

**Правительство Российской Федерации**  
**Федеральное государственное бюджетное образовательное**  
**учреждение высшего образования**  
**«САНКТ-ПЕТЕРБУРГСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»**

На правах рукописи



**ВАН ВЭНЬЦЗЮАНЬ**

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И**  
**МЕТАЛЛОИДОВ В КРИОГЕННЫХ ПОЧВАХ ЦЕНТРАЛЬНЫХ ЧАСТЕЙ**  
**ЯМАЛЬСКОГО РЕГИОНА И ЦИНХАЙ-ТИБЕТСКОГО ПЛАТО**

1.5.19. Почвоведение (биологические науки)

**ДИССЕРТАЦИЯ**

на соискание ученой степени  
**кандидата биологических наук**

Научный руководитель:

доктор биологических наук, профессор Абакумов Евгений Васильевич

Санкт-Петербург – 2025

**ОГЛАВЛЕНИЕ**

<b>ВВЕДЕНИЕ</b> .....	5
<b>ГЛАВА 1. ОБЗОР СОВРЕМЕННЫХ ДОСТИЖЕНИЙ НАУКИ В ОБЛАСТИ ИЗУЧЕНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В КРИОГЕННЫХ ПОЧВАХ</b> .....	19
1.1 Тяжёлые металлы и металлоиды в криогенных почвах циркумполярных областей.....	19
1.2 Тяжёлые металлы и металлоиды в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато.....	27
<b>ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ</b> .....	31
2.1 Объект исследования.....	31
2.2 Отбор проб почв.....	34
2.3 Лабораторные методы.....	36
2.4 Система оценки состояния загрязнения тяжёлыми металлами и металлоидами.....	42
2.5 Статистические методы.....	47
<b>ГЛАВА 3 РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ</b> .....	48
3.1 Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона.....	48
3.1.1 Генезис почв и процессы почвообразования в центральной части Ямальского региона.....	48
3.1.2 Физико-химические свойства исследуемых криогенных почв в центральной части Ямальского региона.....	49
3.1.3 Содержание тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона.....	55
3.1.4 Источники тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона.....	62
3.1.5 Оценка экологического состояния криогенных почв по содержанию тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Ямальского	

региона.....	64
3.1.6 Сравнение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона и других циркумполярных регионов.....	69
3.2 Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в поверхностных горизонтах криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	76
3.2.1 Физико-химические свойства криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	76
3.2.2 Содержание тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	77
3.2.3 Источники тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	83
3.2.4 Оценка экологического состояния криогенных почв по содержанию тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	87
3.2.5 Сравнение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато и других прилегающих регионов.....	91
3.3 Влияние процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода, общего азота, тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	94
3.3.1 Содержание органического углерода и общего азота в районах деградации криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	94
3.3.2 Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в районах деградации криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	100
3.3.3 Воздействие процесса деградации криогенных почв на содержание	

органического углерода, общего азота и тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Цинхай-Тибетского плато.....	107
<b>ВЫВОДЫ.....</b>	<b>113</b>
<b>СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....</b>	<b>115</b>

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность темы исследования.** Криосфера определяется как часть Земли, где вода находится в твердофазной форме (Miteva, 2008). Криосфере свойственны многочисленные криогенные образования: снежный покров, ледяной покров водоёмов, наледи, ледники в горной местности, ледниковые покровы равнин, сезонно-мёрзлые почвы, многолетнемёрзлые почвы, горные породы с подземными льдами и т. д. (Street, Melnikov, 1990; Крыленков, Гончаров, 2019). В настоящее время область распространения криосферы сокращается вследствие глобального изменения климата, что может приводить к изменениям в биогеохимических процессах трансформации почвенных соединений органического углерода и выбросам загрязняющих веществ, депонированных в криосфере (Schuster et al., 2018; Schuur, Mack, 2018).

Криогенные почвы (многолетнемёрзлые почвы, мерзлотные почвы и почвенно-мерзлотный комплекс) являются важнейшей составной частью криосферы (Street, Melnikov, 1990). Они перманентно находятся в условиях воздействия температур ниже 0 °С и остаются в замороженном состоянии в течение не менее 2 лет подряд (Harris et al., 1988). Распределение криогенных почв занимает около 16% площади всей суши земного шара (Obu et al., 2019; Zhang et al., 2008). За исключением Австралии и Океании, многолетняя мерзлота присутствует в почвах всех других континентов. В северном полушарии многолетняя мерзлота в основном распространена на территории Евразии, Северной Америки, а также на многих островах Северного Ледовитого океана, таких как Гренландия, Исландия, архипелаг Шпицберген и другие, а также на некоторых континентальных шельфах и дне океанов

(Haeblerli, Gruber, 2009). Странами с наибольшей площадью распределения многолетней мерзлоты являются Россия ( $11 \times 10^6$  км<sup>2</sup>), Канада ( $5,7 \times 10^6$  км<sup>2</sup>), Китай ( $2,15 \times 10^6$  км<sup>2</sup>), США ( $1,73 \times 10^6$  км<sup>2</sup>) и Монголия ( $0,99 \times 10^6$  км<sup>2</sup>) (Sodnom, Yanshin, 1990; Zhang et al., 2003; Ершов и др., 1988). В южном полушарии многолетняя мерзлота распространена в Антарктиде и на прилегающих к ней островах, а также в некоторых горных районах Южной Америки (Vieira et al., 2010).

Глобальное распределение многолетней мерзлоты в основном сосредоточено в высоких широтах и в высокогорных регионах (Obu et al., 2019; Zhang et al., 2008). В северной части Северного полушария расположена непрерывная (сплошная) область распространения криогенных почв, охватывающая более 90–95% площади её общей площади при среднегодовой температуре воздуха около  $-8$  °С. Южнее располагаются области прерывистого распределения многолетней мерзлоты (площадью более 25–90%) со средней температурой  $-4$  °С. Дальше к югу находится область криогенных почв в форме островов (площадью менее 25%) (Zhao, Sheng, 2015). Многолетняя мерзлота также присутствует в высокогорных районах, таких как Альпы, Кавказ, Тянь-Шань, Анды и Цинхай-Тибетское плато (Haeblerli, Gruber, 2009). Для высокогорной мерзлоты характерны крайняя пространственная и геотермальная вариабельности, перераспределение снежного покрова за счёт ветра и лавин, повышение среднегодовой температуры и уменьшение влияния растительности на теплообмен между атмосферой и грунтом (Крыленков, Гончаров, 2019). С геологической точки зрения, накопленные в высокогорной многолетней мерзлоте компоненты после оттаивания легко мигрируют с высоких участков рельефа к низким под действием гравитации (Mu et al.,

2020b). Это существенно отличает горную криолитозону от многолетних мерзлотных зон на низких равнинных территориях в высоких широтах. Кроме того, по сравнению с полярными регионами, высокогорные территории, как правило, являются густонаселенными (Haerberli, Gruber, 2009). Таяние высотных мерзлотных почв в низких широтах оказывает значительное социально-экономическое воздействие на местное население (Крыленков, Гончаров, 2019).

Атмосферное осаждение загрязняющих веществ интенсифицируется в районах распространения криогенных почв из-за низких температур воздуха. Различные загрязняющие вещества оседают и накапливаются локально, в том числе в почвах криолитозоны (Potarowicz et al., 2019). Например, нефть (Braddock, Mccarthy, 1996; He, Jin, 2010), стойкие органические загрязнители (Bhardwaj et al., 2018; Levy et al., 2017), тяжёлые металлы и металлоиды (ТММ) (Ji et al., 2021a; Raudina et al., 2021) накапливаются и сохраняются преимущественно в районах распространения криогенных почв и многолетнемёрзлых отложений. Причины этого явления включают антропогенную деятельность, такую как добыча нефти и газа, промышленное загрязнение, сельскохозяйственная деятельность и т. д. (Rajendran et al., 2021; Гололобова, Легостаева, 2020; Kalinina et al., 2019). Источники этих веществ могут быть локальными и дальними, включая атмосферное осаждение и перенос с водными потоками (Bachelder et al., 2020; Loiko et al., 2017). В то же время, в условиях изменения климата деградация многолетнемёрзлых почв и пород может приводить к выбросам многих загрязняющих веществ в атмосферу в газообразной форме или переносу по водосборным бассейнам в

жидкой форме, что может угрожать окружающей природной среде и здоровью населения (Miner et al., 2021; Potapowicz et al., 2019).

Согласно шестому докладу МГЭИК, глобальное потепление в XXI веке ожидается превысит 1,5 °С, что неминуемо и во многом необратимо повлияет на многолетнемёрзлые почвы (IPCC, 2023). Деградация мерзлотных почв характеризуется повышением температуры грунта, увеличением глубины сезонно-талого слоя и формированием термокарстового рельефа (Akerman, Johansson, 2008; Farquharson et al., 2019; Iijima et al., 2010). Термокарстовые ландшафты представляют собой характерные топографические формы в районах многолетнемёрзлых почв со значительным объёмом подземных льдов, где таяние подземных льдов может приводить к обрушениям земной поверхности (Abbott et al., 2015a, b; Kokelj, Jorgenson, 2013; Patton et al., 2019). Развитие термокарста может изменить рельеф поверхности земли, гидрологические параметры почвы и окислительно-восстановительные условия (Abbott et al., 2015a, b; Mu et al., 2017b; Ernakovich et al., 2017). Иммобилизация и дальнейший перенос ТММ, вызванный деградацией многолетнемёрзлых почв, может усилить интенсивность биогеохимического круговорота органического углерода почвы (Wang et al., 2024a; Ван и др., 2024; Pokrovsky et al., 2011). Этот процесс может приводить к высвобождению ранее законсервированных в мерзлоте органического углерода и ТММ как в вертикальном, так и в горизонтальном (латеральное перемещение) направлениях (Liu F. et al., 2022; Mu et al., 2020a). Между тем, разложение и трансформация (минерализация и гумификация) органического вещества также могут влиять на перераспределение и высвобождение ТММ в криогенных почвах (Hemingway et al., 2019; Lim et al., 2022a, b). Такие

процессы, вероятно, повлияют на биогеохимические динамики почвенного органического углерода, общего азота и ТММ.

Большинство ТММ с плотностью более  $4 \pm 1$  г/см<sup>3</sup> или относительной атомной массой свыше 50 считаются потенциально токсичными элементами (Khan et al., 2011; Sevak, Pushkar, 2024; Hodson, 2004; Орлов Д.С., 1996b). ТММ могут попадать в окружающую среду различными путями (Dhaliwal et al., 2020). Учитывая токсичность ТММ, оценка их потенциальных экологических рисков, включающая выявление их источников и определение их степени загрязнения, становится необходимой, чтобы узнать их воздействие на экосистемы и здоровье человека (Salmanighabeshi et al., 2015; Wu et al., 2016; Ji et al., 2019b). Многочисленные исследования отмечали, что ТММ перемещаются в полярные и альпийские регионы, удалённые от городов, посредством атмосферного переноса (Dong et al., 2015; Jiao et al., 2021; Tripathee et al., 2014). В настоящее время ТММ техногенного происхождения обнаружены в Арктике и Антарктике (Абакумов et al., 2017a; Casey et al., 2017; McConnell, Edwards, 2008; Planchon et al., 2002). Как и в полярных регионах, загрязнение окружающей среды на территории Цинхай-Тибетского плато также вызывает озабоченность местного правительства и населения (Qiu, 2014). Повышенное содержание ТММ было обнаружено в воздухе, почве, воде, снеге и биоте отдельных экосистем Цинхай-Тибетского плато (Wang et al., 2022; Wu et al., 2016).

До 65% территории России находится в зоне распространения многолетнемёрзлых пород (Якимов А.С., 2012). В частности, на территории Ямала сосредоточено более 70% российских и 18% мировых запасов газа (Опекунова и др., 2019). Город Надым в центральной части Ямальского

региона (Россия) был основан как база для вахтовых рабочих в 1960-х годах. В 1972 году он был преобразован в город с постоянным населением (Fedorov et al., 2021). Окрестности Надыма в центральной части Ямальского региона характеризуются преимущественно тундровыми и лесотундровыми ландшафтами с прерывистым распространением многолетнемёрзлых почв и пород (Abakumov et al., 2020; Kukkonen et al., 2020). В дополнение к традиционному оленеводству в советское время в окрестностях Ямальского региона, как и в других городах Крайнего Севера развивалось заполярное сельское хозяйство (Abakumov et al., 2023), а также эксплуатировались нефтяные и газоконденсатные месторождения (Fedorov et al., 2021). Ранее было обнаружено, что из-за изменения климата и антропогенной деятельности ТММ накапливаются в арктических криогенных почвах (Ji et al., 2020; Karnaeva et al., 2021). Однако, содержание ТММ в криогенных почвах Надымского района центральной части Ямальского региона остаётся малоизученным. В связи с этим исследованию ТММ в криогенных почвах данного региона уделяется значительное внимание (Wang et al., 2024b).

Средняя высота Цинхай-Тибетского плато составляет более 4000 метров. Цинхай-Тибетское плато имеет самую большую площадь горной многолетней мерзлоты в мире —  $1.06 \times 10^6$  км<sup>2</sup> (Zou et al., 2017). Цинхай-Тибетское плато известно как «Третий полюс», «Крыша мира», «Водонапорная башня Азии», влияющее на устойчивое и безопасное водоснабжение миллиардов людей в Азии и прилегающих районах (Immerzeel et al., 2010; Yao et al., 2012; Ван и др., 2022). Район распространения многолетнемёрзлых почв на Цинхай-Тибетском плато характеризуется высокой местностью и холодным климатом, мало подверженным промышленному влиянию (Sheng et al., 2012). Однако многие

исследования показали, что за последние десятилетия быстрая индустриализация в Южной, Юго-Восточной и Восточной Азии способствовала атмосферному переносу ТММ на Цинхай-Тибетское плато индийскими и восточноазиатскими муссонами, а также южной ветвью западных ветров (Kang et al., 2016; Wang et al., 2010; Tripathee et al., 2020; Wang et al., 2022). При этом многочисленные исследования в основном сосредоточены на регионах с сезонно-мёрзлыми почвами или только на определении Hg в многолетнемёрзлых почвах Цинхай-Тибетского плато (Gu et al., 2020; Liu Y. et al., 2022; Mu et al., 2020a), поэтому данные по другим ТММ в криогенных почвах региона отсутствуют.

В криогенных почвах Земли содержится примерно половина органического углерода всей педосферы (Wu et al., 2021). В то же время многолетнемёрзлые почвы могут служить основным резервуаром ТММ, поступающих из антропогенных источников путём атмосферного переноса из близлежащих загрязнённых регионов (Wang et al., 2023; Wang et al., 2022). Климатические изменения, вызывающие деградацию мерзлотных почв, могут способствовать потере значительных запасов органического углерода почвы и мобилизации ТММ (Abbott et al., 2015a, b; Antcibor et al., 2014; Pokrovsky et al., 2011). Ямальский регион и Цинхай-Тибетское плато являются типичными представителями высокоширотных и высокогорных регионов распространения криогенных почв и многолетнемёрзлых пород, и в обоих регионах темпы потепления примерно в полтора-два раза превышают среднемировые значения. Изучение криогенных почв в этих двух регионах имеет огромное значение для экологической безопасности региональных территорий и для понимания глобальных изменений в криосфере. Тем не

менее, систематическое сравнительное исследование распределения содержания ТММ в криогенных почвах центральных частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато почти не проводилось. Кроме того, изучение уровней накопления углерода и азота в почвах необходимо для полного понимания процессов мобилизации и фиксации ТММ, поскольку углерод, азот и ТММ часто взаимодействуют в биогеохимических циклах (Kabata-Pendias, 2000; Lim et al., 2022a). Однако, взаимосвязь между соединениями углерода, азота и ТММ в процессе деградации многолетнемерзлых почв в условиях изменяющегося климата остаётся не до конца изученной. Таким образом, анализ распределения ТММ в криогенных почвах высокоширотного Ямальского региона и высокогорного Цинхай-Тибетского плато, а также исследование изменений содержания углерода, азота и ТММ, связанных с процессом деградации криогенных почв, может предоставить ценные новые данные для экологического мониторинга в криосфере.

**Цель исследования:** исследование распределения содержания ТММ в криогенных почвах центральных частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато, и влияния деградационных процессов на почвенные свойства Цинхай-Тибетского плато.

**Задачи исследований:**

- (1) проанализировать распределение содержания ТММ в криогенных почвах центральной части Ямальского региона;
- (2) определить распределение содержания ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато;

(3) выявить различия в распределении содержания ТММ в криогенных почвах центральных частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато;

(4) оценить влияние процесса деградации криогенных почв на динамику содержания органического углерода, общего азота и ТММ в почвах термокарстовых районов Цинхай-Тибетского плато.

**Положения, выносимые на защиту:**

(1) В почвенных профилях центральной части Ямальского региона распределение содержания ТММ связано с содержанием органического углерода и общего азота, типом почвы (агродерново-подбуры иллювиально-железистые) и воздействием антропогенной деятельности (технотурбации). В центральной части Цинхай-Тибетского плато оно обусловлено типом растительного покрова. Основными источниками ТММ в криогенных почвах двух мест исследования являются почвообразующие породы, атмосферный перенос и транспорт, с дополнительным влиянием предыдущей сельскохозяйственной деятельности в центральной части Ямальского региона.

