

УДК 556.551:577.53:550.424.6:550.461:546.79

МИГРАЦИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ «ГИДРОКРИОГЕННЫЕ КОМПОНЕНТЫ – ВОДА – ПОРОВЫЕ ВОДЫ ДОННЫХ ОСАДКОВ» В ГОРОДСКИХ ВОДОЕМАХ

Селезнев Андриан Анатольевич^{1,2},
sandrian@rambler.ru

Торопов Андрей Сергеевич³,
torop990@gmail.com

Окунева Татьяна Геннадьевна⁴,
okunevatjana@mail.ru

Киселева Дарья Владимировна^{4,2},
podarenka@mail.ru

Ярмошенко Илья Владимирович¹,
ivy@ecko.uran.ru

Рянская Анастасия Дмитриевна⁴,
tosenska2008@gmail.com

¹ Институт промышленной экологии УрО РАН,
Россия, 620990, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, 20.

² Уральский федеральный университет,
Россия, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира, 19.

³ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
Россия, 119234, г. Москва, ул. Ленинские горы, 1.

⁴ Институт геологии и геохимии им. академика А.Н. Заварицкого УрО РАН,
Россия, 620110, г. Екатеринбург, ул. Академика Вонсовского, 15.

Актуальность исследования обусловлена необходимостью получения информации о поведении природных радионуклидов в условиях урбанизированного ландшафта при современном осадконакоплении. В частности, нет полных данных о влиянии физико-химических свойств компонентов городской среды на процессы миграции радионуклидов в системе «водосбор – бессточный водоем», о процессах накопления природных радионуклидов при стоке наносов с водосбора урбанизированной среды в донных отложениях в долгосрочный период времени, о формах нахождения и геохимических особенностях поведения природных радионуклидов в системе «гидрокриогенные компоненты – вода водоемов – поровые растворы донных осадков».

Цель: выявить закономерности миграции естественных радионуклидов в системе «водосбор–водоем» на урбанизированной территории при формировании стока наносов.

Объекты: водоемы и их водосборы на урбанизированной территории, компоненты окружающей среды города (снег, лед, вода, поровая вода, донные осадки, снежогрязевая пульпа), макрокомпонентный состав объектов окружающей среды, содержание урана и тория в них.

Методы: ландшафтно-геохимическое опробование, масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой, рентгеновская порошковая дифрактометрия, титрование, спектрофотометрия, пламенная фотометрия.

Результаты. Получены данные о гидрохимических характеристиках выбранных водоемов урбанизированной среды и их водосборов. Воды водоемов обогащены U и Th на порядки выше, чем снежопылевые массы (жидкая фаза поверхностного стока) и осадки. Определены доминирующие формы миграции природных радионуклидов в изученных компонентах городского акваландшафта. Формы урана представлены в виде уранилкарбонатных комплексов разного состава, тория – карбонат-гидроксильными комплексами. Выявлены связи между физико-химическими и гидрохимическими показателями компонентов окружающей среды в системе «водосбор–водоем». Определены тенденции и механизмы, которые могут повлиять на формирование геохимической ситуации водоемов, загрязнение вод и донных отложений. Поровые растворы донных отложений содержат уран и торий в более высоких концентрациях, чем в воде водоемов. Такие минералы донных осадков как пирит, монтмориллонит и кальцит наряду с органическим веществом определяют поведение природных радионуклидов и их мобилизацию в донных осадках городских водоемов Екатеринбурга.

Ключевые слова:

уран, торий, снег, снежогрязевая пульпа, поровые воды, водная миграция, формы нахождения, урбанизированная среда, современный седиментогенез, трассер.

Введение

Геохимические условия в поверхностных водных объектах, накопление и смыв поллютантов в них напрямую зависят от геохимических условий на водосборе. В водоеме урбанизированной территории гидрогеохимические условия определяются наложением антропогенного воздействия на природные особенности его формирования [1].

Поступление загрязняющих веществ в водные объекты от неточечных, диффузных источников, в дополнение к поступлению от стационарных источников загрязнения: со стоком талых, дождевых и по-

ливомоечных вод, почвенным и подземным стоком, является одной из важных экологических проблем города [2–5]. Главным неточечным источником загрязнения урбанизированной среды является автомобильный транспорт и дорожная сеть [5, 6]. Диффузные источники динамичны, их трудно, а часто невозможно, идентифицировать и учитывать [6].

Различные виды современных наносов на городской территории (дорожная и тротуарная пыль, отложения ливневой канализации, отложения в понижениях микрорельефа и т. д.) также можно отнести к неточечным источникам загрязнения городской сре-

ды. Они аккумулируют поллютанты и транспортируют загрязнение [7–9]. Образование, перенос и накопление наносов обусловлены процессами разрушения покрытий и материалов, эрозией почвы и грунта, нарушением технологий благоустройства и содержания городских территорий, земляными работами [10–13], выпадением пыли из атмосферы, нарушением поверхностного стока дождевых вод [10, 14–19]. Поток терригенного материала в городском ландшафте объединяет сток с непроницаемых (бетон, тротуары, дороги) и проницаемых (почва, газоны, грунты) поверхностей, преобразуя латеральную связанность различных функциональных зон городского микроландшафта в каскадную систему [11, 20, 21]. Из-за особенностей седиментационного каскада накопление наносов в городах выше, чем в условиях естественного водосбора [11]. Существующие подходы к количественной оценке динамики городского осадконакопления и миграции поллютантов основаны на оценке связанности ландшафтных зон в городе [20, 22–24], учитывают влияние автомобильного транспорта [11, 25]. Уличная уборка и мероприятия по благоустройству территорий снижают количество наносов в городской среде [26, 27]. Объем поверхностных осадков городской среды достаточно велик [28]. Вынос терригенного материала с городских территорий влияет на химический состав поверхностных вод и является источником загрязнения в региональном и глобальном масштабе [7, 9].

Современные седиментационные процессы в городской черте происходят и в холодное время года. В регионах с холодной зимой гидрокриогенные компоненты (снег, снеготрясаемая пульпа (СТП), лед) выступают в качестве депонирующих загрязнение природных сред [6, 29–31]. СТП аккумулирует атмосферные выпадения и твердый материал поверхностных наносов [32, 33]. Накопление поллютантов снеготрясаемой пульпой за холодный период года сопоставимо с накоплением в теплый период. При снеготаянии растворенные поллютанты и взвешенные вещества со стоком переносятся в почву и водные объекты города [34, 35]. В результате стока с городских территорий происходят процессы геохимической трансформации водных объектов. Изменения геохимической среды оценивают по изменению гранулометрического состава донных отложений, форм нахождения загрязняющих веществ в компонентах водоемов и их поведения на барьерах, а также по объемам поступления поллютантов с водосбора [34] и их доступности для живых организмов [34, 36, 37].

В качестве трассера миграции вещества в водоемах используются радионуклиды природного и техногенного происхождения [38]. В седиментационном каскаде на городской территории природные радионуклиды показали себя как индикаторы процессов современного осадкообразования [39, 40]. Свойства индикатора, или трассера, загрязнения городской среды такими элементами, как Pb, Zn и Cu, в современных процессах осадконакопления проявил техногенный радиоактивный изотоп – цезий-137 [41]. Вопросы влияния геохимической обстановки на перенос радионуклидов, подходов к термодинамическому моделированию форм нахождения урана в различных

природных объектах, анализа информативности гидрокриогенных компонентов как индикаторов изменений природной среды, а также особенностей миграции радионуклидов в системе «вода–порода» освещались в работах по различным регионам [42–48].

В условиях современного осадконакопления на урбанизированной территории до конца остается не исследованным:

- влияние физико-химических свойств компонентов окружающей среды на перенос природных радионуклидов в системе «водосбор–водоем»;
- накопление природных радионуклидов в донных отложениях водоема при стоке наносов с водосбора в долгосрочный период времени (до нескольких десятков лет);
- формы нахождения и геохимические особенности поведения природных радионуклидов в сопряженных объектах водосбора и водоема: гидрокриогенные компоненты – вода водоемов – вода донных осадков.

Целью работы было выявить закономерности миграции естественных радионуклидов в системе «водосбор–водоем» на урбанизированной территории при формировании стока наносов. Исследование проведено на примере города Екатеринбурга.

Материалы и методы

Описание района исследования

Екатеринбург является четвертым по численности населения городом России (примерно 1,5 млн человек), административным центром Свердловской области и Уральского федерального округа. Город находится на границе восточных предгорий Среднего Урала и Зауральской складчатой возвышенности в умеренной континентальной климатической зоне. Литогенная основа сформирована в результате общей инверсии Уральской эвгеосинклинали и связанных с ней мощных складчатых и разрывных дислокаций, а также внедрения больших масс магмы в позднепалеозойское время. Интрузии представлены ассоциациями гранитов, габбро, клинопироксенитов, серпентинитов и тальк-карбонатных пород. Рыхлые четвертичные отложения позднеплейстоценово-голоценового возраста сплошным чехлом перекрывают коренные породы и представлены элювием и делювием, глинами и суглинками с выветрелым щебнем подстилающих пород и редким гравием кварца [49]. Рельеф на территории города крупнохолмистый. Для Екатеринбурга характерно умеренно теплое лето и умеренно суровая снежная зима; средняя температура января составляет $-15,3$ °C, а июля – $+17,4$ °C; холодный период длится 151 день, с ноября по март. Загрязнение города и антропогенная нагрузка на урбанизированный ландшафт обусловлена большим количеством автомобилей, строительных площадок, работой предприятий энергетики, машиностроения и металлообработки.

Описание выбранных водоемов и их окрестностей

На территории Екатеринбурга для проведения исследования было выбрано два водоема: Чемоданчик и водоем в Харитоновском саду. Водоемы характери-

зуются как бессточные малые мелководные и имеют антропогенное происхождение. Назначение водоемов рекреационное. В оба водоема могут поступать ливневые стоки с прилегающих автодорог и из дренажных канав, питание водоемов осуществляется за счет атмосферных осадков, поверхностных и подземных вод. Площадь зеркала водоема Чемоданчик составляет 7000 м², максимальная глубина 2 м; водоема в Харитоновском саду – 9000 м² при максимальной глубине 3,6 м. Водосбор водоема Чемоданчик находится на сопряжении селитебной, рекреационной и зоны транспортной инфраструктуры, представленной объездной автодорогой вокруг города. Водоем Чемоданчик участвует в регулировании сбора поверхностных вод на территории, прилегающей к автодороге; часть берега водоема формируется дамбой. Водосбор водоема в Харитоновском саду расположен на сопряжении селитебной, общественно-деловой, рекреационной зон и улично-дорожной сети, представленной

двухполосными дорогами с относительно высокой интенсивностью движения.

Методология исследования

Исследования проводили с помощью подхода трансект-катен [50], адаптированного для целей настоящей работы. В основе подхода лежит бассейновый принцип. Водоем и его водосбор рассматриваются как составные части ландшафта, в котором взаимодействуют гидрохимические и процессы поверхностного латерального сноса вещества. Трансект-катена представляет собой трехмерное тело, в котором сочетаются линейная (профильная) и катенарная (ландшафтно-геохимическая сопряженность) характеристики вместе с площадной формой ландшафта в трансекте (полосе). Водосбор разделен по трансект-катене на латеральные сопряженные фрагменты ландшафта, последовательно сменяющие друг друга в направлении от локального водораздела к локальному базису денудации (водоему).

