабо- и прочносвязанный.

Слабосвязанным называют асбест при условии, если его содержание в изделиях составляет не менее 60%. К ним относятся, в частности, распыляемый асбест, поскольку асбестовые волокна уже могут высвободиться при небольшой вибрации; он содержится в чистящих средствах, легких пластинах или электроприборах, таких как тостеры или утюги. Виниловые напольные покрытия, созданные в 1960-х гг., также могут содержать такой асбест.

Прочносвязанный асбест менее опасен, поскольку содержание асбеста в изделиях составляет всего от 10 до 15%. К ним относятся асбестоцементные

изделия, такие как кровельные и гофрированные панели, трубы, цветочные горшки и напольные покрытия. Асбестоцемент сам по себе не опасен, так как асбест в нем находится в плотно скрепленной форме, однако это верно только до тех пор, пока волокнистый цемент не поврежден и не подвергается механическим воздействиям. Риск заболеваемости от этого вида асбеста может возникнуть, если плиты испытывают сильное выветривание, дефляцию.

Хризотил. Хризотил или белый асбест наиболее распространенный тип асбеста, он устойчив даже к сильным основаниям и воздействию кислот, термически стабилен примерно до 550°C. Этим обусловлено широкое применение в промышленности хризотил-асбеста и, как следствие, высокие показатели его добычи.

Считается, что все российские месторождения хризотил-асбестовые, хотя месторождения, как правило, не бывают такими мономинеральными, а включают другие общепризнанные (включая и РФ) канцерогенно опасные виды асбеста, например, крокидолит и другие амфиболовые виды асбеста.

Месторождения хризотил-асбеста генетически связаны главным образом с ультраосновными породами и образуются в процессе их серпентинизации при воздействии гидротермальных растворов, вызванных гранитоидными интрузиями. Крупнейшие месторождения хризотил-асбеста в России — Баженовское, Красноуральское (Средний Урал), Джетыгаринское и Киембаевское (Южный Урал), Актотракское, Саянское, Ильчирское (Саяны), Молодежное на севере Забайкалья (Бурятия). Лучший асбест в РФ добывают в Бурятии (длина хризолитовых волокон достигает 8 см). Хризотил-асбестовая промышленность в России состоит из 41 добывающего и перерабатывающего предприятия. Крупнейшие из них — компании “Оренбургские минералы” и “Ураласбест”, обе — градообразующие: первая — для г. Ясный в Оренбургской обл. (15 тыс. жителей); вторая — для г. Асбест на Урале (более 60 тыс. жителей).

В России примерно полмиллиона человек заняты в асбестовой промышленности: они занимаются добычей, переработкой этого вещества, работают на шиферных заводах и на заводах по производству асбестоцементных труб и т.д.

Хризотил в России входит в состав более чем трех тысяч изделий в самых различных областях техники. Чаще всего хризотил используется в производстве:

- кровельных, стеновых изделий (асбестоцементные плоские и волнистые листы, пенобетон);
- труб (хризотилцементные напорные и безнапорные трубы различного диаметра);
- фасадных плит;

- асбестотехнических и теплоизоляционных изделий (ткани, шнуры, картон, фильтры, фрикционные изделия, тормозные ленты, парониты др.);
- фиксаторов защитного слоя бетона для устройства тоннелей, герметиков;
- резинотехнических материалов, кирпича и др.

Шифер. К широко распространенным асбестосодержащим изделиям, а после запрещения в некоторых странах и к отходам, относится шифер. Его важными качествами являются долговечность (более 30 лет, хотя в России встречаются кровли, на которых шифер смонтирован и более 70 лет назад) и дешевизна, кроме того он негорюч (группа горючести материала — НГ) и не корродирует отличие от металлических покрытий.

В 1902–1903 гг. появилось первое предприятие по выпуску шифера. Очень быстро заводы открылись во Франции, Италии и Чехии. А уже в 1908 г. производство этого кровельного материала началось в России, потому что не было в то время материалов, способных конкурировать с ними по соотношению цена—качество. Особенно много таких листов производилось в СССР по названной выше причине и потому, что наша страна была и остается самой богатой в мире по запасам асбеста, а также по его добыче и переработке. Шифер позволил решить проблему с кровлями, однако при сносе старых домов листовые покрытия часто перемещали и до сих пор перемещают на другие объекты. Асбестосодержащие покрытия строго запрещены для использования в качестве внутренней облицовки на Западе, так как даже небольшие повреждения и царапины могут стать источником вредной асбестовой пыли⁶.

В этом отношении примечателен опыт Польши. Законом “О запрете использования изделий, содержащих асбест”⁷, принятым там в 1997 г., рекомендовано исключить применение шифера в качестве кровельного материала. В этой стране проведение работ, связанных с заменой кровельного материала, содержащего асбест, выполняется под контролем компетентного органа строительного надзора (PINB), Государственного санитарного инспектора и соответствующего Окружного инспектора труда. Образовавшиеся в результате удаления шифера с крыш опасные отходы предприниматель обязан передать на утилизацию на полигон, предназначенный для хранения содержащих асбест отходов, или подвергнуть его разрешенным законом видам утилизации. Как отмечалось выше, нарушение этого закона карается штрафами и/или уголовным наказанием. В результате его действия в Польше практически

везде этот вид кровли был заменен на менее опасный. Приведение этого примера важно еще потому, что здесь очень четко названы несколько органов, отвечающих за надлежащий контроль выполнения предписаний Закона, а также указаны специализированные полигоны для хранения асбестосодержащих изделий, чего нет в нашем законодательстве об отходах.

В настоящее время существуют полимерные материалы, которые могут заменить шифер. Борьба на рынке стройматериалов между полимерами и асбестом идет уже несколько лет. Полимерные кровельные материалы долговечнее натурального асбеста, но стоимость их производства в 6–10 раз выше.

В СССР шифер применялся повсеместно и в больших количествах. Шифер является надежным покрытием пока асбест в нем находится в плотно скрепленной форме. Но, если плиты испытывают сильное выветривание, это может привести к высвобождению вредных волокон, которые согласно классификатору отходов относятся к I категории опасности. Кроме того, все формы механической обработки от сверления, пиления, шлифования и фрезерования, то есть разрушения — могут способствовать выбросу в воздух опасных для здоровья пыли и волокон асбеста. Даже такие работы, как покраска или струйная обработка асбестоцементных плит, например, в Германии запрещены законом⁸.

НЕГАТИВНОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ АСБЕСТА НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

Еще Плиний, рассказывая об асбестовых работах, отмечал: “*те рабочие, которые добывают волокна в каменоломнях; и те, кто прядет из асбеста нити и шьет одежду, долго не живут, заболевают и умирают они молодыми*”⁹.

Характерно, что борьба с асбестом ведется только по одному направлению — воздействию на здоровье человека. Однако асбест, в частности его добыча и переработка, губительно сказывается на всей природной системе, а через нее к непосредственному воздействию на человека асбеста прибавляются экологические факторы.

Проблема воздействия асбеста на природную среду крайне мало изучена. Однако имеющиеся данные показывают, что оно значительно. Для примера можно привести исследования на отвалах Баженовского месторождения (Урал), которые сформированы в результате сухого обогащения асбестовой руды и содержат пылеватые волокнистые частицы хризотил-асбеста. Со временем они

⁶ <http://semidlov.ru/mar/vred-shifera-dlya-zdorovya-v-chem-kroetsya-opasnost-realnost-ili/>

⁷ Ustawa z dnia 19 czerwca 1997 r. O zakazie stosowania wyrobów zawierających azbest. <https://lexlege.pl/ustawa-o-zakazie-stosowania-wyrobow-zawierajacych-azbest/>

⁸ <https://www.rathschek.de/>

⁹ <http://www.mindraw.org/cristall15-Asbest.htm>

образуют на поверхности отвалов плотную корку, препятствующую прорастанию семян растений. Установлено обильное осаждение пылевидных частиц на поверхности растений, вызывающее нарушение транспирации и фотосинтеза. Растения на отвалах сильно угнетены. На 35–40-летнем отвале обогащения асбестовой руды растительный покров практически отсутствует, растения встречаются единично или редкими группами, их проективное покрытие едва достигает 0.1% [5]. Для сравнения приводим данные изучения хода самозаращения на отвалах угольных месторождений Урала [9]. Уже в год прекращения отсыпки пустой породы на отвалах появляются побеги древесной растительности. Первые виды древесных растений – береза и ива, на 2–3 год появляются побеги сосны. К 7-ми летнему возрасту на отвалах уже аспект создают березы, разные виды ив, сосна. К 12–14 годам отвалы покрыты древесной растительностью, перемежающейся с пространствами, занятыми травами. К этому времени проективное покрытие растительностью достигает 70–80%. К 30–40 годам на отвалах месторождений угля формируется смешанный лес с древесным и травяно-кустарничковым покровом.

Из-за указанной выше “летучести” волокон асбеста возможен их перенос на большие расстояния, а следовательно и его попадание в поверхностные и подземные воды. Исследования, проведенные на том же Баженовском месторождении другими авторами [2–4], включали определения концентраций волокон асбеста и замеры дисперсного состава частиц методами фазово-контрастной оптической микроскопии и сканирующей электронной микроскопии. Они показали, что все изученные подземные и поверхностные водоисточники на территории Баженовского месторождения содержат волокна хризотил-асбеста, а в пробах снега, отобранных около фабрики обогащения, концентрации асбеста были на порядок выше, чем в воде. Концентрации волокнистых частиц в водоотливах шахт и естественных водоемах колебались от $0.098 \cdot 10^5$ вол/л до $1.013 \cdot 10^5$ вол/л.

К сожалению, в отличие от зарубежных стран, у нас изучению воздействия горнодобывающих предприятий асбеста на природную среду уделяется очень мало внимания.

Находясь в воздухе и воде, асбест не может не сказываться на здоровье человека. В результате механического раздражения дыхательной системы у человека, контактирующего с асбестом, чаще всего развивается бронхит. Но также существует вероятность появления асбестоза, поскольку осевшая в нижних частях легких пыль провоцирует в них рубцовые изменения. Самым распространенным заболеванием, приводящим к раку легких является мезотелиома плевры.

По данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) асбест (актинолит, амозит,

антофиллит, хризотил, крокидолит и тремолит) был классифицирован МАИР как “канцерогенный для человека”¹⁰. Заболевания, связанные с асбестом, диагностируются через 20–40 лет после первого воздействия.

В большинстве случаев (до 70%) мезотелиома плевры, как и мезотелиомы других локализаций, является асбестоиндуцированной опухолью. Мезотелиома плевры обычно развивается у лиц, находившихся в длительном и тесном контакте с асбестосодержащими продуктами (у работников рудников, населения, проживающего в непосредственной близости от мест добычи асбеста, рабочих обрабатывающих производств). По мнению Д. Джетти, М. Обри [12] и других авторов пока неясно, существует ли вообще порог воздействия асбеста, ниже которого нет риска злокачественной мезотелиомы плевры, поскольку в настоящее время он не может быть определен количественно для практических целей.

Хризотил, который добывают в РФ, вместе с другими видами асбеста в настоящее время в мире классифицируется как человеческий канцероген [1, 8]. МАИР и Департаментом здравоохранения и социальных служб (США) установлено, что “с асбестом, связаны паренхиматозной асбестоз, плевральные патологии, перитонеальная мезотелиома и рак легких”¹¹, исследования российских ученых подтвердили эти данные [6, 7].

Ряд авторов делает неутешительный прогноз о количестве заболеваний в будущем, в том числе в тех странах, где использование асбеста запрещено, из-за их длительного латентного периода. Были проанализированы оценочные глобальные показатели заболеваемости и смертности от болезней, связанных с асбестом. Результаты: согласно последним данным, ежегодно асбест становится причиной примерно 255 тыс. смертей, из которых 233 тыс. смертей вызваны воздействием асбеста на производстве. В Европейском союзе, Соединенных Штатах Америки и в других странах с высоким уровнем дохода (региональная классификация ВОЗ) прямые затраты на болезни, досрочный выход на пенсию и смерть, включая производственные потери, оцениваются как очень высокие. В странах Западной Европы и Европейском союзе они эквивалентны 0.70% валового внутреннего продукта [10].

