

УДК 504.064  
DOI: 10.18799/24131830/2025/2/4875  
Шифр специальности ВАК: 25.00.36

## Железомарганцевая геохимическая аномалия в питьевых водах: оценка рисков для здоровья населения

А.И. Беляновская<sup>1</sup>✉, Е.А. Солдатова<sup>2</sup>, Е.В. Крестьянникова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Россия, г. Томск

<sup>2</sup> Институт лесоведения РАН, Россия, с. Успенское

✉alexandra.belyanovskaya@outlook.com

**Аннотация.** *Цель:* оценка неканцерогенного риска для здоровья населения, связанного с повышенными концентрациями Fe и Mn. Для этого проводилось изучение химического состава воды из нецентрализованных источников водоснабжения (колодцы, скважины) на западе Тюменской области в районе города Тюмени, зафиксирована железо-марганцевая биогеохимическая аномалия в питьевой воде. *Методы.* Пробы анализировались методами количественного химического анализа. Моделирование проводилось с использованием метода изучения случайных процессов – метод Монте-Карло. Это позволило учесть влияние природных факторов на растворимость металлов. Параметры модели включали концентрации Fe и Mn, а также биодоступность металлов в воде. *Результаты* исследования показали многократное превышение предельно допустимых концентраций (ПДК) для Fe (~10) и Mn (~2), однако уровень неканцерогенного риска для здоровья населения в большинстве случаев остался низким. В 5 % случаев индекс опасности приближается к пороговому значению, требуя повышенного внимания. Наиболее значимыми факторами оказались природные параметры, такие как pH воды и содержание органических веществ, влияющие на растворимость металлов (Fe, Mn). *Выводы.* Несмотря на низкий уровень неканцерогенного риска для здоровья населения, регулярный мониторинг и дополнительные меры по улучшению качества воды из нецентрализованных источников водоснабжения необходимы. Геохимические условия (pH, Eh) и сезонные изменения играют ключевую роль в рисках для здоровья, связанных с употреблением воды из источников данного типа.

**Ключевые слова:** питьевая вода, железо, марганец, биогеохимия, оценка риска

**Благодарности.** Анализ проб воды и статистическая обработка полученных результатов подготовлены в рамках реализации проекта Российского научного фонда № 23-77-01077. Анализ гидрогеологического строения и накопления растворенного органического вещества в болотных и поверхностных водах Тарманского болотного массива и прилегающих территорий проведен в рамках реализации проекта Российского научного фонда № 23-77-10012.

**Для цитирования:** Беляновская А.И., Солдатова Е.А., Крестьянникова Е.В. Железомарганцевая геохимическая аномалия в питьевых водах: оценка рисков для здоровья населения // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2025. – Т. 336. – № 2. – С. 52–65. DOI: 10.18799/24131830/2025/2/4875

---

UDC 504.064  
DOI: 10.18799/24131830/2025/2/4875

## Geochemical anomaly of iron and manganese in drinking water: health risk assessment

A.I. Belyanovskaya<sup>1</sup>✉, E.A. Soldatova<sup>2</sup>, E.V. Krestyannikova<sup>1</sup>

<sup>1</sup> National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russian Federation

<sup>2</sup> Institute of Forest Science Russian Academy of Sciences, Uspenskoe, Russian Federation

✉alexandra.belyanovskaya@outlook.com

**Abstract. Aim.** To assess the non-carcinogenic health risks associated with elevated concentrations of Fe and Mn in drinking water. Water samples were collected from decentralized sources (wells, boreholes) in the western Tyumen region, where an iron-manganese biogeochemical anomaly has been identified. **Methods.** Quantitative analysis and Monte Carlo simulations were applied to account for natural factors influencing metal solubility. The model parameters included Fe, Mn concentrations, and metal bioavailability in water. **Results.** Fe exceeded permissible limits by ~10 times and Mn by ~2 times. Despite these high concentrations, non-carcinogenic health risks remained low in most cases. However, in 5% of cases, the hazard quotient approached critical values, requiring increased attention. Significant factors influencing metal solubility were water pH and organic matter content. **Conclusions.** Although the overall risk is low, regular monitoring and additional water quality improvements are necessary. Geochemical conditions (pH, Eh) and seasonal variations are critical factors affecting health risks associated with consuming water from these sources.

**Keywords:** drinking water, iron, manganese, biogeochemistry, health risk assessment

**Acknowledgements.** Water sample analysis and statistical processing of the obtained results were conducted as part of the Russian Science Foundation project no. 23-77-01077. The analysis of hydrogeological structure and the accumulation of dissolved organic matter in the peat and surface waters of the Tarmanskoe Fen and surrounding areas were carried out within the framework of the Russian Science Foundation project no. 23-77-10012.

**For citation:** Belyanovskaya A.I., Soldatova E.A., Krestyannikova E.V. Geochemical anomaly of iron and manganese in drinking water: health risk assessment. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2025, vol. 336, no. 2, pp. 52–65. DOI: 10.18799/24131830/2025/2/4875

## Введение

Риски для здоровья населения, связанные с качеством питьевой воды, могут усугубляться под влиянием геохимических аномалий, которые влияют на состав природных вод [1, 2]. В статье рассматривается западная часть Тюменской области в районе г. Тюмени, на территории которой находится железомарганцевая геохимическая аномалия [3, 4]. Повышенные концентрации Fe, Mn в воде из различных источников водоснабжения представляют потенциальную угрозу для здоровья населения и требуют проведения комплексной оценки риска [5–8].

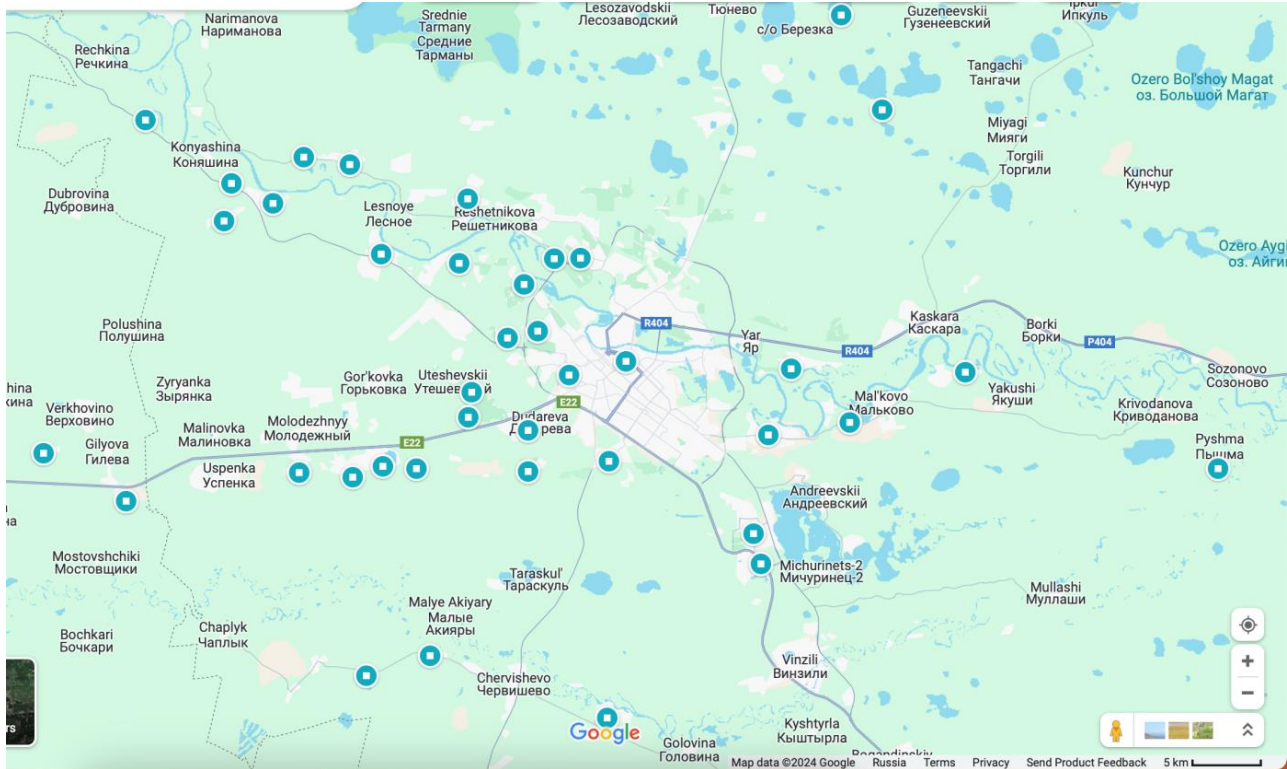
Накопление Fe, Mn в водопроводной воде в концентрациях, превышающих ПДК, оказывает неблагоприятные эффекты для органов пищеварения, мочеполовой системы, кожных покровов и слизистых оболочек, эндокринной системы, являются потенциальными возбудителями заболеваний полости рта [9, 10]. При длительном воздействии эти элементы могут вызывать различные патологические состояния [10–12]. Fe, Mn в результате анализа данных Федерального информационного фонда данных социально-гигиенического мониторинга (ФИФ СГМ) были отнесены к приоритетным для мониторинга в Российской Федерации химическим веществам.