(2) Криогенные почвы центральной части Ямальского региона находятся в практически незагрязнённом состоянии, в то время как в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато концентрации Hg и Cd представляют потенциальные экологические риски. Это может быть связано с тем, что почвы в центральной части Ямальского региона преимущественно характеризуются лёгким гранулометрическим составом, с низкой способностью к накоплению металлов. Регион Цинхай-Тибетского плато подвержен воздействию Индийского муссона и западных ветров, которые переносят ТММ из районов с антропогенной нагрузкой, что приводит к аккумуляции загрязняющих

веществ.

(3) Процесс деградации криогенных почв изменяет рельеф, гидрологические параметры почвы, окислительно-восстановительные условия, степень минерализации соединений углерода и выраженность процесса криогенного массообмена. Fe и Mn могут быть использованы в качестве геохимических индикаторов деградации криогенных почв. Значительное снижение концентрации ТММ на третьей стадии деградации, характеризующейся медленным развитием солифлюкции криогенных почв, может ослабить их способность к аккумуляции, соосаждению и хелатированию с органическим веществом, тем самым снижая степень стабилизации органо-минеральных соединений.

**Научная новизна.** Получены данные о содержании органического углерода, общего азота и ТММ в криогенных почвах высокоширотного Ямальского региона и высокогорного Цинхай-Тибетского плато. Впервые проведён детальный анализ распределения многочисленных химических элементов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато. Выявлены источники ТММ в криогенных почвах центральных частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато, а также проведён анализ потенциальных экологических рисков ТММ. Установлены закономерности между процессом деградации мерзлотных почв и циклами органического углерода, общего азота и ТММ в криогенных почвах в условиях изменяющегося климата.

**Теоретическая и практическая значимость.** Проведённые исследования могут послужить теоретической основой для последующих исследований изменения содержания ТММ в криогенных почвах центральных

частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато. Результаты оценки потенциальных экологических рисков ТММ могут служить ориентиром для регионального экологического мониторинга. Выявленное влияние процесса деградации криогенных почв на содержание почвенного органического углерода, общего азота и ТММ представляет теоретическую основу для дальнейших исследований биогеохимических процессов многолетнемёрзлых почв в условиях изменения климата. Результаты проведённого исследования могут быть использованы при подготовке лекций в рамках курсов «Почвоведение», «Экология», «Геохимия», «Криосфера Земли» и других смежных дисциплин.

**Степень достоверности.** Обоснованность и достоверность полученных результатов и сделанных выводов подтверждаются значительным объёмом экспериментальных данных и применением современных методов анализа. В ходе полевых экспедиций были заложены 21 разрез многолетнемёрзлых почв и отобраны 92 образца почвы с различных глубин. Применены современные лабораторные и статистические методы. Степень достоверности результатов подтверждается согласованностью полученных данных и высокой статистической значимостью выявленных зависимостей.

**Апробация результатов работы.** Результаты диссертационного исследования были представлены на Всероссийской научной конференции «Проблемы криосферы Земли» (2025, Пущино), международной научно-практической конференции «Региональное сотрудничество БРИКС: современные проблемы экологии и природопользования» (2024, Петрозаводск), на Всероссийской научно-практической конференции «Мерзлотные почвы в Антропоцене» (2023, Салехард-Лабытнанги, ЯНАО) и

на III международной конференции «Биомониторинг в Арктике» (2022, Архангельск).

**Публикации.** Содержание диссертационного исследования изложено в 10 публикациях, в том числе в 5 статьях, опубликованных в изданиях, входящих в базы данных международных индексов научного цитирования Web of Science и/или Scopus, и в 1 статье в издании, включённом в Перечень рецензируемых научных изданий, рекомендованных ВАК РФ.

**Личный вклад автора.** Работа была выполнена в период обучения в аспирантуре по основной образовательной программе «Экология. Биоразнообразие и охрана природы» на кафедре прикладной экологии биологического факультета Санкт-Петербургского государственного университета. Автор принимал участие в постановке цели и задач, планировании научной работы совместно с научным руководителем, составлении обзора научной литературы. Автор провел полевые исследования почв в центральных частях Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато. Автор провел лабораторные исследования проб почв на кафедре прикладной экологии биологического факультета Санкт-Петербургского государственного университета и в Северо-Западном институте экологии и природных ресурсов Академии наук Китая. Автор обработал результаты анализов почв, провел интерпретацию и статистическую обработку полученных данных, написал текст диссертации и научные публикации по выполненной работе совместно с научным руководителем и соавторами публикаций.

**Структура и объём диссертации.** Диссертация общим объёмом 149 страниц состоит из введения, трёх глав, выводов и списка литературы. Список

литературы содержит 253 источника, из них 226 — на иностранном языке. Работа включает 24 рисунка и 15 таблиц.

**Соответствие паспорту специальности.** Тема диссертации соответствует паспорту научной специальности 1.5.19. Почвоведение по п. 6. Теоретические и научно-методические вопросы химии почв. Изучение взаимодействия органических и минеральных компонентов почв. Техногенное и агрогенное химическое загрязнение почв, изменение их естественной кислотности, химического состава и физико-химических свойств; по п. 10. Почва в глобальном круговороте углерода и других биогенных элементов. Почва как источник и поглотитель парниковых газов. Трансформация почв под действием изменений климата.

**Финансовая поддержка исследования.** Работа была поддержана грантами России и Китая, соответственно: Российским научным фондом (№ 24-44-00006), НЦМУ «Агротехнологии будущего» договор № 075-15-2022-322 от 22.04.2022, Китайскими научными фондами (№ 32361133551 и № 41941015) и Китайским стипендиальным советом (№ 201907010003).

**Благодарности.** Автор выражает искреннюю и глубокую благодарность научному руководителю, профессору, заведующему кафедрой прикладной экологии Санкт-Петербургского государственного университета, д.б.н. Е.В. Абакумову за его неоценимую, всестороннюю помощь и поддержку на всех этапах выполнения диссертационной работы.

Автор благодарит Т.И. Низамутдинова и А.С. Печкина за их помощь в проведении полевых исследований в центральной части Ямальского региона. Автор также выражает признательность Gensheng Li, Xiaowen Ji и В.И.

Полякову за их полезные предложения по данной научно-исследовательской работе. Кроме того, автор выражает сердечную благодарность преподавателям и коллегам (М.А. Надпорожской, Д.А. Дубовикову, Е.Ю. Чебыкиной, И.И. Подлипскому, И.Д. Кушнову, Wei Liu и др.) за их поддержку, помощь и комментарии в ходе выполнения научной работы.

Одновременно, автор выражает глубокую благодарность профессору Xiaodong Wu и другим китайским коллегам (Xiaofan Zhu, Jie Chen, Tonghua Wu, Sizhong Yang, Cuicui Mu, Haiyan Xu, Guimin Liu, Dong Wang, Xuchun Yan, Binyan Liang и др.) за их неоценимую помощь в проведении полевых и лабораторных работ по Цинхай-Тибетскому плато. Их экспертиза, знания и преданность существенно способствовали успешному выполнению диссертационной работы.

# **ГЛАВА 1. ОБЗОР СОВРЕМЕННЫХ ДОСТИЖЕНИЙ НАУКИ В ОБЛАСТИ ИЗУЧЕНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В КРИОГЕННЫХ ПОЧВАХ**

## **1.1 Тяжёлые металлы и металлоиды в криогенных почвах циркумполярных областей**

В Арктике потепление происходит вдвое быстрее по сравнению с другими регионами земного шара (Pithan, Mauritsen, 2014). Повышение температуры вызывает изменения в экосистемах северных широт. Одним из существенных последствий повышения температуры в Арктике и Субарктике является повсеместная деградация криогенных почв и пород. Деградация многолетнемёрзлых почв и пород не только ускоряет процессы эмиссии углерода в атмосферу (Schuur et al., 2015) и прилегающие водоёмы (Abbott et al., 2015a, b), но и инициирует перераспределение ТММ, содержащихся в многолетнемёрзлых почвах, которые при потеплении могут высвободиться и переноситься в поверхностные воды (Loiko et al., 2017; St. Pierre et al., 2018). ТММ аккумулируются в арктических криогенных почвах вследствие внутripочвенного выветривания (Elberling, Langdahl, 1998), атмосферного осаждения (Pearson et al., 2019) и антропогенной деятельности, включая добычу полезных ископаемых и плавку металлов (Simonetti et al., 2003). С изменением климата и деградацией мерзлотных почв возрастает экологический риск для здоровья человека, связанный с миграцией ТММ в поверхностные воды и сопредельные экосистемы (Perryman et al., 2020).

Множество исследований по проблематике ТММ было проведено в арктических регионах, включая Аляску (Perryman et al., 2020), Канаду (Bandara et al., 2019), Шпицберген (Halbach et al., 2017), а также северные районы

России, такие как Якутия, Ямальский район, Красноярский край и прибрежные острова Северного Ледовитого океана (Evseev, Krasovskaya, 2017; Григорьева и др., 2018; Ji et al., 2019a; Ji et al., 2021a; Rajendran et al., 2021; Nizamutdinov et al., 2021). McCarthy et al. (2004) провели исследование на Аляске и обнаружили, что, несмотря на то что многолетнемёрзлая почва действует как эффективный барьер для потока воды, углеводороды и потенциально токсичные элементы могут проникать в криогенные почвы. Perryman et al. (2020) проанализировали данные о содержании As, Cd, Hg, Ni и Pb в более чем 1000 образцах почв, собранных из Геохимической базы данных Аляски и отметили, что концентрации ТММ в почвах на юге и юго-западе Аляски превышали средние значения в 2 раза и более по сравнению с почвами США. Преобладание ТММ, как As, Cr, Hg, Ni и Pb в почвах в основном в зоне прерывистой и островной мерзлоты на Аляске подчеркивает важность детального понимания того, как деградация многолетнемёрзлых почв влияет на мобильность и циклы ТММ.

Lacelle et al. (2007) провели оценку загрязнения сточных вод в районах криогенных почв северной территории Юкон в Канаде, которые подверглись воздействию антропогенной деятельности. Исследователи указали на то, что выбросы загрязняющих веществ, включая сточные воды, не только приводят к ухудшению качества воды, но также отрицательно влияют на арктической экосистеме, загрязняя почвы и многолетнемёрзлые породы. Кроме того, Bandara et al. (2019) наблюдали в торфяниках центрального Юкона Канады, что Hg, Pb и другие ТММ могут накапливаться в многолетнемёрзлых почвах в результате циклов замерзания и оттаивания сезонно-талого слоя, а также вследствие присутствия непроницаемых слоёв подземных льдов.

Архипелаг Шпицберген является типичной арктической геосистемой, находящейся под интенсивным антропогенным воздействием (Dallmann, 2015). Rudnicka-Kera и Zaborska (2021) показали, что загрязняющие вещества попадают в экосистему Шпицбергена из нескольких источников. Наиболее важными являются дальний перенос (атмосферная циркуляция, океанские течения, речной транспорт и дрейф льдов) и локальные источники (например, добыча полезных ископаемых). Кроме того, выбросы загрязняющих веществ из вторичных источников (таяние ледников, деградация многолетнемерзлых почв, речной сток и уменьшение площади морского льда) приводят к повышению концентрации загрязнителей в водной среде. Pogojeva et al. (2021) опубликовали результаты лабораторного эксперимента для оценки влияния процесса деградации многолетней мерзлоты на химические свойства морской воды во время работы российско-норвежской экспедиции на архипелаге Шпицберген в июне 2018 года. Авторы показали, что увеличение общих фоновых концентраций ТММ в процессе деградации мерзлоты, является естественным процессом, не связанным напрямую с антропогенной активностью, но может быть дополнительным источником поступления и оказывать влияние на прибрежные экосистемы.

Известно, что две трети территории России расположено в зоне распространения многолетнемерзлых пород (Якимов А.С., 2012). Многочисленные исследования содержания ТММ были проведены в криогенных почвах российской Арктики. Например, Antcibor et al. (2014) изучали ТММ (Fe, As, Mn, Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Co и Hg) в мерзлотных почвах в дельте реки Лена и в северной Сибири и отметили, что их содержание было аналогично фоновым значениям других арктических регионов, и не

превышало средние фоновые концентрации в континентальной коре и почвах мира. Позднее Алексеев и др. (2017) показали, что содержание некоторых ТММ (As, Ni и Co) превышало предельно допустимые концентрации (ПДК) почти во всех обследованных образцах почв в регионах Полярного Урала и Южного Ямала. Однако авторы подчеркнули, что фоновые концентрации вышеупомянутых элементов локально высоки, особенно в естественных почвах.

Ji et al. (2019a) выбрали для исследования Полярный Урал, прилегающий к городу Салехард, и Гыданский полуостров, представляющий природные ландшафты, проанализировали геохимическое состояние многолетнемёрзлых почв Ямала и отметили, что содержание As, Mn и Fe было значительно выше ПДК, что указывает на локальное геологическое загрязнение на Гыданском полуострове и наличие атмосферного транспортного загрязнения в Полярном Урале. К тому же Ji et al. (2019b) использовали индекс геоаккумуляции, индекс степени загрязнения, коэффициенты переноса и опасности для оценки уровня загрязнения ТММ и рисков для здоровья человека на Ямале. Было выявлено, что местные криогенные почвы были загрязнены более чем одним металлом, хотя значительного риска для здоровья взрослых людей не отмечалось, ТММ такие как Ni, Mn и Hg могли представлять потенциальную опасность для здоровья местных детей. Кроме того, Ji et al. (2020) проанализировали содержание Pb, Cd, Cu, Ni, Co, Zn, Fe, Mn и Hg в многолетнемёрзлых почвах с восьми островов и двух мысов в Российской Арктике. Результаты показали, что помимо Fe и Mn, наличие органического вещества и низкие температуры оказывают существенное влияние на распределение ТММ. Результаты расчётов индекса геоаккумуляции и коэффициента обогащения указали на

умеренное и слабое загрязнение Co и Zn, в то время как концентрации Co, Cu, Zn и Pb были повышены в верхнем слое почвы.

Российские исследователи Nizamutdinov et al. (2021) проанализировали основные свойства почвы и концентрации ТММ в районах многолетнемёрзлых почв в нескольких городах Ямальского региона: Салехард, Уренгой, Надым, Новый Уренгой и Газ-Сале. Они отметили, что концентрации Cu и Cd в почвах промышленно развитых городов были относительно высокими, и в некоторых районах молодых арктических городов наблюдались средние и высокие уровни содержания ТММ в почвах. В целом, экотоксикологическое состояние местных почв оценивалось как удовлетворительное. В другом исследовании Suleymanov et al. (2024) было показано содержание и пространственное распределение ТММ и ключевых оксидов металлов в залежных почвах на территории города Салехард. Авторы выявили, что почти все изученные ТММ не превышали ПДК.

Polyakov et al. (2021) также отметили в своей публикации, что наиболее загрязнённой частью города Якутска является карьерно-отвалный комплекс, расположенный относительно близко к городу, а в других районах исследования концентрация ТММ не превышала ПДК. Гололобова и Легостаева (2020) проанализировали состояние почвенного покрова территории промышленной площадки Нюрбинского горно-обогатительного комбината за десятилетний период (2007–2018 гг.) и показали пространственное увеличение контрастности техногенных аномалий, характеризующих активное накопление подвижных форм Mn (в 17 раз), Zn (в 5 раз), Cd (в 2,6 раза), Cr (в 2 раза), Co (в 1,8 раза) и Ni (в 1,6 раза) в многолетнемёрзлых почвах северо-таёжных ландшафтов Западной Якутии.

Кроме того, внимание также привлекали разливы нефти и дизельного топлива в Российской Арктике. Например, Karnaeva et al. (2021) обнаружили, что дизельное топливо проникло в почву и до глубины 85 см в слое многолетнемёрзлых почв. При этом концентрации V, Cr, Cd, Pb, Ni и Zn в пробах почв превышали местные фоновые значения на 3,6, 2,3, 9,7, 2,9, и 3,0 раза соответственно. Rajendran et al. (2021) исследовали разлив нефти, произошедший в многолетнемёрзлых почвах в Норильске после обрушения топливного контейнера на электростанции 29 мая 2020 года, что загрязнило большую площадь территории, включая как поверхностные водные ресурсы, так и почвы.

Недавние исследования также указали, что деградация многолетнемёрзлых почв и пород привела к выбросам Hg в атмосферу Арктики и последующему распространению в наземных и водных экосистемах (Eyrikh et al., 2022). Schuster et al. (2018) выяснили, что в многолетнемёрзлых почвах северного полушария хранится  $1656 \pm 962$  Гг Hg, что составляет почти вдвое больше, чем во всех других почвах, океанах и атмосфере. Eyrikh et al. (2022) отметили, что сезонно-талый слой в 2018 году увеличился на 37 см по сравнению со средним значением 10 лет назад в Ямальском регионе Российской Арктики. Авторы полагают, что климатические изменения могут привести к увеличению выбросов газообразной формы Hg, учитывая, что большой запас Hg содержится в криогенных почвах.