Согласно российскому Федеральному регистру потенциально опасных химических и биологических веществ (Информационная карта “Хризотил-асбест”), наиболее поражаемые органы

¹⁰ Доклад ВОЗ за 2014 год. <https://www.businessinsider.com/who-world-cancer-report-2014-2014-2>

¹¹ Агентство по регистрации токсичных веществ и заболеваний (ATDSR), Министерство здравоохранения и социальных служб США (2007). <https://www.atsdr.cdc.gov/>

и системы: нервная, дыхательная и сердечно-сосудистая системы, желудочно-кишечный тракт, печень, почки, морфологический состав периферической крови. Там же отмечается сенсibiliзирующее, репротоксическое, мутагенное, фиброгенное и канцерогенное действие на здоровье людей. При этом Регистр выделяет I класс и III класс опасности хризотил-асбеста. Согласно СанПиН 2.2.3.2887-11¹² п. 2.5.1., к I классу опасности относятся хризотилевая пыль и волокно. Степень вредного воздействия I класса опасности на окружающую среду определяется как “чрезвычайно опасное”. При таких воздействиях экологическая система, согласно определению I класса опасности, нарушается необратимо. Поэтому в данный документ внесено такое требование (п. 4.9): *“Все работавшие с хризотилом и хризотилсодержащими материалами остаются пожизненно на диспансерном учете”*. Согласно СанПиН 2.2.3.757-99¹³, все асбестосодержащие пыли являются аэрозолями, оказывающими фиброгенное и канцерогенное воздействие на человека, причем, что очень важно, независимо от вида асбеста. В исследовании показателей заболеваемости раком легких среди мужчин в г. Асбест за период с 1958 по 2008 г. [11] были обнаружены стабильно повышенные показатели.

Можно сделать вывод, что опасные воздействия на здоровье характерны только для *“лиц, находившихся в длительном и тесном контакте с асбестосодержащими продуктами (у работников рудников, населения, проживающего в непосредственной близости от мест добычи асбеста, рабочих обрабатывающих производств)”*. То есть, возможно, было бы достаточно принять локальные меры по защите этих категорий работников и местного населения. Выше отмечалось, как важно исключить применение материалов из асбеста, таких в частности, как шифер и внутриквартирные перегородки плиты, которые при разрушении способны выделять волокна и пыль. Поэтому во многих странах исключили его применение в быту и строительстве.

ЭКОНОМИКА АСБЕСТА

Россия располагает крупнейшей в мире сырьевой базой хризотила. Государственным балансом учтены 11 месторождений хризотила с суммарными запасами свыше 100 млн т. Более 53% разведанных запасов хризотила сосредоточено в Свердловской области. Основные страны-импортеры хризотилового асбеста из России — Индия (29.6%),

Китай (37.8%), Индонезия (10.2%), Таиланд (8.1%), Вьетнам (7.6%)¹⁴.

Объем мирового экспорта товаров группы “Асбест” в 2022 г. превысил 188 млн долларов (согласно отчетности 22 стран), годом ранее этот показатель составлял 250 млн долларов (по данным 21 стран)¹⁵.

Объем мирового импорта товаров группы “Асбест” в 2022 г. превысил 404 млн долларов (согласно отчетности 47 стран). Годом ранее этот показатель составил 444 млн долларов (по данным 56 стран).

Таким образом, торговля асбестом, несмотря на все старания общественности, медиков и правительств ряда государств приостановить передвижение по земному шару и использование этого вещества, — дело выгодное, а потому, хоть и падает, но продолжается. Возобладали интересы людей, материально заинтересованных в прибыли, а не в здоровье жителей городов и работников горнодобывающих предприятий, контактирующих с асбестом.

Среди крупнейших в мире потребителей асбеста прежде всего надо назвать Китай, где добываемого асбеста недостаточно и необходим импорт. В Индии ежегодно выпускается 2.4 млн т готовой асбестовой продукции, также в Таиланде и других странах Юго-Восточной Азии производство и использование асбеста не сокращается. Так что до всемирного запрета еще далеко. Мало того, что развивающиеся страны придерживаются использования асбеста, запрет на асбест долгое время не был объявлен в США и Канаде. Канада ввела такой запрет только декабре 2017 г., в США его использование было только сильно ограничено.

В 2010 г. в Парме (Италия) государства-члены Европейского региона ВОЗ, в который входит и РФ, приняли декларацию о *разработке национальных программ по ликвидации заболеваний, связанных с асбестом*. Рекомендованный Национальный профиль по асбесту является инструментом для предоставления информации государствам-членам ВОЗ. Цель Национального профиля — служить отправной точкой для разработки и обеспечения соблюдения национальных программ по ликвидации заболеваний, связанных с асбестом.

В качестве примера можно привести Национальный профиль Германии [13], включающий широкий круг источников данных и использующийся для иллюстрации *экономического бремени заболеваний, связанных с асбестом*. В нем содержится информация о больших затратах Германии, запретившей на своей территории применение

¹² СанПиН 2.2.3.2887-11 “Гигиенические требования при производстве и использовании хризотила и хризотилсодержащих материалов”. URL: <https://docs.cntd.ru/document/902290608>

¹³ СанПиН 2.2.3.757-99 “Работа с асбестом и асбестосодержащими материалами”. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200004530>

¹⁴ https://eec.eaeunion.org/upload/iblock/87a/Express_khrizotyl_le_polugodie2020.pdf?ysclid=lnu7umotrc780538359

¹⁵ https://trendeconomy.ru/data/commodity_h2/2524

асбеста и асбестосодержащих изделий. В частности, “за период с 1990 по 2012 г. только расходы немецкого социального страхования от несчастных случаев на производстве в связи с профессиональными заболеваниями, вызванными воздействием асбеста (медицинские расходы, пенсии пострадавшим и иждивенцам) составили 6.1 млрд евро. Подсчитано, что в перспективе эти расходы возрастут до 10 млрд евро”.

Во многих Национальных профилях разработаны государственные программы и методики по избавлению от асбеста, предусмотрено *оплачиваемое* государством обучение методам утилизации и нейтрализации отходов от переработки и использования асбеста. Государства тратят на неиспользование асбеста и замену его менее опасными материалами значительные суммы. К 2021 г. такой профиль подготовили: Австралия, Германия, Япония, Бангладеш, Камбоджа, Индия, Лаос, Монголия, Непал, Филиппины, Вьетнам, Болгария, Индонезия и Македония и др. Россия Национальный профиль по ликвидации заболеваний, связанных с асбестом, не подготовила.

Поэтому неправы те, кто считает, что меры по сокращению использования асбеста в промышленности, нейтрализации асбестосодержащих материалов и отходов в нашей стране — это экономические санкции против России.

В 2018 г. вышло в свет “Открытое письмо асбестовой промышленности — Конец близок!”, которое подписали более 20 известнейших специалистов — медиков и экологов, а также около 50 международных организаций, в котором утверждается: “Когда придет время компенсаций пострадавшим и устранения загрязнений окружающей среды — загрязнители уже давно исчезнут. Жертвы асбеста, разоренные общины и национальные правительства будут платить за прибыль асбестовой промышленности”.

ОБРАЩЕНИЕ С ОТХОДАМИ И ПРОДУКЦИЕЙ ИЗ АСБЕСТА

Асбестосодержащие отходы — это остатки сырья, полуфабрикатов и иных изделий, которые образовались в процессе добычи, обогащения, переработки и использования асбестосодержащих материалов.

В асбестоцементном производстве образуются мокрые, сухие, пылевые и прочие отходы. Частично мокрые отходы возвращаются в производство, остальные вывозятся в места захоронения. Сухие отходы образуются за счет брака и боя асбестоцементных изделий, пылевые — от механической обработки труб и муфт, резки листов и растаривания мешков с асбестом. Оба вида сухих отходов частично утилизируются в качестве заполнителей бетонных стеновых изделий.

В асбестотехнической промышленности отходы образуются при изготовлении ткацкого, асбофрикционного и паронитового производства, как правило, это волокнистые отходы и отходы выпрессовки, вырубки и раскроя. Большая часть этих отходов перерабатывается на специальном оборудовании и используется в основном технологическом процессе в качестве сырьевой добавки. Часть отходов вывозится в места захоронения.

Отходы асбестоцементного производства, потребляющего более 50% производимого асбеста, колеблются от 2 до 15.5%, а асбестотехнического — до 35%. Асбестовое горно-обогащительное производство связано с добычей и перемещением огромного количества вскрышных горных пород, около 70% которых уходит в отвал.

Для сбора асбестосодержащих отходов должны использоваться закрытые емкости, особенно это касается сыпучих отходов — контейнеры, мешки или другая тара, чтобы исключить попадание асбестовой пыли в окружающую среду.

Что касается размещения отходов добычи хризотила, то в соответствии с п. 2.1.2 СанПиН 2.2.3.2887-11 есть ограничения в части размещения отвалов хризотилсодержащих отходов, однако до сих пор эти отходы захораниваются либо с ТКО, либо со строительными материалами, которые признаны “нейтральными” в отношении экологии.

Согласно действующей Инструкции по обращению с асбестосодержащими отходами I и IV класса опасности: “асбестовая пыль и волокно”, “отходы асбеста в кусковой форме”, “отходы асбестовой бумаги”, “отходы асбестовой крошки”, “шлам асбестовый, не загрязненный опасными веществами”¹⁶, сбор асбестосодержащих отходов должен вестись строго отдельно по их видам. Разные асбестосодержащие отходы (рассыпчатые, твердые) собираются в отдельные емкости. Отходы, содержащие асбестовую пыль, нужно хранить отдельно от других асбестосодержащих отходов. Жидкие асбестосодержащие отходы должны складироваться в специальные контейнеры, емкости или отстойники и периодически освобождаться.

По Инструкции все асбестовые отходы, ожидающие удаления, находящиеся в контейнерах, мешках или емкостях должны иметь соответствующие надписи или маркировку и надпись “Опасные отходы”. Одно из важнейших требований в отношении временного хранения отходов асбеста — хранение асбестосодержащих отходов, не более 6 месяцев. Не допускается транспортирование неупакованных асбестосодержащих отходов в открытых кузовах автомашин

¹⁶ <https://library.fsetan.ru/doc/instruktsiya-po-obrascheniyu-s-asbestosoderzhaschimi-othodami-i-i-iv-klassa-opasnosti-asbestovaya-pyl-i-voлокно-othodyi-asbesta-v-kuskovoj-forme-othodyi-asbestovoj-bumagi-othodyi-asbestovoj-kroshki-shlam-asbestovyy-ne-zagryaznennyij-opasnyimi-veschestvam/>

и на железнодорожных платформах. При работе с пылевидными асбестосодержащими отходами следует применять увлажнение в теплый период года на всех этапах: при погрузке, транспортировании, выгрузке и разравнивании складированных отходов.

Содержащиеся в Инструкции основные требования к сбору, хранению и транспортировке отходов асбеста не подразумевают контролируемого обеспечения полной безопасности работников, поскольку на всех указанных выше стадиях производства асбеста и изделий из него невозможно отделение их пылевой и волокнистой составляющей, являющейся отходом I класса опасности. Даже разработанные в РФ методические рекомендации не исключают полностью перехода в воздушную среду этих отходов: мокрый асбест — может высохнуть при транспортировке, в местах захоронения могут произойти разрывы мешков, работник может забыть одеть маску, сломается вентилирующая система и т.д. Определяющим в данном случае является человеческий фактор, т.е. все меры носят вероятностный характер. В Инструкции нет, как это сделано в приведенном выше польском законе, а также в законодательствах других стран, указания на органы, контролируемые соблюдение всех, есть лишь такое пожелание: *“обученные и проинструктированные работники несут полную ответственность за нарушение требований настоящей инструкции”*, что, конечно, само по себе требует контроля.

“Люди могут только догадываться о наличии асбеста в изделиях из их названия. Однако на маркировке асбест отсутствует, — поясняет Ольга Сперанская, сопредседатель Международной сети по ликвидации стойких органических загрязнителей. — Нет также сведений о том, что это вещество опасно, и о том, как надо обращаться с товаром, чтобы снизить непосредственный контакт. И главное — что делать с асбестовыми товарами, когда они становятся отходом? Кто-то сваливает на свалках, кто-то в оврагах, кто-то делает отсыпку на дорогах. Эта проблема вообще нигде не решена”¹⁷.

Что касается готовой продукции из хризотила, то согласно СанПиН 2.2.3.2887-11 п. 2.4.10, упаковочные единицы хризотила должны иметь маркировку и предупреждающие надписи в соответствии с требованиями действующих нормативных документов. В соответствии с Европейским каталогом отходов, отходы, содержащие асбест, должны помечаться как опасные отходы с соответствующим ключевым номером. Согласно ГОСТу, при транспортировке на упаковках с хризотилом должен стоять международный знак опасности (белая прописная буква А на черном фоне) и предупреждение



Рис. 1. Пример неправильной упаковки без маркировки тары хризотилового асбеста.

(Источники: https://sakhalinsk.pulscen.ru/products/asbokroshka_a6k_30_meshok_50_kg_116306433, https://www.yar-ksm.ru/goods/68772563-asbest_khrizotilovy_marki_5_70).

о том, что “вдыхание асбестовой пыли опасно для здоровья”, что не всегда соблюдается (рис. 1).