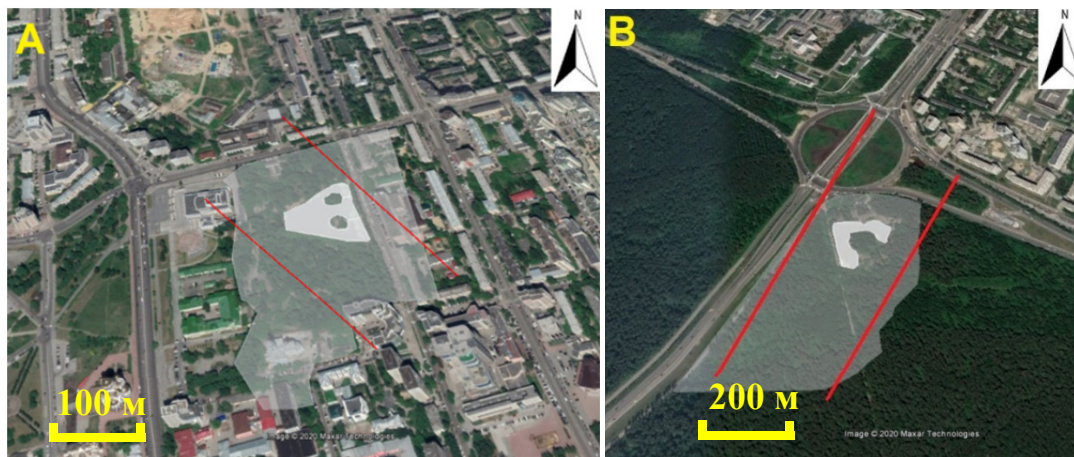


Рис. 1. Схемы трансект-катен водоемов в Харитоновском саду (А) и Чемоданчика (В): матовый контур – площадь водосбора, красные линии – границы трансект-катены; выкопировка из Google Планета Земля

Fig. 1. Schemes of catenary complexes of waterbodies in Kharitonovskiy garden (А) and Chemodanchik (В): matte contour – the catchment area, red lines – the boundaries of the catenary complex; pictures are copies from Google Earth

На рис. 1 показаны трансект-катены в Харитоновском саду (А) и на водосборе водоема Чемоданчик (В). В водосборах трансект-катен наблюдался достаточный перепад высот, который вызывает линейную и плоскостную эрозию (сбегающие струи по склонам после дождей), приводящую в конечном итоге к заилению водоема.

Отбор и подготовка проб

В зимне-весенний сезон 2020 г. в выбранных трансект-катенах проводился отбор проб. В водосборе отбирался ненарушенный снежный покров (в парковой зоне) и СГП (на обочинах дорог и тропинках). На поверхности водоема в наиболее глубоких частях выбирались три равноудаленных друг от друга точки. В каждой точке проводилось три параллельных сопряженных отбора проб снега, льда, воды и донных отложений [51].

Проба ненарушенного снежного покрова отбиралась пробоотборным устройством на всю мощность, исключая приземный слой. Проба СГП отбиралась

лопатой (рис. 2, А). Отбор проб льда проводился ручным буром, воды – батометром Молчанова ГР-18 с глубины 1 м (рис. 2, В). Донные отложения отбирались на всю мощность нелитифицированного слоя осадков желонкой стержневого типа с частичным разрушением колонки (рис. 2, С, D). Отбор проб производился с помощью оборудования, обладающего повышенной коррозионной стойкостью, избегая перекрестного загрязнения проб. Пробы отбирались в емкости из полимерных материалов объемом 5 л, емкости для хранения закрывались полимерными крышками.

Колонка донных отложений нарезалась на стратифицированные фрагменты по 4 см, которые упаковывались в полиэтиленовые пакеты с застежкой zip-lock без воздушной пробки. Подготовка проб СГП, снега, льда, воды и донных отложений проводилась согласно ГОСТ Р 51592-2000. Пробы замораживались до температуры –20 °С. Оттаивание проб проводили при комнатной температуре. После оттаивания из проб СГП, снега, льда и воды удалялись крупные

включения, листья, мусор. Пробы фильтровали через фильтры «синяя лента». Для извлечения поровых растворов из донных отложений фрагмент замороженного керна помещался на фильтр «синяя лента» и сразу

после оттаивания при комнатной температуре подвергался вакуумной фильтрации с разрежением 30–100 кПа с помощью лабораторного вакуумного насоса мембранного типа.



Рис. 2. Отбор пробы снегогрязевой пульпы на участке объездной автодороги в водосборе водоема Чемоданчик (А), отбор пробы воды из водоема Чемоданчик (В), колонки донных отложений из водоема Чемоданчик (С) и в Харитоновском саду (D) в Екатеринбурге

Fig. 2. Sampling of snow-dirt sludge on the roadside of bypass road in the catchment of Chemodanchik reservoir (A), sampling of water from Chemodanchik reservoir (B), columns of bottom sediments from Chemodanchik reservoir (C) and from pond of Kharitonovsky garden (D) in Ekaterinburg

Способ выделения поровых растворов из донных отложений наиболее близок к способу получения поровых вод из работы М. Di Bonito и соавт. [52] с сопоставимым вакуумом и степенью извлечения влаги из образца. Способ практически лишен недостатков метода отжима поровых вод с приложением высоких давлений до тысяч кПа. При этом не происходит процессов разрушения клеточных мембран биоты и выброса внутриклеточной жидкости в общий объем поровых растворов, равно как и сопутствующего выделения физически связанной воды [53]. Полученный поровый раствор можно обозначить как сумму свободной (гравитационной) влаги, капиллярной влаги и диффузионного слоя коллоидных мицелл, связанных с твердым субстратом. Отобранные поровые растворы донных отложений можно характеризовать как флюиды, участвующие в обменных процессах между взвешенной и растворенной фазами донных осадков [54].

В обследованных трансект-катенах были отобраны 30 проб компонентов окружающей среды с водоемов и водосборов:

- 5 проб воды из водоемов;
- 9 проб льда с поверхности водоемов;
- 9 проб снега с поверхности водоемов;
- 4 пробы ненарушенного снега с водосборов;
- 3 пробы СГП с водосборов.

В водоеме Чемоданчик донные отложения развиты мощностью до 50 см, в Харитоновском саду – до 30 см. Мощность отложений увеличивается на участках водоемов с большей глубиной. Всего в водоемах отобрано 13 колонок с донными отложениями. При выделении стратифицированных слоев донных отложений получено 123 пробы. Из 50 образцов выделена поровая вода (15 – из водоёма Чемоданчик, 35 – из водоема в Харитоновском саду).

Аналитические исследования и обработка данных

В оттаявших пробах СГП, снега, льда, воды и снегогрязевой пульпы с водоемов и водосборов проводилось определение гидрохимических показателей. Измерение рН и Eh проводилось в лаборатории сразу после оттаивания первой достаточной для измерения

аликвоты раствора приборами pH-600 (Milwaukee) и ORP-200 (HM Instrument) соответственно. Определение Na^+ и K^+ проводилось методом пламенной фотометрии, Ca^{2+} и Mg^{2+} – методом комплексонометрического титрования, Cl^- – титрования, CO_3^{2-} и HCO_3^- – потенциометрического титрования, $\text{Fe}_{\text{общ}}$, NO_3^- , SO_4^{2-} , Si – фотометрии. Микроэлементный ИСП-МС, рентгенофазовый и термический анализы проведены в ЦКП «Геоаналитик» ИГГ УрО РАН, дооснащение которого проведено при финансовой поддержке Минобрнауки РФ (соглашение № 075-15-2021-680). Содержание Th и U определялось методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре ELAN 9000 (Perkin Elmer) для донных осадков и масс-спектрометре NexION 300 S (Perkin Elmer) для жидких сред. Пределы обнаружения составляли: 0,05 мкг/кг Th и U для твердых образцов, жидких сред для U – 0,4 нг/л, для Th – 0,01 нг/л. Аналитическая ошибка не превышала 15 %. Минеральный состав донных осадков определялся методом порошковой дифрактометрии на рентгеновском дифрактометре XRD-7000 фирмы Shimadzu для всех выделенных слоев отобранных колонок. Содержание органического вещества в донных осадках определяли методом термического анализа на дериватографе Diamond TG/DTA. Количественный фазовый состав навесок определялся по результатам анализа дифрактограмм с помощью программного обеспечения SIROQUANT.

Для определения форм нахождения природных радионуклидов в жидких средах проведены термодинамические расчеты с помощью программного комплекса Visual Minteq 3.1. [55–58]. Использовалась встроенная база данных констант равновесия. Были рассчитаны миграционные формы в системе компонентов: pH, Eh, общая щелочность ($(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$), Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Si (H_4SiO_4), Fe^{3+} , UO_2^{2+} , Th^{4+} . Расчеты проведены при температурах, соответствующих измеренным (от 0 до 20 °C) в открытой к атмосферному воздуху системе при давлении 1 атм. Коррекция активности ионов проводилась по уравнению Дэвиса с b-параметром равным 0,3.

При статистической обработке результатов применялись: непараметрический корреляционный анализ Спирмена; кластерный анализ с помощью слияния данных методом полных связей с иерархической кластеризацией через евклидово расстояние, а также факторный анализ с нормализацией матрицы на среднеквадратическое отклонение каждой переменной, ортогональным варимакс-вращением для минимизации числа факторов. Величины факторных нагрузок учтены по модулю. Аномальные точки (больше трех стандартных отклонений) в статистической обработке не учитывались.

Результаты и обсуждение

Гидрохимическая характеристика исследованных объектов

Воды водоемов характеризуются как пресные и ультрапресные (таблица), значения минерализации варьируются от 130 до 440 мг/л. Сумма растворенных солей для льда водоемов изменялась в диапазоне от

62 до 242 мг/л. В снеготалой воде и жидкой фазе СГП минерализация не превышала 100 мг/л. Аномально высокая минерализация до 4000 мг/дм³ выявлена у СГП на обьездной автодороге. Для рассматриваемых сопряженных компонентов водоема в системе «снег–лед–вода» наибольшие значения минерализации характерны для воды. Значения минерализации талого льда водоемов занимают промежуточное положение между природными водами и снеготалой водой.

Величины pH природных вод водоемов слабощелочные, снеготалых вод – щелочные. Причиной защелачивания снеготалой воды скорее всего является деятельность строительной отрасли. В Екатеринбурге в последнее десятилетие наблюдаются высокие темпы строительства. Ввиду того, что минерализация снеготалых вод низка, а их буферная емкость незначительна, даже небольшое количество аэрозолей со строительных площадок будет существенно изменять величину водородного показателя. Окислительно-восстановительный потенциал снеготалых вод довольно низкий. Отрицательные аномалии Eh хорошо согласуются с источниками загрязнения атмосферы и фиксируются на локальных участках, приуроченных к промышленным предприятиям и частично к селитебной зоне, поскольку кислород является главным потенциалзадающим компонентом талых вод, а его дефицит будет создавать сдвиг линейной зависимости pH–Eh. Похожие закономерности наблюдались в работе В. Макарова [59].

Проба ненарушенного снега, отобранная в водосборе водоема Харитоновского сада в парковой зоне, была принята за локальный фон (далее Фон 1) как наименее измененная по гидрохимическим показателям. Региональным фоном (Фон 2) принята точка экологического мониторинга ФГБУ «Уральское УГМС» (по данным ежегодника загрязнения атмосферного воздуха 2010–2012 гг. из фонда данных ФГБУ «Уральское УГМС»), расположенная в 50 км от города в противоположную сторону от преобладающего направления ветров. Уровень pH фоновых проб снеготалой воды был нейтральным (pH=6,5–6,8).