Известно, что Fe и Mn подвергаются сезонным превращениям между растворенной и твёрдой фазами под влиянием редокс процессов [13] и колебаний других параметров химического состава (pH, концентрация карбонат-иона и растворенного органического вещества (РОВ)) [14], что влияет на их концентрацию в природных водах и биодоступность, и, соответственно, на уровень воздействия на здоровье человека.

В соответствии с действующими санитарными нормами, предельно допустимые концентрации (ПДК) для железа и марганца в питьевой воде установлены для минимизации их воздействия на здоровье человека (ПДК Fe – 0,3 мг/дм<sup>3</sup>, Mn – 0,1 мг/дм<sup>3</sup>) [15]. В районе Тюменской городской агломерации наблюдается превышение ПДК: в 10 и больше раз для железа в воде из скважин и в 2 раза и более для марганца [3, 16, 17]. Такая ситуация обуславливает необходимость оценки рисков для здоровья населения, особенно при употреблении воды из нецентрализованных источников водоснабжения [18–20].

В данной статье рассматриваются результаты оценки рисков для здоровья населения при употреблении воды с повышенным содержанием железа и марганца. Методом Монте-Карло анализируется вариативность их распределения. Метод Монте-Карло позволяет учитывать неопределённости, связанные с изменчивостью концентраций загрязняющих веществ, различиями в потреблении воды, вариацией коэффициента поглощения и разницей во времени употребления поллютанта. Расчёт индекса опасности (Hazard Quotient – HQ) позволяет определить уровень риска для здоровья, связанный с воздействием химических веществ, и оценить возможные последствия превышения допустимых значений [21–23].

Тюменская область расположена в юго-западной части Западной Сибири, на границе с Уральскими горами, на территории Российской Федерации. Административным центром Тюменской области является город Тюмень. Опробование проводилось на западе Тюменской области, в районе Тюменской городской агломерации (рис. 1).



**Рис. 1.** Карта отбора проб, Тюменская городская агломерация, N=132 проб. Населённые пункты: Антипино, Березняковский, База «Верхний Бор» № 1, Горьковка, Дербыши, Друганово, Ембаево, Каменка, Княжево, Кулига, Кулига Зеленые Холмы, Кулакова, Луговое, Мотуши, Метелево, Новоторманский, Онохино, Падерина, Патрушево, Патрушево ул. Сосновая, Перевалово, Решетниково, Речкина, Речкино, Субботина, Суходолье, Тюмень, Труфаново, Ушакова, Усть-Пышма, Фунтова, Черепаново, Черная Речка, Чикча, Янтык, Зубарево, Зубарева, Зонovo, Винзили

**Fig. 1.** Sample collection map, Tyumen urban agglomeration, N=132 samples. Settlements: Antipino, Bereznyakovskiy, "Verkhniy Bor" No. 1 Facility, Gorkovka, Derbyshi, Druganovo, Embaevo, Kamenka, Knyazhevo, Kuliga, Kuliga Zelyonye Kholmy, Kulakova, Lugovoe, Motushi, Metelevo, Novotormansky, Onokhino, Paderina, Patrushevo, Patrushevo Sosnovaya street, Perevalovo, Reshetnikovo, Rechkina, Rechkino, Subbotina, Sukhodolye, Tyumen, Trufanovo, Ushakova, Ust-Pyshma, Funtova, Cherepanovo, Chernyaya Rechka, Chikcha, Yantyk, Zubarevo, Zubareva, Zonovo, Vinzili

Основным источником питьевой воды в Тюменской области являются подземные воды, добываемые из артезианских скважин. В некоторых районах, включая Тюменскую городскую агломерацию, в качестве источника питьевой воды используется поверхностная вода из рек. Основным поверхностный источник питьевой воды в городской агломерации – река Тура [24]. Тюменская область характеризуется природной железомарганцевой аномалией, что приводит к повышенному содержанию железа (Fe) и марганца (Mn) в источниках воды [3, 4, 17].

Обширные пространства на левобережье р. Туры в районе г. Тюмени представляют собой осушенные части Тарманского болотного массива. Дренажные системы в большинстве случаев находятся в упадочном состоянии, встречаются участки вторичного заболачивания [25]. Средняя мощность торфяной залежи в этом районе составляет порядка 2 м, максимальная достигает 6,8 м [26]. Севернее расположены неосушенные части Тарманского бо-

лотного массива и заболоченные земли. Встречаются болота и в низкой пойме р. Туры, на ее правобережье и в бассейне р. Пышмы. Помимо естественных, здесь можно встретить мелиорированные болота, в том числе вторично-заболоченные, однако масштабы мелиорации не столь существенны, как в пределах Тарманского болотного массива.

В поймах и на нижних террасах рек первый водоносный горизонт представлен верхнеэоплейстоценово-голоценовыми аллювиальными отложениями (аQ<sub>III-N</sub>), сложенными русловыми фациями (разнозернистыми песками, гравийными песками, галечниками) поймы и аккумулятивной режевской и камышловской свит мощностью до 15 м [27–29]. Питание осуществляется за счет атмосферных осадков, паводковых вод и разгрузки подземных вод из горизонтов, слагающих борта долин [29]. На более высоких надпойменных террасах у поверхности залегает среднеэоплейстоценовый озерный и озерно-аллювиальный водоносный горизонт

(I, IaQ<sub>II</sub>), сложенный пылеватыми песками и алевритами с прослоями глин, с разнозернистыми песками в основании, мощностью 20–30 м. Питание происходит за счет атмосферных осадков [28, 29]. Воды четвертичных водоносных горизонтов тесно связаны с болотными водами [25, 30]. На водоразделах обычно представлен нижнеолигоценый (куртамышский) водоносный горизонт (P<sub>3</sub>kr), сложенный кварцевыми песками континентальных (пресноводно-озерных и дельтовых) и прибрежно-морских отложений мощностью до 20–30 м, перекрытый маломощной толщей субаэральных образований. В нижних частях разреза куртамышской свиты залегают глины со стяжениями марказита и пирита. По условиям залегания воды относятся к грунтовым с соответствующими областями питания, стока и гидрохимическим режимом. Формирование локальных напорных областей возможно там, где этот горизонт перекрыт четвертичными водоносными горизонтами, которые подстилают локальные водопоры – отложения глин и суглинков. На правом берегу р. Пышмы локальное распространение имеет неоген-четвертичный аллювиальные и озерный водоносный горизонт (a, IN-Q), сложенный песками, алевритами и глинами, водоносными являются слои песков мощностью до 1,2 м. Подстилает перечисленные водоносные горизонты эоценовый (ирбитско-тавдинский) водупорный региональный горизонт (P<sub>2</sub>ir-tv), сложенный отложениями ирбитской и тавдинской свит, состоящими из диатомовых, диатомитовых и монтмориллонитовых глин общей мощностью более 200 м [27, 29]. В отложениях тавдинской свиты, которая непосредственно подстилает водоносные горизонты палеогенового и четвертичного возраста, повсеместно встречаются прослой сидеритов и стяжения марказита.

Порово-пластовые подземные воды в пойме и в пределах аллювиальных террас и локальных водоразделов относятся к незащищенным или слабозащищенным, мощность зоны аэрации составляет 2–5 м, она сложена пойменными и аллювиальными супесями и суглинками с галькой и гравием, характеризующимися высокой водопроницаемостью (коэффициент фильтрации 1,0–1,8 м/сут) [28, 29].

Основным выводом из вышесказанного является то, что существует тесная гидравлическая связь верхних водоносных горизонтов с болотными и поверхностными водами, что определённо оказывает влияние на формирование железомарганцевой аномалии в изучаемых питьевых водах.

Уровень антропогенного загрязнения в области относительно низкий, однако вблизи промышленных объектов и нефтегазовых месторождений может наблюдаться локальное загрязнение (ионы тяжёлых металлов, их сульфаты и соли). К значимым техногенным объектам в черте тюменской город-

ской агломерации можно отнести бывшие золоотвалы ТЭЦ-1 на правом берегу р. Туры [28, 30]. Данные объекты находятся в Тюменской области, но далеко от рассматриваемой территории.