В настоящее время движение в нашей стране идет только в одном направлении — остановить любую информацию об экологической опасности хризотила и сохранить темпы его добычи. Хризотилевая ассоциация, созданная в нашей стране для популяризации асбеста, постоянно разрабатывает новые инициативы по продвижению асбестовой продукции на внутреннем рынке. Представители ассоциации читают лекции студентам (к примеру, в Петербурге и Белгороде), а людям из региональных торгово-промышленных палат рассказывают (к примеру, в Нижнем Новгороде, в Пензе, в Краснодаре) про долгосрочность хризотилового шифера, труб и асбестоцементных листов, с целью “привить студентам навыки применения хризотилцементной продукции”.

Известно, в частности, что Минпромторг РФ подготовил проект изменений в Налоговый кодекс РФ¹⁸, предполагающий исключение асбеста из категории “горно-химическое сырье” и отнесение его к группе “неметаллическое сырье, используемое в основном в строительной индустрии”. После введения нового рентного коэффициента ставка налога на добычу полезных ископаемых (НДПИ) для асбеста может уменьшиться с 19.25 до 5%.

ВЫВОДЫ

1. Одной из наиболее спорных геоэкологических проблем горнодобывающей промышленности и экологии нашей страны является обращение с асбестом и его отходами, и особенно с содержащим асбест шифером и другими изделиями из него.

2. Представленная на рассмотрение статья дает информацию о состоянии дел в области добычи,

¹⁷ <https://ipen.org/news/асбест-вызывает-рак-в-россии-его-все-равно-добывают-и-используют-в-строительстве>

¹⁸ <https://finance.rambler.ru/economics/48235663-minpromtorg-rf-razrabotal-popravki-v-nalogovyy-kodeks/?yclid=lpjyry3oqp293637348>

упаковки, применения, транспортировки и хозяйства отходов асбестовой промышленности в России и за рубежом.

3. Российская Федерация в своих нормативных документах признала отходы (пыль и волокна) асбеста, включая хризотил, канцерогенными и фиброгенными. Согласно СанПиН 2.2.3.2887-11 пыль и волокна хризотила относятся к I классу опасности. Они высвобождаются при добыче асбеста, его обогащении, переработке, транспортировке и т.д.

4. Несмотря на то, что асбест имеет ряд существенных положительных свойств, обеспечивающих его широкое применение в строительстве и других областях хозяйства, 63 страны отказались от его использования и разработали систему мер по нейтрализации асбеста и изделий из него, а также финансирование мероприятий по организации охраны здоровья среди работников горнодобывающих и других производств, связанных с асбестом.

5. СССР, а затем и РФ подписали и ратифицировали Женевскую, Базельскую и Роттердамскую конвенции, посвященные ограничениям в обращении с асбестом.

6. Противостояние РФ и ряда других государств включению хризотила в Приложение III Роттердамской конвенции не освобождает их от необходимости выполнения предусмотренных всеми тремя конвенциями обязательств по принятию национальных законодательств или правил в отношении мер, которые следует выполнять для контроля производств, использующих хризотил, и защиты трудящихся в связи с воздействием опасных для здоровья факторов. Частично эти нормативные акты в РФ разработаны, однако их выполнение слабо контролируется.

7. Недостаточно исследовано негативное воздействие на компоненты природной среды всей цепочки деятельности, связанной с обращением с асбестом, который, учитывая кинематические свойства его пыли и волокон, способен распространяться на значительные территории, загрязнять воздух, поверхностные и подземные воды, растительность и другие компоненты окружающей среды.

8. Нельзя исключать из рассмотрения тот факт, что в России примерно полмиллиона человек заняты в асбестовой промышленности: в добыче, переработке, производстве шифера, асбестоцементных труб и т.д. В окрестности месторождений хризотила сформировались моногорода.

9. Большой резонанс данная проблема имеет в кругах медиков мира (включая и российских ученых), выступающих за включение хризотила в список вредных веществ, а также результаты оценки, которая дается ими в отношении фиброгенной и канцерогенной опасности,

возникающей при добыче, переработке, перевозке и утилизации отходов хризотила. Российские производители и импортеры асбеста аргументируют свою позицию противостоянием санкциям Запада. Однако страны, запретившие производство хризотила, не только “закрыли” свои моногорода, но и приняли на себя большие затраты по компенсации ущерба здоровью населения, по нейтрализации и контролю утилизации асбестоносных продуктов, их надежному захоронению и т.д.

10. Отдельная проблема — утилизация и захоронение отходов асбеста и шифера, который из-за его старения представляет большую опасность, поскольку ранее на месторождениях в СССР мог добываться асбест таких канцерогенных видов, как крокидолит, амозит, тремолит, антофиллит и актинолит и др.

11. Страны, покупающие асбест в виде полезного ископаемого или готового продукта, не несут экологического ущерба, связанного с его добычей, транспортировкой, обогащением и т.д. Все эти виды негативных воздействий цепочки обращения с асбестом испытывают окружающая среда и здоровье населения нашей страны.

12. Необходимо провести в РФ исследования для принятия однозначного научно-обоснованного решения по всей совокупности проблем, связанных с обращением с асбестом, включая оценку его воздействия на природные, селитебные экосистемы и здоровье человека. Обеспечить на основе системы нормативных документов строгий контроль всей цепочки обращения с асбестом.

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

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Асбест и другие природные минеральные волокна: Совмест. изд.: Прогр. ООН по окружающей среде, Междунар. орг. труда и ВОЗ. [Пер. с англ.]. М.: Медицина, 1991. 173 с.
2. Кашанский С.В., Богданов Г.Б., Слышкина Т.В. Содержание волокон асбеста в водоисточниках Баженовского месторождения // Гигиена и санитария. 2001. № 4. С. 17–19.
3. Красовский Г.Н., Можжаев Е.А. Асбест в питьевой воде (обзор) // Гигиена и санитария. 1993. № 6. С. 20–22.
4. Латыпов Д.Е., Харина Г.В. Содержание асбестовых волокон в воде вблизи Баженовского месторождения // Экологическая безопасность в техносферном пространстве: сб. матер. Шестой Междунар. научно-практ. конф. преподавателей, молодых ученых и студентов. Екатеринбург: РГПУ, 2023. С. 209–216.
5. Лукина Н.В., Глазырина М.А. и др. Формирование растительности на отвалах Баженовского месторождения хризотил-асбеста // Известия Самарского научного центра РАН. 2017. Т. 19. №2(2). С. 294–299.

6. Обухова Т.Ю. Сердечно-сосудистая патология и развитие профессиональных заболеваний органов дыхания у лиц, подвергающихся воздействию пыли хризотил-асбеста: автореф. дис. канд. мед. наук. Екатеринбург, 2006. 24 с.
7. Плюхин А.Е., Бурмистрова Т.Б. Профессиональная бронхолегочная патология, развившаяся под воздействием хризотилового асбеста // Пульмонология. 2008. №4. С. 73–76.
8. Хризотил. URL: <https://ru.zahn-info-portal.de/wiki/Chrysotile>.
9. Чибрик Т.С., Филимонова Е.И., Лукина Н.В., Глызина М. Формирование лесных фитоценозов на Южном отвале Веселовского месторождения бурого угля // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18. №2(2). С. 567–571.
10. Furuya S., Chimed-Ochir O., Takahashi K. et al. Global Asbestos Disaster // International Journal of Environmental Research and Public Health. 2018. 15(5):1000. <https://doi.org/10.3390/ijerph15051000>
11. Kovalevskiy E.V., Schonfeld S.J., Feletto E. et al. Comparison of mortality in Asbest city and the Sverdlovsk region in the Russian Federation: 1997–2010. *Environ Health* 15, 42 (2016). <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0125-0>
12. Jett J.R., Aubry M.C. Malignant pleural mesothelioma. In: Clinical Respiratory // Medicine, Elsevier Inc. 2008. P. 869–877. <https://doi.org/10.1016/B978-032304825-5.10070-4>.
13. National Asbestos Profile for Germany. <https://www.readkong.com/page/national-asbestos-profile-for-germany-7561888>

GEOECOLOGICAL PROBLEMS IN ASBESTOS MINING, PROCESSING AND DISPOSAL IN RUSSIA AND ABROAD IN RELATION WITH INTERNATIONAL AGREEMENTS

I. N. Zaikanova^{a, #}

^a*Sergeev Institute of Environmental Geoscience RAS (IEG RAS),
Ulansky per. 13, bld. 2, Moscow, 101000 Russia*

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

The scientific and applied field of geoecology is discussed, i.e., the impact of asbestos, and, in particular, chrysotile on human health and the environment. An exceptional feature of asbestos is the “volatility” of its fibers at all stages of its management, from extraction to burial. It is this specific property that causes carcinogenic and fibrogenic hazard of dust and asbestos fibers to humans. This caused many countries to reject the use of asbestos. The entire chain of asbestos management activities also negatively affects ecosystem components, such as soils, ground- and surface water, and vegetation. The asbestos management problems lie in the field of geoenvironmental tasks. The parties to the Geneva, Basel and Rotterdam Conventions (ratified by the USSR and the Russian Federation) and other international organizations have been working for a long time on the study of the human impact of asbestos, as well as the development of requirements and regulations limiting and regulate issues of safe environmental management. Against this background, a conflict of interests arose based, on the one hand, on the demand of many countries to include chrysotile asbestos extracted in the Russian Federation in the list of especially dangerous substances of the Rotterdam Convention, and on the other – the opposition of a number of countries exporting and importing asbestos. The demand for asbestos has fallen significantly in the world, but it is also falling in Russia. In this connection, manufacturers record songs and draw comics in every possible way, give lectures at universities, and try to popularize the mineral. The purpose of this overview paper is to draw attention to the need for scientific research to make unambiguous and informed decisions regarding the management of asbestos and its waste.

Keywords: *geoecology, human health, asbestos management, conventions, chrysotile asbestos, economics, waste, slate*

REFERENCES

1. [Asbestos and other natural mineral fibers. Hygienic criteria for environmental health]. WHO: World Health Organization, Translated from English. Moscow, Medicine Publ., 1991, p. 174. (in Russian)
2. Kashanskii, S.V., Bogdanov, G.B., Sliskina, T.V. [Content of asbestos fibers in water sources of the Bazhenovskoye field], *Gigiena i sanitariya*, 2001, no. 4, pp.17–19. (in Russian)
3. Krasovskii, G.N., Mozhaev, E.A. [Asbestos in drinking water (overview)]. *Gigiena i sanitariya*, 1993, no. 6, pp. 20–22. (in Russian)
4. Latypov, D.E., Kharina, G.V. [Asbestos fiber content in water near the Bazhenovskoye field]. In: [Environmental safety in the technosphere space: materials of the 6th Int. Sci. and Pract. Conf. of teachers, young scientists and students]. Yekaterinburg, RGPPU Publ., 2023, pp. 209–216. (in Russian)
5. Lukina, N.V., Glazyrina, M.A. et al. [Formation of vegetation on dumps of Bazhenov chrysotile-asbestos deposit]. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiiskoi akademii nauk*, 2017, vol. 19, no. 2(2), pp. 294–299. (in Russian)
6. Obukhova, T.Yu. [Cardiovascular pathology and development of occupational respiratory diseases in persons exposed to chrysotile asbestos dust]. Extended abstract of Cand. Sci. (Geol.-Min.) diss., Yekaterinburg, 2006, 24 p. (in Russian)

7. Plyukhin, A.E., Burmistrova, T.B. [Occupational bronchopulmonary pathology developed under exposure to chrysotile asbestos]. *Pulmonologiya*, 2008, (4), pp. 73–76. (in Russian)
8. Crysotil URL: <https://ru.zahn-info-portal.de/wiki/Chrysotil>. (in Russian)
9. Chibrik, T.S., Filimonova, E.I., Lukina, N.V., Glyzina, M. [Formation of forest phytocenoses in the Southern dump of the Veselovsky brown coal deposit]. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiiskoi akademii nauk*, 2016, vol. 18, no. 2(2), pp. 567–571. (in Russian)
10. Furuya, S., Chimed-Ochir, O., Takahashi, K. et al. Global asbestos disaster. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(5):1000. <https://doi.org/10.3390/ijerph15051000>
11. Kovalevskiy, E.V., Schonfeld, S.J., Feletto, E. et al. Comparison of mortality in Asbest city and the Sverdlovsk region in the Russian Federation: 1997–2010, *Environ. Health* 15, 42 (2016). <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0125-0>
12. Jett, J.R., Aubry, M.C. Malignant pleural mesothelioma. In: *Clinical Respiratory Medicine*, Elsevier Inc. Publ., 2008. pp. 869–877. <https://doi.org/10.1016/B978-032304825-5.10070-4>
13. National Asbestos Profile for Germany. <https://www.readkong.com/page/national-asbestos-profile-for-germany-7561888>

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК: 550.34.016

ГЕОФИЗИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ МАССИВОВ ГРУНТОВ КРИОЛИТОЗОНЫ

© 2024 г. Б. А. Трифонов^{1,*}, С. Ю. Милановский^{1,2,**}, В. В. Несынов¹

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

²Институт физики Земли РАН им. О.Ю. Шмидта РАН,
Б. Грузинская ул., 10, стр. 1, Москва, 123242 Россия

*E-mail: igelab@mail.ru

**E-mail: svetmil@mail.ru

Поступила в редакцию 26.04.2024 г.