Результаты гидрохимических исследований водосборов в зимний период представлены в литературе в меньшей степени, чем исследования в теплое время года. В зимний сезон водорастворимые ионы могут коррелировать с загрязнением атмосферы аэрозолями РМ 2,5, органическими и неорганическими поллютантами [60–64]. По литературным данным поступление катионов приурочено в основном к строительной пыли [60], анионов – к стационарным источникам, совместной эмиссии стационарных и движущихся источников [61]. Использование антигололедной смеси приводит к увеличению общей минерализации гидрокриокомпонентов природной среды.

В зимний период дороги, тротуары и проезды на территориях снаружи кварталов и внутридворовых территориях, тропинки в парках посыпаются антигололедным материалом. В Екатеринбурге в качестве антигололедных смесей используются: в парках – пескосоляная смесь (с содержанием песка >70 %), для автодорог – Бионорд (гранулы из нескольких видов

солей с низким, <3 %, содержанием твердого осадка после растворения), для тротуаров – мелкофракционный щебень, по минеральному составу представляющий собой местные выветрелые серпентиниты [49]. Мелкофракционный щебень легко разрушается и превращается в пыль; после холодного периода ча-

стично удаляется с поверхностей, однако в виде пыли может также поступать в водоемы. В целом результаты исследований химического состава комплекса жидких природных сред показывают более высокую техногенную нагрузку на экосистему Харитоновского сада практически по всем компонентам.

Таблица. Химический состав осадков, поверхностного стока и природных вод водоемов г. Екатеринбурга, мг/л
Table. Chemical composition of environmental compartments in catchments and reservoirs in Ekaterinburg: snow-dirt sludge (SDS), snow, ice and water, mg/l

Объект Studied object	pH, ед./units	Eh _{SHNE} , мВ/мВ	TDS	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ca	Mg	Na	K	
Чемоданчик Chemodanchik n=18	Вода/Water	7,8	48,5	142	83,0	5,0	14,5	10,6	<0,6	12,0	11,0	7,2	3,9
	Лед/Ice	7,2	111	114	68,4	9,0	8,2	10,5	0,9	14,0	6,9	5,4	2,5
	Снег/Snow	8,5	31,7	47,3	24,9	4,2	3,8	7,3	1,6	5,8	4,0	0,90	0,60
	СГП/SDS	7,4	62,0	39,6	15,3	<3,0	8,0	6,3	1,8	5,8	1,8	2,9	0,51
Харитоновский Kharitonovskiy n=12	Вода/Water	7,4	90,7	414	178	9,0	60,1	74,2	2,5	18,7	51,4	25,3	5,5
	Лед/Ice	8,6	25,3	156	52,9	22,0	24,3	31,9	2,9	11,3	24,3	9,5	2,0
	Снег/Snow	8,6	27,3	53,0	18,3	3,7	7,6	14,2	2,2	4,5	5,3	2,5	0,60
	СГП/SDS	6,7	102	72,0	34,5	<6,0	10,9	7,2	1,9	7,5	2,43	7,0	2,4
Фон в городе (снег), Фон 1 Background in the city, snow (Bkg 1)	6,5	120	26,8	11,5	<3,0	1,6	6,4	1,6	5,1	0,60	0,90	0,81	
Фон за городом (снег), Фон 2 Background outside the city, snow (Bkg 2)	6,8	135	39	22	<3,0	2,7	3,8	0,3	5,8	0,30	4,2	0,19	

Примечание: СГП – снегогрязевая пульпа.

Note: SDS – snow-dirt sludge.

По гидрохимическому типу (рис. 3) изученные воды водоемов гидрокарбонатные кальциевые либо гидрокарбонатные магниевые (с учетом только доминирующего иона). В анионном составе атмосферных осадков и природных вод доминирует гидрокарбонат-ион (рис. 3), сульфат-ион и хлорид-ион занимают подчиненное положение в разных пропорциях – от 8 до 34 мг-экв/% в анионном составе. Для природных сред, приуроченных к водоему в Харитоновском саду, отмечается более высокая доля хлорид-ионов. Нитрат-ион фиксируется на уровне <3 мг/л практически во всех средах (что значительно ниже санитарных нормативов для питьевых вод), при этом какой-то определенной тенденции либо зависимости от макрокомпонентного состава не наблюдалось. Отношение Са/Mg в снеготалой воде городской территории в 10–20 раз выше фоновых значений (Фон 2). Повышение содержания кальция и магния в катионном составе проб с водосборов и водоемов сопровождается сдвигом соотношения Са/Mg в снеготалой воде относительно фоновых значений. Можно полагать, что повышенные концентрации магния определяются его более легкой растворимостью в компонентах терригенного сноса, а также расходом кальция при вторичном минералообразовании в воде при достижении равновесия и насыщения по отношению к его основным минералам [64]. Хлоридный натриевый состав жидкой фазы СГП подтверждает предположение о связи аномально высокой минерализации СГП с объездной автодороги с наличием антигололедных реагентов.

Закономерности миграции урана и тория в системе «водосбор–водоем»

Содержание природных радионуклидов в компонентах среды варьировалось в широких пределах (рис. 4). Максимальные концентрации U определены

в поровых водах донных отложений пруда Харитоновского сада (8,9 мкг/л, максимум – 20 мкг/л), Th – в жидкой фазе СГП водосбора водоема в Харитоновском саду (0,3 мкг/л). Природные среды распределились в рядах по убыванию:

- содержания Th: СГП>поровые растворы>вода водоемов>снег>лед водоемов;
- содержания U: поровые растворы>вода водоемов>СГП>лед водоемов>снег.

Компоненты комплекса природных сред «снег – лед – вода – поровая вода» в трансект-катене Харитоновского сада содержали больше U. Концентрации Th в данной трансект-катене были более высокими для СГП и снега. Анализ макрокомпонентного состава проб подтверждает более интенсивное поступление пыли с водосбора в водоем. Содержание U, как более подвижного элемента [60], в указанных природных средах также подтверждает эти выводы. На единство источников поступления указывает слабо изменяющийся параметр Th/U, несмотря на то, что концентрации обоих элементов меняются в диапазоне 2–3 порядков даже без учета фоновых проб. Значение Th/U в довольно узком интервале 0,01–0,05 преобладало для всех сред. Максимальное отношение Th/U наблюдалось в СГП на тропинке Харитоновского сада, обильно посыпанной антигололедной песчаной смесью, содержащей минералы с повышенной концентрацией тория.

Анализ связи показателей катионно-анионного состава компонентов окружающей среды зимнего сезона водоемов и водосборов позволяет выявить роль поверхностных вод в формировании геохимических условий обследованных водоемов, переноса в весенний сезон талого снега с накопившимися за зиму в нем элементами с водосборов в водоем. Связи макро-

компонентного состава исследованных проб формируют два кластера (рис. 5). Первый кластер состоит из хлорид-ионов и сульфат-ионов, магния и натрия, а также U. Во втором кластере объединены минерализация, гидрокарбонат-ион и калий. Повышение содержания U в растворах не всегда коррелирует с ростом общей минерализации природных вод, а тяготеет к ее некарбонатной части. Торий, как слабый мигрант, редко образует достоверные статистические

связи с гидрохимическими параметрами, что подтверждается другими исследованиями [64]. Концентрация Th в части образцов льда и снега была близка к пределу обнаружения, что могло повлечь за собой более высокую погрешность измерений. Это затрудняло интерпретацию результатов и поиск статистически значимых корреляций. Описанные далее связи между Th и гидрохимическими показателями могут рассматриваться только как оценочные.

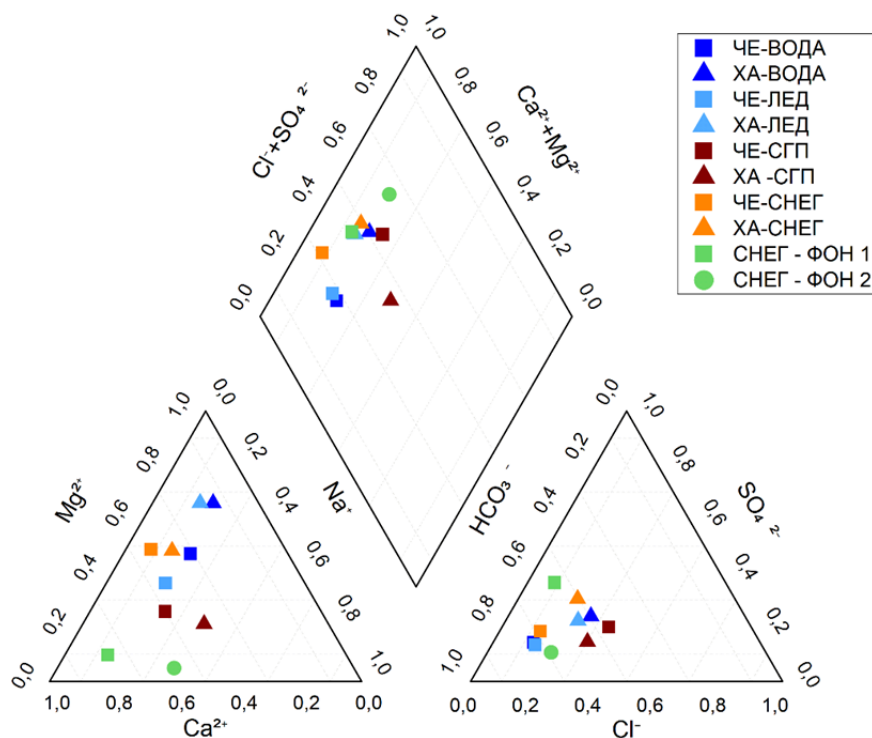


Рис. 3. Диаграмма Пайпера с данными по химическому составу изучаемых объектов и фоновых точек. Здесь и на рис. 4; треугольные символы – Харитоновский пруд (ХА), квадратные – водоем Чемоданчик (ЧЕ)

Fig. 3. Piper diagram with data on the chemical composition of the studied objects and background points. Here and after (Fig. 4) triangular symbols are referred to Kharitonovsky garden pond (ХА), square ones are referred to Chemodanchik (ЧЕ), water samples are highlighted in dark blue, ice samples are in light blue, snow is in orange, liquid phase of the SDS is in brown, background samples are in green

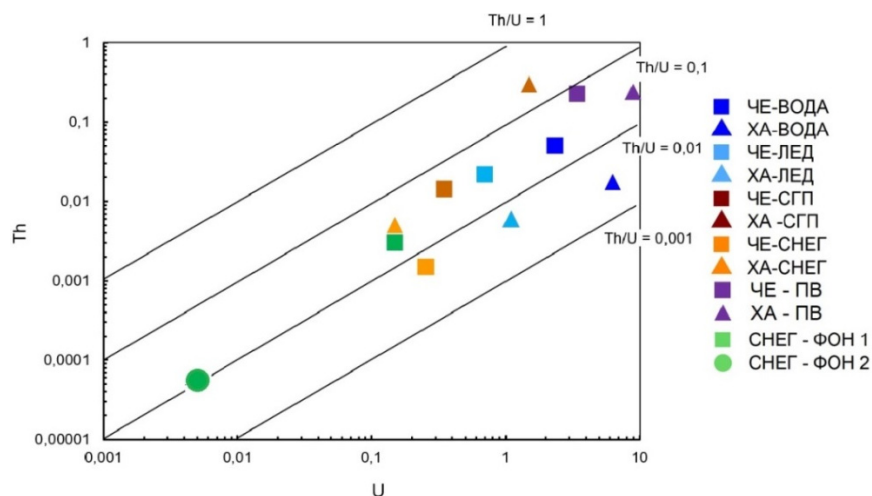


Рис. 4. Содержание Th и U (мкг/л) и их соотношение в природных компонентах водоемов Екатеринбурга. ПВ – поровые воды