## Методы

### Отбор и анализ проб воды

Исследовался химический состав (132 пробы) воды из действующих частных скважин и колодцев (нецентрализованные источники водоснабжения) в населённых пунктах, которые находятся на западе Тюменской области, в районе г. Тюмени (рис. 1). Отбор был проведён в соответствии с методическими рекомендациями [31]. Пробы отбирались каждый месяц в течение года. Была отобрана вода из действующих частных скважин и колодцев на территории частных домовладений, используемая в питьевых целях. Глубина скважин, ставших объектом исследования, составляла до 20 м, из чего можно сделать вывод о том, что водоснабжение производится из водоносных горизонтов верхнеолейстоценово-голоценового и среднеолейстоценового возраста, а в районе локальных водоразделов – из куртамышского водоносного горизонта.

Отбор проб воды осуществлялся в период с 2018 по 2022 гг. в рамках исследований, проводимых Научно-исследовательским институтом экологии и рационального использования природных ресурсов Тюменского государственного университета. Был проведён количественный химический анализ (КХА). Анализируемые параметры включали общее железо, определяемое фотометрическим методом с использованием сульфосалициловой кислоты, марганец, определяемый методом фотоколориметрии. Перманганатная окисляемость (Permanganate Index – PI) определялась методом окислительно-восстановительного титрования, и рН измерялся методом потенциометрии.

### Статистическая обработка данных

Для оценки нормальности распределения выборки был проведён описательный статистический анализ, F-тест, рассчитаны среднее геометрическое, минимальная и максимальная концентрации, а также стандартное отклонение. Стандартное отклонение использовалось для отражения степени дискретности в распределении концентраций различных элементов. Для оценки корреляционных связей между изучаемыми показателями использовали непараметрический коэффициент ранговой корреляции Спирмена, коэффициент корреляции Пирсона и факторный анализ. Проводился расчёт превышения показателя ПДК:

$$CC = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}$$

где  $C_i$  – концентрация химического вещества  $i$ , мг/л; ПДК $_i$  – ПДК химического вещества  $i$ , мг/л.

### Оценка риска для здоровья человека

Неканцерогенный риск – это риск возникновения вредных эффектов для здоровья человека, не связанных с развитием злокачественных опухолей (рака), при воздействии химических веществ [32]. Метод HQ рекомендован в международной практике оценки рисков. Он позволяет сравнивать результаты исследований с мировыми стандартами (Руководства Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) по качеству питьевой воды, Директива о питьевой воде (Council Directive 98/83/EC) и т.д.).

HQ используется для оценки долговременного воздействия химических веществ, что актуально для анализа воды, поскольку её потребление является регулярным.

Для оценки неканцерогенного риска для здоровья человека, связанного с употреблением воды с повышенным содержанием железа и марганца, была использована модель коэффициента опасности HQ, разработанная Агентством по охране окружающей среды США [33]:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD}$$

где  $CDI$  (Chronic Daily Intake) – хроническая суточная доза (мг/л<sub>день</sub>);  $RfD$  (Reference dose) – референсная (безопасная) доза (мг/л<sub>день</sub>).

Неканцерогенный риск для здоровья человека оценивался для хронического перорального поступления Fe и Mn с питьевой водой.  $RfD$  была определена в соответствии с руководством Р 2.1.10.1920-04 (2004) (табл. 1). Среднесуточная доза рассчитывалась по методике из [33]:

$$CDI = \frac{C \times WI \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

где  $C$  – концентрация Fe, Mn (мг/л);  $WI$  (Water Intake) – потребление воды (л/день), целевое референсное значение установлено на уровне 2 л/день [34];  $EF$  (Exposure Frequency) – частота воздействия (дней/год), установленное значение – 350 дней/год согласно [34];  $ED$  (Exposure Duration) – продолжительность воздействия (лет), в [34] рекомендуется 30 лет для взрослого жителя, учитывая миграцию населения;  $BW$  (Body Weight) – масса тела (кг), принятые значения – 83 и 73 кг для взрослых мужчин и женщин, соответственно, по данным отчета Росстата за 2023 год;  $AT$  (Average Time) – время усреднения (дней), рассчитывается как  $ED \times 365$  дней.

В работе принимается, что значения HQ ниже референсного уровня 1 не связаны с неблагоприятными последствиями для здоровья [33]. Риски для здоровья возрастают пропорционально увеличению значений HQ выше 1.

**Таблица 1.** Референтная (безопасная) доза ( $RfD$ ) для определения коэффициента опасности, мг/кг\*день

**Table 1.** Reference (safe) dose ( $RfD$ ) for determining the hazard quotient, mg/kg\*day

Химический элемент/Chemical element	$RfD$
Mn	0,14
Fe	0,30

### Симуляция Монте-Карло

Для оценки возможного диапазона значений HQ, который характеризует риск для здоровья человека при воздействии химических веществ, использовалась симуляция Монте-Карло. Этот метод позволил смоделировать неопределенность и вариации ключевых параметров и оценить возможные риски в условиях неопределенности. Неканцерогенный риск оценивался как вероятность того, что воздействие загрязнителя превысит безопасный уровень.

Для выполнения симуляции Монте-Карло в расчёте оценки неканцерогенного риска использовались следующие параметры:

- массовая концентрация Fe и Mn в воде, распределение логнормальное;
- объем потребляемой воды на 1 кг массы тела в день (л/кг веса), логнормальное распределение, 30 мл на 1 кг веса;
- масса тела человека от 73 кг до 83 кг;
- коэффициент усвоения вещества, значение варьируется от 0,1 до 0,5, вводится в модель для учёта того, что организм может усваивать химические элементы, такие как марганец и железо, с разной эффективностью;
- частота воздействия 350 дней в году, с учётом отпусков и других факторов;
- продолжительность воздействия 30 лет.

Принято, что

- 1) концентрация вещества следует логнормальному распределению, что позволяет учесть широкий диапазон возможных значений, включая редкие высокие концентрации [35];
- 2) масса тела и коэффициент усвоения описываются равномерным распределением, что отражает равновероятное распределение значений в пределах заданных диапазонов.

Для выполнения симуляции Монте-Карло генерируется большое количество случайных значений для каждого из параметров. В данном исследовании было выполнено 10000 итераций. Большое число повторений обеспечивает статистически значимую выборку, что позволяет сгладить случайные отклонения и получить достоверные оценки вариации риска. Эти случайные значения используются для расчёта CDI, которая выражает количество за-

грязнителя, поглощаемого человеком в течение дня.

На основе значений CDI для каждой итерации вычисляется HQ, который представляет собой отношение получаемой дозы загрязнителя к допустимой дозе (RfD).  $HQ > 1$  указывает на превышение безопасного уровня воздействия, что свидетельствует о потенциальной опасности для здоровья.

После выполнения всех итераций анализируется распределение значений HQ. Рассчитываются такие метрики, как среднее значение, медиана, минимальные и максимальные значения, а также процентильные оценки (например, 95-й процентиль) для оценки вероятности возникновения высоких значений риска.

Для понимания, какие из входных параметров оказывают наибольшее влияние на риск, проводится анализ чувствительности. Это помогает определить, на какие факторы следует обращать больше внимания при разработке мер по управлению рисками.

Подробные параметры симуляции, включая входные распределения, код для выполнения симуляции и анализа чувствительности результата к входным параметрам (язык программирования Python), значения параметров, приводятся ниже.

Код для выполнения симуляции Монте-Карло, язык программирования Python:

```
import numpy as np
import matplotlib.pyplot as plt
C_mean=0,4 для Mn, 3,3 для Fe
std_dev_C=0,06 для Mn, 7,7 для Fe
WI_mean=30/1000
WI_std=10/1000
EF=350
ED=30
BW_min=73
BW_max=83
AT=ED*365
RfD=0,14 для Mn, 0,3 для Fe
AF_min=0,1
AF_max=0,5
iterations=10000
BW_sample=np.random.uniform(BW_min, BW_max,
iterations)
C_sample=np.random.lognormal(np.log(C_mean),
np.log(1 + std_dev_C/C_mean), iterations)
WI_sample=np.random.lognormal(np.log(WI_mean),
np.log(1+WI_std/WI_mean), iterations) * BW_sample
# потребление воды
AF_sample=np.random.uniform(AF_min, AF_max,
iterations)
CDI=(C_sample*WI_sample*EF*ED *
AF_sample)/(BW_sample*AT)
HQ=CDI/RfD
print(f"Mean HQ: {np.mean(HQ)}")
print(f"Median HQ: {np.median(HQ)}")
```

```
print(f"95th Percentile HQ: {np.percentile(HQ, 95)}")
print(f"Min HQ: {np.min(HQ)}")
print(f"Max HQ: {np.max(HQ)}")
plt.hist(HQ, bins=50, edgecolor='black', alpha=0,7)
plt.title('Distribution of HQ (Hazard Quotient)')
plt.xlabel('HQ')
plt.ylabel('Frequency')
plt.yscale('log')
plt.grid(True)
plt.show()
```

Код для анализа чувствительности результата к входным параметрам для частоты значений HQ, язык программирования Python:

```
import numpy as np
import matplotlib.pyplot as plt
from scipy.stats import spearmanr
C_mean=0,4 для Mn, 3,3 для Fe
std_dev_C=0,06 для Mn, 7,7 для Fe
WI_mean=30/1000
WI_std=10/1000
EF_mean=350
EF_std=20
ED_mean=30
ED_std=5
BW_min=73
BW_max=83
AT=ED_mean*365
RfD=0,14 для Mn, 0,3 для Fe
AF_min=0.1
AF_max=0,5
iterations=10000
BW_sample=np.random.uniform(BW_min, BW_max,
iterations)
C_sample=np.random.lognormal(np.log(C_mean),
np.log(1+std_dev_C / C_mean), iterations)
WI_sample=np.random.lognormal(np.log(WI_mean),
np.log(1+WI_std / WI_mean), iterations)*BW_sample
# потребление воды
AF_sample=np.random.uniform(AF_min, AF_max,
iterations)
EF_sample=np.random.normal(EF_mean, EF_std, iter-
ations) # частота воздействия (дни в году)
ED_sample=np.random.normal
```

## Результаты и обсуждение

### Статистический анализ данных

Отмечаются превышения ПДК по содержанию железа и марганца в воде нецентрализованных источников водопользования.