После доработки 05.07.2024 г.

Принята к публикации 20.07.2024 г.

В статье рассматриваются примеры экспериментальных исследований природно-техногенных изменений свойств многолетнемерзлых пород (ММП) различного состава и строения. Показано, что для контроля изменения свойств ММП, подверженных деградации, особую значимость приобретает геофизический мониторинг состояния грунтового массива. Изложен подход к изучению состояния и свойств грунтов криолитозоны *in situ* на примере комплексных геофизических работ на гидротехнических объектах Западной Якутии, который помогает понять пространственно-временные закономерности развития активных талых зон (талика) за относительно малый интервал времени. На примере Билибинской АЭС, построенной на территории распространения ММП, показано, что упругие свойства скальных мерзлых грунтов, как правило, трещиноватых в верхней части разреза, зависят не только от их петрографического состава, текстуры и структуры, но и от криогенного состояния породы. Для данной промплощадки проанализированы закономерности изменения сейсмических свойств мерзлых скальных грунтов, оттаявших при отепляющем воздействии основных сооружений реакторных блоков за 30-летний период. Показано, что за это время, произошло увеличение приращения сейсмической интенсивности в среднем на +0.3 балла относительно первоначальных условий. Изменились соответственно и значения характеристик сейсмических воздействий (пиковые ускорения грунта PGA и величины спектров реакции Sa).

Ключевые слова: криолитозона, мерзлые грунты, геофизические исследования, инженерные сооружения, талик

DOI: 10.31857/S0869780924050087 EDN: QPCNDG

ВВЕДЕНИЕ

Температурный фактор определяет геомеханические и емкостные свойства трещиновато-пористых дисперсных и скальных грунтов криолитозоны. Глобальные и региональные изменения криолитозоны довольно медленны во времени и латерально неоднородны, что затрудняет их оценку. Однако, имеются инженерные объекты (АЭС, водохранилища, объекты ТЭК), которые создают локальную тепловую нагрузку на ММП, меняя их состояние вплоть до талого. Поскольку часть территории криолитозоны сейсмоактивна, очевидно, что и оценка сейсмического отклика при оттаивании ММП актуальна и должна проводиться с учетом геофизической изученности грунтового массива. Ранее был сделан вывод [9, 17, 18], что изменение фазового состава мерзлых пород,

связанное с ростом температуры, должно вызывать существенное изменение их упругих свойств. Известно, что на многих гидротехнических сооружениях Западной Якутии [2, 3, 16, 17, 24] и ТЭЦ в г. Якутск [6] наблюдается развитие неблагоприятных инженерно-геокриологических процессов, влияющих на штатную эксплуатацию предприятий. Закономерности изменения упругих свойств мерзлых и талых грунтов могут быть установлены с помощью экспериментальных полевых и лабораторных исследований. Для изучения их состояния и внутреннего строения широко применяются геофизические методы. Были рассмотрены примеры с мерзлыми грунтами и расположенными на них инженерными объектами. На основе геофизических и инженерно-геологических данных, имеющихся для этих территорий, строились геосейсмические модели, исходя из представлений об

эффективных сейсмогеокриологических моделях (ЭСМ), подробно рассмотренных в работе [13].

Были проанализированы закономерности изменения сейсмических свойств грунтов криолитозоны под действием техногенных факторов для решения задач сейсмического микрорайонирования (СМР). Рассмотрены примеры геофизических аномалий (тепловых, геоэлектрических, сейсмических) вблизи техногенных объектов, связанные с их обогревающим влиянием на мерзлые породы (водохранилище Сытыкан, каскад Вилюйских ГЭС и территория сооружений Главного корпуса и радиаторных охладителей Билибинской АЭС) [1–3, 16, 17, 24, 25].

Цель исследования — анализ ряда примеров геофизического контроля состояния мерзлых пород, подверженных обогревающему воздействию техногенных объектов.

ГЕОФИЗИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ СОСТОЯНИЯ МАССИВОВ МЕРЗЛЫХ ГРУНТОВ НА ПРИМЕРЕ ГИДРОУЗЛОВ ЗАПАДНОЙ ЯКУТИИ

Известно, что особое место при анализе теплового воздействия инженерных сооружений на ММП занимают талики природного и техногенного происхождения. Им, в частности, отводится роль триггера в глобальных климатических эволюционных моделях деградации мерзлоты [28]. Талики являются ключевым агентом при региональном и глобальном изменении состояния ММП.

При эксплуатации многих гидротехнических сооружений в зоне распространения ММП (питьевые и гидротехнические водохранилища, хвостохранилища и другие промышленные объекты), существуют проблемы, обусловленные возникновением таликов техногенного происхождения [1–3, 26]. Рассматриваются примеры использования геофизических методов для обнаружения и мониторинга талых зон, приуроченных к гидротехническим сооружениям.

Детальные геофизические исследования [1, 26, 28] показали важную роль таликов природного и техногенного происхождения в ускорении таяния массивов мерзлых пород. Гидрогенные талики техногенного происхождения, с одной стороны, “головная боль” при эксплуатации многих гидротехнических сооружений в зоне ММП, а с другой — уникальные модельные объекты для геофизиков, гидрогеологов и геокриологов.

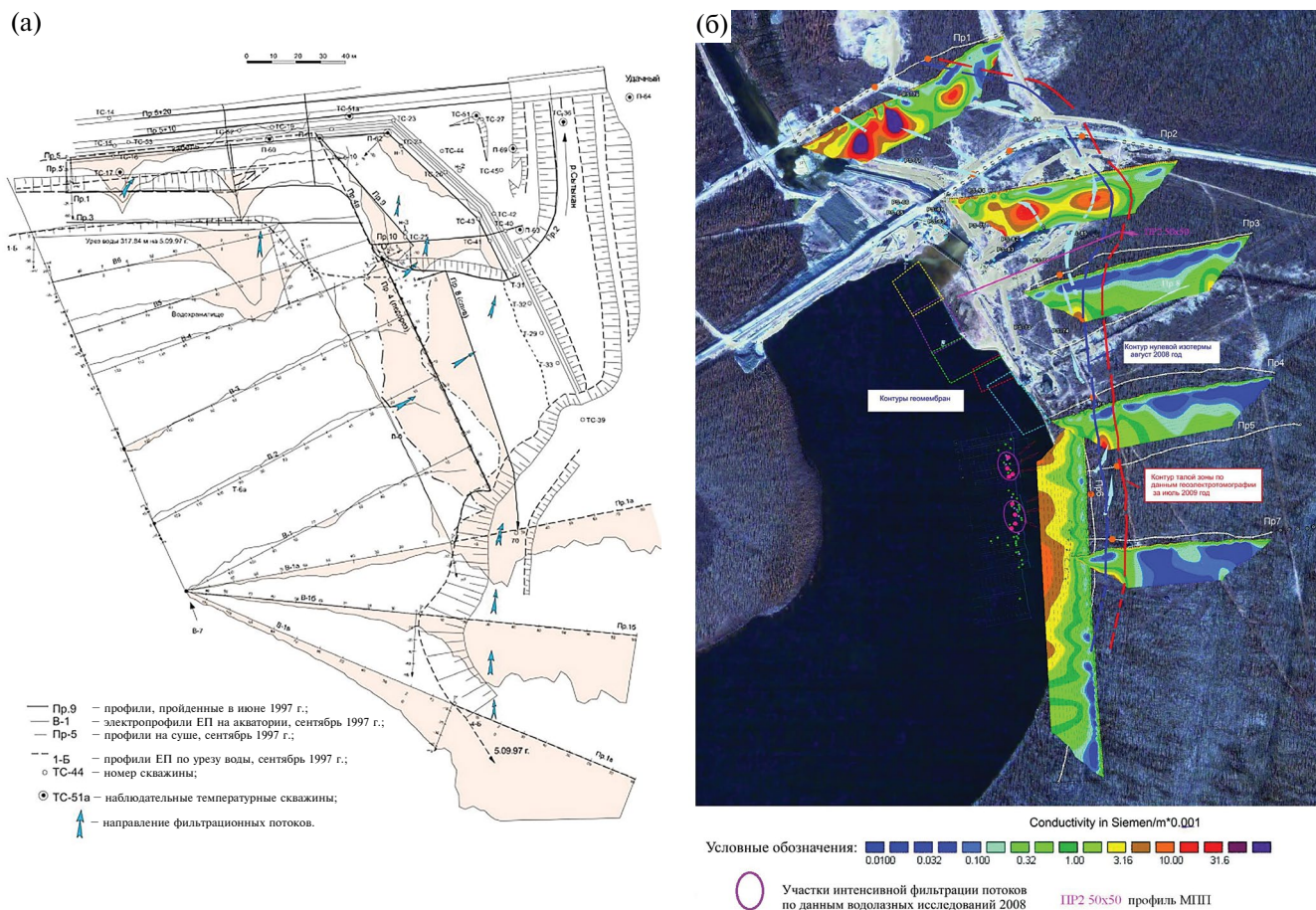
Наиболее мощное воздействие на тепловой режим мерзлых пород связано с сооружением плотин и созданием искусственных водоемов различного назначения. Старейшая в России ГЭС в зоне распространения ММП — Вилюйская, существует с 1957 г., и на сегодня она входит в комплекс каскада Вилюйских ГЭС-1, 2, 3. Наше внимание

было сосредоточено на изучении талых зон, связанных с береговым примыканием водоемов и плотин гидротехнических сооружений, геофизическими методами [20, 24–26].

Предназначение плотин, включая плотины в зоне многолетней мерзлоты, — сохранение запаса воды при ее контролируемом пропуске. Как показывает практика эксплуатации водохранилищ в зоне ММП такой контроль не всегда удается [20]. Разнообразные противофильтрационные меры (мерзлотные завесы, противофильтрационные мембраны) лишь частично и временно эффективны. В этой ситуации перед геофизическими методами исследования, наряду с задачей выявления и прослеживания таликовых зон, стоит задача опережающего прогноза возникновения и развития талика [15]. Одной из важнейших задач остается контроль гидротехнических сооружений, где центральное место отведено выявлению и мониторингу развития таликовых зон, как связанных с плотинной, так и с береговыми примыканиями [14, 20].

Решение таких задач невозможно без понимания особенностей геофизических полей, обусловленных особенностями геокриологической среды, где развивается фазовый переход “лед–вода” [19]. Ниже приведен пример результатов геофизических наблюдений, характеризующих деградацию мерзлой среды, вмещающей питьевой водоем на р. Сытыкан. Сытыканский гидроузел создан в 1972–1974 гг. для водоснабжения г. Удачный и Удачинского горно-обогатительного комбината (УГОКа). В конструктивном отношении плотина гидроузла является насыпной грунтовой, мерзлого типа (проект), водонепроницаемость которой обеспечивается мерзлотной завесой, создаваемой системой термосифонов с принудительным воздушным и жидкостным охлаждением. В 1995 г. в основании плотины зафиксировано развитие фильтрационных таликов, а в последующие годы отмечена резкая активизация их развития с прогрессирующим оттаиванием мерзлого основания плотины (рис. 1). Фильтрация развивалась и в протаявших зонах правобережного примыкания (рис. 2). В 2005 г. по результатам термометрии был зафиксирован прорыв таликом цементационно-мерзлотной завесы.

Пример мониторинга таликовой зоны *in situ* в правобережном примыкании Сытыканского водохранилища [19, 24, 26], сложенного неоднородными трещиноватыми карбонатными породами, разной степени глинистости, с использованием метода односкважинного радиопрофилирования на двух частотах (ОРВП) дан на рис. 3. Наряду со снижением эффективных сопротивлений (ρ) в талых зонах, относительная диэлектрическая проницаемость (ϵ) талых зон многократно выше, чем в мерзлых. Повторные радиоволновые просвечивания (см. рис. 3), дают возможность получить наглядное представление о внутреннем строении



сигнала в скважинах (рис. 6) показал, что для высокоскоростных слоев грунтовых толщ, температура которых ниже нуля (при прочих равных условиях), амплитуда сигнала существенно меньше амплитуды на растепленных низкоскоростных грунтах (разница при этом может составлять 25 дБ и более). Причем наблюдения, сделанные в разное время года (при наличии и отсутствии воды в грунте), позволяют выявлять зоны с аномально высокой амплитудой сигнала в талой части скважины, что дает возможность связать выявленные участки с областями повышенной трещиноватости грунтового массива. Эти области можно объяснить результатом влияния фильтрационных потоков на грунты правобережного примыкания Вилюйской ГЭС-1,2. Отмечено [7], что большая амплитуда сигнала фиксируется в основном в высокочастотной части спектра (110–200 Гц). В то же время наблюдаемые аномалии в мерзлых грунтах меньше по амплитуде (0.7–5.0 дБ), но частотный диапазон немного шире (70–210 Гц). В границах этих областей с учетом данных термометрии можно прогнозировать возникновение негативных инженерно-геокриологических процессов

несмотря на то, что температура грунтов пока еще находится ниже нулевой отметки. Таким образом, как и в случае с радиоволновыми исследованиями, можно говорить об опережающем температурном прогнозе развития талика. Результаты исследований свидетельствуют о сложной внутренней картине взаимодействия вод гидросооружения с трещиноватой мерзлой–талой толщей.