Fig. 4. Th and U content (µg/l) and their ratio in the environmental components of the reservoirs of Ekaterinburg. ПВ – pore waters (highlighted in purple)

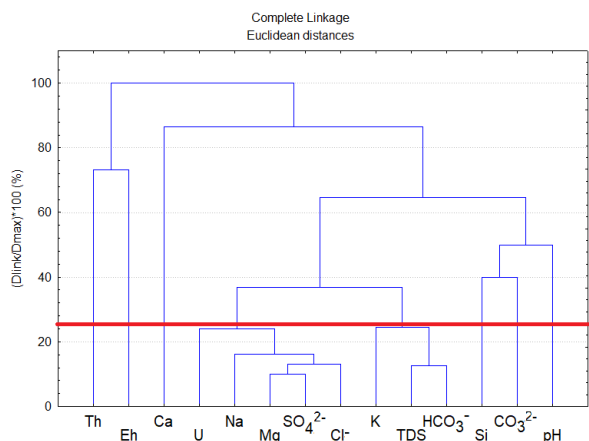


Рис. 5. Дендрограмма связей физико-химических параметров с распределением природных радионуклидов в составе жидких компонентов природных сред. Статистически значимые связи – ниже красной линии

Fig. 5. Dendrogram of the relationship between water chemistry and the distribution of natural radionuclides in the liquid environmental samples. Statistically significant correlation is below the red line

По термодинамическим расчетам (рис. 6) преобладающими формами миграции U в жидких компонентах в диапазоне измеренных гидрохимических по-

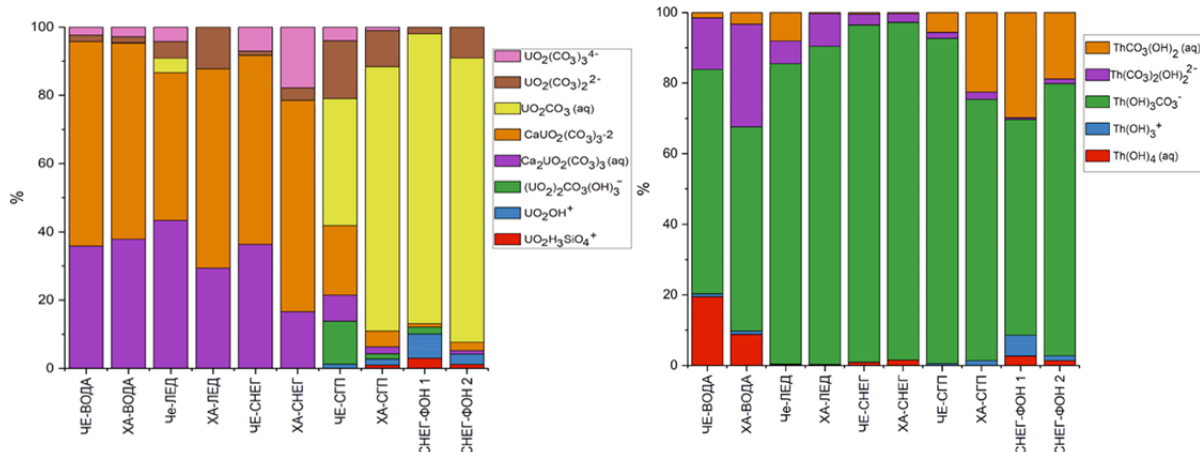


Рис. 6. Формы нахождения U и Th в жидких природных средах (в количестве вещества >1 %)

Fig. 6. Aqueous species of U and Th in liquid samples (>1 mol %)

Диagramмы Пурбэ для тория [56] в водных растворах показывают наиболее вероятную форму нахождения $\text{ThO}_{2(\text{cr})}$ (торианит; базы данных LNLL, JNC-TDB и др.) в окислительно-восстановительных условиях широкого диапазона, перекрывающего значения, характерные для почти любых природных вод. Поэтому наличие Th в растворе определяется исключительно наличием комплексообразователей. Формирование торианита, несмотря на высокие индексы насыщения, сомнительно ввиду крайне малых количеств этого радиоактивного элемента. Поэтому механизм переноса этого элемента, скорее всего, будет преимущественно сорбционным [65, 66].

В поровых растворах геохимические особенности поведения U и Th, интенсивность их миграции будут

казателей во всех случаях будут уранилкарбонатные комплексы. При этом для воды, льда и снега доминирующей формой нахождения является уранилкарбонат кальция с подчиненным положением гидратированного уранилкарбоната кальция. Вероятно, предпочтительное формирование простых карбонатных комплексов U над тройными в пробах жидкой фазы снега и СГП связано с пониженными содержаниями кальция и более низкими значениями pH (<7,0). Рассчитанные формы нахождения Th слабо менялись в зависимости от типа растворов. Во всех случаях доминирующими формами нахождения Th были смешанные карбонат-гидроксильные комплексы в разных соотношениях.

Отсутствие тесной связи между гидрокарбонатами и U, несмотря на то, что они являются его доминирующей миграционной формой (уранилкарбонатные комплексы), обсуждалось и ранее [64]. Содержание компонентов карбонатной системы выше 10 мг/л является избыточным для формирования уранилкарбонатных комплексов и далее уже не оказывает влияния на распределение U, его вынос из пород и другие гипергенные процессы. Появление значимых долей гидроксидных комплексов и силикатов уранила среди форм нахождения U в фоновых пробах снега также подтверждает данный вывод.

информативны для понимания их ремобилизации и повторного включения в геохимические циклы урбо-экосистемы, скорости попадания в грунтовые воды. Изменение концентраций изучаемых радиоактивных элементов в поровых растворах (рис. 7) было неоднозначным, и для урана – даже хаотичным. На глубине донных отложений 16–20 см фиксируется локальный максимум как радиоактивного цезия (достигая уровня 312 Бк/кг), так и ряда тяжелых металлов [67].

Верхний слой донных осадков (0–5 см) обогащен растворенными в поровых водах соединениями U. Для водоема в Харитоновском саду установлен максимум содержаний U и Th в поровых водах на глубине 20 см. Более высокие концентрации U в поровых растворах верхнего слоя донных осадков, вероятно,

имеют водородное происхождение. В зимне-весенний сезон кислородный и температурный режим в придонном слое водоемов определяют градиент концентраций загрязнителей на поверхности раздела

фаз «вода – донный осадок», что приводит к диффузионному потоку элементов в поровые воды из придонного слоя воды [68].

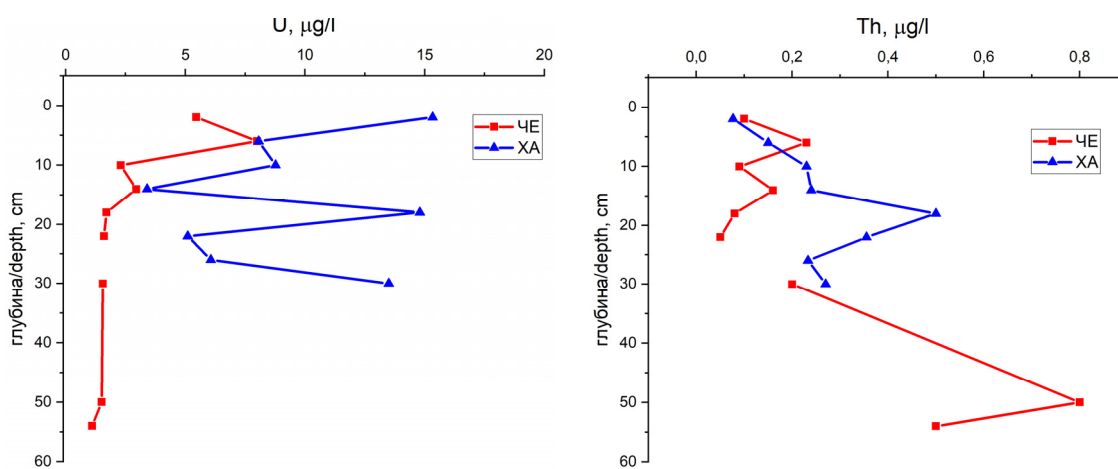


Рис. 7. Вертикальное распределение концентраций урана и тория в поровых водах донных отложений городских водоемов Екатеринбурга: ЧЕ – водоем Чемоданчик, ХА – водоем Харитоновского сада

Fig. 7. Vertical distribution of U and Th concentrations in the pore waters of bottom sediments of Ekaterinburg reservoirs: ЧЕ – the Chemo-danchik pond, ХА – the Kharitonovskiy garden pond

В целом с точки зрения антропогенного влияния на формирование колонки донных осадков городских водоемов часто возможны нерегулярные залповые сбросы терригенного материала. Резко отличающиеся по количеству осадков и снежности зимы могут существенно повлиять на изменение геохимических условий маленьких водоемов Екатеринбурга. Не со-

всем корректно сравнивать эти водоемы с природными озерами, которые изучены более детально. Однако особенности поведения элементов в поровых растворах и донных осадках связаны с их минеральным составом (рис. 8), который тоже менялся с глубиной неоднозначно из-за особенностей функционирования водоемов в условиях городской среды.

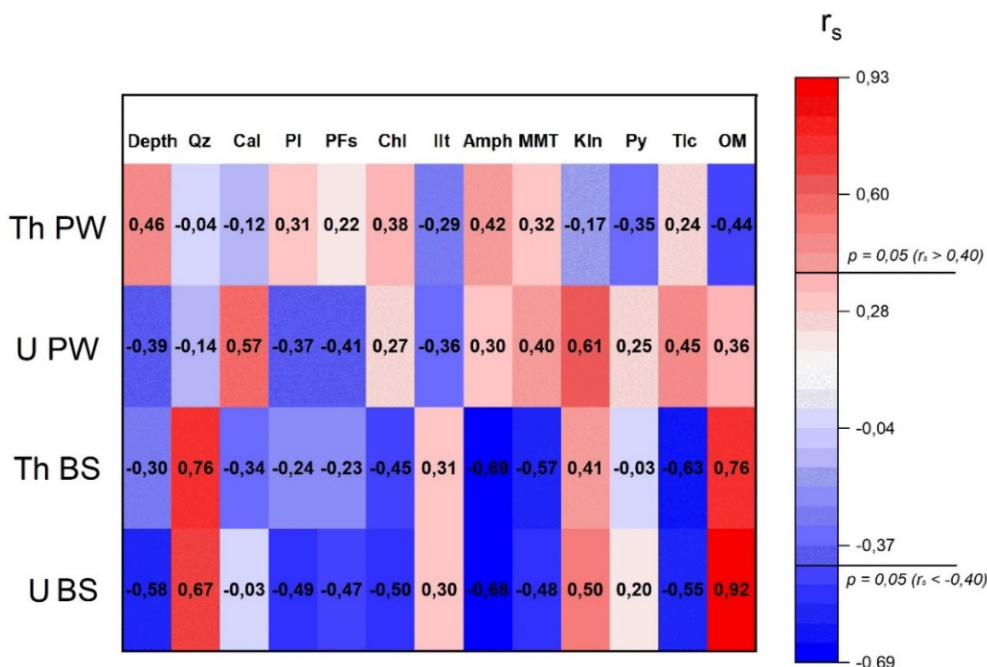


Рис. 8. Коэффициенты корреляции Спирмена между ураном и торием в поровых растворах, донных осадках и их минеральным составом. Название минералов дано по классификации IMA-CNMC. PW – поровые воды, BS – донные отложения, Depth – глубина, OM – органическое вещество

Fig. 8. Spearman correlation coefficients between uranium, thorium in pore solutions, bottom sediments and their mineral composition. Minerals abbreviation is given according to the IMA-CNMC. PW – pore waters, BS – bottom sediments, OM – organic matter

Коэффициент корреляции Спирмена между ураном и торием в поровых растворах, донных осадках и их минеральным составом показал, что U и Th непосредственно в самих донных осадках более достоверно связаны с минеральным составом в донных отложениях. На рис. 8 с ростом доли кварца (Qz) и органического вещества (OM) содержание обоих элементов в донных осадках растет сочетанно. Отрицательные корреляции природных радионуклидов в донных осадках установлены с амфиболом (Amph), тальком (Tlc), монтмориллонитом (ММТ), хлоритом (Chl). С глубиной концен-

трация Th в поровых растворах возрастала, а содержание урана в самих донных осадках снижалось. Факторные нагрузки связи естественных радионуклидов в поровых водах донных отложений с минеральным составом, глубиной отбора и долей органического вещества донных осадков показаны на рис. 9. По характеру группировки минералов донных осадков окислительно-восстановительные процессы и сорбционные свойства минералов выступают как отдельные факторы, определяющие миграцию природных радиоактивных элементов в системе «поровые воды – донные осадки».