Среднее значение концентрации Fe в воде скважин на порядок превышает ПДК, установленное для вод источников питьевого водоснабжения, средняя концентрация Mn превышает ПДК в 4 раза (табл. 1). Для всех параметров выборки характерен высокий показатель стандартного отклонения, что, возможно, говорит о неоднородности химического состава воды (табл. 2).



**Таблица 2.** Статистический анализ химического состава воды из нецентрализованных источников водоснабжения  
**Table 2.** Statistical analysis of chemical composition of water from non-centralized water supply sources

N	Среднее геометрическое/Geometric mean, sd			
	Fe, мг/л (mg/l), ПДК/МРС – 0,3 мг/л (mg/l)	Mn, мг/л (mg/l), ПДК/МРС – 0,1 мг/л (mg/l)	pH, ед. pH ПДК/МРС 6–9	PI, мг/л (mg/l) ПДК/МРС 7,0
132	3,3; 7,7	0,4; 0,06	7; 0,6	2,8; 1,7

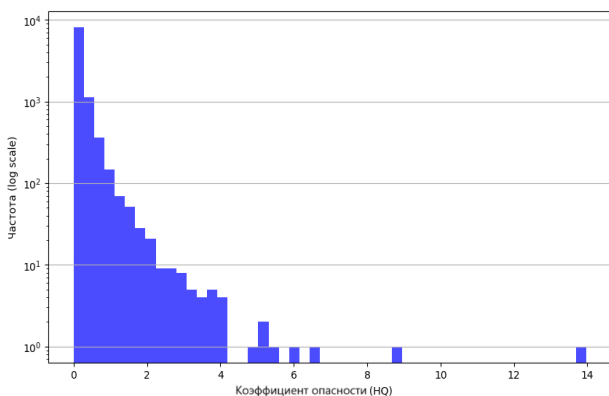
Примечание: sd. – стандартное отклонение, ПДК – предельно допустимая концентрация, PI – перманганатная окисляемость.

Note: sd. – standard deviation, MPC – maximum permissible concentration, PI – permanganate index.

Расчёт коэффициента корреляции Спирмена показывает, что в воде из нецентрализованных источников водоснабжения наблюдается зависимость ( $\rho > 0,4$ ) между PI, содержанием Fe и Mn, а также отрицательная корреляция между содержанием Mn и показателем pH. Данные зависимости между Mn и Fe, а также между PI и Fe подтверждаются результатами факторного анализа.

#### Оценка неканцерогенного риска для здоровья человека

Результаты расчёта коэффициента опасности представлены в табл. 3. Значение HQ не превышает 1, что свидетельствует о низком уровне неканцерогенного риска для здоровья населения. Результаты согласуются с полученными ранее значениями [36]. Моделирование методом Монте-Карло показало, что в воде из нецентрализованных источников водоснабжения для подавляющего большинства случаев (до 95 % симуляций) риск воздействия Fe, Mn не превышает безопасного уровня ( $HQ < 1$ ) (рис. 2, 3, табл. 4).



**Рис. 2.** Распределение HQ для здоровья человека, рассчитанных относительно концентрации Fe в воде из нецентрализованных источников водоснабжения, Lg

**Fig. 2.** HQ distribution for human health calculated with respect to Fe concentration from non-centralized water supply sources, Lg

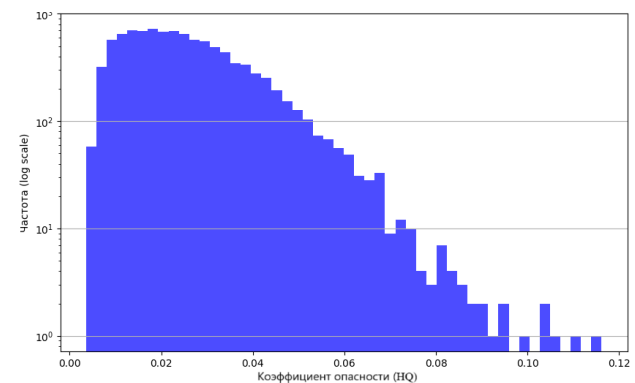
Однако около 5 % случаев могут представлять риск выше допустимого уровня ( $HQ > 1$ ). 5 % смоделированных концентраций, превышающих поро-

говое значение HQ, указывают на повышенные риски для здоровья определённых групп населения, обусловленные индивидуальными вариациями в потреблении воды, весе и других факторах, а также возможным влиянием сезонных изменений и локальных источников загрязнения [32].

**Таблица 3.** Величина HQ для здоровья населения

**Table 3.** HQ value for public health

Химический элемент Chemical element	Вода из скважин Well water
Fe	0,12
Mn	0,03



**Рис. 3.** Распределение HQ для здоровья человека, рассчитанных относительно концентрации Mn в воде из нецентрализованных источников водоснабжения, Lg

**Fig. 3.** HQ distribution for human health calculated with respect to Mn concentration from non-centralized water supply sources, Lg

**Таблица 4.** Статистические данные распределения HQ на основе проведённого моделирования

**Table 4.** Statistical data of HQ distribution based on the modelling performed

Величина/Value	Fe	Mn
Ср. арифметическое/Mean HQ	0,2	0,03
Медиана/Median HQ	0,1	0,02
95-й процентиль/95th Percentile HQ	0,8	0,05
Мин./Min HQ	0,001	0,004
Макс./Max HQ	9,9	0,09

В воде из нецентрализованных источников водоснабжения (рис. 2) риск для здоровья от попадания Fe в организм выше. Отмечается максимальное значение HQ, которое для железа превышает 10 (рис. 2).