Рассмотренные примеры лишь часть комплексных геофизических работ на гидротехнических объектах Западной Якутии. Тем не менее они помогают понять пространственно-временные закономерности развития активных талых зон за относительно малый интервал времени. Одной из важных особенностей возникновения межмерзлотного активного талика в правобережных примыканиях ВГЭС-1,2 и Сытыкана следует считать наличие локального источника тепла, инициирующего его зарождение (рис. 2, 3) в береговом примыкании. На наш взгляд, таким источником является поток воды через обходной канал, греющий его дно и стенки. В сочетании с гидронапором он способствует прогрессивному

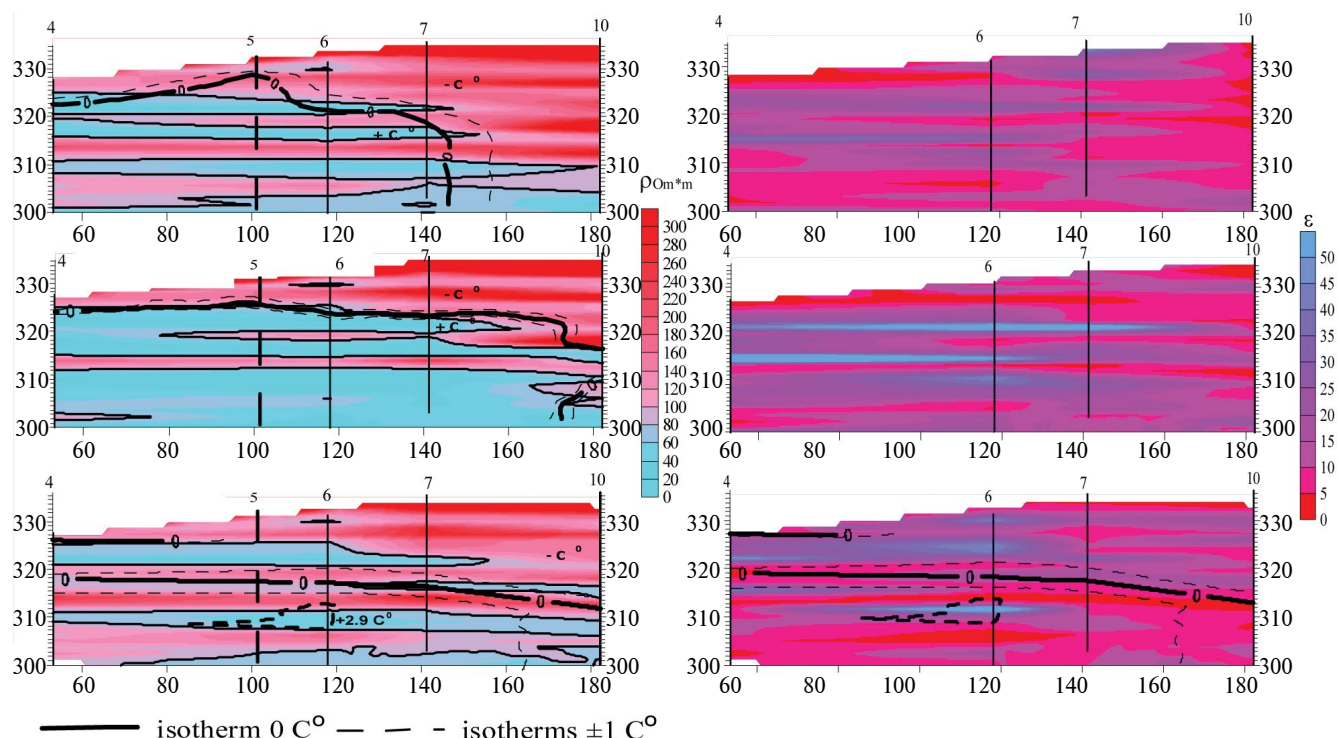


Рис. 3. Примеры геоэлектрических разрезов: слева — эффективных сопротивлений (ρ); справа — относительной диэлектрической проницаемости (ϵ), по профилю скважин (4–5–6–7–10) в мерзлом массиве в крест береговой линии Сытыканского гидроузла (Зап. Якутия); ОРВП наблюдения: сверху — март 2001; в середине — август 2001; внизу — март 2002. Для мерзлых пород характерно высокое ρ и низкое ϵ ; для талых — низкое ρ и высокое ϵ . Уровень дна около плотины 301 м [19, 26]. По горизонтальным осям расстояние от береговой линии, по вертикальным — абсолютные отметки глубины, [м].

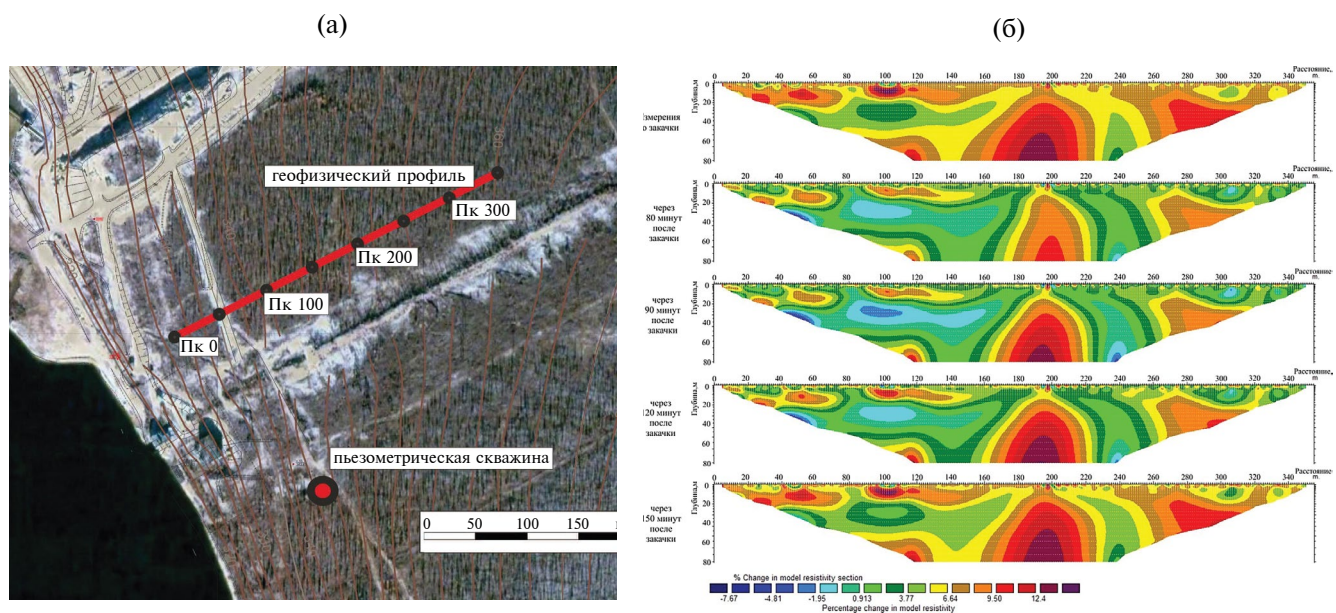


Рис. 4. Схематическое расположение наблюдательного профиля и пьезометрической (закачной) скважины, правобережного примыкания водохранилища Сытыкан, Зап. Якутия (а). Режимные (повторные) электротомографические измерения для выявления фильтрационных окон и скоростей фильтрации. Окно фильтрации на глубине 25 м в районе ПК100м на 90 мин после закачки (б) [2].

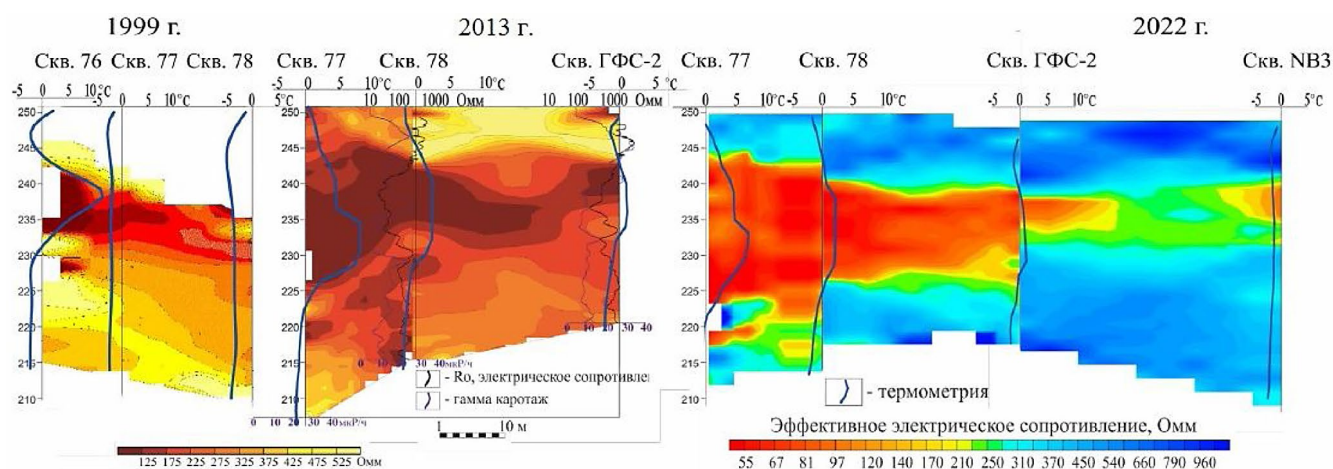


Рис. 5. Геоэлектрические разрезы по результатам РВГИ: 1999–2022 гг. с диаграммами гамма каротажа и электрического сопротивления. Приведена термометрия по скважинам за 1999, 2013 и 2022 г. [3].

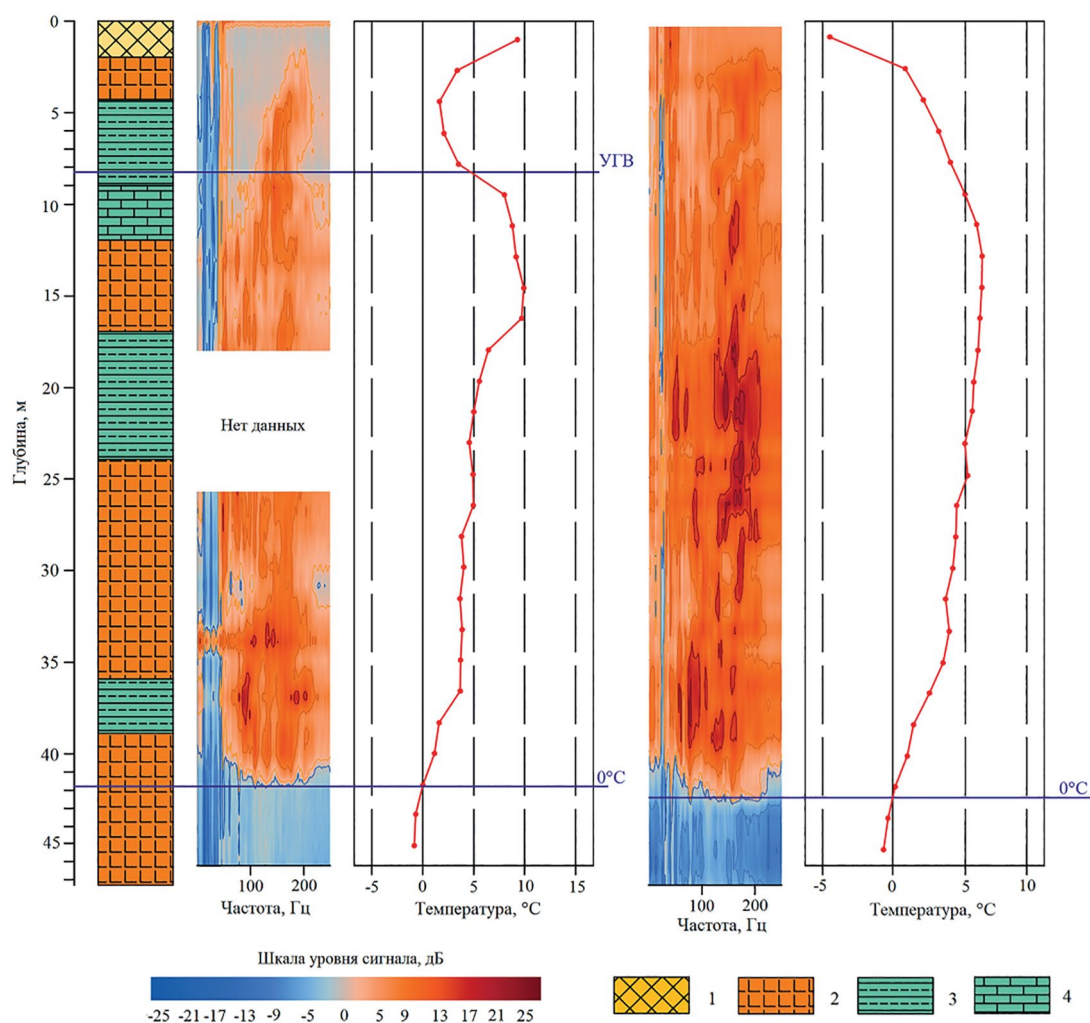


Рис. 6. Результаты измерения амплитуд микросейсмического сигнала и температуры грунтов в скважине NB-5 в 2019 и 2022 г.: 1 — насыпной грунт; 2 — долерит темно-серый, крепкий, сильнотрещиноватый, местами разрушенный до крупного щебня и глыб; 3 — переслаивание алевролитов, песчаников и доломита; 4 — известняк доломитизированный, местами разрушенный до супеси с щебнем и дресвой [7].