Многолетнемёрзлые почвы наиболее распространены в Арктике, но также существуют в незамерзающих районах Антарктиды (Bockheim et al., 2013). Potapowicz et al. (2019) представили обзор информации о влиянии

процесса деградации криогенных почв на экологические риски, связанные с химическими веществами, которые имеют потенциальное влияние на окружающую среду Антарктики в будущем. Ряд исследований показывает, что антарктическая морская вода, снег и почва являются важными вторичными источниками мобилизации стойких органических загрязнителей (POPs), гексахлорбензолов и полихлорированных дифенилов (PCBs) (Cabrerizo et al., 2012; Cabrerizo et al., 2013; Klanova et al., 2008). Другая группа загрязняющих веществ, которые могут накапливаться в многолетнемёрзлых почвах и представлять опасность для окружающей среды, включает ТММ. Что касается криогенных почв Антарктиды, следует также подчеркнуть, что криогенный процесс может существенно повлиять на распределение содержания ТММ в почвенном профиле (Nagare et al., 2012).

Почвообразующие породы и их выветривание играют важную роль в накоплении и переносе ТММ в районах распространения многолетнемёрзлых почв Антарктиды (Bhakta et al., 2022; Poggere et al., 2017; Shi et al., 2018; Xu et al., 2020). Lu et al. (2012) и Santos et al. (2005) обнаружили, что ТММ также могут попадать в окружающую среду Антарктики в результате дальнего атмосферного переноса и глобальной циркуляции атмосферы.

Существенное количество ТММ поступает в окружающую среду Антарктики в связи с антропогенной деятельностью вблизи полярных станций (Abakumov et al., 2017a; Alekseev, Abakumov, 2021; Padeiro et al., 2016; Xu et al., 2020; Nizamutdinov et al., 2022). Padeiro et al. (2016) оценили источники, уровень загрязнения и распределение нескольких ТММ (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Pb, Cd и Hg) в районе Бухты Ардли, полуострова Фильдес, острова Кинг-Джордж, Антарктида. Результаты, полученные в этом исследовании, указывают на

существование нескольких площадок с повышенным уровнем загрязнения, с высокими концентрациями Zn, Pb, Cd, Cr и Ni. Abakumov et al. (2017) отметили, что загрязнение ТММ, характеризовалось средним уровнем по  $I_{geo}$ , что было связано с антропогенной деятельностью на острове Кинг-Джорджа, Антарктиде. Xu et al. (2020) собрали и проанализировали 189 проб поверхностных почвенных горизонтов на полуострове Миррора Восточной Антарктиды. Они указали, что распределение Cr, Ca, Cu и Zn связано с выветриванием горных пород. Распределение As и Pb связано с транспортом и разгрузкой на причалах соответственно, а распределение Hg, вероятно, связано с антропогенным воздействием и биологической активностью.

Другим источником ТММ в экосистемах Антарктики являются птицы (Bhakta et al., 2022). Такие выводы были сделаны на основе исследования содержания ТММ в гуано (Abakumov et al., 2020; Sparaventi et al., 2021; Nizamutdinov et al., 2022). Они отмечали, что орнитогенные почвы характеризовались более высокими темпами накопления некоторых ТММ (особенно Zn, Cu, Pb, Cd и Hg) (Chu et al., 2019; Alekseev, Abakumov, 2021).

Таким образом, в криогенных районах циркумполярных областей основной особенностью исследований является изучение распределения ТММ, а также их источников, включая почвообразующие породы и их выветривание, атмосферные переносы, воздействие антропогенной деятельности, влияние птиц и т. д., с целью оценки потенциальных экологических рисков. Кроме того, в Арктике увеличивается количество исследований, посвящённых влиянию антропогенной активности и изменения климата на процессы накопления и мобильности ТММ, а также на их циклы и динамику в многолетнемёрзлых почвах циркумполярной экосистемы.

## 1.2 Тяжёлые металлы и металлоиды в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато

Исследование ТММ в почвах Цинхай-Тибетского плато относительно обширно (Wu et al., 2016; Li et al., 2018; Wang et al., 2022), но работ по изучению ТММ в криогенных почвах проведено немного. Большинство литературы сосредоточено на содержании Hg в многолетнемёрзлых почвах Цинхай-Тибетского плато, и существует мало исследований, посвящённых другим металлам. Si et al. (2016) опубликовали результаты изучения газообразной формы Hg над многолетнемёрзлыми почвами Цинхай-Тибетского плато и отметили, что поверхностные горизонты почв были источником выбросов газообразной формы Hg. Mu et al. (2016) показали, что соединения Fe и почвенного органического углерода являются важными компонентами круговорота углерода в многолетнемёрзлых почвах Цинхай-Тибетского плато. Sun et al. (2017) изучали распределение и перенос Hg в мерзлотных почвах на северо-востоке Цинхай-Тибетского плато, и обнаружили, что общие концентрации Hg были низкими, в диапазоне от 6,3 до 29,1 нг г<sup>-1</sup>. Авторы рассчитали ожидаемую потерю 64,2% Hg из мерзлотных почв в результате их деградации в районах верхнего течения реки Шуле. Si et al. (2018) измерили концентрации газообразной формы Hg на четырёх разных глубинах (5 см, 10 см, 20 см и 40 см) в сезонно-талом слое многолетнемёрзлых почв Цинхай-Тибетского плато в течение четырёх сезонов в 2014–2015 годах и оценили, что повышение температуры в соответствии с последними температурными сценариями МГЭИК (IPCC) может привести к увеличению концентрации газообразной формы Hg в поверхностных горизонтах почв на 54,9% к 2100 году.

Yu et al. (2019) изучали фоновую концентрацию As и его потенциальные источники в реках и озёрах в криогенных почвах, и обнаружили, что концентрация As выше, чем в других поверхностных водах в мире, но аналогично другим источникам на Цинхай-Тибетском плато. Ci et al. (2020) выбрали три репрезентативных термокарстовых озёра в многолетнемёрзлых почвах вдоль Цинхай-Тибетского шоссе и собрали пробы талой воды мерзлотных почв и термокарстовых озёрных вод. Было отмечено, что Hg из тающих мерзлотных почв может стекать в термокарстовые озёра и впоследствии выбрасываться в атмосферу. Mu et al. (2020) подчёркивали, что регион распространения многолетнемёрзлых почв характеризуется большим запасом Hg, и депонированная Hg чувствительна к деградации криогенных почв. Sun et al. (2020) измеряли потоки и общее содержание газообразной формы Hg над растительным покровом в мерзлотных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато. Авторы подчеркивают значимую роль растительности в процессах регуляции динамики Hg. Huang et al. (2020a) проанализировали пространственную динамику концентрации Hg и изотопного состава Hg в криогенных почвах южного Цинхай-Тибетского плато и обнаружили, что южная часть Цинхай-Тибетского плато может подвергаться влиянию трансграничного переноса газообразной формы Hg из Южной Азии. Gu et al. (2020) проанализировали общую концентрацию Hg и вертикальное распределение на пастбищах в многолетнемёрзлых почвах Цинхай-Тибетского плато. Они показали, что органический углерод и атмосферное осаждение влияют на общее содержание Hg в этой области.

Zhang et al. (2021) обнаружили более высокие концентрации ТММ в сезонно-талом слое по сравнению со слоем многолетнемёрзлых почв на

северо-востоке Цинхай-Тибетского плато. Проведя метагеномное секвенирование ДНК, они установили, что бактерии в сезонно-талом слое способны противостоять длительному загрязнению ТММ. Liu Y. et al. (2022) выбрали три типа растительного покрова (альпийская пустыня, альпийский луг и влажный луг) в центральной части Цинхай-Тибетского плато, измерили общую концентрацию Hg в почвах и ее характеристики вертикального распределения и отметили, что общая концентрация Hg в почвах оставалась на крайне низком уровне ( $6,33 \pm 2,45$  нг г<sup>-1</sup>). Авторы отметили, что общая концентрация Hg уменьшается с глубиной почв в пределах верхних 50 см, а пик общей концентрации Hg приходится на 100–300 см по всему профилю, что указывает на то, что непроницаемый слой многолетнемерзлых почв перекрыл поступление Hg в почвы и образует обогащённый слой Hg.

Последние исследования показали, что усиление антропогенной деятельности, изменение климата и деградация мерзлотных почв влияют на поведение ТММ на Цинхай-Тибетском плато (Wang et al., 2022). Cao et al. (2023) пытались выявить состояние накопления, пространственные характеристики и источники ТММ в районах криогенных почв вдоль Цинхай-Тибетского шоссе. Результаты показали, что концентрации Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn зависят в основном от почвообразующих пород, в то время как концентрации As и Hg подвержены воздействию как природных, так и антропогенных факторов. На пространственную гетерогенность ТММ в почвах влияют органическое вещество почвы, способность катионного обмена, pH и рельеф.

Таким образом, в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато основное внимание уделяется изучению Hg, её распределению, источникам и

поведению под влиянием климатических изменений и антропогенной деятельности. Тем не менее, по-прежнему не хватает данных о других ТММ в многолетнемёрзлых почвах Цинхай-Тибетского плато. Будущие исследования должны сосредоточиться на изучении накопления, источников и динамики многих ТММ и их влияющих факторов в мерзлотных почвах Цинхай-Тибетского плато.

## ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИИ

### 2.1 Объект исследования

Исследования проведены в криогенных почвах центральных частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато (рис. 1 и табл. 1). В ходе трёх полевых экспедиций, проведённых в 2017, 2021 и 2022 годах, были заложены разрезы многолетнемёрзлых почв и отобраны образцы почвы. В центральной части Ямальского региона площадки расположены в пределах координат от  $65,34^\circ$  до  $65,59^\circ$  с.ш. и от  $72,07^\circ$  до  $72,98^\circ$  в.д. с высотой от 10 до 38 м. В центральной части Цинхай-Тибетского плато площадки находятся в диапазоне координат от  $34,22^\circ$  до  $35,22^\circ$  с.ш. и от  $92,44^\circ$  до  $93,08^\circ$  в.д. с высотой от 4539 до 4770 м.

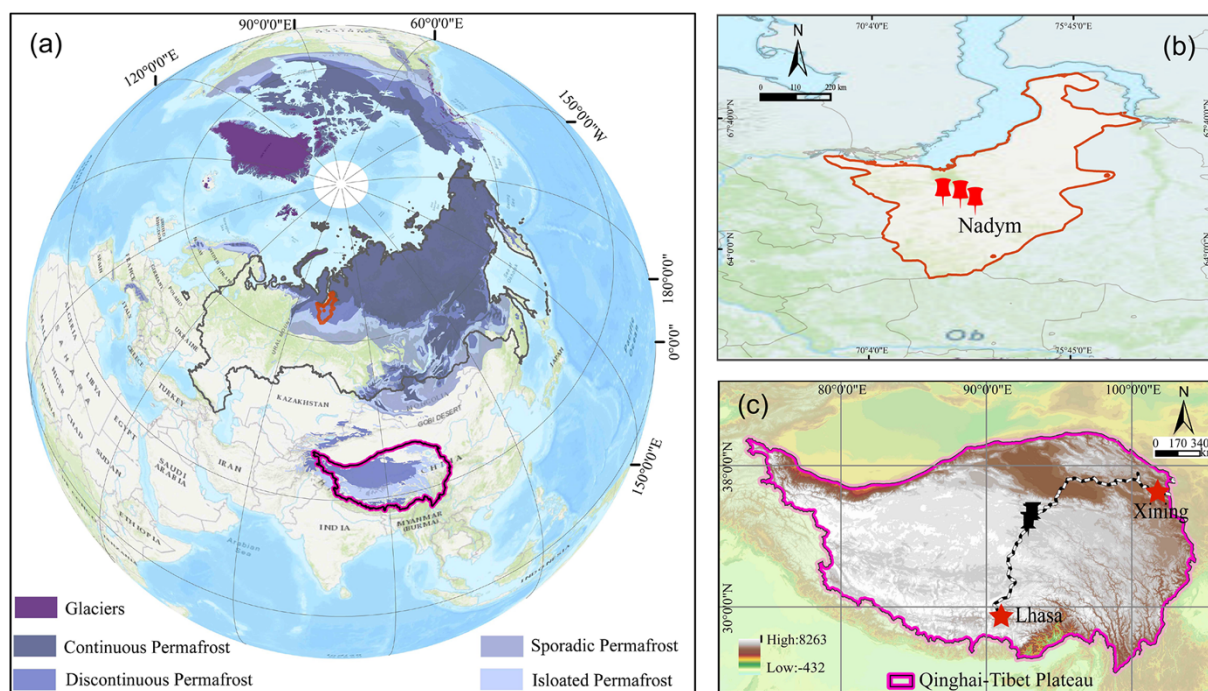


Рисунок 1 – Расположение исследуемых территорий

Примечание: (a) Часть карты мира; (b) Карта Надымского района в центральной части Ямальского региона; (c) Карта Цинхай-Тибетского плато.

Таблица 1 – Географическая характеристика исследуемых областей

Места	Широта (°N)	Долгота (°E)	Высота (м)	Типы земного покрова
Центральная часть Ямальского региона				
TD	65,59	72,07	38	Тундра
AF	65,34	72,98	20	Залежь
UA	65,53	72,56	10	Город (ремонт трубопроводов)
Центральная часть Цинхай-Тибетского плато				
FHS	34,73	92,90	4770	Альпийский влажный луг
KKXL	35,15	93,04	4650	Альпийский луг
WDL	35,22	93,08	4630	Альпийская опустыненная степь
Район деградации криогенных почв Цинхай-Тибетского плато				
WDL1	34,22	92,44	4539	Альпийский влажный луг
WDL2	34,22	92,44	4539	Альпийский влажный луг
FHS1	34,74	92,89	4651	Альпийский луг
HLH	34,99	92,98	4612	Альпийский луг

Место исследования в центральной части Ямальского региона находится на западе Сибири, около 100 км от Полярного круга (Moskovchenko et al., 2024). В этом районе преобладают городские территории, и город Надым был основан в связи с развитием нефтегазовой отрасли (Fedorov et al., 2021). Его окрестности характеризуются преимущественно тундровыми и лесотундровыми ландшафтами. Кроме того, в советский период здесь развивалось полярное сельское хозяйство, вследствие чего осталось много заброшенных полей (Abakimov et al., 2023). В связи с этим в центральной части Ямальского региона были проанализированы почвы тундр (TD), залежных агроэкосистем (AF) и городских экосистем (UA).

Цинхай-Тибетское плато расположено в Центральной Азии. Основная часть нагорья находится на территории Китая, а южная часть принадлежит

Индии. Промышленная деятельность здесь развита слабо, и местные жители в основном занимаются выпасом овец и яков (Sheng et al., 2012; Kang et al., 2016). Кроме того, общая площадь, покрытая растительностью в районе многолетнемёрзлых почв Цинхай-Тибетского плато, составляет 1 201 751 км<sup>2</sup> (Wang et al., 2016). Из них площадь альпийских влажных лугов составляет 50 260 км<sup>2</sup>, альпийских лугов — 583 909 км<sup>2</sup>, а альпийских опустыненных степей — 567 582 км<sup>2</sup> (Wang et al., 2016). Учитывая, что район распространения криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато необитаем, были выбраны три репрезентативных ландшафта: альпийский влажный луг (FHS), альпийский луг (KKXL) и альпийская опустыненная степь (WDL).

В условиях глобального потепления криогенный массо- и влагообмен способствует развитию таких процессов, как пучение, бугро- и пятнообразование, термокарст, солифлюкция и другие (Таргульян В.О., 2005). Термокарстовые ландшафты в районах распространения многолетнемёрзлых почв быстро развиваются (Miner et al., 2022; Mauclet et al., 2022; Chen et al., 2022; Liljedahl et al., 2016). Солифлюкция представляет собой почвенно-ландшафтный процесс стекания почвенной массы, перенасыщенной водой, и её накопления на поверхности почвы ниже по склону (Таргульян В.О., 2005). Развитию солифлюкции в криогенных почвах способствуют мерзлотные деформации и наличие подстилающего слоя многолетнемёрзлого грунта (Таргульян В.О., 2005). Согласно спутниковым данным, за период 2018–2020 гг. на криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато было выявлено 2669 активных солифлюкционных зон (Luo et al., 2022). Некоторые исследования отмечали, что солифлюкция криогенных почв приведёт к снижению содержания органического углерода, общего азота и Hg в почвах

(Mu et al., 2020a, 2020b; Zhou et al., 2023; Mu et al., 2023). Изменения содержания других ТММ (таких как Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd и т. д.) остаются неизвестными. Для изучения влияния процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода, общего азота и ТММ в почвах Цинхай-Тибетского плато были отобраны четыре типичных солифлюкционных рельефа: WDL1, WDL2, FHS1, HLH.

## 2.2 Отбор проб почв

Во-первых, три почвенных разреза были выкопаны в центральной части Ямальского региона. Почвенные пробы были отобраны из тундровых экосистем (TD), залежных агроэкосистем (AF) и городских экосистем (UA). Изображения почвенных разрезов этих трёх площадок представлены на рисунке 2. Почвы в центральной части Ямальского региона представлены преимущественно представителями альфегумусовых и торфяных отделов.