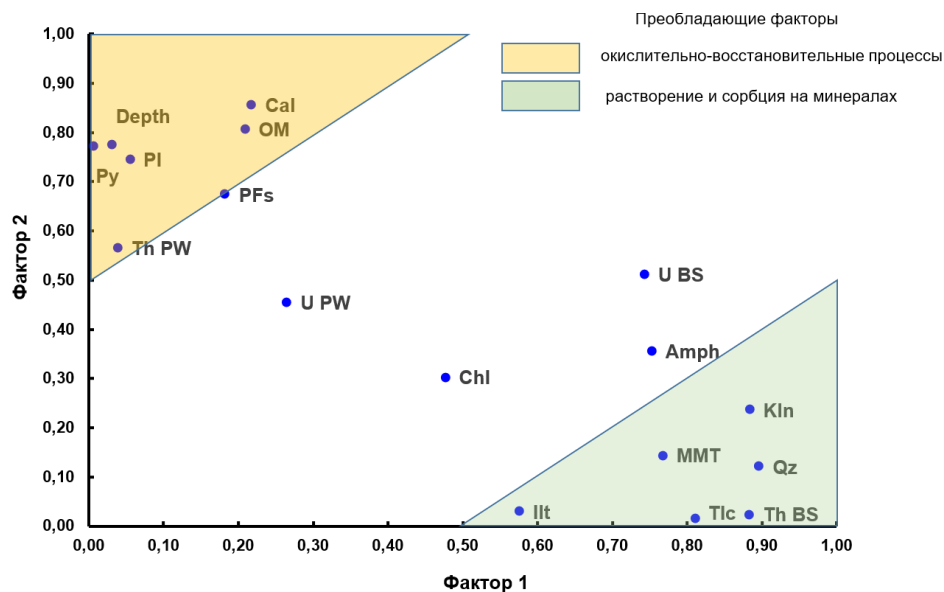


Рис. 9. Факторные нагрузки зависимостей распределения естественных радионуклидов в поровых водах (PW), донных отложениях (BS) от минерального состава, глубины отбора (Depth) и доли органического вещества (OM) донных осадков

Fig. 9. Factor loads of the dependences of the distribution of natural radionuclides in pore waters (PW), bottom sediments (BS) on the mineral composition, sampling depth (Depth) and the proportion of organic matter (OM) of bottom sediments

В донных осадках водоема Чемоданчик отсутствуют такие минералы, как кальцит (Cal) и монтмориллонит (ММТ), обладающие высокой сорбционной емкостью по отношению к радионуклидам, но преобладает каолин (Kln). Вероятно, это не единственная причина таких существенных различий, поскольку и другие минералы вносят вклад в распределение урана и тория между донными осадками и поровыми растворами вниз по профилю. По силе влияния на распределение Th в донных осадках на ведущее место выходит ассоциация глинистых минералов и кварц. При этом содержание Th в поровых водах меняется с глубиной (подтверждается и корреляционным анализом), наличием либо отсутствием в колонке кальцита, органического вещества и пирита (Py). На распределение U в изучаемых компонентах донных осадков оказывают влияние оба обозначенных фактора. Влияние ассоциации «пирит – органическое вещество – глубина» проявлено в большей степени именно на подвижный уран, находящийся в поровом растворе. В то же время влияние содержания глинистых минералов в большей степени проявилось на валовом содержании урана в донных осадках.

Заключение

На основе анализа проб, отобранных в зимне-весенний сезон, определены условия перераспределения естественных радионуклидов в системе «водосбор–водоем» с учетом гидрохимических показателей в городских водоемах Екатеринбурга. Воды изученных водоемов слабощелочные пресные и ультрапресные, по гидрохимическому типу гидрокарбонатные кальциевые. Гидрокриогенные компоненты характеризуются как щелочные и слабощелочные ультрапресные, гидрокарбонатные магниевые. Поверхностные наносы (снегогрязевая пульпа) по составу околонеутральные ультрапресные гидрокарбонатные магниевые, за исключением аномальных точек с хлоридно-натриевым составом и минерализацией до 4000 мг/л.

В обследованных трансект-катенах градиент концентрации урана направлен от осадков водосбора к воде водоемов и далее незначительно увеличивается в поровых растворах. Самый значимый источник тория в изученной системе – снегогрязевая пульпа. Природные воды и осадки не изменяют подвижность тория, однако в поровых растворах с возможной сменой

окислительно-восстановительной обстановки его подвижность может снова увеличиваться.

Водоёмы являются депонирующим резервуаром для радионуклидов и обогащены ураном и торием в десятки раз по сравнению с осадками и поверхностным стоком (снегопылевыми массами). Наблюдается сохранение соотношения Th/U в комплексе природных сред, которое слегка варьируется в интервале Th/U=0,01–0,05. Доминирующими формами миграции природных радионуклидов в изученных компонентах городского акваландшафта являются: для урана – тройные (с Са) и простые уранилкарбонатные комплексы, для тория – карбонат-гидроксильные комплексы. Поровые растворы донных отложений содержат уран и торий в более высоких концентрациях, чем вода водоёмов.

Такие минералы донных осадков, как пирит, монтмориллонит и кальцит, наряду с органическим веществом, определяют поведение природных радионуклидов и их мобилизацию в донных осадках городских водоёмов Екатеринбурга. Присутствие в терри-

генном материале минералов с высокой сорбционной способностью будет усиливать роль донных осадков как сорбционного барьера для радионуклидов, однако уран может мигрировать транзитно с компонентами органического вещества. В системе «бессточный водоем – его водосбор» сопряженное опробование компонентов окружающей среды, как части трансект-катены, адекватно отражает связь между геохимическими условиями водосбора и водоема и позволяет численно охарактеризовать поступление поллютантов при снеготаянии в весенний период.

Полевые, лабораторные и аналитические работы на территории Екатеринбурга проведены в рамках выполнения работ по гранту РФФИ № 19-35-60011. Работа А.С. Торопова по моделированию форм нахождения радиоактивных элементов и интерпретации гидрогеохимических данных исследования оплачена из средств гранта РФФИ № 19-33-60030. ИСП-МС анализ содержания урана и тория (Окунева Т.Г.), а также рентгенофазовый (Ряжская А.Д.) и термический анализы выполнены в рамках з/б темы №123011800012-9 ИГТ УрО РАН.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V. Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment // *Environmental Technology & Innovation*. – 2014. – V. 1–2. – P. 1–7.
2. Peirce J.J., Weiner R.F., Vesilind P.A. Nonpoint source water pollution // *Environmental Pollution and Control*. – 1997. – V. 1. – P. 137–143.
3. Basic Information about Nonpoint Source (NPS) Pollution. URL: <https://www.epa.gov/nps/basic-information-about-nonpoint-source-nps-pollution> (дата обращения 29.11.2022).
4. Polluted Runoff: Nonpoint Source (NPS) Pollution. URL: <https://www.epa.gov/nps> (дата обращения 29.11.2022).
5. The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources / A. Müller, H. Österlund, J. Marsalek, M. Viklander // *Science of The Total Environment*. – 2020. – V. 709. – P. 136125.
6. Urban snow indicates pollution originating from road traffic / K. Kuoppamäki, H. Setälä, A.-L. Rantalainen, D.J. Kotze // *Environmental Pollution*. – 2014. – V. 195. – P. 56–63.
7. Challenges of the «Anthropocene» / A. Chin, T. Beach, S. Luzzadder-Beach, W.D. Solecki // *Anthropocene*. – 2017. – V. 20. – P. 1–3.
8. Taylor K.G., Owens P.N. Sediments in urban river basins: a review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities // *J Soils Sediments*. – 2009. – V. 9. – P. 281–303.
9. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds // *Earth-Science Reviews*. – 2017. – V. 168. – P. 73–80.
10. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. Urban catchment runoff increases bedload sediment yield and particle size in stream channels // *Anthropocene*. – 2018. – V. 23. – P. 53–66.
11. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. A suburban sediment budget: coarse-grained sediment flux through hillslopes, stormwater systems and streams // *Earth Surface Processes and Landforms*. – 2019. – V. 44. – P. 2600–2614.
12. A landscape study of sediment formation and transport in the urban environment / I. Yarmoshenko, G. Malinovsky, E. Baglaeva, A. Seleznev // *Atmosphere*. – 2020. – V. 11. – P. 1320–1342.
13. Илгашева Е.О. Техногенные микросферы в поверхностном осадке урбанизированных территорий // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов*. – 2022. – Т. 333. – № 3. – С. 57–67.
14. Chemical profiling of PM10 from urban road dust / C.A. Alves, M. Evtugina, A.M.P. Vicente, E.D. Vicente, T.V. Nunes, P.M.A. Silva, M. Duarte, C. Pio, F. Amato, X. Querol // *Sci Total Environ*. – 2018. – V. 634. – P. 41–51.
15. Fugitive road dust PM2.5 emissions and their potential health impacts / S. Chen, X. Zhang, J. Lin, J. Huang, D. Zhao, T. Yuan, K. Huang, Y. Luo, Z. Jia, Z. Zang, Y. Qiu, L. Xie // *Environ Sci Technol*. – 2019. – V. 53. – P. 8455–8465.
16. Taylor K. Urban environments // *Environmental sedimentology* / Eds. C. Perry, K. Taylor. – Hoboken, NJ, USA: Wiley-Blackwell, 2007. – P. 190–222.
17. Transferring innovative erosion and sediment control research results into industry practice / M.A. Perez, W.C. Zech, W.N. Donald, R. Turochy, B.G. Fagan // *Water*. – 2019. – V. 11. – P. 2549.
18. Yoon B., Woo H. Sediment problems in Korea // *J Hydraul Eng*. – 2000. – V. 126. – P. 486–491.
19. Systematic evaluation framework and empirical study of the impacts of building construction dust on the surrounding environment / H. Yan, G. Ding, K. Feng, L. Zhang, H. Li, Y. Wang, T. Wu // *J Clean Prod*. – 2020. – V. 275. – P. 122767.
20. Poepl R.E., Keesstra S.D., Maroulis J. A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems // *Geomorphology*. – 2017. – V. 277. – P. 237–250.
21. Knox E.G., Bouchard C.E., Barrett J.G. Erosion and Sedimentation in Urban Areas. In *Agronomy Monograph*. – Madison, WI, USA: American Society of Agronomy; Crop Science Society of America; Soil Science Society of America, 2000. – 296 p.
22. Connectivity as an emergent property of geomorphic systems / E. Wohl, G. Brierley, D. Cadol, T.J. Coulthard, T. Covino, K.A. Fryirs, G. Grant, R.G. Hilton, S.N. Lane, F.J. Magilligan, K.M. Meitzen, P. Passalacqua, R.E. Poepl, S.L. Rathburn, L.S. Sklar // *Earth Surf Process. Landf*. – 2018. – V. 44. – P. 4–26.
23. Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations / T. Heckmann, M. Cavalli, O. Cerdan, S. Foerster, M. Javaux, E. Lode, A. Smetanová, D. Vericat, F. Brardinoni // *Earth Sci Rev*. – 2018. – V. 187. – P. 77–108.
24. Mahoney D.T., Fox J.F., Al Aamery N. Watershed erosion modeling using the probability of sediment connectivity in a gently rolling system // *J Hydrol*. – 2018. – V. 561. – P. 862–883.
25. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. Urban sediment supply to streams from hillslope sources // *Science of The Total Environment*. – 2019. – V. 653. – P. 684–697.
26. Perez M.A., Zech W.C., Donald W.N., Fang X. Design methodology for the selection of temporary erosion and sediment control practices based on regional hydrological conditions // *J Hydrol Eng*. – 2016. – V. 21. – P. 05016001.
27. Review of historical street dust and dirt accumulation and washoff data / R.E. Pitt, D. Williamson, J. Voorhees, S. Clark, P.S. Harrisburg // *Journal of Water Management Modeling*. – 2005. – V. 1. – P. 203–246.

28. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P. Assessment of total amount of surface sediment in urban environment using data on solid matter content in snow-dirt sludge // *Environ. Process.* – 2019. – V. 6. – P. 581–595.
29. Do snow and ice alter urban air quality? / P.A. Ariya, A. Dastoor, Y. Nazarenko, M. Amyot // *Atmospheric Environment.* – 2018. – V. 186. – P. 266–268.
30. Characterizing the PAHs in surface waters and snow in the Athabasca region: Implications for identifying hydrological pathways of atmospheric deposition / S.J. Birks, S. Cho, E. Taylor, Y. Yi, J.J. Gibson // *Science of The Total Environment.* – 2017. – V. 603–604. – P. 570–583.
31. Metal contamination of short-term snow cover near urban crossroads: Correlation analysis of metal content and fine particles distribution / M.V. Vasić, A. Mihailović, U. Kozmidis-Luburić, T. Nemes, J. Ninkov, T. Zeremski-Škorić, B. Antić // *Chemosphere.* – 2012. – V. 86. – P. 585–592.
32. Aerosol and snow transfer processes: an investigation on the behavior of water-soluble organic compounds and ionic species / E. Barbaro, R. Zangrando, S. Padoan, O. Karroca, G. Toscano, W.R.L. Cairns, C. Barbante, A. Gambaro // *Chemosphere.* – 2017. – V. 183. – P. 132–138.
33. Snow-dirt sludge as an indicator of environmental and sedimentation processes in the urban environment / A. Seleznev, I. Yarmoshenko, G. Malinovsky, E. Ilgasheva, E. Baglaeva, A. Ryanskaya, D. Kiseleva, T. Gulyaeva // *Sci Rep.* – 2019. – V. 9. – P. 17241.
34. Historical contaminated sediments and soils at the river basin scale / U. Förstner, S. Heise, R. Schwartz, B. Westrich, W. Ahlf // *Journal of Soils and Sediments.* – 2004. – V. 4. – P. 247–260.
35. Селезнев А.А., Тетерин А. Ф., Ярмошенко И.В. Метеорологические условия формирования поверхностного стока наносов в период весеннего снеготаяния в городской среде // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2020. – Т. 331. – № 2. – С. 7–16.
36. Dauvalter V.A., Kashulin N.A. Mercury pollution of lake Imandra sediments, the Murmansk Region, Russia // *International Journal of Environmental Research.* – 2018. – V. 12. – P. 939–953.
37. Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski / M.B. Remor, S.C. Sampaio, S. de Rijk, M.A. Vilas Boas, J.T. Gotardo, E.T. Pinto, F.A. Schardong // *International Journal of Sediment Research.* – 2018. – V. 33. – P. 406–414.
38. Dating of recent sediments from Lago Maggiore and Lago di Lugano (Switzerland/Italy) using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb / V. Putyrskaya, E. Klemt, S. Röllin, J.A. Corcho-Alvarado, H. Sahli // *Journal of Environmental Radioactivity.* – 2020. – V. 212. – P. 106135.
39. Hanfi M.Y., Yarmoshenko I., Seleznev A.A. Gross alpha and gross beta activity concentrations in the dust fractions of urban surface-deposited sediment in Russian cities // *Atmosphere (Basel).* – 2021. – V. 12 (5). – P. 571–578.
40. Gross alpha activity in urban sediments as an important indicator of urban environmental processes on the example of three Russian cities / M.Y. Hanfi, I.V. Yarmoshenko, E.O. Ilgasheva, A.D. Onishchenko, A.A. Seleznev, A.D. Ryanskaya // *J. Environ. Manage.* – 2021. – V. 294 – P. 113011.
41. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Sergeev A.P. ¹³⁷Cs in puddle sediments as timescale tracer in urban environment // *J Environ Radioact.* – 2015. – V. 142. – P. 9–13.
42. Торопов А.С., Рихванов Л.П., Есильканов Г.М. Пространственное распределение форм нахождения радионуклидов в воде ручья Карабулак Семипалатинского испытательного полигона // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2017. – Т. 328. – № 12. – С. 6–15.
43. Геохимическая модель накопления урана в русле реки Семизбай (Северо-Казхастанская урановорудная провинция) / А.В. Карпов, О.Л. Гаськова, А.Г. Владимиров, И.Ю. Анникова, И.Н. Мороз // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2023. – Т. 334. – № 1. – С. 165–176.
44. Uranium anomalies in recent sediments of lakes from the northern part of the Murmansk Region, Arctic / Z.I. Slukovskii, A.V. Guzova, V.A. Dauvalter, V.N. Udachin, D.B. Denisov // *Geochemistry International.* – 2020. – V. 58 (12). – P. 1374–1378.
45. Иванов А.Ю., Арбузов С.И. Геохимия урана и тория в донных отложениях малых искусственных водоемов и озер на территории юга Томской области // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2019. – Т. 330. – № 4. – С. 136–146.
46. Артамонова С.Ю. Уран и торий в аэрозольных выпадениях г. Новосибирска и его окрестностей (Западная Сибирь) // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2020. – Т. 331. – № 7. – С. 212–223.
47. Радиоактивные (Th, U) и редкоземельные элементы в природных водах центрального Сихотэ-Алиня (Приморский край) / А.В. Ветошкина, И.Ю. Чекрызов, А.М. Паничев, Е.А. Вах, Н.В. Барановская, Т.Н. Луценко // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2022. – Т. 333. – № 1. – С. 45–56.
48. Озеро Эбейты, Россия: химико-органический и минеральный состав воды и донных отложений / М.Н. Колпакова, О.Л. Гаськова, О.С. Наймушина, С.К. Кривоногов // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2018. – Т. 329. – № 1. – С. 111–123.
49. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1 000 000 (третье поколение). Серия Уральская. Лист О-41. – Екатеринбург. Объяснительная записка. – СПб.: Картофабрика ВСЕГЕИ, 2011. – 492 с.
50. Устинов М.Т. Катенография и эколого-мелиоративная оценка почвенного покрова методом трансект-катен // *Сибирский экологический журнал.* – 2001. – Т. 8. – № 3. – С. 285–291.
51. Эколого-гидрохимические особенности современных техногенных водоемов (на примере Уральского региона) / О.М. Гуман, А.Б. Макаров, И.А. Антонова, Г.Г. Хасанова // *Вестник ВГУ. Серия: Геология.* – 2018. – № 1. – С. 148–154.
52. Extraction and Characterization of Pore Water in Contaminated Soils // *Environmental Geochemistry 2nd ed. Chapter 10* / M. Di Bonito, N. Breward, N. Crout, B. Smith, S.D. Young, H. Zhang. – Amsterdam: Elsevier B.V., 2018. – P. 195–235.
53. Rhizon sampling of porewaters near the sediment-water interface of aquatic systems / J. Seeberg-Elverfeldt, M. Schlüter, T. Feseker, M. Kölling // *Limnology and Oceanography: Methods.* – 2005. – V. 3. – P. 361–371.
54. Даувальтер В.А. Геоэкология донных отложений озер. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2012. – 242 с.
55. Reiller P.E., Descostes M. Development and application of the thermodynamic database PRODATA dedicated to the monitoring of mining activities from exploration to remediation // *Chemosphere.* – 2020. – V. 251. – P. 126301.
56. Торопов А.С., Солдатова Е.А., Рихванов Л.П. Формы миграции радионуклидов (U и Th) в природных водах в различных геохимических условиях на основе расчетных и экспериментальных данных // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* – 2020. – Т. 331. – № 12. – С. 7–21. DOI: 10.18799/24131830/2020/12/2935
57. Effect of thermodynamic database selection on the estimated aqueous uranium speciation / X. Wang, Z. Shi, D.G. Kinniburgh, L. Zhao, S. Ni, R. Wang, Y. Hou, K. Cheng, B. Zhu // *Journal of Geochemical Exploration.* – 2019. – V. 204. – P. 33–42.
58. Zhang J., Luo X. Bioaccumulation characteristics and acute toxicity of uranium in *Hydrodictyon reticulatum*: An algae with potential for wastewater remediation // *Chemosphere.* – 2022. – V. 289. – P. 133189.
59. Makarov V.N. Negative anomalies of the redox (reduction-oxidation) potential in the snow cover of residential areas (Yakutsk as an example) // *Ice and Snow.* – 2020. – V. 60 (4). – P. 513–520.
60. The characteristics and sources apportionment of water-soluble ions of PM2.5 in suburb Tangshan, China / B. Wang, Z. Tang, N. Cai, H. Niu // *Urban Climate.* – 2021. – V. 35. – P. 100742.
61. Tracing the biogenic secondary organic aerosol markers in rain, snow and hail / G. Spolnik, P. Wach, K.J. Rudziński, R. Szmigielski, W. Danikiewicz // *Chemosphere.* – 2020. – V. 251. – P. 126439.
62. Assessment of PM2.5-bound nitrogen-containing organic compounds (NOCs) during winter at urban sites in China and Korea / K.-S. Jang, M. Choi, M. Park, M.H. Park, Y.H. Kim, J. Seo, Y. Wang, M. Hu, M.-S. Bae, K. Park // *Environmental Pollution.* – 2020. – V. 265 (B). – P. 114870.
63. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы / Н.С. Касимов, Д.В. Власов, Н.Е. Кошелева, Е.М. Никифорова. – М.: АИПР, 2020. – 276 с.