развитию талика. Не следует исключать и наличие изначально воздушно-проницаемых мерзлых зон в трещиноватой среде берегового примыкания, связанных с тепловой историей последних.

ТЕХНОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СЕЙСМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ СКАЛЬНЫХ ММП ЧУКОТКИ НА ПРИМЕРЕ БИЛИБИНСКАЯ АЭС (БиАЭС)

Известно, что упругие свойства скальных грунтов зависят от состава, текстуры и структуры, трещиноватости, льдистости и теплового состояния породы [4, 5, 8, 12, 17]. В исследованиях авторов [17] были рассмотрены вопросы, связанные с особенностью проведения СМР на ММП. Было показано, что наличие выветрелой трещиноватой

зоны в мерзлых скальных грунтах и ее обводнение при их оттаивании приводят к заметному изменению сейсмических свойств массива, и как следствие, к различному проявлению сейсмического эффекта. Были проанализированы закономерности изменения сейсмических свойств изначально мерзлых скальных грунтов на промплощадке БиАЭС. За время эксплуатации станции с 1976 г. произошли существенные изменения мерзлотных условий из-за растепления пород под основными сооружениями БиАЭС. При этом в основании тепловыделяющих сооружений (Радиаторный охладитель и Главный корпус) образовалась чаша оттаивания глубиной 30–40 м (1991 г.) (рис. 7).

Территория исследования сложена трещиноватыми скальными породами верхнетриасового возраста, представленными песчаниками,

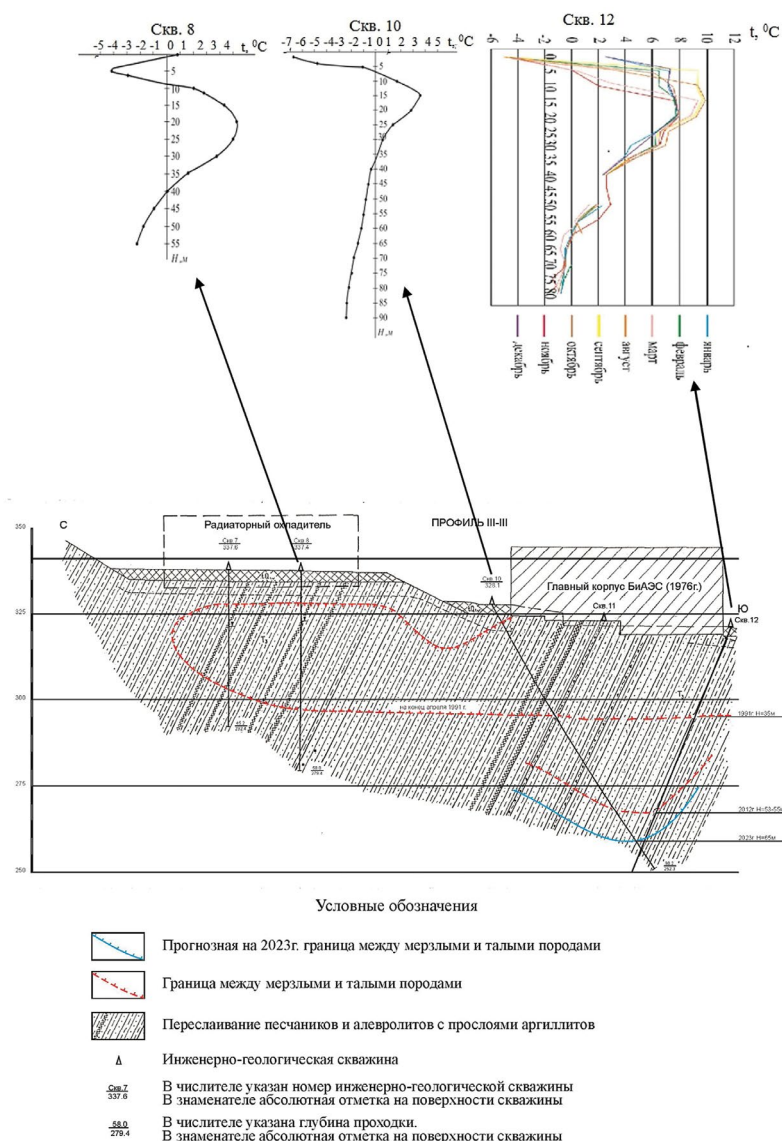


Рис. 7. Пример изменения первоначального состояния мерзлых скальных грунтов по разрезу на промплощадке БиАЭС за время ее эксплуатации с 1976 г. Графики изменения температуры в скв. 8 (предположительно лето, 1991 г.), скв. 10 (предположительно зима, 1991 г.) и скв. 12 (режимные измерения в течение 2012 г.).

Таблица 1. Расчетные геосейсмические модели для грунтовых комплексов при изменении мерзлотных условий под основанием тепловыделяющих сооружений БиАЭС за время ее эксплуатации

Модель 1. Многолетнемерзлая толща пород						Модель 2. Оттаявшая толща пород к 1991 г. на общую глубину 35 м					
№		Vp	Vs	ρ	H, м	№		Vp	Vs	ρ	H, м
1	Насыпные грунты талые в летний период	0.87	0.49	2.1	4	1	Насыпные, дресвяно-щебенистые грунты	0.87	0.49	2.1	4
2	Многолетнемерзлые триасовые породы: сильнотрещиноватые	3.5	1.95	2.65	31	2	Оттаявшие сильнотрещиноватые триасовые породы	1.95	1.08	2.3	6
3	Многолетнемерзлые триасовые породы: трещиноватые	3.9	2.15	2.65	40	3	Оттаявшие трещиноватые триасовые породы	2.6	1.5	2.65	25
4	Многолетнемерзлые триасовые породы: слаботрещиноватые	4.1	2.3	2.7	∞	4	Многолетнемерзлые слаботрещиноватые триасовые породы	3.7	2.15	2.65	40
						5	Многолетнемерзлые породы	4.1	2.3	2.7	∞
Модель 3. Оттаявшая толща пород к 2012 г. на общую глубину 55 м						Модель 4. Оттаявшая толща пород к 2023 г. на общую глубину 65 м (прогнозная)					
№		Vp	Vs	ρ	H, м	№		Vp	Vs	ρ	H, м
1	Насыпные, дресвяно-щебенистые грунты	0.87	0.49	2.1	4	1	Насыпные, дресвяно-щебенистые грунты	0.87	0.49	2.1	4
2	Оттаявшие сильнотрещиноватые триасовые породы	1.95	1.08	2.3	6	2	Оттаявшие сильнотрещиноватые триасовые породы	1.95	1.08	2.3	6
3	Оттаявшие трещиноватые триасовые породы	2.6	1.5	2.65	45	3	Оттаявшие трещиноватые триасовые породы	2.6	1.5	2.65	55
4	Многолетнемерзлые слаботрещиноватые триасовые породы	3.7	2.15	2.65	20	4	Многолетнемерзлые слаботрещиноватые триасовые породы	3.7	2.15	2.65	10
5	Многолетнемерзлые породы	4.1	2.3	2.7	∞	5	Многолетнемерзлые породы	4.1	2.3	2.7	∞

алевролитами и аргиллитами. На рис. 7 приведен геологический разрез по профилю III–III с расположением режимных термометрических скважин (ВНИИОСП, <https://niiosp.ru/ru/>) на участке I очереди АЭС (скв. 7, 8, 10 и 12), последние две скважины – под Главным корпусом АЭС. В скв. 3, расположенной возле Радиаторного охладителя, максимальная температура в 1991 г. составляла +4°C, а в 2012 г. уже +8°C. Чаша оттаивания по данным термометрических скважин, расположенных вблизи Главного корпуса и сооружений Радиаторного охладителя, развивалась во времени, и за 20 лет глубина ее увеличилась примерно на 20 м, т.е. в среднем 1 м в год. Самые последние доступные результаты термометрии относятся к 2012 г. В термометрической скв. 8 глубина оттаивания на 1991 г. составляла 40 м от поверхности под сооружениями Радиаторного охладителя и 30–35 м (скв. 12) под Главным корпусом БиАЭС, а в 2012 г. в скв. 12 глубина оттайки достигла 55 м (см. рис. 7). Необходимо отметить неоднородность интенсивности прогрева пород под

разными сооружениями БиАЭС, а именно, снижение температуры от Главного корпуса реакторного отделения до зоны Радиаторного охладителя, что и определило латеральную неоднородность оттаивания скального основания¹.

В табл. 1 приведено описание расчетных геосейсмических моделей:

- модель 1 для грунтов в мерзлом состоянии;
- модель 2 для отложений в зоне отепляющего техногенного воздействия основных сооружений БиАЭС (Радиаторного охладителя и Главного корпуса) при оттаивании грунтов до глубины 35 м (1991 г.);
- модель 3 для отложений в зоне техногенного воздействия основных сооружений БиАЭС при оттаивании грунтов до глубины 55 м (2012 г.);

¹ Отчет. Билибинская АЭС. I очередь. Реконструкция. Проект. Промплощадка. Технический отчет об инженерно-геологических изысканиях по созданию режимной сети. БКИ МО “Атомэнергопроект”, М., 1992.

— модель 4 для отложений в зоне техногенного воздействия основных сооружений БиАЭС при прогнозном оттаивании к 2023 г. до 65 м;

При построении геосейсмических моделей 1–4 основной информацией послужили результаты геолого-геофизических исследований, в том числе скважинной сейсморазведки.

Так как задачей исследований являлось уточнение сейсмических условий площадки БиАЭС с учетом теплового воздействия ее сооружений на многолетнемерзлые скальные грунты, то были проанализированы изменения, произошедшие в мерзлом массиве под БиАЭС за несколько десятков лет ее эксплуатации. Были рассмотрены сейсмические свойства грунтовых комплексов,

где произошло оттаивание ММП за 36 лет существования станции с 1976г. по 2012г. и при прогнозном оттаивании к 2023 г. (модели 2–4), а также участок с сохранившимися в летний период мерзлыми грунтами (модель 1).

По результатам метода МСЖ были получены значения приращения сейсмической интенсивности для участков оттаявших грунтов $\Delta I = +0.28 \div +0.38$ балла при среднем значении $\Delta I = +0.34$ балла.