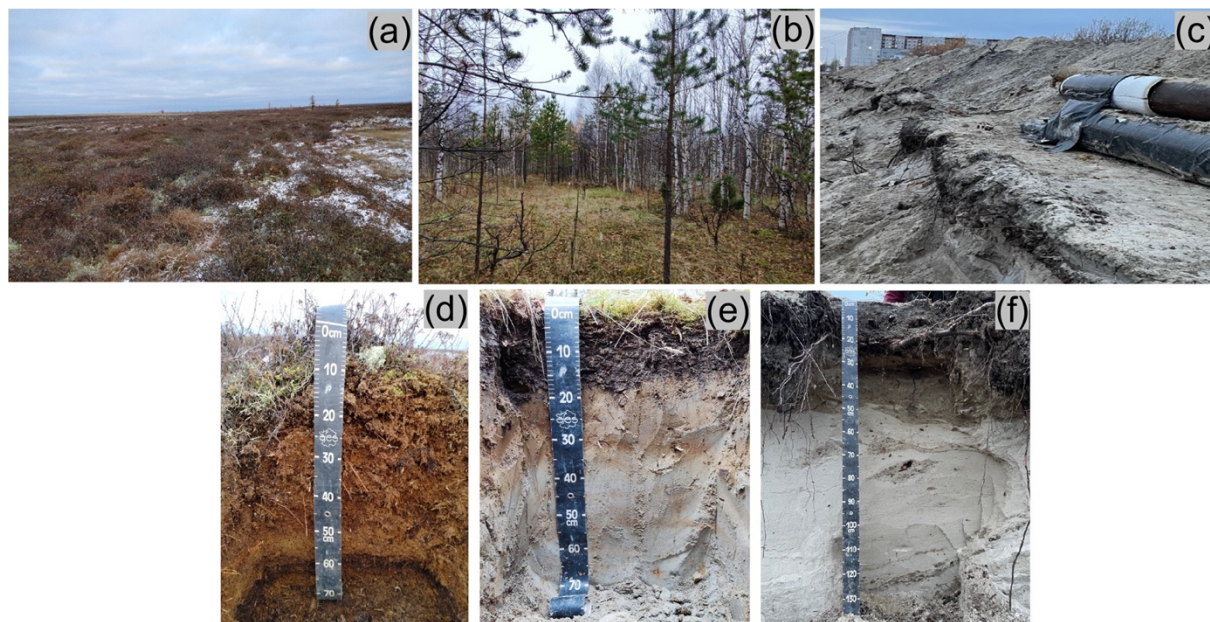


Рисунок 2 – Вертикальная организация почвенных профилей трёх площадок в центральной части Ямальского региона, изученных в октябре 2022 года  
Примечание: (a, b, c) Фотографии трёх площадок отбора проб центральной части Ямальского региона (TD, AF и UA); (d, e, f) Фотографии почвенных профилей трёх площадок отбора проб центральной части Ямальского региона (TD, AF и UA).

Во-вторых, в центральной части Цинхай-Тибетского плато на площадках FHS, KKXL и WDL было заложено 9 почвенных разрезов и собрано 45 образцов почв из слоёв на глубине 0–50 см с интервалом в 10 см. Фотографии почвенных профилей трёх площадок (FHS, KKXL и WDL) Цинхай-Тибетского плато представлены на рисунке 3. Были отобраны три репрезентативных ландшафта: альпийский влажный луг (FHS), альпийский луг (KKXL) и альпийская опустыненная степь (WDL). На территории Цинхай-Тибетского плато преобладают слаборазвитые и криогенные почвы (Li et al., 2015).

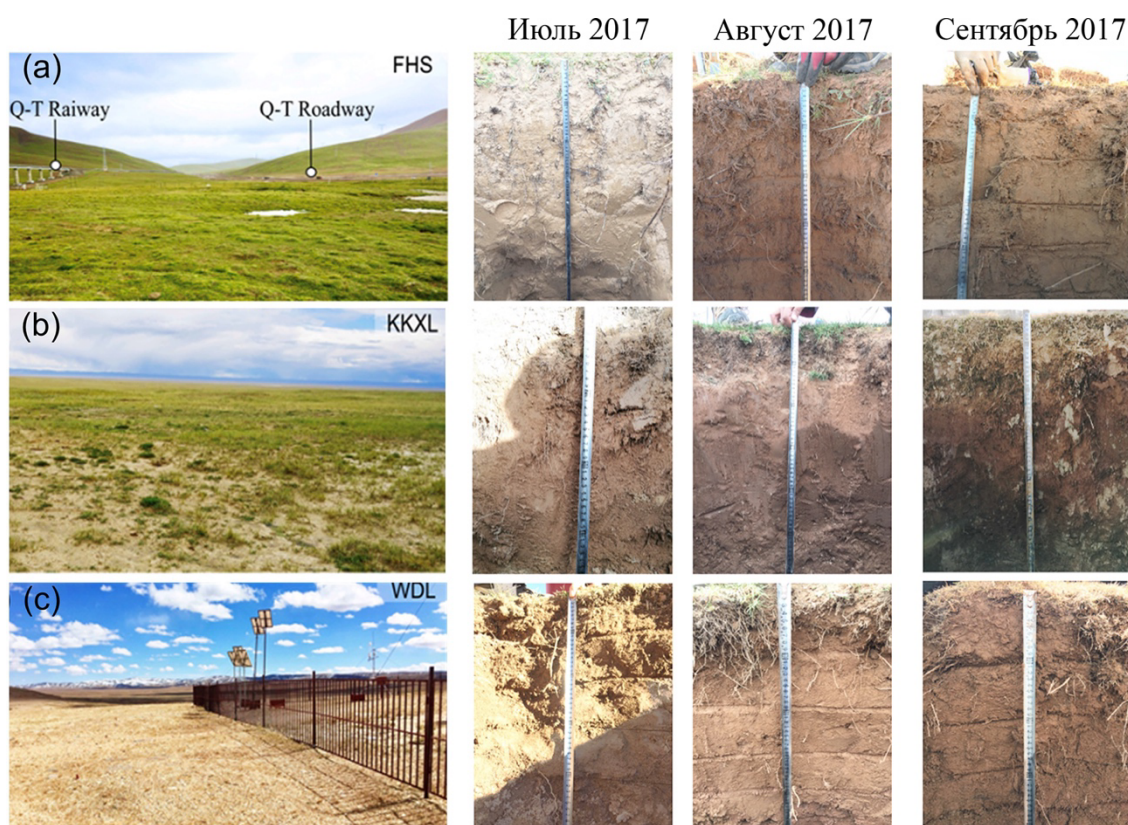


Рисунок 3 – Почвенное разнообразие трёх изученных площадок (FHS, KKXL и WDL) на многолетнемёрзлых породах Цинхай-Тибетского плато в июле, августе и сентябре 2017 года

В-третьих, в октябре 2021 года пробы почв были отобраны из слоев 0–30 см с интервалом в 10 см на три этапа на четырёх солифлюкционных рельефах (WDL1, WDL2, FHS1 и HLH). Этапы деградации криогенных почв включали: 1 — фоновая почва, незатронутая солифлюкцией; 2 — начальная стадия

солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции, диагностируемый по очевидной деформации и перемещению почвогрунтов (обвалы, оползни, обрушения, просадки, трещины и т. д.) на склонах; 3 — финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции, завершённый процесс перемещения почвогрунтов, сопровождающийся образованием оврагов, заиленной водой и обрушившегося дерна в низинах (рис. 4). Ландшафт относится к альпийским влажным лугам и альпийским лугам на площадках отбора проб в районе деградации криогенных почв (табл. 1).

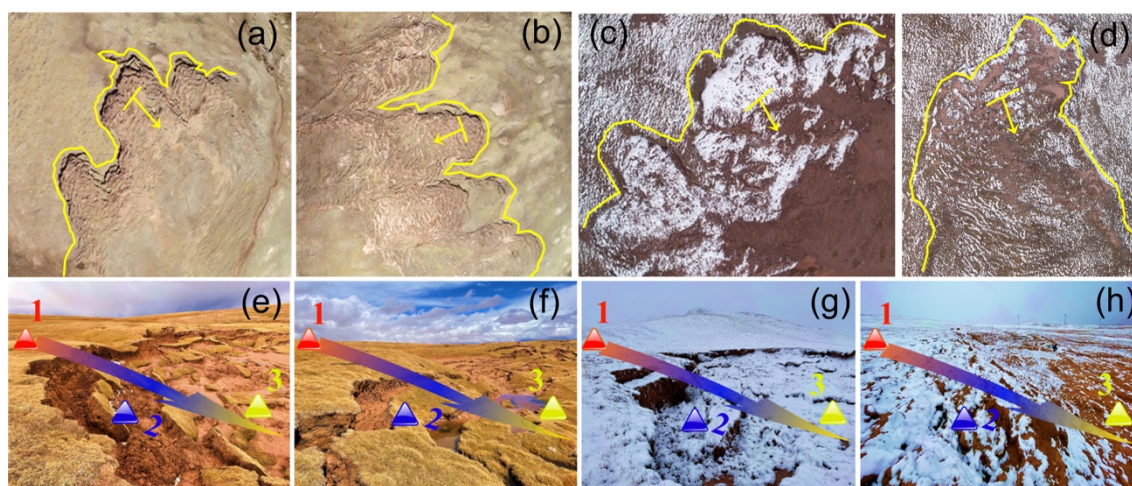


Рисунок 4 – Фотографии четырёх площадок отбора проб в районах деградации криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Примечание: a и e: WDL1, b и f: WDL2, c и g: FHS1, d и h: HLH. Жёлтая стрелка и кривая указывают область и направление деградации криогенных почв. Красный, синий и жёлтый треугольники представляют собой:

1 (фоновая почва, незатронутая солифлюкцией), 2 (начальная стадия солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции) и 3 (финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции).

### 2.3 Лабораторные методы

Для анализа почвенных образцов, отобранных в центральных частях Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато, применялись разнообразные лабораторные методы и оборудование, соответствующие конкретным условиям и техническим возможностям каждой лаборатории. Конкретные

лабораторные методы, использованные на двух площадках, представлены ниже.

Во-первых, все пробы почв, отобранных в центральной части Ямальского региона, хранились в полиэтиленовых пакетах, а затем были доставлены в лабораторию кафедры прикладной экологии Санкт-Петербургского государственного университета. Пробы почв сушили, растирали и просеивали через нейлоновые сита с определенным размером ячеек.

Величину водородного показателя (рН) в водной суспензии измеряли с использованием рН-метра рН-150М (Беларусь). Сначала взвесили 10 г почвы, просеянной через сито с размером ячеек 2 мм, после чего к ней добавили 25 мл дистиллированной воды, чтобы соотношение почвы и воды составило 1:2,5. Почвенную суспензию оставляли на 24 часа, затем перемешивали и фильтровали через бумажные фильтры.

Для определения гранулометрического состава почв был использован седиментометрический метод, основанный на законе Стокса по методу Шеина Е.В. (2005). Перед измерением гранулометрического состава почв взвешивали 10 г почвенных проб, просеянных через сито с размером ячеек 2 мм. Пробы затем помещали в фарфоровую чашку для взвешивания. После добавления 25 мл 4%-ного раствора пирофосфата натрия ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ), хорошо перемешивали почву до перехода её в состояние пасты. Затем в чашку добавляли дистиллированную воду до общего объема в 1000 мл, перенося суспензию в стеклянный цилиндр. Определяли содержание фракций  $< 0,001$  мм,  $0,001-0,005$  мм,  $0,005-0,01$  мм,  $0,01-0,05$  мм,  $0,05-0,25$  мм и  $> 0,25$  мм. Содержание минеральных частиц в каждой фракции рассчитывалось по формуле Стокса (Шеин Е.В., 2005). Для сравнения гранулометрического состава почв с

другими регионами мира был произведён расчёт по формуле, предложенной Шейным Е.В. (2009), с использованием следующей классификации: глина ( $< 0,002$  мм), пыль ( $0,002-0,05$  мм) и песок ( $> 0,05$  мм).

Содержание органического углерода почвы определяли с использованием косвенных методов мокрого сжигания, которые включали объемный учет окислителя в соответствии с методикой И.В. Тюрина в модификации кафедры почвоведения Санкт-Петербургского государственного университета (Растворова и др., 1995). Почвенные пробы просеивали через сито с размером ячеек 0,25 мм. Навески для определения органического углерода составляли от 0,1 до 0,5 г. Затем помещали навески в конические колбы объёмом 50 мл. Приливали 10 мл хромовой смеси (0,4 н. водный раствор дихромата калия с серной кислотой в соотношении 1:1). Процесс нагревания проводили при температуре 140–150 °С обычно 20 минут. После нагревания в остывшие растворы добавляли 4 капли 0,2%-ного раствора фенилантрахиновой кислоты ( $C_{13}H_{11}O_2N$ ), затем титровали 0,2 н. раствором соли Мора до появления зелёного цвета. Одновременно были подготовлены три холостые пробы (без добавления почвы), которые обработали таким же образом. Нормальность соли Мора проверяли по раствору перманганата калия. Для этого в колбу на 250 мл прилили 10 мл соли Мора из бюретки, затем влили около 50 мл дистиллированной воды и 5–10 капель 10%-ного раствора  $H_2SO_4$  и титровали на холоду раствор 0,1 н.  $KMnO_4$  до слабо-розовой окраски, стойкой в течение 1 минуты. Для расчета содержания органического углерода почвы использовали общепринятые формулы (Растворова и др., 1995). Следует отметить, что отдельные модификации метода И.В. Тюрина могут включать процедуры, снижающие точность измерений. Для учёта неполного окисления

углерода обосновано использование коэффициента 1,15, что позволяет сопоставлять его данные с результатами высокотемпературного сжигания (Шамрикова и др., 2022).

Содержание общего азота почвы измеряли по методу Кьельдаля, следуя национальному стандарту РФ ГОСТ Р 58596–2019. Для проведения анализа взвесили от 2 до 4 г пробы почвы, просеянной через сито с размером ячеек 0,25 мм. Пробу помещали в сухую колбу Кьельдаля объемом 100 мл. Затем в пробу добавили 4,5 г сухой смеси катализатора ( $K_2SO_4$ :  $CuSO_4$ : Se = 100:10:1) и влили 10 мл концентрированной серной кислоты. Тщательно перемешивали и нагревали пробу при температуре 360–380°C в течение 4 часов до тех пор, пока раствор не стал прозрачным и светло-сине-зелёным. Одновременно проводили контрольный анализ без почвы. После разложения почвы в колбу влили 20 мл 2%-ного раствора борной кислоты, добавляли 3 капли смешанного индикатора, прилили 80 мл 40%-ного раствора гидроокиси натрия. Раствор в приемнике титровали 0,02 моль/л раствором серной кислоты до изменения зеленой окраски индикатора на красно-фиолетовую. Для проверки чистоты реактивов одновременно проводили контрольный анализ. Содержание общего азота почвы рассчитывали согласно формулам, приведенным в национальном стандарте РФ ГОСТ Р 58596–2019.

Валовое содержание ТММ в образцах почв, отобранных в центральной части Ямальского региона, определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии с использованием спектрофотометра Kvant 2 М (Москва, Россия, 2021) в соответствии с национальными стандартами РД 52.18.685–2006, РД 52.18.721–2009, ПНД Ф 16.1:2.3:3.10–98 и руководством по химическому анализу почв (Аринушкина Е.В., 1970). Перед проведением

инструментального анализа почвенные пробы массой от 0,2 до 0,3 г первоначально растворяли в 10 мл концентрированной соляной кислоты (HCl) и обрабатывали в микроволновой печи при температуре 90–100°C до уменьшения объёма до 3 мл. Далее раствор пробы растворяли в 9 мл концентрированной азотной кислоты (HNO<sub>3</sub>), продолжая нагревание до полного исчезновения твёрдых частиц. После этого раствор подвергали экстракции с использованием 5–8 мл концентрированной плавиковой кислоты (HF), нагревая смесь при температуре 120°C в течение 30 минут. К охлажденному раствору добавляли от 1 до 2 мл концентрированной хлорной кислоты (HClO<sub>4</sub>) и осуществляли нагревание при 150–170°C для полного удаления чёрного карбида. После того как раствор проб становился почти сухим, к нему добавляли 3 мл концентрированной HNO<sub>3</sub>. Завершающим этапом было охлаждение раствора пробы, после чего его разбавляли 1%-ным раствором HNO<sub>3</sub> до получения общего объёма ровно 25 мл для определения на анализаторе.

Во-вторых, пробы почвы из центральной части Цинхай-Тибетского плато хранились в полиэтиленовых пакетах и алюминиевых бюксах, а затем были доставлены в лабораторию Северо-Западного института экологии и природных ресурсов Академии наук Китая. Пробы почв также сушили, растирали и просеивали через нейлоновые сита с различным размером ячеек для последующего определения. Кроме того, проведен отбор проб кольцами из нержавеющей стали (100 см<sup>3</sup>), эти пробы почв были упакованы в алюминиевые бюксы (заранее взвешенные). Бюксы с пробами помещали в сушильный шкаф, сушили при 105 °C в течение 24 часов. После высушивания образцы взвешивали и получали данные о влажности почвы, пористости и объёмной

плотности. рН и электропроводность (ЕС) почвы измеряли с использованием рН-метра PHS-3E и ЕС-метра DDS-307. Методика предварительной обработки проб соответствовала предыдущей описанной процедуре.