64. Торопов А.С., Есильканов Г.М. Современные инструменты выявления геохимических зависимостей миграции радионуклидов в природных водах // Геохимия. – 2022. – Т. 67. – № 3. – С. 238–252. DOI: 10.31857/S0016752522010113
65. Effects of soil pH and organic matter on distribution of thorium fractions in soil contaminated by rare-earth industries / P. Guo, T. Duan, X. Song, J. Xu, H. Chen // Talanta. – 2008. – V. 77 (2). – P. 624–627.
66. Martínez-Aguirre A., García-León M., Ivanovich M. U and Th speciation in river sediments // Science of the Total Environment. – 1995. – V. 173–174. – P. 203–239.
67. Селезнев А.А., Рянская А.Д., Окунева Т.Г. Геохимические характеристики компонентов окружающей среды водосборов и малых водоемов урбанизированной среды // Геология, география и глобальная энергия. – 2022. – № 3 (86). – С. 137–156.
68. Кудрявцева В.А., Шигаева Т.Д., Панкратова Н.М. Особенности миграции тяжелых металлов в системе «придонная вода – поровая вода – поверхностный слой донных отложений» прибрежной зоны восточной части Финского залива в весенне-летний период // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 1. – С. 95–104.

Поступила: 30.11.2022 г.

Прошла рецензирование: 28.03.2023 г.

Информация об авторах

Селезнев А.А., кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, лаборатория урбанизированной среды, Институт промышленной экологии УрО РАН; доцент, кафедра безопасности жизнедеятельности, Институт фундаментального образования, Уральский федеральный университет.

Торопов А.С., кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник кафедры радиохимии химического факультета Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова.

Окунева Т.Г., младший научный сотрудник, Институт геологии и геохимии им. академика А.Н. Заварицкого УрО РАН.

Киселева Д.В., кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, Институт геологии и геохимии им. академика А.Н. Заварицкого УрО РАН; доцент, кафедра безопасности жизнедеятельности, Институт фундаментального образования, Уральский федеральный университет.

Ярмошенко И.В., кандидат физико-математических наук, директор, лаборатория урбанизированной среды, Институт промышленной экологии УрО РАН.

Рянская А.Д., младший научный сотрудник, Институт геологии и геохимии им. академика А.Н. Заварицкого УрО РАН.

UDC 556.551:577.53:550:424.6:550.461:546.79

MIGRATION OF NATURAL RADIONUCLIDES IN THE SYSTEM «HYDROCRYOGENIC COMPONENTS – WATER – PORE WATER OF BOTTOM SEDIMENTS» IN URBAN WATER BODIES

Andrian A. Seleznev^{1,2},
sandrian@rambler.ru

Andrey S. Toropov³,
torop990@gmail.com

Tatiana G. Okuneva⁴,
okunevatatjana@mail.ru

Daria V. Kiseleva^{4,2},
podarenka@mail.ru

Ilia V. Yarmoshenko¹,
ivy@ecko.uran.ru

Anastasia D. Ryanskaya⁴,
tosenka2008@gmail.com

¹ Institute of Industrial Ecology UB RAS,
20, S. Kovalevskaya street, Ekaterinburg, 620990, Russia.

² Ural Federal University,
19, Mira street, Ekaterinburg, 620002, Russia.

³ Lomonosov Moscow State University,
1, Leninskie Gory street, Moscow, 119234, Russia.

⁴ Zavaritsky Institute of Geology and Geochemistry UB RAS,
15, Akademik Vonsovsky street, Ekaterinburg, 620110, Russia.

The relevance of the research is caused by the necessity of obtaining information on the behavior of natural radionuclides under urban landscape conditions during contemporary sedimentation. In particular, there are no complete data on the following issues: influence of physical and chemical properties of urban environmental components on the transfer of radionuclides in the system «catchment – water body», accumulation of natural radionuclides during sediment runoff from the catchment of urbanized environment into the bottom sediments during the long-term period, patterns and geochemical features of natural radionuclides behavior in the system «hydrocryogenic components – water of water bodies – pore solutions of bottom sediments».

The main aim of the research is to identify the migration patterns of natural radionuclides in the system «catchment-watershed» in the urban area during the formation of sediment runoff.

Objects: waterbody, catchment, natural waters, snow, ice, snow-dirt sludge, chemical composition of environmental objects, uranium and thorium content.

Methods: water chemistry analyzed by means of a set of methods: potentiometric titration, spectrophotometry, flame photometry and mass spectrometry (ICP-MS). The mineral composition of the rocks was determined using a powder X-ray diffraction (XRD).

Results. Data on the hydrochemical characteristics of selected water bodies of the urban environment and their catchments were obtained. The waters of water bodies are enriched with U and Th in orders of magnitudes in comparison with water fraction surface runoff and precipitations. Dominant forms of migration of natural radionuclides in the studied components of the urban landscape were determined. Uranium forms are represented in the form of uranyl carbonate complexes of different composition, thorium – by carbonate-hydroxyl complexes. Relationships between physico-chemical and hydrochemical indicators of environmental components in the system «cutoff basin – undrained reservoir» were revealed. Trends and mechanisms that may affect the formation of the geochemical situation of water bodies, pollution of water and bottom sediments were identified. Pore solutions of bottom sediments contain uranium and thorium in higher concentrations than in water bodies. Such minerals of bottom sediments as pyrite, montmorillonite and calcite along with organic matter determine the behavior of natural radionuclides and their mobilization in the bottom sediments of urban water bodies in Ekaterinburg.

Key words:

uranium, thorium, snow, snow-dirt sludge, pore water, water migration, aqueous species, urban environment, contemporary sedimentation, tracer.

Fieldwork and analytical studies on the territory of Ekaterinburg city was carried out as part of the work under RFBR grant no. 19-35-60011. The work of A.S. Toropov on the thermodynamic modeling of the aqueous species of radioactive elements and hydrochemistry data interpreting was paid for from the funds of the RFBR grant no. 19-33-60030. ICP-MS analysis of U and Th (Tatyana G. Okuneva), XRD (Anastasiya D. Ryanskaya) and thermal analysis are supported by the State assignment of Zavaritsky Institute of Geology and Geochemistry UB RAS No. 123011800012-9.

REFERENCES

1. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V. Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment. *Environmental Technology & Innovation*, 2014, vol. 1–2, pp. 1–7.
2. Peirce J.J., Weiner R.F., Vesilind P.A. Nonpoint source water pollution. *Environmental Pollution and Control*, 1997, vol. 1, pp. 137–143.
3. *Basic Information about Nonpoint Source (NPS) Pollution*. Available at: <https://www.epa.gov/nps/basic-information-about-nonpoint-source-nps-pollution> (assessed 29 November 2022).
4. *Polluted Runoff: Nonpoint Source (NPS) Pollution*. Available at: <https://www.epa.gov/nps> (assessed 29 November 2022).
5. Müller A., Österlund H., Marsalek J., Viklander M. The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 709, pp. 136125.

6. Kuoppamäki K., Setälä H., Rantalainen A.-L., Kotze D.J. Urban snow indicates pollution originating from road traffic. *Environmental Pollution*, 2014, vol. 195, pp. 56–63.
7. Chin A., Beach T., Luzzadder-Beach S., Solecki W.D. Challenges of the «Anthropocene». *Anthropocene*, 2017, vol. 20, pp. 1–3.
8. Taylor K.G., Owens P.N. Sediments in urban river basins: a review of sediment–contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities. *J Soils Sediments*, 2009, vol. 9, pp. 281–303.
9. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds. *Earth-Science Reviews*, 2017, vol. 168, pp. 73–80.
10. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. Urban catchment runoff increases bedload sediment yield and particle size in stream channels. *Anthropocene*, 2018, vol. 23, pp. 53–66.
11. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. A suburban sediment budget: coarse-grained sediment flux through hillslopes, stormwater systems and streams. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2019, vol. 44, pp. 2600–2614.
12. Yarmoshenko I., Malinovsky G., Baglaeva E., Seleznev A. A Landscape Study of Sediment Formation and Transport in the Urban Environment. *Atmosphere*, 2020, vol. 11, pp. 1320.
13. Ilgasheva E.O. Technogenic microspheres in surface sediments of urban areas. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2022, vol. 333, no. 3, pp. 57–67. In Rus.
14. Alves C.A., Evtuygina M., Vicente A.M.P., Vicente E.D., Nunes T.V., Silva P.M.A., Duarte M., Pio C., Amato F., Querol X. Chemical profiling of PM10 from urban road dust. *Sci Total Environ*, 2018, vol. 634, pp. 41–51.
15. Chen S., Zhang X., Lin J., Huang J., Zhao D., Yuan T., Huang K., Luo Y., Jia Z., Zang Z., Qiu Y., Xie L. Fugitive road dust PM2.5 emissions and their potential health impacts. *Environ Sci Technol*, 2019, vol. 53, pp. 8455–8465.
16. Taylor K. Urban environments. *Environmental sedimentology*. Eds. C. Perry, K. Taylor. Hoboken, NJ, USA, Wiley-Blackwell, 2007. pp. 190–222.
17. Perez M.A., Zech W.C., Donald W.N., Turochy R., Fagan B.G. Transferring Innovative Erosion and Sediment Control Research Results into Industry Practice. *Water*, 2019, vol. 11, pp. 2549.
18. Yoon B., Woo H. Sediment problems in Korea. *J Hydraul Eng*, 2000, vol. 126, pp. 486–491.
19. Yan H., Ding G., Feng K., Zhang L., Li H., Wang Y., Wu T. Systematic evaluation framework and empirical study of the impacts of building construction dust on the surrounding environment. *J Clean Prod*, 2020, vol. 275, pp. 122767.
20. Poepl R.E., Keesstra S.D., Maroulis J. A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems. *Geomorphology*, 2017, vol. 277, pp. 237–250.
21. Knox E.G., Bouchard C.E., Barrett J.G. *Erosion and sedimentation in urban areas* Agronomy monograph. Madison, WI, USA, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, 2015. pp. 179–197.
22. Wohl E., Briery G., Cadol D., Coulthard T.J., Covino T., Fryirs K.A., Grant G., Hilton R.G., Lane S.N., Magilligan F.J., Meitzen K.M., Passalacqua P., Poepl R.E., Rathburn S.L., Sklar L.S. Connectivity as an emergent property of geomorphic systems. *Earth Surf Process. Landf*, 2018, vol. 44, pp. 4–26.
23. Heckmann T., Cavalli M., Cerdan O., Foerster S., Javaux M., Lode E., Smetanova A., Vericat D., Brardinoni F. Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations. *Earth Sci Rev*, 2018, vol. 187, pp. 77–108.
24. Mahoney D.T., Fox J.F., Al Aamery N. Watershed erosion modeling using the probability of sediment connectivity in a gently rolling system. *J Hydrol*, 2018, vol. 561, pp. 862–883.
25. Russell K.L., Vietz G.J., Fletcher T.D. Urban sediment supply to streams from hillslope sources. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 653, pp. 684–697.
26. Perez M.A., Zech W.C., Donald W.N., Fang X. Design methodology for the selection of temporary erosion and sediment control practices based on regional hydrological conditions. *J Hydrol Eng*, 2016, vol. 21, pp. 05016001.
27. Pitt R.E., Williamson D., Voorhees J., Clark S., Harrisburg P.S. Review of historical street dust and dirt accumulation and washoff data. *Journal of Water Management Modeling*, 2005, vol. 1, pp. 203–246.
28. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P. Assessment of total amount of surface sediment in urban environment using data on solid matter content in snow-dirt sludge. *Environ. Process*, 2019, vol. 6, pp. 581–595.
29. Ariya P.A., Dastoor A., Nazarenko Y., Amyot M. Do snow and ice alter urban air quality? *Atmospheric Environment*, 2018, vol. 186, pp. 266–268.
30. Birks S.J., Cho S., Taylor E., Yi Y., Gibson J.J. Characterizing the PAHs in surface waters and snow in the Athabasca region: Implications for identifying hydrological pathways of atmospheric deposition. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 603–604, pp. 570–583.
31. Vasić M.V., Mihailović A., Kozmidis-Luburić U., Nemes T., Ninkov J., Zeremski-Škorić T., Antić B. Metal contamination of short-term snow cover near urban crossroads: Correlation analysis of metal content and fine particles distribution. *Chemosphere*, 2012, vol. 86, pp. 585–592.
32. Barbaro E., Zangrando R., Padoan S., Karroca O., Toscano G., Cairns W.R.L., Barbante C., Gambaro A. Aerosol and snow transfer processes: an investigation on the behavior of water-soluble organic compounds and ionic species. *Chemosphere*, 2017, vol. 183, pp. 132–138.
33. Seleznev A., Yarmoshenko I., Malinovsky G., Ilgasheva E., Baglaeva E., Ryanskaya A., Kiseleva D., Gulyaeva T. Snow-dirt sludge as an indicator of environmental and sedimentation processes in the urban environment. *Sci Rep*, 2019, vol. 9, pp. 17241.
34. Förstner U., Heise S., Schwartz R., Westrich B., Ahlf W. Historical Contaminated Sediments and Soils at the River Basin Scale. *Journal of Soils and Sediments*, 2004, vol. 4, pp. 247–260.
35. Seleznev A.A., Teterin A.F., Yarmoshenko I.V. Meteorological conditions of surface sediment runoff formation during spring snowmelt in urban environment. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2020, vol. 331, no. 2, pp. 7–16. In Rus.
36. Dauvalter V.A., Kashulin N.A. Mercury pollution of lake Imandra sediments, the Murmansk Region, Russia. *International Journal of Environmental Research*, 2018, vol. 12, pp. 939–953.
37. Remor M.B., Sampaio S.C., De Rijk S., Vilas Boas M.A., Gotardo J.T., Pinto E.T., Schardong F.A. Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski. *International Journal of Sediment Research*, 2018, vol. 33, pp. 406–414.
38. Putyrskaya V., Klemt E., Röllin S., Corcho-Alvarado J.A., Sahli H. Dating of recent sediments from Lago Maggiore and Lago di Lugano (Switzerland/Italy) using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2020, vol. 212, pp. 106135.
39. Hanfi M.Y., Yarmoshenko I., Seleznev A.A. Gross alpha and gross beta activity concentrations in the dust fractions of urban surface-deposited sediment in Russian cities. *Atmosphere*, 2021, vol. 12 (5), pp. 571–578.
40. Hanfi M.Y., Yarmoshenko I.V., Ilgasheva E.O., Onishchenko A.D., Seleznev A.A., Ryanskaya A.D. Gross alpha activity in urban sediments as an important indicator of urban environmental processes on the example of three Russian cities. *J. Environ. Manage*, 2021, vol. 294, pp. 113011.
41. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Sergeev A.P. ¹³⁷Cs in puddle sediments as timescale tracer in urban environment. *J Environ Radioact*, 2015, vol. 142, pp. 9–13.
42. Toropov A.S., Rikhvanov L.P., Yessilkanov G.M. Spatial distribution of radionuclide speciation in Karabulak stream of the Semipalatinsk test site. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2017, vol. 328, no. 12, pp. 6–15. In Rus.
43. Karpov A.V., Gaskova O.L., Vladimirov A.G., Annikova I.Yu., Moroz E.N. Geochemical model of uranium accumulation in the Semizbay riverbed (Northern Kazakhstan uranium ore province). *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2023, vol. 334, no. 1, pp. 165–176. In Rus.
44. Slukovskii Z.I., Guzeva A.V., Dauvalter V.A., Udachin V.N., Denisov D.B. Uranium anomalies in recent sediments of lakes from the northern part of the Murmansk Region, Arctic. *Geochemistry International*, 2020, vol. 58 (12), pp. 1374–1378.
45. Ivanov A.Y., Arbuzov S.I. Geochemistry of uranium and thorium in bottom sediments of small artificial water reservoirs and lakes in the south of the Tomsk region. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2019, vol. 330, no. 4, pp. 136–146. In Rus.