Возможность частотной избирательности толщ грунтов оценивалась путем расчета амплитудно-частотных характеристик (АЧХ) с помощью компьютерных программ. Для расчетов АЧХ грунтов использовалась программа SOEF-9, основанная на матричном методе,

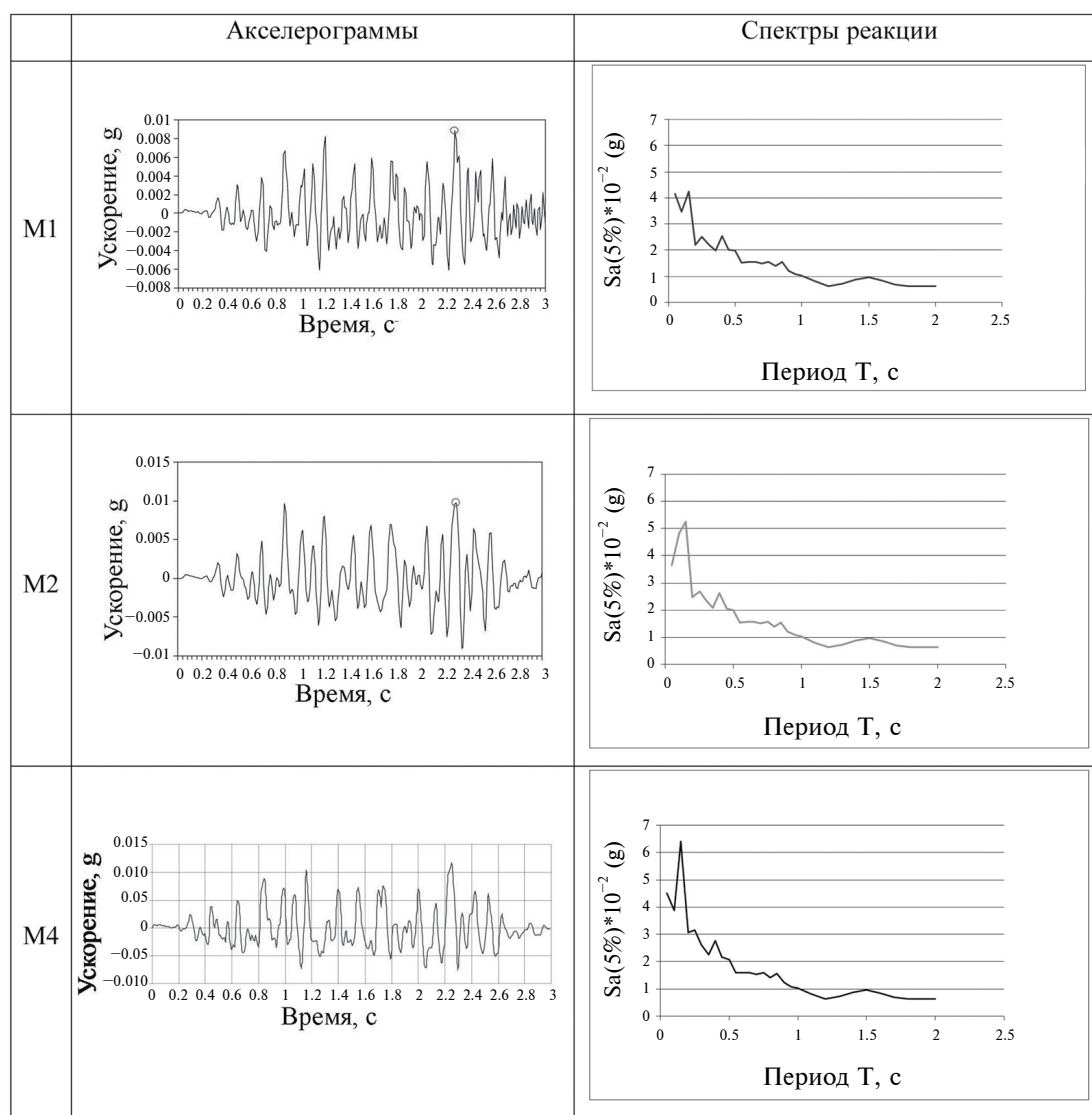


Рис. 8. Примеры расчетных акселерограмм и соответствующих им спектров реакции $Sa(5\%)\cdot 10^{-2}$ в долях g от предполагаемого местного землетрясения: M1 (модель 1) - на поверхности толщ мерзлых скальных пород площадки БиАЭС ($A_{max} = 9.1 \text{ см/с}^2$); M2 (модель 2) - на поверхности оттаявшей толщ скальных пород при общей глубине оттаивания 35 м в 1991 г. ($A_{max} = 10.0 \text{ см/с}^2$); M4 (модель 4-прогнозная) - на поверхности при прогнозной общей глубине оттаивания 65 м к 2023 г. ($A_{max} = 12.0 \text{ см/с}^2$).

разработанная в ИФЗ РАН им. О.Ю. Шмидта Л.И. Ратниковой, А.Л. Левшиным [10]. По АЧХ в диапазоне периодов от 0.05 до 0.20 с (частотный состав местных землетрясений) в среднем приращение сейсмической интенсивности на поверхности оттаявших пород до глубины 55–65 м в зоне техногенного влияния основных сооружений относительно участка распространения многолетнемерзлых скальных грунтов оценивается в $\Delta I = +0.25$ балла.

Следующая серия расчетов была проведена по известной программе NERA [21], которая позволила оценить изменение уровня сейсмических колебаний на поверхности оттаявших грунтов, по сравнению с ММП на площадке БиАЭС. Для расчетов была использована акселерограмма, синтезированная для поверхности мерзлого скального грунта по программе PSEQGN [27] с характеристиками местного землетрясения по данным ИФЗ РАН². На рис. 8 приведены фрагменты расчетных акселерограмм и соответствующие им спектры реакции (Sa).

При этом приращения ΔI по расчетному методу СМР (по значениям A_{max}) на поверхности оттаявшей толщи при разных глубинах оттаивания относительно поверхности многолетнемерзлой толщи (модель 1) составили:

$\Delta I = 3.3 \lg (10.01/9.1) \approx +0.16$ баллов (модель 2);

$\Delta I = 3.3 \lg (11.02/9.1) \approx +0.27$ баллов (модель 3);

$\Delta I = 3.3 \lg (12.0/9.1) \approx +0.40$ баллов (модель 4-прогнозная).

По результатам исследований было установлено, что при оттаивании ММП в области отепляющего действия Главного корпуса и Радиаторного охладителя скорости продольных и поперечных волн в зонах трещиноватости скальных пород триасового возраста уменьшаются в 1.40–1.55 раза.

За время эксплуатации станции в основании тепловыделяющих сооружений образовалась чаша оттаивания, максимальная глубина которой к 2012 г. составила 55 м. Значения приращений сейсмической интенсивности (ΔI) на поверхности оттаявшей толщи трещиноватых скальных пород под главным корпусом БиАЭС, рассчитанное по значениям A_{max} в одномерном варианте и диапазоне периодов 0.05÷0.20 с от возможных местных землетрясений, составило относительно кровли многолетнемерзлой толщи $\Delta I = +0.27$ балла и может возрасти до $\Delta I = +0.40$ баллов (при прогнозной глубине оттаивания 65 м к 2023 г.).

Результаты расчетов ΔI по разным методам СМР показали близкие значения (по МСЖ

+0.28 ÷ +0.38 балла, с учетом АЧХ +0.25 баллов, по значениям A_{max} +0.27 ÷ +0.40 балла).

В дальнейшем для уточнения сейсмической реакции латерально неоднородно оттаивающей толщи необходимо использование двух- и трехмерных сейсмологических моделей, как предлагается в работе [22].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Опыт комплексного геофизического изучения массивов мерзлых пород в зоне гидротехнических сооружений важен, как при оценке упругих характеристик среды и сейсмической опасности этой зоны [11, 18], так и для понимания ее внутреннего строения. Накопленный исследователями за многие годы опыт изучения толщ ММП дает возможность лучше понимать механизмы их эволюции на современном этапе и оценивать деградацию мерзлых толщ в условиях глобального изменения климата.

При исследованиях авторов в 2022–2023 г. [16–18] и анализе материалов прошлых лет [4, 5, 13, 18, 23] рассмотрены закономерности изменения электрических, тепловых и сейсмических свойств различных грунтов, находящихся в мерзлом и талом состоянии. Исследования показывают, что образование талых зон в массиве ММП существенно изменяет в нем характеристики значения удельного электрического сопротивления (ρ), диэлектрическую проницаемость (ϵ) и сейсмического (упругие модули, коэффициенты затухания) полей. Меняются сейсмические условия и характеристики сейсмических воздействий (пиковые значения ускорений ($PGA-A_{max}$), спектры реакции-отклика (Sa) и кривых динамичности (β)), которые необходимо учитывать при СМР.

Геофизический мониторинг системы “водоем – мерзлый массив – климат”, наряду с мониторингом ММП в естественных условиях, в случае гидротехнических сооружений дает детальное представление о развитии межмерзлотных таликов техногенной природы. Эта информация важна как для разработки прогностических моделей эволюции ММП, подвергающейся техногенному воздействию вблизи крупных инженерных объектов, так и моделей эволюции криосферы в условиях изменения климата.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бойков С.А., Великин С.А., Снегирев А.М. и др. Изучение фильтрационных таликов в основании грунтовой плотины Сытыканского гидроузла методами инженерной геофизики // Геофизические исследования криолитозоны. М.: Изд-во ОНТИ ПНЦ РАН, 2000. Вып. 3. С. 58–71.

² Итоговый отчет по теме «Обоснование и уточнение оценок сейсмичности площадки размещения Билибинской АЭС», ИФЗ РАН, М., 2002.

2. Великин С.А. Комплексное геофизическое изучение инженерно-геокриологического состояния оснований гидро- и горнотехнических сооружений Якутской алмазной провинции: автореф. дис. ... д. т. н. наук. Якутск, 2020. 43 с.
3. Великин С.А., Истратов В.А. Возможности межскважинной радиоволновой геointроскопии на примере участка обходной фильтрации правобережного примыкания Вилюйской ГЭС-1 // Устойчивость природных и технических систем криолитозоны в условиях изменения климата: матер. Всерос. конф. с междунар. участием, посв. 150-летию М.И. Сумгина / Отв. ред. Р.В. Чжан, А.Н. Фёдоров, М.Н. Григорьев. Якутск: Изд-во ИМ им. П.И. Мельникова СО РАН, 2023. С. 238–240.
4. Воронков О.К. Инженерная сейсмика в криолитозоне (изучение строения и свойств мерзлых и тающих горных пород и массивов). СПб.: ОАО “ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева”, 2008. 300 с.
5. Воронков О.К. Инженерно-сейсмические исследования строения и свойств скальных массивов в области многолетней мерзлоты: автореф. дис. ... д. г.-м.н. Л.: Изд-во ЛГУ, 1987. 223 с.
6. Заболотник П.С., Заболотник С.И. Состояние грунтов в основании зданий Якутской ТЭЦ. Новосибирск: СО РАН, 2022. 118 с.
7. Иванов Ю.Г. Использование микросейсмического сигнала от мощных техногенных источников для исследования состояния грунтового массива во внутренних точках среды // Геотехника. 2022. Т. XIV. № 3. С. 72–82.
<https://doi.org/10.25296/2221-5514-2022-14-3-72-82>
8. Комплексные инженерно-геофизические исследования при строительстве гидротехнических сооружений / Под ред. А.И. Савича, Б.Д. Куянджича. М.: Недра, 1990. 462 с.
9. Милановский С.Ю., Трифонов Б.А. Сейсмические воздействия на мерзлоте в условиях ее деградации // Сб. тез. VII Int. Conf. “Seismology and Engineering Seismology”, dedicated to the 100th anniversary of the birth of Nationwide Leader Haydar Aliyev. Baku. 2023. С. 38–44.
10. Ратникова Л.И., Левшин А.Л. Расчет спектральных характеристик тонкослоистых сред // Физика Земли. 1967. №2. С. 41–53.
11. Руководство по учету сейсмических воздействий при проектировании гидротехнических сооружений (к разд. 5 гл. СНИП II-A 12-69). Ленинград: ОАО “ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева”, 1977. 163 с.
12. Савич А.И., Яценко З.Г. Исследования упругих и деформационных свойств горных пород сейсмоакустическими методами / Под ред. А.М. Епинатьевой. М.: Недра, 1979. 214 с.
13. Седов Б.М. Сейсмические исследования в районах многолетней мерзлоты. М.: Наука, 1988. 184 с.
14. Соболев С.В. Водохранилища в области вечной мерзлоты. Нижний Новгород: ННГАСУ, 2007. 161 с.
15. Судакова М.С., Брушков А.В., Великин С.А. и др. Геофизические методы в геокриологическом мониторинге // Вестник Московского Университета. Серия 4. Геология. 2022. № 6. С. 141–151.
<https://doi.org/10.33623/0579-9406-2022-6-141-151>
16. Трифонов Б.А., Милановский С.Ю., Великин С.А., Истратов В.А. Сейсмические воздействия на мерзлоте // Устойчивость природных и технических систем криолитозоны в условиях изменения климата: матер. Всерос. конф. с междунар. участием, посв. 150-летию М. И. Сумгина / Отв. ред.-ры: Р.В. Чжан, А. Н. Фёдоров, М. Н. Григорьев. Якутск: Изд-во ФГБУН ИМ им. П.И. Мельникова СО РАН, 2023. С. 227–229.
17. Трифонов Б.А., Милановский С.Ю., Несынов В.В. Особенности проведения сейсмического микрорайонирования на мерзлоте // Вопросы инженерной сейсмологии. 2023. Т. 50. № 4. С. 106–114.
18. Трифонов Б.А., Милановский С.Ю., Несынов В.В. Оценка сейсмических воздействий в условиях деградации мерзлоты // Вестник КРАУНЦ. Науки о Земле. 2022. Вып. 56. № 4. С. 59–73.
19. Фролов А.Д. Электрические и упругие свойства мерзлых пород и льдов. Пушино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2005. 607 с.
20. Чжан Р.В., Великин С.А., Кузнецов Г.И., Крук Н.В. Грунтовые плотины в криолитозоне России. Новосибирск: Академическое изд-во “Гео”, 2019. 427 с.
21. Bardet J.P., Tobita T. NERA A computer program for nonlinear earthquake site response analyses of layered soil deposits. Department of Civil Engineering, University of Southern California, April 2001. 44 p.
22. Emmanuel Chajjub, Emeline Maufroy, Peter Moczo et al. 3-D numerical simulations of earthquake ground motion in sedimentary basins: testing accuracy through stringent models // Geophysical Journal International. 2015. Vol. 201. Issue 1. P. 90–111.
<https://doi.org/10.1093/gji/ggu472>
23. Istratov, V.A., Frolov, A.D. Radio wave borehole measurements to determine in situ the electric property distribution in a massif // J. Geophys. Res. Planets, 2003. Vol. 108. No E4: 8038–8043.
<https://doi.org/10.1029/2002JE001880>
24. Milanovskiy S., Velikin S., Cherepanov A., Petrulin A., Istratov V. Permafrost and objects of economic activity in Siberia – risks and facts // Proc. 27th General Assembly of the Int. Union of Geodesy and Geophysics, abstract № IUGG19-0488, Montreal, Canada, 2019. (file:///C:/Users/777/Downloads/abstractDetails_Monreal2019%20(1).pdf).
25. Milanovskiy S., Velikin S., Petrulin A. Geophysical Monitoring of Permafrost in Yakutia – Observation and Modelling // Proc. Int. Conf. “Solving the puzzles from Cryosphere”, Pushino, 2019. С. 123–124.
<https://istina.msu.ru/publications/article/257939745/>.
26. Milanovskiy S., Velikin S., Petrulin A., Istratov V. Geophysical Monitoring of Engineering Constructions in Western Yakutia and Study of Coupled Problem of Temperature and Seepage Fields in Permafrost near Hydro Unit // Proc. of 68th Canadian Geotechnical Conference and 7th Canadian Permafrost Conference – GeoQuebec, Quebec City, Canada, September 20–23, 2015. 9 p. (https://www.researchgate.net/publication/354447452_Geophysical_Monitoring_of_Engineering_Constructions_in_Western_Yakutia_and_Study_of_Coupled_Problem_of_Temperature_and_Seepage_Fields_in_Permafrost_near_Hydro_Unit)
27. Ruiz P., Penzien J. Probabilistic Study of the Behavior of Structures During Earthquake. Report No. UCB/EERC-69-3. (PB 187 886) A06. Earthquake Engineering Research Center. University of California, Berkeley, CA, March 1969. 45 p.
28. Parazoo Nicholas C., Charles D. Koven, David Lawrence et al. Detecting the permafrost carbon feedback: talik formation and increased cold-season respiration as precursors to sink-to-source transitions // The Cryosphere. 2018. V. 12. № 1. P. 123–144.
<https://doi.org/10.5194/tc-12-123-2018>.