Гранулометрический состав почв определяли с использованием лазерного дифрактометрического анализатора (Malvern Mastersizer 3000, Великобритания). Для анализа были взвешены 0,2~0,3 г проб почвы, предварительно просеянных через сито с размером ячеек 2 мм. Затем эти пробы поместили в небольшой стакан, куда добавили пероксид водорода ( $H_2O_2$ ) и соляную кислоту (HCl), и реакция продолжалась в течение 1–2 часов до её полного завершения. После этого в стакан добавляли дистиллированную воду и оставляли настояться на ночь, дожидаясь исчезновения пузырьков. Затем вводили 10 мл гексаметафосфата натрия, и использовали ультразвуковую обработку в течение 5 минут. Определены фракции глины ( $< 0,002$  мм), пыли (0,002–0,05 мм) и песка ( $> 0,05$  мм).

Содержание общего углерода и органического углерода почв определялось по методике высокотемпературного сжигания с использованием автоматического анализатора углерода (Elementar Vario TOC Select, Германия). Для анализа почвенные пробы просеивали через сито с размером ячеек 0,15 мм и взвешивали по 50 мг. Пробы почвы для определения содержания органического углерода были предварительно обработаны соляной кислотой для удаления карбонатов. Неорганический углерод почвы высчитывали, путём вычитания органического углерода почвы из содержания общего углерода почвы (Mu et al., 2020b).

Содержание общего азота почвы определяли по методу Кьельдаля с использованием автоматического анализатора Foss (Foss-8400, Швеция). Для

анализа методика подготовки почвенных проб соответствовала предыдущей описанной процедуре. После завершения процесса разложения и охлаждения пробы её отправляли на определение в анализатор.

ТММ в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато определяли на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS, Agilent 7700х, США). В том числе для элементов с низкими концентрациями Cd измеряли методом атомно-абсорбционной спектроскопии (PinAAcle 900T, США), Hg и As были определены методом атомной флуоресцентной спектроскопии (AFS-9710, Китай). Перед инструментальным анализом процедура проб подготовки также соответствовала предыдущей описанной процедуре. Следует отметить, что, несмотря на использование разнообразных методов, стандарты обеспечения качества на двух площадках были строго соблюдены посредством применения стандартных эталонных образцов почвы. Кроме того, для 20% образцов почвы измерения проводились в трёх повторностях на двух площадках, при этом стандартное отклонение полученных результатов контролировалось в пределах 5%.

#### **2.4 Система оценки состояния загрязнения тяжёлыми металлами и металлоидами**

Индекс геоаккумуляции ( $I_{geo}$ ), коэффициент обогащения (EF), индекс степени загрязнения (PLI), модифицированная степень загрязнения ( $mC_d$ ) и индекс потенциального экологического риска (RI) использовались для полной оценки состояния загрязнения ТММ (Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb, V, Co, Cd и Hg) в криогенных почвах центральных частей Ямальского региона и Цинхай-Тибетского плато.

$I_{geo}$  используется для определения статуса загрязнения отдельных ТММ

относительно естественных фоновых значений (Muller, 1969) следующим образом:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_m^i}{1.5 \times C_b^i}$$

$C_m^i$  представляет измеренные концентрации ТММ.  $C_b^i$  – фоновые значения ТММ, и фоновые значения относятся к литературным данным (Опекунова и др., 2019; МЕРС, 1990). Константа 1,5 используется для сведения к минимуму возможных вариаций из-за литогенных вариаций (Taylor, McLennan, 1995).  $I_{\text{geo}}$  был классифицирован на семь классов (табл. 2).

EF заключается в оценке воздействия антропогенных факторов на обогащение отдельных ТММ (Kowalska et al., 2018):

$$EF = \left( \frac{C_m^i}{C_{sm}^i} \right) / \left( \frac{C_b^i}{C_b} \right)$$

$C_m^i$  и  $C_{sm}^i$  – концентрация  $i$ -го ТММ и его фоновые значения в почвах или отложениях, соответственно.  $C_b^i$  и  $C_b$  – значение опорного элемента и его фоновое значение в почвах соответственно. Fe, Ti, Al, Mn, Ca и Sc рассматриваются как опорные элементы, поскольку они являются надёжными индикаторами вклада материалов земной поверхности и земной коры (Salmanighabeshi et al., 2015; Moiseenko et al., 2020). Учитывая, что Ti является стабильным элементом в почве (Wu J. et al., 2018; Wu et al., 2019), используется в качестве опорного элемента в центральных частях Ямальского региона (Kabata-Pendias, 2000) и Цинхай-Тибетского плато (МЕРС, 1990). EF был разделен на пять классов (табл. 2).

PLI используется для оценки загрязнения окружающей среды ТММ на конкретной исследуемой площадке. Множественные токсичные элементы в

одной и той же области может быть определено по следующей формуле (Neyestani et al., 2016; Tomlinson et al., 1980):

$$PLI = \left( \frac{C_m^1}{C_b^1} \times \frac{C_m^2}{C_b^2} \times \dots \times \frac{C_m^n}{C_b^n} \right)^{\frac{1}{n}}$$

$C_m^i$  и  $C_b^i$  – концентрация  $i$ -го ТММ и его фоновые значения в почвах или отложениях соответственно. Кроме того,  $n$  – общее количество ТММ. Когда  $PLI < 1$  указывает на отсутствие загрязнения. Когда  $PLI > 1$  предполагает, что исследуемая область загрязнена (табл. 2).

$mC_d$  может точно отражать уровень загрязнения ТММ в отложениях или почвах на конкретной исследуемой площадке (Abraham, Parker, 2008). Уравнение расчёта выглядит следующим образом:

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_m^i}{C_b^i}}{n}$$

$C_m^i$  и  $C_b^i$  – концентрация  $i$ -го ТММ и его фоновое значение в почвах или отложениях соответственно. Кроме того,  $n$  – общее количество ТММ.  $mC_d$  был классифицирован на семь классов (табл. 2).

RI используется для оценки токсического воздействия всех измеренных ТММ в почвах и отложениях (Hakanson, 1980; Kowalska et al., 2018; Zhu et al., 2012) следующим образом:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C_m^i}{C_b^i}$$

$C_m^i$  и  $C_b^i$  – концентрация  $i$ -го ТММ и его фоновые значения в почвах или отложениях соответственно. Кроме того,  $T_r^i$  – коэффициент токсичности  $i$ -го ТММ, используемый для учета разницы в токсичности между различными ТММ (табл. 3).  $E_r^i$  – потенциальный экологический риск  $i$ -го ТММ. RI –

суммарный экологический риск ТММ, т.е. сумма  $E_r^i$  для всех ТММ. Критерии оценки  $E_r^i$  и RI приведены в таблице 2.

Таблица 2 – Индексы и классификации для оценки состояния загрязнения тяжёлыми металлами и металлоидами (ТММ)

Индекс геоаккумуляции ( $I_{geo}$ ) (Muller, 1969)		
Класс	Классификация	Состояние загрязнения
0	$I_{geo} \leq 0$	Отсутствие загрязнения
1	$0 < I_{geo} \leq 1$	От нуля до незначительного загрязнения
2	$1 < I_{geo} \leq 2$	Среднее загрязнение
3	$2 < I_{geo} \leq 3$	Среднее и высокое загрязнение
4	$3 < I_{geo} \leq 4$	Высокое загрязнение
5	$4 < I_{geo} \leq 5$	Высокое и сильное загрязнение
6	$I_{geo} > 5$	Сильное загрязнение
Коэффициент обогащения (EF) (Kowalska et al., 2018)		
Класс	Классификация	Состояние загрязнения
1	$EF < 2$	Отсутствие обогащения
2	$2 \leq EF < 5$	Умеренное обогащение
3	$5 \leq EF < 20$	Значительное обогащение
4	$20 \leq EF < 40$	Очень высокое обогащение
5	$EF \geq 40$	Чрезвычайно высокое обогащение
Индекс степени загрязнения (PLI) (Kowalska et al., 2018; Jorfi et al., 2017)		
Класс	Классификация	Состояние загрязнения
0	$PLI < 1$	Отсутствие загрязнения
1	$PLI = 1$	Базовые уровни загрязнения
2	$1 < PLI \leq 2$	Низкое загрязнение
3	$2 < PLI \leq 3$	Среднее загрязнение
4	$3 < PLI \leq 5$	Высокое загрязнение
5	$PLI > 5$	Сильное загрязнение

Модифицированная степень загрязнения ( $mC_d$ ) (Abraham, Parker, 2008)		
Класс	Классификация	Состояние загрязнения
0	$mC_d < 1,5$	От нуля до низкого загрязнения
1	$1,5 \leq mC_d < 2$	Низкое загрязнение
2	$2 \leq mC_d < 4$	Среднее загрязнение
3	$4 \leq mC_d < 8$	Высокое загрязнение
4	$8 \leq mC_d < 16$	Очень высокое загрязнение
5	$16 \leq mC_d < 32$	Сильное загрязнение
6	$mC_d \geq 32$	Очень сильное загрязнение
Потенциальный экологический риск отдельного элемента ( $E_r$ ) (Hakanson, 1980; Zhu et al et al., 2012)		
Класс	Классификация	Состояние загрязнения
1	$E_r < 40$	Низкий потенциальный экологический риск
2	$40 \leq E_r < 80$	Средний потенциальный экологический риск
3	$80 \leq E_r < 160$	Значительный потенциальный экологический риск
4	$160 \leq E_r < 320$	Высокий потенциальный экологический риск
5	$E_r \geq 320$	Сильный экологический риск
Индекс потенциального экологического риска (RI) (Hakanson, 1980; Zhu et al et al., 2012)		
Класс	Классификация	Состояние загрязнения
1	$RI < 150$	Низкий потенциальный экологический риск
2	$150 \leq RI < 300$	Средний потенциальный экологический риск
3	$300 \leq RI < 600$	Высокий потенциальный экологический риск
4	$RI \geq 600$	Сильный потенциальный экологический риск

Таблица 3 – Коэффициент токсичности тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) (Hakanson, 1980)

ТММ	V	Cr	Co	Ni	Cu	As	Cd	Zn	Hg	Pb
Коэффициент токсичности	2	2	5	5	5	10	30	1	40	5

## 2.5 Статистические методы

Тест Шапиро-Уилка был использован для проверки нормального распределения данных. Однофакторный дисперсионный анализ ANOVA (Least Significant Difference, Bonferroni и Tamhane's T2) использовался для данных нормального распределения, а непараметрический статистический метод (Kruskal-Wallis H test) применялся к данным ненормального распределения. Коэффициент корреляции Пирсона, модель Positive Matrix Factorization (PMF), анализ главных компонент и кластерный анализ были проведены для выявления сходных источников среди ТММ. В то же время регрессионный анализ позволил выявить специфическое влияние процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода, общего азота и ТММ в почвах термокарстовых рельефов Цинхай-Тибетского плато. Модель Random forest (RF) была применена для определения относительной важности различных факторов, влияющих на содержание органического углерода, общего азота и ТММ в почвах, с использованием пакета tidymodels в R. Кроме того, для изучения прямого и косвенного влияния процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода, общего азота и ТММ в почвах использовалась модель Partial least squares path modeling (PLS-PM).

## ГЛАВА 3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### 3.1 Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

#### 3.1.1 Генезис почв и процессы почвообразования в центральной части Ямальского региона

Строение почвенных профилей трёх площадок, расположенных в центральной части Ямальского региона, представлено на рисунке 2. Три почвенных разреза в центральной части Ямальского региона были описаны и идентифицированы согласно классификации и диагностике почв РФ (Шишов и др., 2004; WRB, 2022). На тундровой площадке вскрыта торфяная олиготрофная мерзлотная почва. Горизонт О (0–20 см) богат остатками мха, багульника, брусники, клюквы и ягеля слабой степени разложения, имеет коричневато-чёрный цвет, рыхлый и влажный. Горизонт АО (20–50 см) характеризуется как торфяной грубогумусированный, чёрного цвета, влажный, рыхлый, пронизанный корнями. Горизонт CRMg (50–70 см) криогенный с проявлением тиксотропных признаков, липкий, с глеевыми пятнами, что свидетельствует о криометаморфических процессах. Ниже горизонта CRMg (от 70 см и глубже) залегает толща мерзлого торфа – органогенная почвообразующая порода (ТТ⊥@ (70–...см)).

В залежных агроценозах преобладают агродерново-подбуры иллювиально-железистые на песчаных отложениях. Горизонт АО (0–5 см) представляет собой свежий, слабо разложившийся слой листового опада с включением множества живых корней. Граница этого горизонта слабоволнистая, с постепенным переходом. В горизонте АУра,е (5–18 см) наблюдаются чёрные участки с серыми пятнами, в нижней части горизонта заметны признаки подзолистого процесса. Этот горизонт уплотнённый, свежий, представлен лёгким суглинком с корнями. Структура границы горизонта ровная, с резким переходом. Горизонт ВF (18–32 см)

характеризуется как иллювиально-железистый, уплотнённый, свежий, с бледно-серым цветом и бледно-охристыми пятнами. Граница слабоволнистая, с резким переходом по цвету и наличием корней. Горизонт ВС (32–53 см) представляет собой свежую, уплотнённую супесь бледно-серого цвета с охристыми пятнами. Структура границы слабоволнистая, с постепенным переходом. Горизонт С (53–70 см) является турбированным и плотным, серого цвета с охристыми пятнами и затеками. В этом горизонте присутствует свежий песок, а в его нижней части находится мерзлота.

В урбанизированной экосистеме тип почвы представлен как подбур иллювиально-железистый урбистратифицированный. Горизонт А<sub>У</sub>ur (0–20 см) представляет собой серогумусовый и песчаный слой с антропогенными включениями. Почва в этом горизонте уплотнена, возможно, ранее была перекрыта слоем асфальта или бетона. Граница этого горизонта относительно ровная с постепенным переходом к следующему горизонту. Горизонт ВFur (20–50 см) свежий и уплотнённый. Цвет горизонта варьируется от серого до светло-коричневого, что свидетельствует о процессах иллювиально-железистого накопления. Граница этого горизонта также относительно ровная с постепенным переходом. Горизонт С (50–140 см) состоит из песка с лентами железистого цвета, что может быть связано с затеками по корням деревьев, указывающими на процессы застоя влаги и накопления железистых соединений в почве.

### **3.1.2 Физико-химические свойства исследуемых криогенных почв в центральной части Ямальского региона**

Общие физико-химические свойства проб почв в криогенных почвах центральной части Ямальского региона представлены в таблице 4. Среднее значение содержания органического углерода почвы на трёх площадках отбора проб составило 3,25%, среднее значение содержания общего азота почвы — 0,17%, соотношение C/N — 11,60. Следует отметить, что среднеквадратические отклонения содержания органического углерода почвы,

общего азота почвы и соотношения C/N являются высокими, что обусловлено значительными различиями этих показателей между поверхностными и минеральными горизонтами в почвенном профиле. Величины pH в почвах трёх площадок составили  $6,06 \pm 0,47$ , что соответствует слабокислой реакции. Пробы почв трёх площадок содержат высокую долю песчаных частиц —  $64,81 \pm 20,92\%$ .

Таблица 4 – Общие физико-химические свойства почв (0–140 см) в центральной части Ямальского региона

Физико-химические свойства почв	n	Среднее значение	SD	макс	мин
C <sub>орг</sub> (%)	11	3,25	4,99	16,85	0,03
N <sub>общ</sub> (%)	11	0,17	0,18	0,66	0,01
C/N	11	11,60	10,78	29,90	0,99
pH	11	6,06	0,47	5,20	6,70
Глина (%)	11	14,62	8,75	35,43	5,30
Пыль (%)	11	20,56	13,45	39,95	0,66
Песок (%)	11	64,81	20,92	94,05	29,45

Примечание: C<sub>орг</sub> – органический углерод почвы; N<sub>общ</sub> – общий азот почвы; pH – измерен в водной вытяжке (соотношение почва:вода = 1:2,5); глина: < 0,002 мм, пыль: 0,002–0,05 мм и песок: > 0,05 мм; n – количество образцов; SD – среднее квадратическое отклонение.

С учётом значительного значения среднее квадратического отклонения, был проведён детальный анализ физико-химических свойств отдельных почвенных горизонтов трёх отобранных площадок в центральной части Ямальского региона (рис. 5). Органический углерод почвы трёх площадок уменьшался по мере увеличения глубины почвы (рис. 5). В тундре содержание органического углерода почвы в горизонте АО почвенного профиля было самым большим и достигало 16,85%, а на залежи содержание органического углерода почвы в горизонте ВС являлось самым низким, только 0,03%. Средние содержания органического углерода почвы трёх различных площадок составили: тундра (8,59%) > залежь (2,28%) > город (1,32%).

Высокое содержание органического углерода в поверхностных горизонтах почв тундры связано с большим содержанием растительных остатков (Сорочинская и Леонова, 2020). Низкая степень гумификации органических остатков приводит к накоплению менее разложившегося органического углерода почвы (Орлов Д.С., 1996а; Кононова М.М., 1963).

В тундре содержание общего азота почвы в горизонте АО являлось самым высоким и составило 0,66%. На залежи содержание общего азота почвы в горизонте ВС было самым низким и составило всего 0,01%. Средние значения содержания общего азота почвы трёх площадок составили: тундра (0,27%) > залежь (0,15%) > город (0,09%). Распределение общего азота и органического углерода в профиле криогенных почв центральной части Ямальского региона аналогично, и эта закономерность была обнаружена в других исследованиях (Шамилишвили и др., 2017).