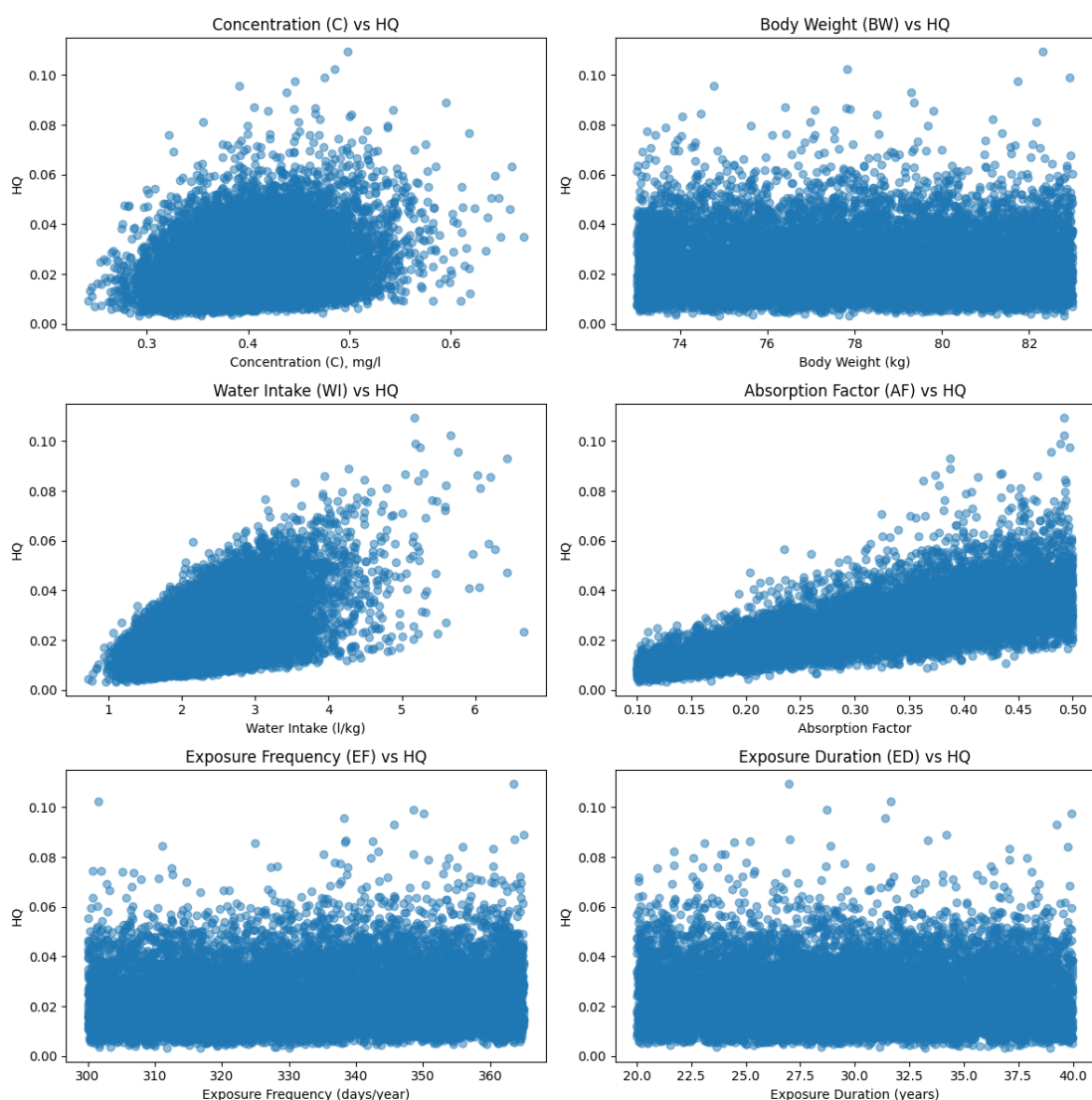
**Оценка чувствительности результата к входным параметрам**

Проведённый анализ чувствительности (табл. 5, рис. 4, 5) демонстрирует взаимосвязи для Fe, Mn между различными параметрами и HQ.

**Таблица 5.** Анализ чувствительности результата к входным параметрам для Fe, Mn

**Table 5.** Sensitivity analysis to input parameters for Fe, Mn

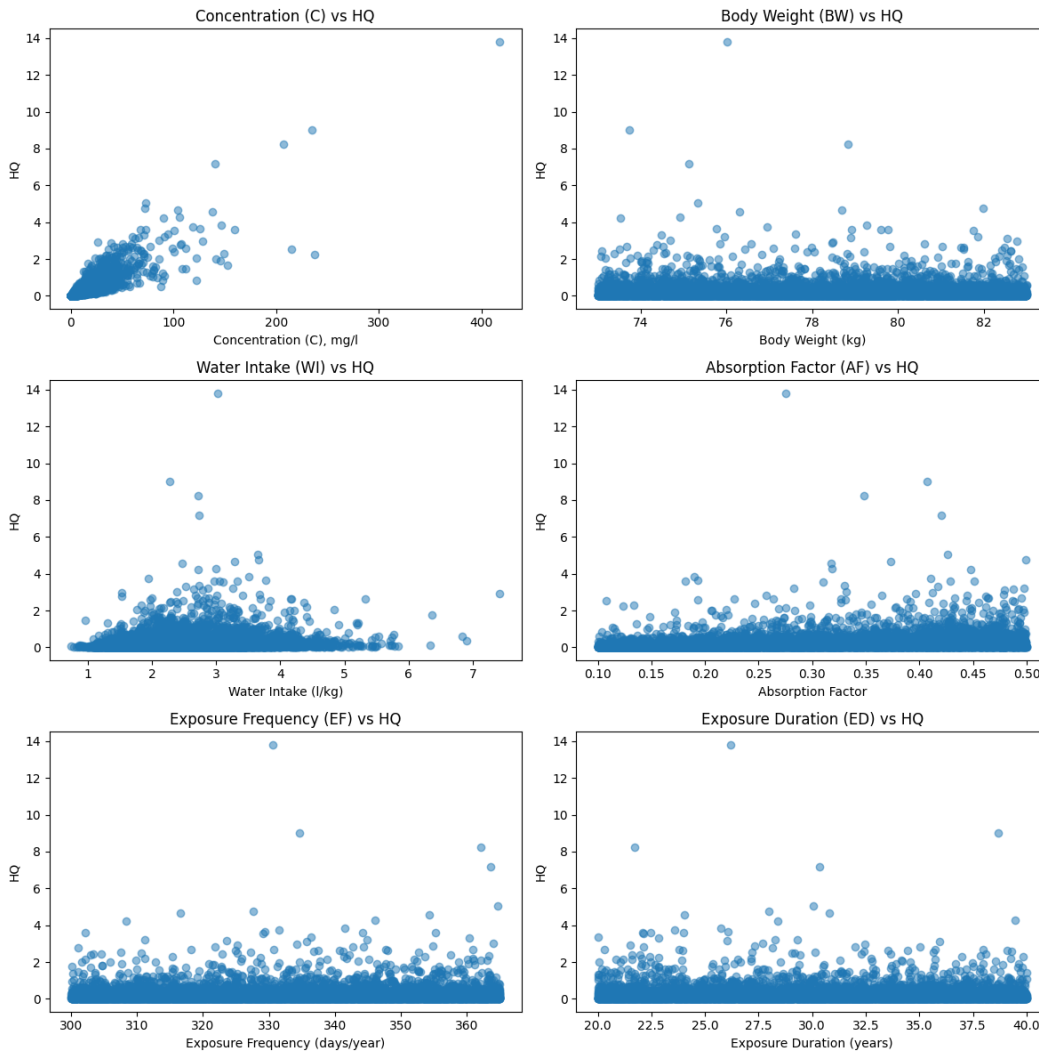
Показатель Value	Fe, корреляция Спирмена Spearman correlation	Mn, корреляция Спирмена Spearman correlation
Концентрация/Concentration (C)	0,9	0,3
Масса тела/Body Weight (BW)	-0,02	-0,01
Потребление воды Water Intake (WI)	0,2	0,5
Коэффициент поглощения Absorption Factor (AF)	0,32	0,8
Частота воздействия Exposure Frequency (EF)	0,04	0,1
Продолжительность воздействия Exposure Duration (ED)	-0,01	-0,02



**Рис. 4.** Визуализация анализа чувствительности результата к входным параметрам для симуляции распределения значений HQ, Mn в воде из нецентрализованных источников водоснабжения

**Fig. 4.** Visualization of sensitivity analysis results for HQ simulation of values distribution, Mn in water from decentralized water supply sources





**Рис. 5.** Визуализация анализа чувствительности результата к входным параметрам для симуляции распределения значений HQ, Fe в воде из нецентрализованных источников водоснабжения

**Fig. 5.** Visualization of sensitivity analysis results for HQ simulation values distribution, Fe in water from decentralized water supply sources

1. Очень высокая корреляция для Fe (0,9), что указывает на сильное влияние концентрации железа на HQ. Для Mn корреляция слабее (0,3), но все же положительная, что также отражает влияние концентрации марганца на значение коэффициента опасности.
2. Масса тела человека имеет очень слабое влияние на величину HQ для Fe и Mn, о чем свидетельствует низкий коэффициент корреляции (–0,02 и –0,01).
3. С потреблением воды для Mn наблюдается умеренная положительная корреляция (0,5), что говорит о заметном влиянии потребления воды на HQ для марганца. В случае Fe влияние слабее (0,2), но также положительное.
4. Высокий коэффициент усвоения значительно повышает HQ для марганца (0,8). Для Fe корреляция тоже положительная, но слабая (0,3).
5. Параметр частоты воздействия имеет слабое влияние на величину HQ как для Fe (0,04), так и для Mn (0,1), что говорит о том, что изменение частоты потребления воды (в днях) в пределах одного года незначительно сказывается на рисках. Таким образом, концентрация Fe и Mn оказывает наибольшее влияние на HQ для этих металлов.

#### **Источники и факторы накопления Fe и Mn в подземных водах**

В процессе оценки неканцерогенного риска для здоровья человека было установлено, что концентрация Fe и Mn является одним из ключевых факторов, определяющих HQ. Регрессия между концентрациями Fe, Mn и HQ указывает на необходимость контроля содержания металлов в воде.

Зависимость между содержанием Fe и величиной перманганатной окисляемости опосредованно

подтверждает, что железо присутствует в воде в форме органоминеральных комплексов [37]. Железо образует устойчивые комплексы с органическими веществами гумусового ряда, которые удерживают его в растворенной форме [38]. Органические лиганды связывают большое количество Fe (II), положительно влияя на биодоступность железа в воде, причём карбоксильные группы играют основную роль при кислых и нейтральных pH [39]. Однако Fe в воде может также катализировать окислительные процессы, что влияет на значение перманганатной окисляемости [40].