GEOPHYSICAL METHODS FOR THE STUDY OF NATURAL AND HUMAN-INDUCED CHANGES IN GROUND MASSIFS OF THE PERMAFROST ZONE

B. A. Trifonov^{1, #}, S. Yu. Milanovskii^{1, 2, ##}, V. V. Nesynov¹

¹*Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences,
Ulanskii per. 13, str. 2, Moscow, 101000 Russia*

²*Schmidt Institute of Physics of the Earth, Russian Academy of Sciences,
B. Gruzinskaya ul. 10, str. 1, Moscow, 123242 Russia*

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

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

The article considers examples of experimental studies of natural and human-induced changes in the properties of cryolithozone with different lithology. Studies have shown that in order to control changes in the properties of an engineering geological section, geophysical monitoring of frozen rocks subject to degradation is of particular importance. An approach to the study of the state and properties of cryolithozone soils *in situ* is presented using the example of complex geophysical work at hydraulic engineering facilities in Western Yakutia, which helps us to understand the spatial and temporal patterns of the development of active thawed zones (taliks) over a relatively short time interval. Using the example of Bilibino NPP, built on permafrost, it is shown that the elastic properties of rocky frozen soils, usually fractured in the upper part of the section, depend not only on lithology, texture and structure, but also on the cryogenic state of rocks. The patterns of changes in the seismic properties of frozen hard rocks at this industrial site were analyzed as a result of the degradation of permafrost under the main structures associated with the heat release of reactor units for more than 30 years. It is shown that under the influence of the warming effect on the rocky frozen ground, the increment of seismic intensity can increase on average to +0.3 points relative to the surface of permafrost (initial conditions). The characteristics of seismic impacts (the values of PGA and the spectrum of the $S_{a_{max}}$ reaction) change accordingly.

Keywords: *cryolithozone, frozen soils and rocks, geophysical research, engineering structures, talik*

REFERENCES

- Boikov, S.A., Velikin, S.A., Snegirev, A.M., et al. [The study of filtration taliks at the base of the ground dam of Sytykan HPP using engineering geophysics]. In: [Geophysical studies of the cryolithozone]. Moscow, ONTI PNTs RAS Publ., 2000, issue 3, pp. 58–71. (in Russian)
- Velikin, S.A. [Complex geophysical study of the engineering geocryological state of the foundations of hydropower engineering and mining structures of the Yakut diamond province]. Extended abstract of Dr.Sci. (Techn.) dissertation. Yakutsk, 2020. 43 p. (in Russian)
- Velikin, S.A., Istratov, V.A. [Possibilities of cross-well radiowave geointrospection by the example of the bypass filtration section of the right-bank junction of the Vilyuiskaya HPP-1]. In: [Sustainability of natural and technical cryolithozone systems in the context of climate change. Proc. All-Russian conference with international participation dedicated to the 150th anniversary of M.I. Sumgin]. R.V. Zhang, A.N. Fedorov, and M.N. Grigoriev, Eds., Yakutsk, 2023, pp. 238–240. (in Russian)
- Voronkov, O.K. [Engineering seismics in the cryolithozone (study of the structure and properties of frozen and thawed rocks and massifs)]. St. Petersburg. Vedenev VNIIG Publ., 2008, 300 p. (in Russian)
- Voronkov, O.K. [Engineering and seismic studies of the structure and properties of hard rock massifs in the permafrost zone]. Extended abstract of Dr. Sci. (Geol.–Min.) dissertation. Leningrad, LSU Publ., 1987, 223 p. (in Russian)
- Zabolotnik, P.S., Zabolotnik, S.I. [The condition of soils and rocks at the base of buildings of the Yakut thermal power plant]. Novosibirsk, SB RAS Publ., 2022, 118 p. (in Russian)
- Ivanov, Yu.G. [The use of a microseismic signal from powerful man-made sources to study the state of the soil mass at internal points of the medium]. *Geotekhnika*, 2022, vol. XIV, no. 3. pp. 72–82. <https://doi.org/10.25296/2221-5514-2022-14-3-72-82> (in Russian)
- [Comprehensive engineering and geophysical research in the construction of hydraulic engineering structures]. A.I. Savich, B.D. Kuyundzhic, Eds., Moscow, Nedra Publ., 1990, 462 p. (in Russian)
- Milanovskii, S.Yu., Trifonov, B.A. [Seismic effects on permafrost in conditions of its degradation] In: [Proc. of the VII Intern. Conf. “Seismology and Engineering Seismology”, dedicated to the 100th anniversary of Nationology Leader Haydar Aliyev]. 2023, Baku, pp. 38–44. (in Russian)
- Ratnikova, L.I., Levshin, A.L. [Calculation of spectral characteristics of thin-layered media]. *Fizika Zemli*, 1967, no. 2, pp. 41–53. (in Russian)
- [Guidelines for accounting for seismic impacts in the design of hydraulic structures (to section 5, chapter of SNiP II-A. 12-69)]. Leningrad, Vedenev VNIIG Publ., 1977, 163 p. (in Russian)
- Savich, A.I. Yashchenko, Z.G. [Studies of elastic and deformation properties of rocks by seismoacoustic methods]. Epinat'eva A.M., Ed., Moscow, Nedra Publ., 1979, 214 p. (in Russian)
- Sedov, B.M. [Seismic studies in the permafrost zone]. Moscow, Nauka Publ., 1988, 184 p. (in Russian)
- Sobol, S.V. [Water reservoirs in the permafrost zone]. Nizhny Novgorod, NNGASU Publ., 2007, 161 p. (in Russian)

15. Sudakova, M.S., Brushkov, A.V., Velikin, S.A., *et al.* [Geophysical methods in geocryological monitoring]. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Series 4. Geologiya*, 2022, no. 6, pp.141–151. <https://doi.org/10.33623/0579-9406-2022-6-141-151> (in Russian)
16. Trifonov, B.A., Milanovskii, S.Yu., Velikin, S.A., Istratov, V.A. [Seismic impacts on permafrost]. In: [Sustainability of natural and technical cryolithozone systems in the context of climate change. Proc. All-Russian conference with international participation dedicated to the 150th anniversary of M.I. Sumgin]. R.V. Zhang, A.N. Fedorov, and M.N. Grigoriev, Eds., Yakutsk, 2023, pp. 227–229. (in Russian)
17. Trifonov, B.A., Milanovskii, S.Yu., Nesynov, V.V. [Peculiarities of seismic microzoning on permafrost]. *Voprosy inzhenernoi seismologii*, 2023, vol. 50, no. 4, pp. 106–114. <https://doi.org/10.21455/VIS2023.4-7> (in Russian)
18. Trifonov, B.A., Milanovskii, S.Yu., Nesynov, V.V. [Assessment of seismic impacts in conditions of permafrost degradation]. *Vestnik KRAUNTs. Nauki o Zemle*, 2022, issue 56, no. 4, pp. 59–73. (in Russian)
19. Frolov, A.D. [Electrical and elastic properties of frozen rocks and ice]. Pushchino, ONTI PNC RAS, 2005, 607 p. (in Russian)
20. Zhang, R.V., Velikin, S.A., Kuznetsov, G.I., Kruk, N.V. [Ground dams in the cryolithozone of Russia]. Novosibirsk, Geo Academic Publ., 2019, 427 p. (in Russian)
21. Bardet, J.P., Tobita, T. NERA. A computer program for nonlinear earthquake site response analyses of layered soil deposits. Department of Civil Engineering, University of Southern California, April 2001. 44 p.
22. Chaljub, E., Maufroy, E., Moczo, P. et al. 3-D numerical simulations of earthquake ground motion in sedimentary basins: testing accuracy through stringent models, *Geophysical Journal International*, 2015, vol. 201, issue 1, pp. 90–111. <https://doi.org/10.1093/gji/ggu472>
23. Istratov, V.A., Frolov, A.D. Radio wave borehole measurements to determine in situ the electric property distribution in a massif, *J. Geophys. Res. Planets*, 2003, vol. 108, no. E4, pp. 8038–8043. <https://doi.org/10.1029/2002JE001880>
24. Milanovskiy, S., Velikin, S., Cherepanov, A., Petrunin, A., Istratov, V. Permafrost and objects of economic activity in Siberia – risks and facts. In: Proc. 27th General Assembly of the Int. Union of Geodesy and Geophysics, abstract № IUGG19-0488, Montreal, Canada, 2019 (file:///C:/Users/777/Downloads/astractDetails_Monreal2019%20(1).pdf)
25. Milanovskiy, S., Velikin, S., Petrunin, A. Geophysical monitoring of permafrost in Yakutia – observation and modeling. In: Proc. Int. Conf. “Solving the puzzles from Cryosphere”, Pushchino, 2019, pp. 123–124. <https://istina.msu.ru/publications/article/257939745/>
26. Milanovskiy, S., Velikin, S., Petrunin, A., Istratov, V. Geophysical monitoring of engineering constructions in Western Yakutia and study of coupled problem of temperature and seepage fields in permafrost near hydro Unit. In: Proc. of 68th Canadian Geotechnical Conference and 7th Canadian Permafrost Conference (GeoQuebec), Quebec City, Canada, September 20–23, 2015, 9 p. (https://www.researchgate.net/publication/354447452_Geophysical_Monitoring_of_Engineering_Constructions_in_Western_Yakutia_and_Study_of_Coupled_Problem_of_Temperature_and_Seepage_Fields_in_Permafrost_near_Hydro_Unit)
27. Ruiz, P., Penzien, J. Probabilistic study of the behavior of structures during earthquake. Report No. UCB/EERC-69-3. (PB 187 886) A06. Earthquake Engineering Research Center. University of California, Berkeley, CA, March 1969. 45 p.
28. Parazoo, N.C., Koven, C.D., Lawrence, D. et al. Detecting the permafrost carbon feedback: talik formation and increased cold-season respiration as precursors to sink-to-source transitions, *Cryosphere*, 2018, vol. 12, no. 1, pp.123–144. <https://doi.org/10.5194/tc-12-123-2018>.