На залежи соотношение C/N в горизонте АО было наибольшим и достигло 29,90. В городе соотношение C/N в горизонте С было самым низким — всего 0,99. В то же время соотношения C/N в верхних слоях почвенного профиля трёх площадок были выше, чем в нижних слоях. Средние значения соотношения C/N в почвах трёх площадок были следующими: тундра (14,94) > город (10,78) > залежь (10,75). Различия в соотношении C/N между тундрой, залежами и городскими почвами объясняются несколькими факторами. В тундре высокое содержание почвенного органического вещества связано с медленным темпом разложения торфа и повышенной влажностью в холодных климатических условиях (Буданцева и др., 2017). На залежах содержание органического вещества варьирует в зависимости от предшествующих сельскохозяйственных обработок земель (агротурбации) и степени восстановления растительности (Kalinina et al., 2019). В городских почвах антропогенное воздействие (технотурбация), включая загрязнение, уплотнение почвы и изменение гидрологических условий, приводит к изменению содержания органического вещества и низким значениям

соотношения C/N (Lal, Stewart, 2017). Таким образом, низкая степень гумификации, агротурбация и технотурбация оказывают влияние на соотношение C/N в различных типах почв (Орлов Д.С., 1985).

На тундровой площадке в горизонте АО наблюдалось наивысшее значение рН, в то время как в горизонте О — наименьшее. Средние значения рН в почвах трёх площадок составили: тундра (6,13) = залежь (6,13) > город (5,97). В общем, многолетнемёрзлые почвы трёх площадок оказались слабокислыми. Другие исследования также показали, что местные почвы являются слабокислыми (Nizamutdinov et al., 2021). рН в почвах в основном связан с местными материнскими породами (Margesin, 2009).

Содержание физической глины в почвах трёх площадок составляло от 5,30% до 35,43%. Содержание физической глины в глубоких слоях почвы на тундровой и урбанизированной площадках было ниже, чем в поверхностных горизонтах почв. На тундровой площадке содержание физической глины в горизонте АО оказалось наивысшим, в то время как на урбанизированной площадке содержание физической глины в горизонте С было наименьшим. Средние значения содержания физической глины трёх площадок составили: тундра (25,70%) > залежь (15,28%) > город (6,36%). Физическая глина характеризуется большой удельной поверхностью и высокой адсорбционной способностью катионов, что способствует стабилизации значительного количества почвенного органического углерода и общего азота за счёт формирования устойчивых органо-минеральных веществ (Орлов Д.С., 1985). Поэтому это также одна из причин высокого содержания органического углерода и общего азота в почвах тундры центральной части Ямальского региона.

Содержание пыли в почвах трёх площадок составило от 0,66% до 39,95%. На тундровой площадке содержание пыли в горизонте CRMg оказалось наибольшим, в то время как на урбанизированной площадке содержание пыли в горизонте С было наименьшим. Содержание пыли в глубоких слоях почвы

на тундровой площадке превышало таковое в поверхностных горизонтах почв, в то время как на урбанизированной площадке наблюдалась противоположная тенденция. Средние значения содержания пыли трёх площадок составили: тундра (37,54%) > залежь (24,73%) > город (3,70%).

Содержание песчаных частиц в почвах трёх исследованных площадок варьировало от 29,45% до 94,05%. На урбанизированной площадке выявлено наибольшее содержание физического песка в горизонте С, в то время как на тундровой площадке содержание физического песка в горизонте АО оказалось наименьшим. Следует отметить, что содержание физического песка в глубоких слоях почв тундры и города превышает его содержание в поверхностных горизонтах. Кроме того, в почвах залежи содержание физического песка выше в верхних и нижних слоях, но ниже в двух средних слоях. Средние значения содержания физического песка в почвах трёх площадок распределились следующим образом: тундра (36,77%) < залежь (59,99%) < город (89,94%).

В почвах трёх исследованных площадок преобладали песчаные частицы. Средние значения гранулометрического состава почв на этих площадках составили: песок (64,81%) > пыль (20,56%) > глина (14,62%). Однако стоит отметить, что на тундровой площадке в гранулометрическом составе почв преобладала пыль, при этом средние значения гранулометрического состава почв составили: пыль (37,54%) > песок (36,77%) > глина (25,70%). В почвах залежи также преобладали песчаные частицы, и средние значения гранулометрического состава составили: песок (59,99%) > пыль (24,73%) > глина (15,28%). В почвах городской площадки также преобладали песчаные частицы, и средние значения гранулометрического состава почв составили: песок (89,94%) > пыль (6,36%) > глина (3,70%). Высокое содержание песчаных частиц в почвах в центральной части Ямальского региона также было обнаружено в других исследованиях (Nizamutdinov et al., 2021; Шамилишвили и др., 2017).

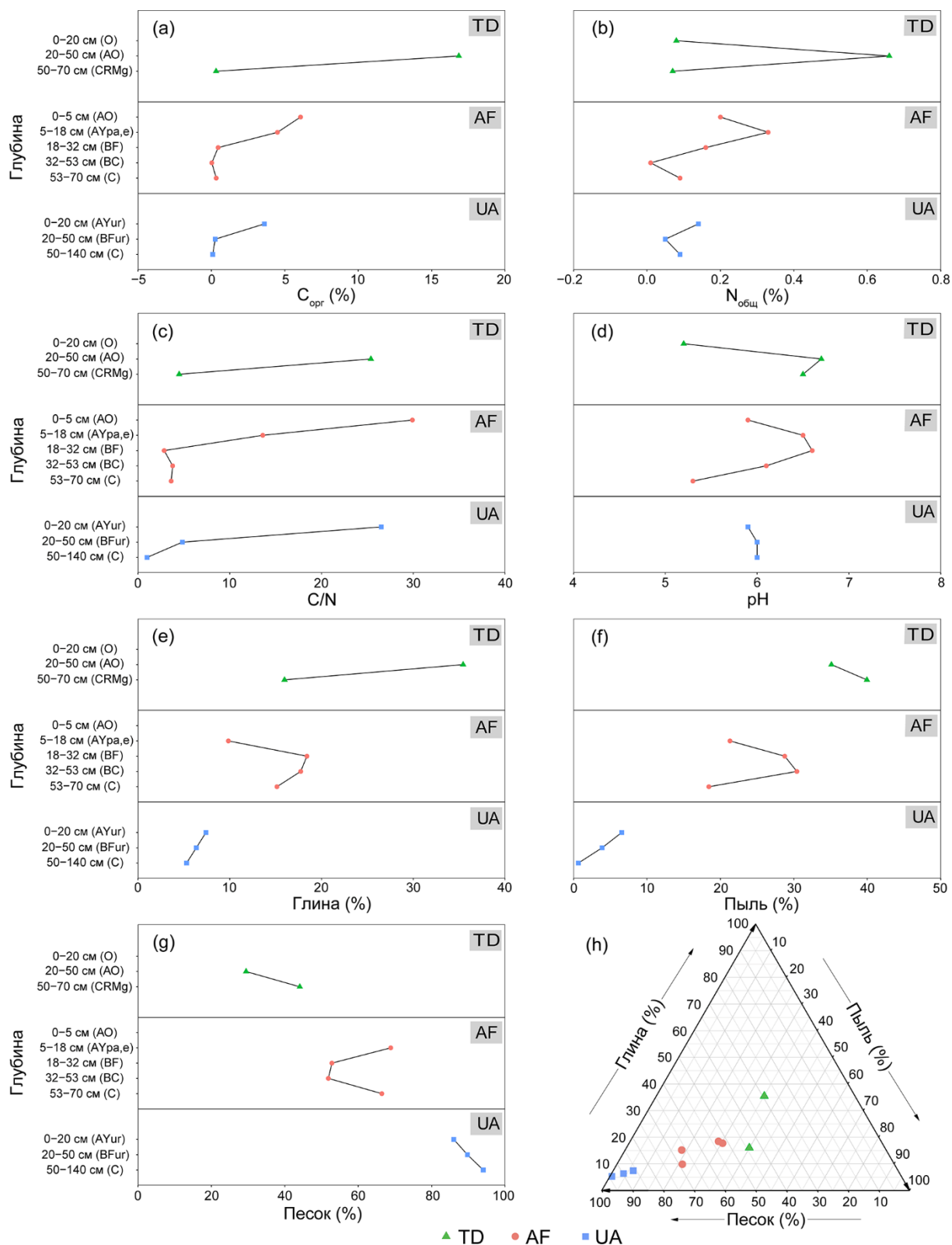


Рисунок 5 – Физико-химические свойства почв (0–140 см) в криогенных почвах центральной части Ямалского региона

Примечание: TD – тундра; AF – залежь; UA – город; (a)  $C_{\text{орг}}$  – органический углерод почвы; (b)  $N_{\text{общ}}$  – общий азот почвы; (c)  $C/N$  –  $C_{\text{орг}}/N_{\text{общ}}$ ; (d) pH – измерен в водной вытяжке (соотношение почва:вода = 1:2,5); (e) глина: < 0,002 мм; (f) пыль: 0,002–0,05 мм; (g) песок: > 0,05 мм; (h) Треугольник Ферре для определения гранулометрического состава почв.

### 3.1.3 Содержание тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Описательная статистика концентраций ТММ в криогенных почвах центральной части Ямальского региона представлена в таблице 5. Было проанализировано содержание таких ТММ, как Fe, Mn, Zn, Cr, Cu, Ni, Pb, As, Cd и Hg. Средние значения концентраций ТММ в многолетнемёрзлых почвах центральной части Ямальского региона варьировались от менее 0,001 мг кг<sup>-1</sup> для Hg до 9884,30 мг кг<sup>-1</sup> для Fe.

Таблица 5 – Описательная статистика концентраций тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в почвах на глубине 0–140 см, подверженных воздействию криогенных пород в центральной части Ямальского региона

ТММ (мг кг <sup>-1</sup> )	n	Среднее значение	SD	макс	мин
Fe	11	5598,86	2652,94	9884,30	811,50
Mn	11	91,25	68,13	213,90	12,70
Zn	11	12,24	4,43	18,90	3,51
Cr	11	~11,82	~7,74	27,68	<0,10
Cu	11	4,54	3,44	14,20	0,81
Ni	11	5,85	2,71	10,20	1,17
Pb	11	~4,08	~4,59	17,40	<0,10
As	11	1,26	0,56	2,33	0,48
Cd	11	–	–	0,112	<0,005
Hg	11	–	–	0,069	<0,001

Примечание: n – количество образцов; SD – среднеквадратическое отклонение.

Диапазон изменения концентраций ТММ был следующим: Fe (811,50–9884,30 мг кг<sup>-1</sup>), Mn (12,70–213,90 мг кг<sup>-1</sup>), Zn (3,51–18,90 мг кг<sup>-1</sup>), Cr (< 0,10–27,68 мг кг<sup>-1</sup>), Cu (0,81–14,20 мг кг<sup>-1</sup>), Ni (1,17–10,20 мг кг<sup>-1</sup>), Pb (< 0,10–17,40 мг кг<sup>-1</sup>), As (0,48–2,33 мг кг<sup>-1</sup>), Cd (< 0,005–0,112 мг кг<sup>-1</sup>) и Hg (< 0,001–0,069 мг кг<sup>-1</sup>). Средние значения концентраций ТММ характеризовались следующим распределением: Fe > Mn > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb > As > Cd > Hg. Учитывая

значительные значения среднеквадратического отклонения концентраций ТММ, был проведён детальный анализ распределения концентраций ТММ в почвах трёх различных площадок (тундра, залежь и город).

Концентрации ТММ в криогенных почвах центральной части Ямальского региона под различными типами землепользования представлены на рисунке 6. Концентрации ТММ для разных типов землепользования были следующими: TD — Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > As > Cd > Hg; AF — Fe > Mn > Cr > Zn > Ni > Cu > Pb > As > Cd > Hg; UA — Fe > Mn > Zn > Pb > Ni > Cr > Cu > As > Cd > Hg.

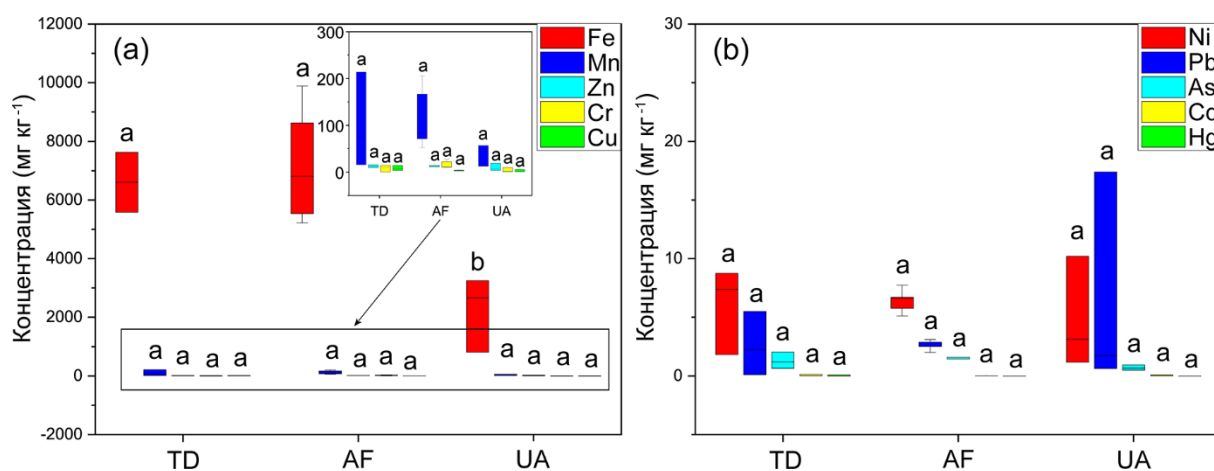


Рисунок 6 – Концентрации тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) (мг кг<sup>-1</sup>) под различными типами землепользования в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Примечание: (a) Fe, Mn, Zn, Cr и Cu; (b) Ni, Pb, As, Cd и Hg. TD – тундра; AF – залежь; UA – город. Разные буквы обозначают статистически значимые различия между типами землепользования ( $p < 0,05$ ).

Кроме того, средние значения Fe, Mn, Zn, As, Cr и Ni были выше на залежи и наименьшими в урбанизированных экосистемах. Среднее значение Cu было выше в тундре (8,05 мг кг<sup>-1</sup>) и ниже в городе (3,04 мг кг<sup>-1</sup>). Однако, за исключением значительных различий в концентрации Fe между залежами и урбанизированными экосистемами, статистически значимых различий в концентрациях других ТММ в почвах трёх исследуемых площадок не наблюдалось, что свидетельствовало о незначительном влиянии местоположения на распределение содержания ТММ в почвах центральной части Ямальского региона.

Рисунок 7 демонстрирует, что в горизонте О тундровой почвы, концентрации ТММ составили от менее чем 0,001 до 213,9 мг кг<sup>-1</sup>, среди них концентрация Mn была наивысшей, в то время как концентрация Hg оказалась наименьшей. В горизонте АО тундры, концентрации ТММ составили от 0,005 до 5578,3 мг кг<sup>-1</sup>, среди них концентрация Fe была наибольшей, в то время как концентрация Cd оказалась наименьшей. В горизонте CRMg тундры, концентрации ТММ составили от менее чем 0,001 до 7626,5 мг кг<sup>-1</sup>, среди них концентрация Fe была наивысшей, а концентрация Hg оказалась наименьшей. Таким образом, в тундре наблюдалась наивысшая концентрация Fe, достигавшая 6602,40 мг кг<sup>-1</sup>, в то время как концентрация Hg была наименьшей. Концентрация Fe увеличивалась с глубиной почвы, в то время как концентрации Mn и Zn сначала снижались, а затем увеличивались. Fe, Mn и Zn характеризуются высокой подвижностью в почве при изменении окислительно-восстановительных условий (Kabata-Pendias, 2000; Weil, Brady, 2017). As, Cr, Ni, Cu, Pb и Hg характеризовались высокими концентрациями в среднем горизонте (АО) почвы и низкими концентрациями в верхнем (О) и нижнем (CRMg) горизонтах почвы. В горизонте АО тундровых почв распределение содержания ТММ обусловлено низкой степенью гумификации органического вещества. В частности, повышенное содержание органического углерода, общего азота и физической глины в этом горизонте способствует накоплению ТММ вследствие замедленного разложения органических остатков и формирования органоминеральных комплексов (Kabata-Pendias, 2000; Weil, Brady, 2017).