Таким образом, регрессия между железом и значением перманганатной окисляемости может быть обусловлена как образованием органоминеральных комплексов, так и каталитической активностью железа, которое само по себе как переменного валентный элемент может определять окислительно-восстановительный потенциал системы.

Однако в районе исследований распространяются болотные воды с повышенным содержанием растворённого органического вещества (до 122 мг/л по данным весенне-летних полевых наблюдений на Тарманском болоте в 2024 г.). Эти воды имеют тесную гидравлическую взаимосвязь с грунтовыми водами. Поэтому первый вариант является более вероятным.

Марганец также склонен образовывать органоминеральные комплексы, но в меньшей степени, чем Fe [41], т. е. в первую очередь органические лиганды будут связываться с Fe, а оставшиеся свободные лиганды – с Mn и другими металлами. Однако стоит отметить, что Mn способен накапливаться в воде даже в окислительных условиях, в отличие от Fe, которое осаждается в виде гидроксидов [14]. Отрицательная корреляция между концентрацией Mn и величиной pH говорит о том, что Mn максимально растворим в кислой среде, где он присутствует в форме  $Mn^{2+}$ . При повышении pH Mn может переходить в нерастворимые формы, такие как карбонаты, оксиды и гидроксиды, осаждающаяся из раствора [42].

На западе Тюменской области, несмотря на значительные масштабы осушительной мелиорации болот [43], по-прежнему имеются заболоченные участки, представленные в основном пойменными и притеррасными низинными болотами, что влияет на накопление металлов в водоёмах и подземных водах района [16, 37]. Восстановительные условия, которые обычно присущи болотным системам, способствуют накоплению растворённого органического вещества [44]. Формирование органоминеральных комплексов увеличивает миграционную способность железа в воде, поддерживая его концентрацию в растворённой форме [45]. А нейтральный характер pH болотных вод низинных болот не препятствует накоплению Mn, который в

целом более устойчив в растворённой форме марганец, чем железо, и способен накапливаться даже в окислительных условиях [14].

Таким образом, можно сделать вывод о том, что повышенные концентрации Fe и Mn поступают в природные воды исследуемого района благодаря гидравлической связи болотных и поверхностных вод и вод четвертичных отложений, которые используются для нецентрализованного водоснабжения. В свою очередь болотные и поверхностные воды района исследований характеризуются благоприятными геохимическими условиями для накопления этих элементов. В случае, когда источником водоснабжения выступает куртамышский водоносный горизонт, в качестве источника Fe могут выступать пирит и марказит из вмещающих отложений, а также сидерит и марказит тавдинской свиты, подстилающей водовмещающие отложения куртамышской свиты.

### Заключение

Железомарганцевая геохимическая аномалия на территории западной части Тюменской области, в районе г. Тюмени, оказывает влияние на состав питьевой воды, что в свою очередь может влиять на здоровье населения. Выявленные превышения предельно допустимых концентраций железа и марганца в воде из нецентрализованных источников водоснабжения обуславливают необходимость оценки неканцерогенных рисков от потребителей данной воды.

Рассчитанный коэффициент опасности показал, что в среднем риск для здоровья населения остаётся низким. Однако в 5 % случаев коэффициент опасности приближается к пороговому значению, что свидетельствует о потенциальной угрозе для здоровья и требует выявления факторов, оказывающих наибольшее влияние на значения коэффициента опасности для разработки мер по управлению рисками.

Метод Монте-Карло, использованный для оценки вариативности и чувствительности модели оценки рисков, позволил учесть неопределённости, связанные с изменчивостью концентраций химических элементов, различиями в потреблении воды и другими факторами.

Анализ чувствительности результатов к входным параметрам показал, что определяющими факторами для показателя коэффициента опасности являются концентрации элементов и их усвоение, тогда как масса тела, частота и длительность воздействия оказывают менее заметный эффект. Также важным аспектом является объём ежедневно потребляемой воды. Это подчеркивает необходимость регулярного контроля содержания железа и марганца в питьевой воде, так как их уровни значи-

тельно изменяются под воздействием геохимических условий (например, pH, Eh, концентрации карбонат-ионов, растворенного кислорода и органического вещества).

Для снижения потенциальных рисков для здоровья важно не только наладить постоянный мониторинг качества воды, но и разработать меры по

уменьшению содержания железа и марганца в централизованных системах водоснабжения. Управление рисками требует комплексного подхода, включающего контроль концентраций металлов и сопутствующих характеристик, таких как pH, общее химическое состояние, содержание органических веществ и растворенного кислорода.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Akter S. et al. Probabilistic human health risk assessment of Fe, As and Mn in the groundwater of Dhamrai Upazila, Dhaka, Bangladesh // *J Sci Res Rep*. – 2021. – Vol. 1. – № 4 – P. 1–11.
2. Jiang X. et al. Comprehensive analysis of the association between human diseases and water pollutants // *Int J Environ Res Public Health*. – 2022. – Vol. 19. – № 24. – P. 16475.
3. Жиляков Е.В., Монахова С.А., Гузеева С.А. Анализ геоэкологической ситуации в водных объектах Тюменской области и города Тюмени // *Успехи современного естествознания*. – 2019. – Т. 5. – С. 47–52.
4. Ермакова Н.А. и др. Гидрохимическое состояние тюменских источников хозяйственно-питьевого водоснабжения в весенне-летний период // *Вестник ТюмГУ. Экология и природопользование*. – 2014. – Т. 12. – С. 138–149.
5. Корчина Т.Я. и др. Сравнительные показатели содержания железа и марганца в волосах у женщин северного региона с различной очисткой питьевой воды // *Экология человека*. – 2018. – № 4. – С. 4–9.
6. Никулин Д.А., Ламанова Т.В. Сравнение степени загрязнения водоёмов Тюменской области // *Инновационные научные исследования: теория, методология, практика*. – Пенза: МЦНС «Наука и Просвещение», 2018. – С. 265–268.
7. Корниенкова А.А., Акатьева Т.Г. Качество воды рек иртышского бассейна в пределах Тюменской области // *Достижения молодежной науки для агропромышленного комплекса: Сборник трудов LVII научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых учёных*. – Тюмень: Государственный аграрный университет Северного Зауралья, 2023. – С. 233–238.
8. Sharma N. et al. Heavy metal pollution: Insights into chromium eco-toxicity and recent advancement in its remediation // *Environ Nanotechnol Monit Manag*. – 2021. – Vol. 15. – P. 100388.
9. Kleyn S.V., Vekovshinina S.A. Priority risk factors related to drinking water from centralized water supply system that create negative trends in population health // *Health Risk Analysis*. – 2020. – № 3. – P. 49–60.
10. WHO. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, 4th ed. – Geneva: World Health Organization, 2017. URL: <https://www.epa.gov/> (дата обращения: 13.12.2024).
11. Rahman Md.A. et al. Manganese in potable water of nine districts, Bangladesh: human health risk // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2021. – Vol. 28. – № 33. – P. 45663–45675.
12. Tan H. et al. Human health risk assessment of elevated Fe and Mn intake in groundwater in Yangtze Catchment // *Groundwater*. – 2024. – Vol. 62. – № 2. – P. 226–235.
13. Olivie-Lauquet G. Release of trace elements in wetlands: role of seasonal variability // *Water Res*. – 2001. – Vol. 35. – № 4. – P. 943–952.
14. Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Швец В.М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. – М.: ЦентрЛитНефтеГаз, 2012. – 672 с.
15. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания // *СанПиН 1.2.3685-21*. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2021. – 988 с.
16. Таирова А.Р., Мухамедьярова Л.Г., Козяр Ю.В. Оценка экологического состояния реки Туры в условиях антропогенного воздействия // *Вестник НЦ БЖД*. – 2015. – № 4 (26). – С. 138–141.
17. Акатьева Т.Г. Санитарно-гигиеническая характеристика питьевой воды г. Тюмени // *Вестник Государственного аграрного университета Северного Зауралья*. – 2016. – № 4 (35). – С. 6–13.
18. Янкович Е.П. и др. Химический состав подземных вод как фактор риска для здоровья населения (на примере Томского района Томской области) // *Современные проблемы науки и образования*. – 2014. – № 3. – С. 786–794.
19. Ashar Y.K. et al. Iron (Fe) content in community well water around Mabar Hilir Industrial Area Market 3 Bantenan Medan City in the perspective of health and Islamic // *Contagion: Scientific Periodical Journal of Public Health and Coastal Health*. – 2023. – Vol. 5. – № 1. – P. 294.
20. Matveeva V.A. et al. Manganese pollution in mining-influenced rivers and lakes: current state and forecast under climate change in the Russian Arctic // *Water (Switzerland)*. MDPI. – 2022. – Vol. 14. – № 7. – P. 1091–1113.
21. Marufi N. et al. Carcinogenic and non-carcinogenic human health risk assessments of heavy metals contamination in drinking water supplies in Iran: a systematic review // *Rev Environ Health*. – 2024. – Vol. 39. – № 1. – P. 91–100.
22. Shafiuddin Ahmed A.S. et al. Human health risk assessment of heavy metals in water from the subtropical river, Gomti, Bangladesh // *Environ Nanotechnol Monit Manag*. – 2021. – Vol. 15. – P. 100416.
23. Mahato M.K. et al. Risk assessment due to intake of metals in groundwater of East Bokaro Coalfield, Jharkhand, India // *Expo Health*. – 2016. – Vol. 8. – № 2. – P. 265–275
24. Гузеева С.А., Огороднова Ю.В. Динамика изменения концентрации нефтепродуктов в реке Тура в пределах селитебной территории города Тюмени // *Инновации и инвестиции*. – 2019. – № 10. – С. 207–210.
25. Схема «Водоотведение поверхностных вод с территории садоводческих обществ, расположенных на Тарманском болотном массиве Тюменской области». – Тюмень: Тюменский индустриальный университет, 2001. – Т. 2. – № 1. – 134 с.
26. Материалы рекогносцировочной разведки торфяного месторождения (зап. часть) «Тарманское», расположенного в Тюменском–Велижанском районах Тюменской области. – Тюмень: Тюменский индустриальный университет, 1949. – 30 с.

27. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1000000 (третье поколение). Карта доплиоценовых образований. Серия Уральская. Лист О-41 – Екатеринбург. – СПб: Картфабрика «ВСЕГЕИ», 2011. – 15 с.
28. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1000000 (третье поколение). Карта плиоцен-четвертичных образований. Серия Уральская. Лист О-41 – Екатеринбург. – СПб: Картфабрика «ВСЕГЕИ», 2011. – 15 с.
29. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1000000 (третье поколение). Серия Уральская. Лист О-41 – Екатеринбург. Объяснительная записка. – СПб: Картфабрика «ВСЕГЕИ», 2011. – 15 с.
30. Дополнительные материалы к предварительному очерку Тарманского торфяного массива Тюменской области. Министерство электростанции СССР. Главэнергопроект. – М.: Государственный проект института «ГИПРОТОРФ», 1955. – 33 с.
31. ГОСТ Р 59024-2020. Качество воды. Вода для централизованных систем питьевого водоснабжения. Гигиенические требования и контроль качества. – М.: Стандартинформ, 2020. – 16 с.
32. U.S. Environmental Protection Agency. Human Health Risk Assessment. – 2023. URL: <https://www.epa.gov/> (дата обращения: 10.10.2024).
33. United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund: Vol. I (Part D. Standardized Planning, Reporting, and Review of Superfund Risk Assessments). – Washington: US EPA, 1989. – 100 p.
34. Р 2.1.10.1920-04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2004. – 54 с.
35. Blackwood L.G. The lognormal distribution, environmental data, and radiological monitoring // *Environ Monit Assess.* – 1992. – Vol. 21. – № 3. – P. 193–210.
36. Лапшин А.П., Ванькова А.Н. Интегральная оценка качества питьевой воды // Анализ риска здоровью-2020 совместно с международной встречей по окружающей среде и здоровью Rise-2020 и круглым столом по безопасности питания: Материалы X Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. – Пермь: Пермский национальный исследовательский политехнический университет, 2020. – № 3. – С. 4–17.
37. Переладова Л.В. Экологическое состояние источников хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Тюмени // *Вестник Тюменского государственного университета.* – 2011. – № 12. – С. 173–178.
38. Daugherty E.E. et al. Complexation and Redox Buffering of Iron (II) by Dissolved Organic Matter // *Environ Sci Technol.* – 2017. – Vol. 51. – № 19. – P. 11096–11104.
39. Lu C. et al. Carboxyl-polyethylene glycol-phosphoric acid: a ligand for highly stabilized iron-oxide nanoparticles // *J Mater Chem.* – 2012. – Vol. 22. – № 37. – P. 19806.
40. Catrouillet C. et al. Geochemical modeling of Fe (II) binding to humic and fulvic acids // *Chem Geol.* – 2014. – Vol. 372. – P. 109–118.
41. Моисеенко Т.И. и др. Формы нахождения металлов в природных водах в зависимости от их химического состава // *Водные ресурсы.* – 2013. – Т. 40. – № 4. – С. 375–385.
42. Phukan B., Patel A.B., Mukherjee C. A water-soluble and water-coordinated Mn complex: synthesis, characterization and phantom MRI image study // *Dalton Transactions.* – 2015. – Vol. 44. – № 29. – P. 12990–12994.
43. Информационный портал ФГБНУ ВНИИ «Радуга» // Мелиоративные системы и гидротехнические сооружения. – 2024. URL: <https://inform-raduga.ru/gts> (дата обращения: 10.10.2024).
44. Сыпалов С.А. и др. Оценка загрязнения торфа некоторыми тяжелыми металлами в зависимости от глубины залегания // *Химия твердого топлива.* – 2020. – № 1. – С. 38–42.
45. Deng Y., Stumm W. Kinetics of redox cycling of iron coupled with fulvic acid // *Aquat Sci.* – 1993. – Vol. 55. – № 2. – P. 103–111.

### Информация об авторах

**Александра Игоревна Беляновская**, кандидат геолого-минералогических наук, лаборант отделения геологии, Инженерная школа природных ресурсов, Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Россия, 634050, г. Томск, пр. Ленина, 30, alexandra.belyanovskaya@outlook.com, <https://orcid.org/0000-0003-4320-7637>

**Евгения Александровна Солдатова**, кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, Институт лесоведения РАН, Россия, 143030, с. Успенское, ул. Советская, 21, 2a61@mail.ru, <https://orcid.org/0000-0003-3967-4822>

**Елизавета Вячеславовна Крестьянникова**, аспирант отделения геологии, Инженерная школа природных ресурсов, Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Россия, 634050, г. Томск, пр. Ленина, 30, li3452@yandex.ru, <https://orcid.org/0000-0001-5512-1465>

Поступила в редакцию: 24.10.2024

Поступила после рецензирования: 09.12.2024

Принята к публикации: 24.12.2024

### REFERENCES

1. Akter S. Probabilistic human health risk assessment of Fe, As and Mn in the groundwater of Dhamrai Upazila, Dhaka, Bangladesh. *J Sci Res Rep*, 2021, vol. 1, no. 4, pp. 1–11.
2. Jiang X. Comprehensive analysis of the association between human diseases and water pollutants. *Int J Environ Res Public Health*, 2022, vol. 19, no. 24, p. 16475.