46. Artamonova S.Yu. Uranium and thorium in aerosol fallout of Novosibirsk city and its vicinity (West Siberia). *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2020, vol. 331, no. 7, pp. 212–223. In Rus.
47. Vetoshkina A.V., Chekryzhov I.Yu., Panichev A.M., Vakh E.A., Baranovskaya N.V., Lutsenko T.N. Radioactive (Th, U) and rare earth elements in natural waters of central Sikhote-Alin (Primorsky Krai). *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2022, vol. 333, no. 1, pp. 45–56. In Rus.
48. Kolpakova M.N., Gaskova O.L., Naymushina O.S., Krivonogov S.K. Ebeity lake, Russia: chemical, organic and mineral composition of water and bottom sediments. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2018, vol. 329, no. 1, pp. 111–123.
49. *Gosudarstvennaya geologicheskaya karta Rossiyskoy Federatsii. Masshtab 1:1000000 (treye pokolenie). Seriya Uralskaya. List O-41 – Ekaterinburg. Obyasnitelnaya zapiska*. [State Geological Map of the Russian Federation. Scale 1:1000000 (third ed.). Ural series. Sheet O-41 – Ekaterinburg. Information note]. St. Petersburg, VseGeoI Cartfactory Publ., 2011. 492 p.
50. Ustinov M.T. Katenografiya i ekologo-meliorativnaya otsenka pochvennogo pokrova metodom transekt-katen [Catenography and environmental meliorative assessment of soil cover using catenary complex approach]. *Siberian ecological journal*, 2001, vol. 8, no. 3, pp. 285–291.
51. Guman O.M., Makarov A.B., Antonova I.A., Khasanova G.G. Ekologo-gidrokhimicheskie osobennosti sovremennykh tekhnogennykh vodoemov (na primere Uralskogo regiona) [Environmental and hydrochemical features of contemporary technogenic waterbodies (on the example of Ural region)]. *Vestnik Voronezhskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Geologiya*, 2018, no. 1, pp. 148–154.
52. Di Bonito M., Breward N., Crout N., Smith B., Young S.D., Zhang H. Extraction and characterization of pore water in contaminated soils. Chapter 10. *Environmental Geochemistry (Second Edition)*. Amsterdam, Elsevier B.V., 2018. pp. 195–235.
53. Seeberg-Elverfeldt J., Schlüter M., Feseker T., Kölling M. Rhizon sampling of porewaters near the sediment-water interface of aquatic systems. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2005, vol. 3, pp. 361–371.
54. Dauwalter V.A. *Geokologiya donnykh otlozheniy ozer* [Geoecology of bottom sediments of lakes]. Murmansk, MSTU Publ., 2012. 242 p.
55. Reiller P.E., Descostes M. Development and application of the thermodynamic database PRODATA dedicated to the monitoring of mining activities from exploration to remediation. *Chemosphere*, 2020, vol. 251, pp. 126301.
56. Toropov A.S., Soldatova E.A., Rikhvanov L.P. Forms of radionuclides (U and Th) migration in natural waters under different geochemical conditions based on computational and experimental data. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2020, vol. 331, no. 12, pp. 7–21. In Rus.
57. Wang X., Shi Z., Kinniburgh D.G., Zhao L., Ni S., Wang R., Hou Y., Cheng K., Zhu B. Effect of thermodynamic database selection on the estimated aqueous uranium speciation. *Journal of Geochemical Exploration*, 2019, vol. 204, pp. 33–42.
58. Zhang J., Luo X. Bioaccumulation characteristics and acute toxicity of uranium in Hydrodictyon reticulatum: an algae with potential for wastewater remediation. *Chemosphere*, 2022, vol. 289, pp. 133189.
59. Makarov V.N. Negative anomalies of the redox (reduction-oxidation) potential in the snow cover of residential areas (Yakutsk as an example). *Ice and Snow*, 2020, vol. 60 (4), pp. 513–520.
60. Wang B., Tang Z., Cai N., Niu H. The characteristics and sources apportionment of water-soluble ions of PM2.5 in suburb Tangshan, China. *Urban Climate*, 2021, vol. 35, pp. 100742.
61. Spolnik G., Wach P., Rudziński K.J., Szmigielski R., Danikiewicz W. Tracing the biogenic secondary organic aerosol markers in rain, snow and hail. *Chemosphere*, 2020, vol. 251, pp. 126439.
62. Jang K.-S., Choi M., Park M., Park M.H., Kim Y.H., Seo J., Wang Y., Hu M., Bae M.-S., Park K. Assessment of PM2.5-bound nitrogen-containing organic compounds (NOCs) during winter at urban sites in China and Korea. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 265 (B), pp. 114870.
63. Kasimov N.S., Vlasov D.V., Kosheleva N.E., Nikiforova E.M. *Geokhimiya landshaftov Vostochnoy Moskvy* [Geochemistry of landscapes in Eastern Moscow]. Moscow, APR Publ., 2020. 276 p.
64. Toropov A.S., Yessilkanov G.M. Advanced instruments for identifying geochemical dependences of radionuclide migration in natural waters. *Geochemistry international*, 2022, vol. 60 (3), pp. 266–278.
65. Guo P., Duan T., Song X., Xu J., Chen H. Effects of soil pH and organic matter on distribution of thorium fractions in soil contaminated by rare-earth industries. *Talanta*, 2008, vol. 77 (2), pp. 624–627.
66. Martínez-Aguirre A., García-León M., Ivanovich M. U and Th speciation in river sediments. *Science of the Total Environment*, 1995, vol. 173–174, pp. 203–239.
67. Seleznev A.A., Ryanskaya A.D., Okuneva T.G. Geokhimicheskie kharakteristiki komponentov okruzhayushchey sredy vodosborov i malykh vodoemov urbanizirovannoy sredy [Geochemical characteristics of the environmental components of watersheds and small water bodies of the urbanized environment]. *Geologiya, geografiya i globalnaya energiya*, 2022, no. 3 (86), pp. 137–156.
68. Kudryavtseva V.A., Shigaeva T.D., Pankratova N.M. Features of migration of heavy metals in the system «bottom water – pore water – surface layer of bottom sediments» of the coastal zone in the eastern part of the Gulf of Finland. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2022, vol. 333, no. 1, pp. 95–104. In Rus.

Received: 30 November 2022.

Reviewed: 28 March 2023.

Information about the authors

Andrian A. Seleznev, Cand. Sc., senior researcher, Institute of Industrial Ecology UB RAS; associate professor, Ural Federal University.

Andrey S. Toropov, Cand. Sc., senior researcher, Lomonosov Moscow State University.

Tatiana G. Okuneva, researcher, Zavaritsky Institute of Geology and Geochemistry UB RAS.

Daria V. Kiseleva, Cand. Sc., senior researcher, Zavaritsky Institute of Geology and Geochemistry UB RAS; associate professor, Ural Federal University.

Iliya V. Yarmoshenko, Cand. Sc., head of Institute, Institute of Industrial Ecology UB RAS.

Anastasia D. Ryanskaya, researcher, Zavaritsky Institute of Geology and Geochemistry UB RAS.