В почвах залежи концентрации ТММ составили от менее чем 0,001 до 9884,3 мг кг<sup>-1</sup>, причем концентрация Fe оказалась наибольшей, в то время как концентрация Hg была наименьшей. В других горизонтах почвы также обнаруживали ту же самую закономерность. Концентрации ТММ, таких как Mn, As и Pb в каждом горизонте почвы составили: АО > АУра,е > ВF > ВС > С, что свидетельствует о снижении их концентраций с увеличением глубины

почвы. Концентрация Cu в каждом горизонте почвы составила:  $C > BF > BC > AO > AY_{pa,e}$ , то есть концентрация Cu увеличивалась с глубиной почвы. Концентрации ТММ, таких как Fe, Zn, Cr и Ni демонстрировали тенденцию сначала к увеличению, а затем к уменьшению. В частности, концентрация Fe в каждом горизонте почвы составила:  $BF > BC > C > AY_{pa,e} > AO$ , концентрация Zn в каждом горизонте почвы составила:  $BF > BC > AO > AY_{pa,e} > C$ , концентрация Cr в каждом горизонте почвы составила:  $AY_{pa,e} > AO > BF > BC > C$ , концентрация Ni в каждом горизонте почвы составила:  $BC > C > BF > AO > AY_{pa,e}$ . Распределение Fe, Zn, Ni и Cu демонстрирует элювиально-иллювиально-дифференцированное накопление, при этом их концентрация в минеральных горизонтах превышает содержание в поверхностных органических слоях. Этот процесс обусловлен свойствами агродерново-подбурых иллювиально-железистых почв, которые влияют на миграцию и накопление данных ТММ в специфических почвенно-географических условиях (Орлов Д.С., 1985; Таргульян В.О., 2005).

В почвах урбанизированной экосистемы концентрации ТММ варьировались от менее чем 0,001 до 3250,9 мг кг<sup>-1</sup>, при этом наивысшая концентрация Fe наблюдалась в горизонте AY<sub>ur</sub>, в то время как концентрация Hg оказалась наименьшей. Концентрации таких ТММ, как Fe, Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb и Cd в горизонтах почвы составили:  $AY_{ur} > BF_{ur} > C$ , что свидетельствовало об уменьшении их концентраций с увеличением глубины почвы. Это может быть связано с тем, что почвы в городских районах центральной части Ямальского региона в основном состоят из песчаных частиц (89,94%). Физический песок характеризуется небольшой удельной поверхностью и слабо фиксирует химические элементы (Орлов Д.С., 1985). Кроме того, наибольшие концентрации Zn, Ni и Pb наблюдаются в поверхностном горизонте почв города, что может быть связано с аккумуляцией загрязняющих веществ в результате технотурбации (Lal et al., 2017). Технотурбация представляет собой процесс нарушения естественной

структуры и сложения почвы под воздействием антропогенной деятельности, включающей перемешивание горизонтов, накопление загрязняющих веществ и уплотнение почвы, что может коренным образом изменить её свойства в течение короткого времени (Орлов Д.С., 1985).

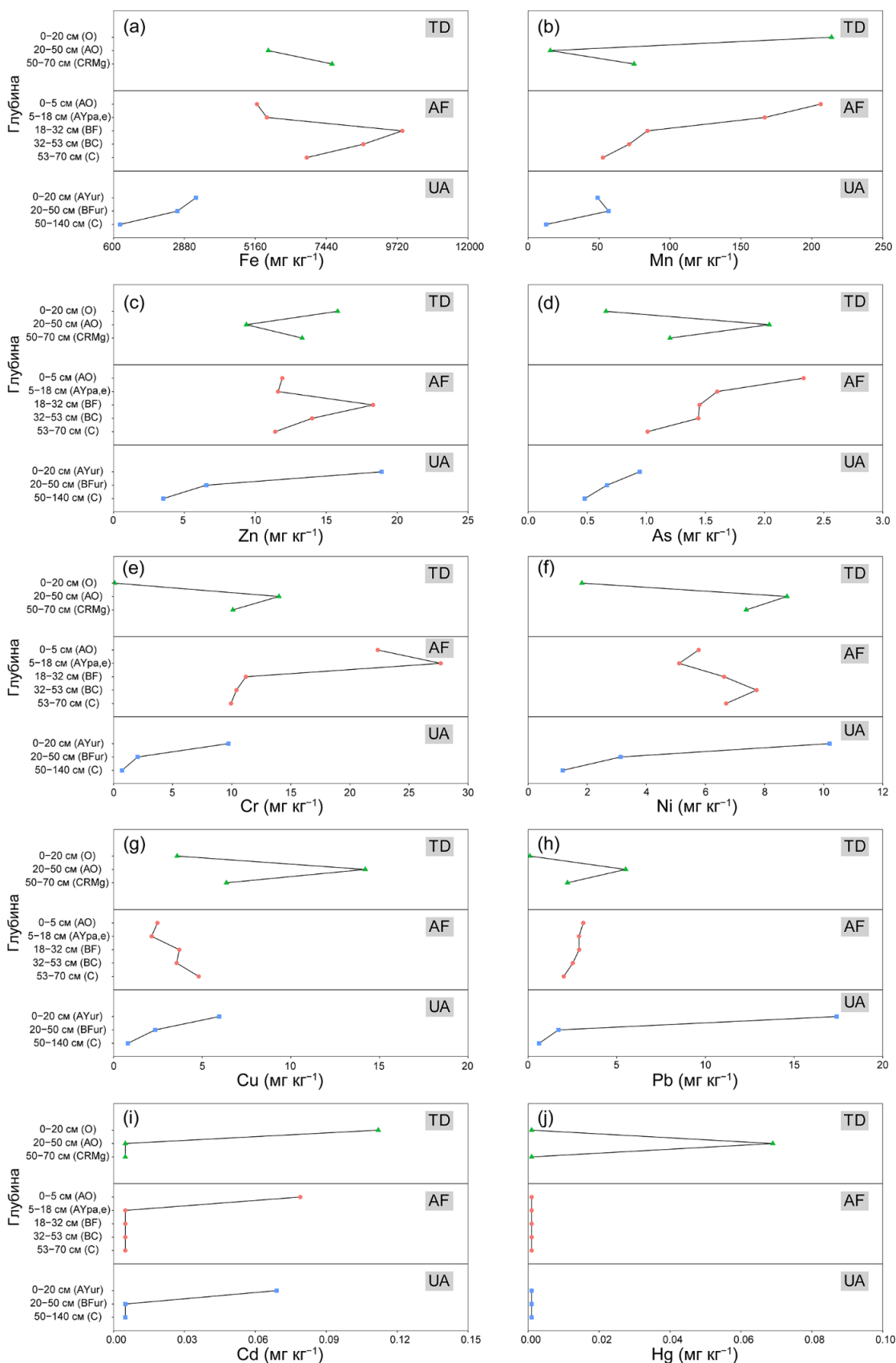


Рисунок 7 – Концентрации тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) в криогенных почвах центральной части Ямальского региона  
Примечание: TD – тундра; AF – залежь; UA – город.

Результаты корреляционного анализа концентраций ТММ и свойств почвы были представлены на рисунке 8. Cr был положительно связан с Mn ( $r = 0,78$ ) и As ( $r = 0,73$ ). Ni был положительно связан с Zn ( $r = 0,78$ ) и Pb ( $r = 0,67$ ). Высокие коэффициенты корреляции между ТММ указывают на то, что накопление этих ТММ связано со сходными источниками (Li et al., 2013). Источники ТММ проанализированы в разделе 3.1.4.

Между органическим углеродом и общим азотом почв наблюдалась высокая корреляция ( $r = 0,96$ ). Органический углерод и общий азот в почвах продемонстрировали положительную корреляцию с As ( $r = 0,70$  и  $0,74$ ) и Cu ( $r = 0,86$  и  $0,75$ ). Соотношение C/N было связано с Cu ( $r = 0,67$ ) и Pb ( $r = 0,79$ ). Такая положительная корреляция органического углерода и общего азота с As и Cu свидетельствовала о значительном влиянии органических веществ на подвижность и фиксацию этих элементов (As, Cu и Pb) в почвах (Weil, Brady, 2017; Kabata-Pendias, 2000).

As и Cu положительно коррелировали с фракциями глины ( $r = 0,84$  и  $0,86$ ), тогда как Fe и As показали положительную корреляцию с фракциями пыли ( $r = 0,82$  и  $0,80$ ). Fe, As и Cu были отрицательно связаны с песчаными частицами ( $r = -0,75$ ,  $-0,86$  и  $-0,72$ ). Отрицательная корреляция Fe, As и Cu с песчаными частицами подтверждала тенденцию к меньшей фиксации ТММ в крупнозернистых фракциях (Орлов Д.С., 1985). Органический углерод и общий азот почв значительно коррелировали с фракциями глины ( $r = 0,74$  и  $0,71$ ) и показывали отрицательную корреляцию с песком ( $r = -0,91$  и  $-0,96$ ). Значительная корреляция органического углерода и общего азота почв с глинистыми фракциями и их отрицательная взаимосвязь с песком также подчёркивает важность гранулометрических фракций почв в определении содержания и распределения органического вещества (Weil, Brady, 2017).

В общем, As, Cr, Ni, Cu, Pb и Hg характеризовались высокими концентрациями в горизонте АО тундры, что связано с высоким содержанием органического углерода, общего азота и физической глины, способствующих

их накоплению. В почвах залежи распределение Fe, Zn, Ni и Cu демонстрировало иллювиально-дифференциацию, что связано с типом почвы (агродерново-подбуры иллювиально-железистые). Концентрации Ni, Zn и Pb были высокими в почвах урбанизированных районов вследствие антропогенной деятельности (технотурбации).

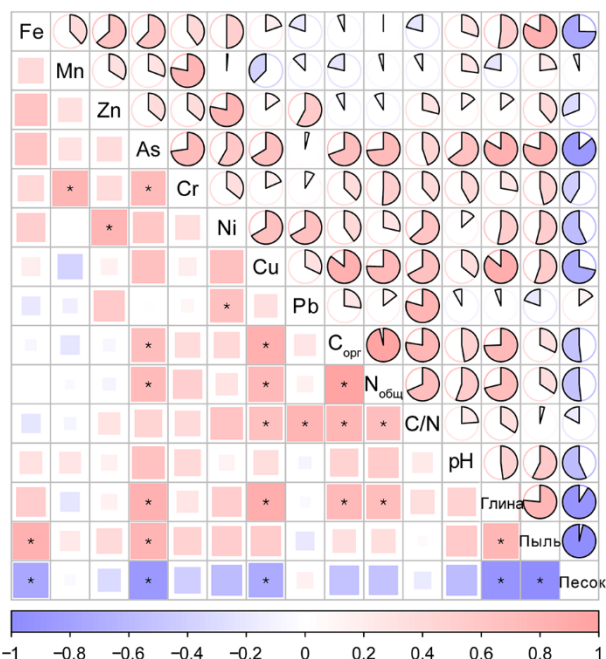


Рисунок 8 – Корреляция Пирсона между тяжёлыми металлами и металлоидами (ТММ) и физико-химическими свойствами в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Примечание: \*:  $p < 0,05$ .

### 3.1.4 Источники тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Модель PMF была запущена 20 раз для достижения минимального значения  $Q$ . Отношение сигнал/шум ( $S/N$ ) для всех ТММ превышало 2, что подтверждает достоверность результатов. Для оценки неопределённости было выполнено 500 бутстрэпов, при этом коэффициент  $R^2$  был выше 0,6, что подтверждает обоснованность модели. На рисунке 9 представлены источники ТММ в криогенных почвах центральной части Ямальского региона. Были определены четыре фактора, обозначенные как Фактор 1, Фактор 2, Фактор 3 и Фактор 4, с долями 36%, 23%, 21% и 20% соответственно (рис. 9). Основными источниками ТММ в криогенных почвах центральной части

Ямальского региона являются почвообразующие породы, дальний атмосферный перенос, предшествующая сельскохозяйственная деятельность и транспорт.

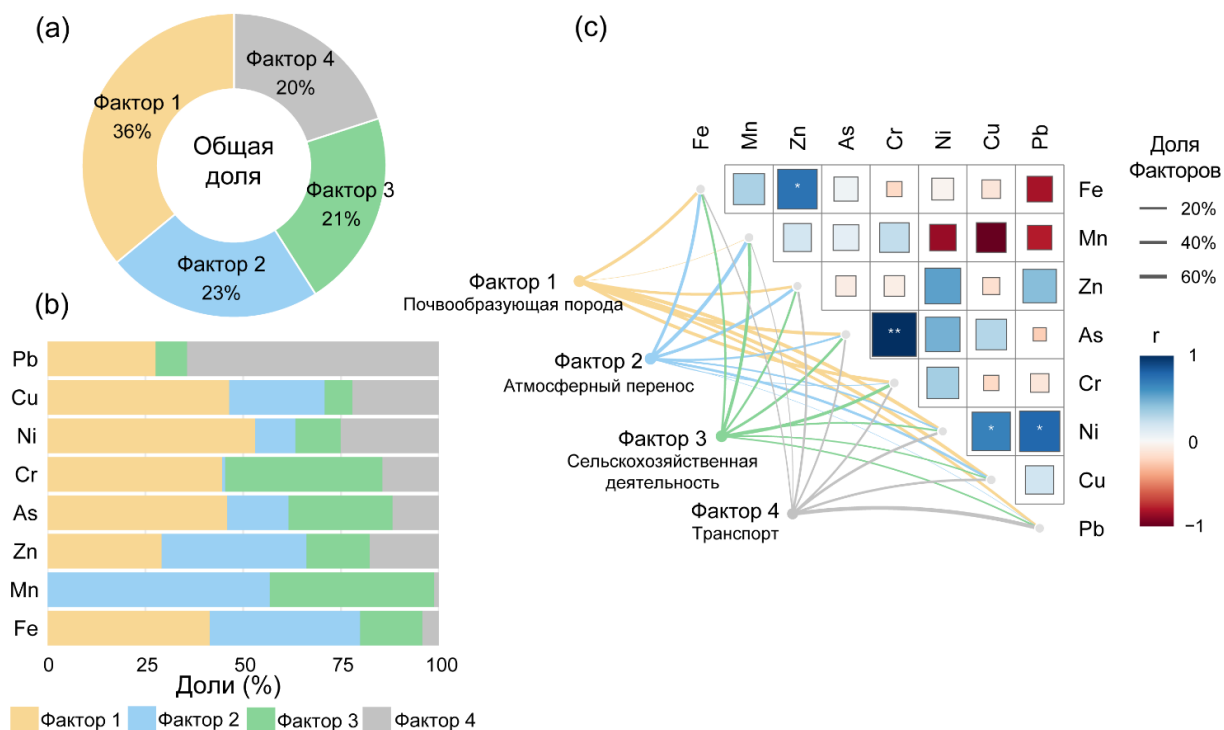


Рисунок 9 – Распределение источников тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах центральной части Ямальского региона  
Примечание: (a) Доля каждого фактора по модели Positive Matrix Factorization (PMF). (b) Доля факторов для каждого ТММ на основе модели PMF. (c) Корреляция Пирсона ТММ с результатами модели PMF, \*\*:  $p < 0,01$  и \*:  $p < 0,05$ .

Фактор 1 составил 36%, что является наибольшей долей среди четырёх факторов. В то же время Фактор 1 в основном определялся долями Fe (41,50%), Zn (29,13%), As (45,88%), Cr (44,67%), Ni (53,06%) и Cu (46,42%). Fe показал положительную корреляцию с Zn ( $p < 0,05$ ). Кроме того, распределение концентрации Fe, Zn, Ni и Cu продемонстрировало значительную элювиально-иллювиальную дифференциацию в почвах залежи. Это указывает на то, что Фактор 1, вероятно, связан с почвообразующими породами.

Фактор 2 преимущественно характеризовался долями Fe (38,39%), Mn (56,81%), Zn (37,06%) и Cu (24,40%). В ряде исследований было показано, что эти ТММ могут транспортироваться с аэрозолями на тысячи километров в

арктические регионы (Rudnicka-Kera, Zaborska, 2021; Shevchenko et al., 2003; Moskovchenko et al., 2024). Таким образом, Фактор 2, вероятно, связан с дальним атмосферным переносом.

Фактор 3 выделялся долями Mn (41,98%), Cr (40,21%) и As (26,56%). Концентрации Mn, Cr и As были повышены в верхних слоях почвы залежи, а Cr был значимо коррелирован с As ( $p < 0,01$ ). Кроме того, в фосфатных удобрениях содержатся высокие концентрации Mn, Cr, As и Pb, и предыдущая сельскохозяйственная деятельность могла привести к накоплению этих химических элементов (Niu et al., 2020; Jiao et al., 2012).

Фактор 4 был главным образом связан с долей Pb (64,34%). Доли Pb достигли наибольших значений в верхних слоях почвы урбанизированной экосистемы. Кроме того, в Факторе 4 доли Ni и Cu составили 25% и 22% соответственно, при этом Ni, Cu и Pb показали положительные корреляции ( $p < 0,05$ ). В то же время, в центральной части Ямальского региона было доказано, что основной источник Pb, Ni и Cu — это выбросы автотранспорта (Кирилюк Л.И., 2006; Nizamutdinov et al., 2021). Таким образом, Фактор 4 можно интерпретировать как транспортный источник.

### **3.1.5 Оценка экологического состояния криогенных почв по содержанию тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Ямальского региона**

Уровень загрязнения в криогенных почвах центральной части Ямальского региона первоначально определяли с использованием коэффициентов  $I_{geo}$  для ТММ (табл. 6). Степень загрязнения Cu по  $I_{geo}$  в почвенном горизонте АО тундры относилась к классу 1 (от нуля до незначительного загрязнения). Степень загрязнения Ni и Pb по  $I_{geo}$  в почвенном горизонте AYur также относилась к классу 1 (от нуля до незначительного загрязнения). В то же время степень загрязнения ТММ по  $I_{geo}$  в других горизонтах почвенного профиля относилась к классу 0 (отсутствие загрязнения).