3. Zhilyakov E.V., Monakhova S.A., Guzeeva S.A. Analysis of the geoecological situation in water bodies of the Tyumen region and the city of Tyumen. *Advances in Modern Natural Science*, 2019, vol. 5, pp. 47–52. (In Russ.)
4. Ermakova N.A. Hydrochemical state of Tyumen sources of household drinking water supply in the spring-summer period. *Bulletin of Tyumen State University. Ecology and Natural Resource Management*, 2014, vol. 12, pp. 138–149. (In Russ.)
5. Korchina T.Ya. Comparative indicators of iron and manganese content in the hair of women in the northern region with different drinking water purification. *Human Ecology*, 2018, no. 4, pp. 4–9. (In Russ.)
6. Nikulin D.A., Lamanova T.V. Comparison of the pollution level of water bodies in the Tyumen region. *Innovative Scientific Research: Theory, Methodology, Practice*. Penza, MCNS "Science and Enlightenment" Publ., 2018. pp. 265–268.
7. Kornienkova A.A., Akatieva T.G. Water quality of rivers in the Irtysh basin within the Tyumen region. *Achievements of Youth Science for the Agro-Industrial Complex. Proceedings of the LVII Scientific and Practical Conference of Students, Postgraduates, and Young Scientists*. Tyumen, State Agrarian University of Northern Ural Publ., 2023. pp. 233–238.
8. Sharma N. Heavy metal pollution: Insights into chromium eco-toxicity and recent advancement in its remediation. *Environ Nanotechnol Monit Manag*, 2021, vol. 15, pp. 100388.
9. Kleyn S.V., Vekovshinina S.A. Priority risk factors related to drinking water from centralized water supply system that create negative trends in population health. *Health Risk Analysis*, 2020, no. 3, pp. 49–60.
10. WHO. 2011. *Guidelines for Drinking-water Quality*, 4<sup>th</sup> ed. Geneva, World Health Organization. 2017. Available at: <https://www.epa.gov/> (accessed: 13 December 2024).
11. Rahman Md.A. Manganese in potable water of nine districts, Bangladesh: human health risk. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, vol. 28, no. 33, p. 45663–45675.
12. Tan H. Human health risk assessment of elevated Fe and Mn intake in groundwater in Yangtze Catchment. *Groundwater*, 2001, vol. 62, no. 2, pp. 226–235.
13. Olivie-Lauquet G. Release of trace elements in wetlands: role of seasonal variability. *Water Res.*, 2001, vol. 35, no. 4, pp. 943–952.
14. Krainov S.R., Ryzhensko B.N., Shvets V.M. *Geochemistry of groundwater: theoretical, applied, and ecological aspects*. Moscow, TsentrLitNefteGaz Publ., 2012. 672 p.
15. SanPiN 1.2.3685-21. *Hygienic norms and requirements to ensure safety and (or) harmlessness for humans of habitat factors*. Moscow, Publ. House of Standards, 2021. 16 p.
16. Tairaova A.R., Mukhamedyarova L.G., Kozyar Yu.V. Assessment of the ecological state of the Tura River under anthropogenic impact. *Bulletin of the National Center for Environmental Safety*, 2015, no. 4, pp. 138–141. (In Russ.)
17. Akatieva T.G. Sanitary and hygienic characteristics of drinking water in Tyumen. *Bulletin of the State Agrarian University of Northern Ural*, 2016, vol. 4, no. 35, pp. 6–13. (In Russ.)
18. Yankovich E.P. Chemical composition of groundwater as a risk factor for public health (case study of Tomsk District, Tomsk Region). *Modern Problems of Science and Education*, 2014, no. 3, pp. 786–794. (In Russ.)
19. Ashar Y.K. Iron (Fe) Content in community well water around Mabar Hilir Industrial Area Market 3 Bantenan Medan City in the perspective of health and Islamic. *Contagion: Scientific Periodical Journal of Public Health and Coastal Health*, 2023, vol. 5, no. 1, p. 294.
20. Matveeva V.A. Manganese pollution in mining-influenced rivers and lakes: current state and forecast under climate change in the Russian Arctic. *Water (Switzerland). MDPI*, 2022, vol. 14, no. 7, p. 1091–1113
21. Marufi N. Carcinogenic and non-carcinogenic human health risk assessments of heavy metals contamination in drinking water supplies in Iran: a systematic review. *Rev Environ Health*, 2024, vol. 39, no. 1, pp. 91–100.
22. Shafiuddin Ahmed A.S. Human health risk assessment of heavy metals in water from the subtropical river, Gomti, Bangladesh. *Environ Nanotechnol Monit Manag*, 2021, vol. 15, pp. 100416.
23. Mahato M.K. Risk assessment due to intake of metals in groundwater of East Bokaro Coalfield, Jharkhand, India. *Expo Health*, 2016, vol. 8, no. 2, pp. 265–275.
24. Guzeeva S.A., Ogorodnova Yu.V. Dynamics of changes in the concentration of petroleum products in the Tura River within the residential area of Tyumen. *Innovations and Investments*, 2019, no. 10, pp. 207–210. (In Russ.)
25. *Scheme for the drainage of surface water from the territory of gardening societies located on the Tarman peat massif, Tyumen Region*. Tyumen, Tyumen Industrial University Publ., 2001. Vol. 2, no. 1, p. 134. (In Russ.)
26. *Materials of reconnaissance survey of the Tarman peat deposit (part 1) located in the Tyumen-Velizhansky districts of the Tyumen region*. Tyumen, Tyumen Industrial University Publ., 1949. 47 p. (In Russ.)
27. *State Geological Map of the Russian Federation. Scale 1:1000000 (Third Generation). Map of Pre-Pliocene Formations. Ural Series. Sheet O-41 – Yekaterinburg*. St Petersburg, VSEGEI Cartographic Factory Publ., 2011. 15 p.
28. *State Geological Map of the Russian Federation. Scale 1:1000000 (Third Generation). Map of Pliocene-Quaternary Formations. Ural Series. Sheet O-41 – Yekaterinburg*. St Petersburg, VSEGEI Cartographic Factory Publ., 2011. 15 p.
29. *State Geological Map of the Russian Federation. Scale 1:1000000 (Third Generation). Ural Series. Sheet O-41 – Yekaterinburg. Explanatory Notes*. St Petersburg, VSEGEI Cartographic Factory Publ., 2011. 15 p.
30. *Supplementary materials to the preliminary overview of the Tarman Peat Massif in the Tyumen Region*. Moscow, Ministry of Power Plants of the USSR. Main Energy Project. State Design Institute "GIPROTORG" Publ., 1955. 33 p.
31. SS R 59024-2020. *Water quality. Water for centralized drinking water supply systems. Hygienic requirements and quality control*. Moscow, Standartinform Publ., 2020. 16 p.
32. U.S. Environmental Protection Agency. *Human Health Risk Assessment*. 2023. Available at: <https://www.epa.gov/> (accessed: 10 October 2024).
33. United States Environmental Protection Agency. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Vol. I (Part D. Standardized Planning, Reporting, and Review of Superfund Risk Assessments)*. Washington, US EPA, 1989. 100 p.
34. R 2.1.10.1920-04. *Guidance on assessing health risks from exposure to chemical substances contaminating the environment*. Moscow, Federal Center for Hygiene and Epidemiology of Rospotrebnadzor Publ., 2004. 54 p. (In Russ.)

35. Blackwood L.G. The lognormal distribution, environmental data, and radiological monitoring. *Environ Monit Assess*, 1992, vol. 21, no. 3, pp. 193–210.
36. Lapshin A.P., Vankova A.N. Integral assessment of drinking water quality. *Risk analysis to health-2020, in conjunction with the international meeting on the environment and health Rise-2020 and the round table on food safety. Proc. of the X All-Russian scientific and practical conference with international participation*. Perm, Perm National Research Polytechnic University Publ., 2020. No. 3, pp. 4–17. (In Russ.)
37. Pereladova L.V. Ecological state of sources of economic and drinking water supply in Tyumen. *Bulletin of Tyumen State University*, 2011, no. 12, pp. 173–178. (In Russ.)
38. Daugherty E.E. Complexation and Redox Buffering of Iron (II) by dissolved organic matter. *Environ Sci Technol*, 2017, vol. 51, no. 19, pp. 11096–11104.
39. Lu C. Carboxyl-polyethylene glycol-phosphoric acid: a ligand for highly stabilized iron oxide nanoparticles. *J Mater Chem*, 2012, vol. 22, no. 37, p. 19806.
40. Catrouillet C. Geochemical modeling of Fe (II) binding to humic and fulvic acids. *Chem Geol*, 2014, vol. 372, pp. 109–118
41. Moiseenko T.I. Forms of metal occurrence in natural waters depending on their chemical composition. *Water Resources*, 2013, vol. 40, no. 4, pp. 375–385. (In Russ.)
42. Phukan B., Patel A.B., Mukherjee C. A water-soluble and water-coordinated Mn complex: synthesis, characterization and phantom MRI image study. *Dalton Transactions*, 2015, vol. 44, no. 29, pp. 12990–12994.
43. *Information portal of the Federal State Budgetary Scientific Institution "Raduga". Meliorative systems and hydraulic structures. 2024*. Available at: <https://inform-raduga.ru/gts> (accessed: 10 October 2024).
44. Syapalov S.A. Assessment of peat contamination by some heavy metals depending on the depth of occurrence. *Chemistry of Solid Fuel*, 2020, no. 1, pp. 38–42. (In Russ.)
45. Deng Y., Stumm W. Kinetics of redox cycling of iron coupled with fulvic acid. *Aquat Sci.*, 1993, vol. 55, no. 2, pp. 103–111.

#### Information about the authors

**Alexandra I. Belyanovskaya**, Cand. Sc., Laboratory Assistant, National Research Tomsk Polytechnic University, 30, Lenin avenue, Tomsk, 634050, Russian Federation; [alexandra.belyanovskaya@outlook.com](mailto:alexandra.belyanovskaya@outlook.com); <https://orcid.org/0000-0003-4320-7637>

**Evgenia A. Soldatova**, Cand. Sc., Senior Researcher, Institute of Forest Science, Russian Academy of Sciences, 21, Sovetskaya street, Uspenskoe, 143030, Russian Federation, [2a61@mail.ru](mailto:2a61@mail.ru), <https://orcid.org/0000-0003-3967-4822>

**Elizaveta V. Krestyannikova**, Postgraduate Student, National Research Tomsk Polytechnic University, 30, Lenin avenue, Tomsk, 634050, Russian Federation; [li3452@yandex.ru](mailto:li3452@yandex.ru); <https://orcid.org/0000-0001-5512-1465>

Received: 24.10.2024

Revised: 09.12.2024

Accepted: 24.12.2024