Степень накопления ТММ оценивали с использованием ЕF. Из таблицы 7 показано, что (1) в почвах тундры средние степени загрязнения Zn, As, Cr, Ni, Cu и Pb по EF относились к классу 1 (отсутствие обогащения). При этом степени загрязнения Ni и Cu по EF в АО горизонте — к классу 2 (умеренное обогащение). (2) в почвах залежи средние степени загрязнения Zn, As, Cr, Ni, Cu и Pb по EF принадлежали к классу 1 (отсутствие обогащения). (3) в почвах урбанизированных экосистем средние степени загрязнения Zn, As, Cr, Ni, Cu и Pb по EF относились к классу 1 (отсутствие обогащения). В том числе степени загрязнения Ni и Pb по EF в AYur горизонте — к классу 2 (умеренное обогащение).

Таблица 6 – Индекс геоаккумуляции ( $I_{geo}$ ) тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Места	Горизонт	Zn	As	Cr	Ni	Cu	Pb
TD	О	-1,56	-3,20	–	-2,39	-1,86	–
	АО	-2,31	-1,57	-2,17	-0,12	0,12	-1,43
	CRMg	-1,81	-2,34	-2,64	-0,37	-1,03	-2,74
	Среднее значение	-1,89	-2,37	-2,41	-0,96	-0,92	-2,09
AF	АО	-1,97	-1,38	-1,50	-0,72	-2,40	-2,26
	AYpa,e	-2,00	-1,92	-1,19	-0,90	-2,60	-2,37
	BF	-1,35	-2,06	-2,49	-0,52	-1,81	-2,37
	BC	-1,73	-2,07	-2,60	-0,30	-1,87	-2,56
	С	-2,03	-2,58	-2,66	-0,51	-1,44	-2,89
	Среднее значение	-1,81	-2,00	-2,09	-0,59	-2,03	-2,49
UA	AYur	-1,30	-2,68	-2,70	0,10	-1,13	0,23
	BFur	-2,83	-3,18	-4,95	-1,60	-2,47	-3,12
	С	-3,73	-3,66	-6,45	-3,02	-4,01	-4,58
	Среднее значение	-2,62	-3,18	-4,70	-1,51	-2,54	-2,49

Примечание: TD – тундра; AF – залежь; UA – город.

Таблица 7 – Коэффициент обогащения (EF) тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Места	Горизонт	Zn	As	Cr	Ni	Cu	Pb
TD	О	0,60	0,19	–	0,34	0,49	–
	АО	0,45	0,76	0,50	2,07	2,45	0,83
	CRMg	0,42	0,29	0,24	1,15	0,72	0,22
	Среднее значение	0,49	0,41	0,37	1,19	1,22	0,53
AF	АО	0,43	0,65	0,60	1,03	0,32	0,36
	АУра,е	0,42	0,45	0,75	0,91	0,28	0,33
	BF	0,50	0,31	0,23	0,89	0,36	0,25
	BC	0,42	0,33	0,23	1,14	0,38	0,24
	С	0,39	0,26	0,25	1,12	0,58	0,21
	Среднее значение	0,43	0,40	0,41	1,02	0,39	0,28
UA	АУur	1,06	0,41	0,40	2,79	1,19	3,05
	BFur	0,20	0,16	0,05	0,47	0,26	0,16
	С	0,13	0,13	0,02	0,21	0,11	0,07
	Среднее значение	0,46	0,23	0,16	1,16	0,52	1,10

Примечание: TD – тундра; AF – залежь; UA – город.

На рисунке 10 представлены общие проценты загрязнения ТММ по  $I_{geo}$  и EF в криогенных почвах центральной части Ямальского региона. Во-первых, для Zn, As и Cr показатели  $I_{geo}$  относились к 0 классу (отсутствие загрязнения). Процент загрязнения ТММ Ni, Cu и Pb с  $I_{geo}$  в 0 классе (отсутствие загрязнения) достиг 90,91%, а в 1 классе (от нуля до незначительного загрязнения) — 9,09%. Во-вторых, степени загрязнения Zn, As и Cr по EF относились к классу 1 (отсутствие обогащения). Для Ni, Cu и Pb процент загрязнения по EF в 1 классе (отсутствие обогащения) составлял от 81,82% до 90,91%, во 2 классе (умеренное обогащение) — от 9,09% до 18,18%. Таким образом, степени загрязнения по  $I_{geo}$  и EF в почвах трёх площадок были низкими, и почвы центральной части Ямальского региона можно классифицировать как

практически незагрязнённые. Тем не менее, следует уделить особое внимание возможному обогащению элементами Ni, Cu и Pb.

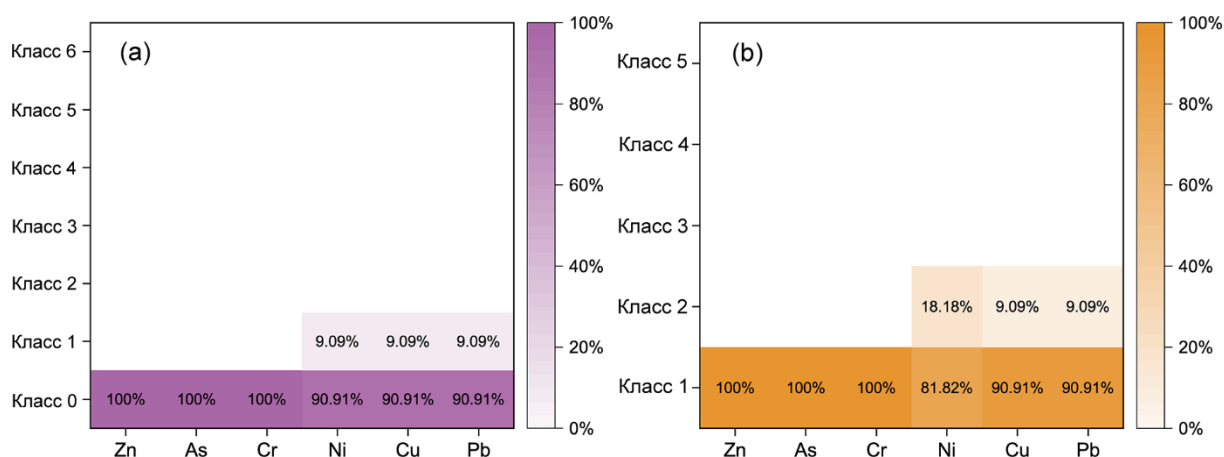


Рисунок 10 – Экологическое состояние криогенных почв по содержанию тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в центральной части Ямальского региона

Примечание: (а) Индекс геоаккумуляции ( $I_{geo}$ ): класс 0 –  $I_{geo} \leq 0$  (отсутствие загрязнения) и класс 1 –  $0 < I_{geo} \leq 1$  (от нуля до незначительного загрязнения). (б) Коэффициент обогащения (EF): класс 1 –  $EF < 2$  (отсутствие обогащения) и класс 2 –  $2 \leq EF < 5$  (умеренное обогащение).

Для оценки степени загрязнения множественными ТММ в криогенных почвах центральной части Ямальского региона были использованы индексы  $PLI$  и  $mC_d$  (табл. 8). Значения  $PLI$  в почвах трёх площадок центральной части Ямальского региона варьировались от 0,30 до 0,42 (отсутствие загрязнения) и располагались в следующем порядке:  $AF > TD > UA$ . Кроме того, значения  $mC_d$  в почвах трёх площадок центральной части Ямальского региона составили от 0,39 до 0,51 (от нуля до низкого загрязнения) и распределялись следующим образом:  $TD > AF > UA$ .

Не ожидалось, что индексы  $PLI$  и  $mC_d$  в городе оказались самыми низкими. Низкие значения загрязнения в пробах, отобранных на городской площадке, могут быть объяснены следующими факторами. Во-первых, городские почвы в Надыме в основном состоят из песчаных частиц, которые имеют низкую способность к удержанию загрязняющих веществ (Орлов Д.С., 1985). Во-вторых, Надым — небольшой город с низкой плотностью населения и относительно низким уровнем промышленной и транспортной активности,

что способствует минимальному загрязнению почв (Fedorov et al., 2021). Эти факторы объясняют отсутствие значительных загрязнений в исследуемых пробах города.

Таблица 8 – Индекс степени загрязнения (PLI) и модифицированная степень загрязнения ( $mC_d$ ) множественными тяжёлыми металлами и металлоидами (ТММ) в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Места	PLI	$mC_d$
TD	0,38	0,51
AF	0,42	0,48
UA	0,30	0,39
Среднее значение	0,37	0,46

Примечание: TD – тундра; AF – залежь; UA – город.

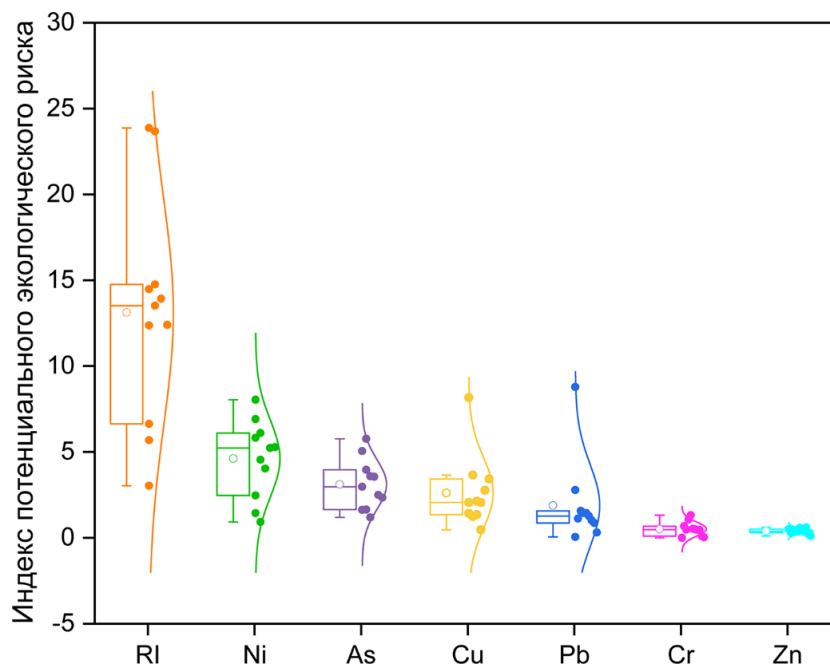


Рисунок 11 – Индекс потенциального экологического риска в криогенных почвах центральной части Ямальского региона

Примечание: RI — индекс потенциального экологического риска для всех потенциально токсичных металлов (Ni, As, Cu, Pb, Cr и Zn).

Индекс RI позволяет оценить степень потенциальных экологических рисков загрязнения для почв центральной части Ямальского региона (рис. 11). Значение RI составило от 3,03 до 23,87, что соответствует низкому экологическому риску. Средние значения для отдельных ТММ: Ni (4,52) > As (2,94) > Cu (2,77) > Pb (2,00) > Cr (0,45) > Zn (0,39). В соответствии с классификационным стандартом RI, значения RI шести ТММ (Ni, As, Cu, Pb,

Cr и Zn) указывали на относительно низкие экологические риски для криогенных почв центральной части Ямальского региона.

Таким образом, значения  $I_{geo}$ , EF, PLI,  $mC_d$  и RI в криогенных почвах трёх площадок центральной части Ямальского региона были низкими, что указывает на то, что места отбора проб в этом регионе были практически незагрязнёнными.

### **3.1.6 Сравнение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Ямальского региона и других циркумполярных регионов**

В данном исследовании было проведено сравнение содержания ТММ в криогенных почвах Надымского района центральной части Ямальского региона и других циркумполярных регионов (табл. 9). Было обнаружено, что концентрации ТММ (Mn, Zn, As, Ni, Cu, Pb, Cd и Hg) в образцах почвы, собранных в Надымском районе центральной части Ямальского региона, на 75–98% ниже норматив ПДК (СанПиН 1.2.3685–21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания», 2021). В то же время концентрации ТММ (Fe, Mn, Zn, As, Cr, Ni, Cu и Pb) в образцах почвы, собранных в Надымском районе, на 40–69% ниже фоновых значений ТММ в почвах Ямальского региона (Опекунова и др., 2019). Низкие концентрации могут быть обусловлены сравнительно молодым возрастом города Надым, основанного в 1972 году, и преобладанием песчаных почв в этом районе (Надым-Пуровская геохимическая провинция) (Московченко Д.В. и Романенко Е.А., 2022). Как отмечено в работах (Nizamutdinov et al., 2021), молодые города, расположенные на песчаных почвах менее подвержены загрязнению ТММ. В Салехарде, административном центре Ямальского региона, основанном в 1938 году и расположенном в основном на глинистых и суглинистых отложениях, концентрации Cr и Cu оказались выше: 49–166 мг кг<sup>-1</sup> и 0–27 мг кг<sup>-1</sup> соответственно (Nizamutdinov et al., 2021). Высокая адсорбционная

способность глины, а также интенсивная антропогенная деятельность способствуют повышенной концентрации ТММ в почвах Салехарда (Nizamutdinov et al., 2021). Таким образом, низкое содержание ТММ в исследуемом районе обусловлено слабым накоплением ТММ в песчаных почвах, что делает почвенный покров Надымского района менее подверженным их загрязнению.

Кроме того, концентрации ТММ — Fe, Mn, Zn, As, Pb и Cd, измеренные на Ямальском и Гыданском полуостровах, были выше, чем в других российских арктических регионах (табл. 9). Это может быть обусловлено как химическим составом почвообразующих пород, так и атмосферным переносом (Ji et al., 2019a). В то же время концентрации Ni, Cu и Hg, которые Allen-Gil et al. (2003) измерили на полуострове Таймыр, превышали средние концентрации для арктических территорий России, что может быть связано с близостью крупного горно-металлургического предприятия «Норникель» в Норильске.

В районе, прилегающем к отступающему леднику в Юконе, Канада, концентрации Mn ( $487,10 \pm 16,65$  мг кг<sup>-1</sup>), Ni ( $40,11 \pm 3,95$  мг кг<sup>-1</sup>), Cu ( $40,21 \pm 3,00$  мг кг<sup>-1</sup>) и Cd ( $0,52 \pm 0,07$  мг кг<sup>-1</sup>) оказались несколько выше, что может быть вызвано атмосферным переносом, учитывая частые пылевые бури весной и летом (Bachelder et al., 2020). На территории арктического архипелага Шпицберген изменения концентраций ТММ в основном обусловлены химическим составом материнских пород. В то же время атмосферное осаждение может играть ключевую роль в попадании Hg в наземные экосистемы Арктики (Halbach et al., 2017). Вариации средних концентраций ТММ в горизонтах А и В почвенного профиля в центральной части Баренцева региона отражали сложность геологических условий этой территории (Reimann et al., 1998).

Что касается Антарктики, то содержание ТММ, как правило, значительно ниже, чем в Арктике, благодаря тому что Антарктический регион долгое время

оставался необитаемым и подвергался меньшему антропогенному воздействию. Климат Антарктики чрезвычайно холодный и сухой, а большая часть континента покрыта ледниковым покровом. ТММ в почвах Антарктиды преимущественно происходили из почвообразующих пород (Bhakta et al., 2022; Shi et al., 2018; Nizamutdinov et al., 2022). Антропогенное загрязнение способствовало повышению концентраций ТММ в почве полуострова Адели (Lu et al., 2012; Padeiro et al., 2016). В свете глобальных климатических изменений и усиливающейся антропогенной деятельности в последние годы проблема загрязнения Антарктики становится все более актуальной (Bhakta et al., 2022). На острове Кинг-Джордж в Антарктиде концентрации ТММ были значительно выше, чем в восточной части Антарктики (табл. 9), что могло быть связано с наличием многочисленных научно-исследовательских станций (Abakumov et al., 2017a; Padeiro et al., 2016; Xu et al., 2020). Возле этих станций также часто обнаруживались повышенные концентрации ТММ (Padeiro et al., 2016). Увеличение числа туристов и антропогенных загрязнений, таких как отходы, сточные воды и разливы нефти, значительно увеличивало потенциальные экологические риски для Антарктики (Alekseev, Abakumov, 2021).

Результаты показали, что концентрации ТММ в почвах Надымского района центральной части Ямальского региона значительно ниже значений для других арктических и антарктических регионов. Это может быть связано с относительно низкой продолжительностью антропогенного воздействия в районе данного города и преобладанием песчаных почв, которые менее подвержены накоплению ТММ. Эти исследования демонстрируют различия в содержании ТММ в различных зонах криогенных почв циркумполярных регионов, одновременно подчёркивая ключевую роль геологических и антропогенных факторов в почвообразующем процессе и отмечая относительно низкий экологический риск от ТММ в Надымском районе центральной части Ямальского региона, что предоставляет ценный ориентир

для будущих экологических оценок и разработки политик в районах криогенных почв Ямальского региона.

Таблица 9 – Сравнение концентраций тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах Надымского района центральной части Ямальского региона, других арктических регионов и Антарктики

Места	Fe (мг кг <sup>-1</sup> )	Mn (мг кг <sup>-1</sup> )	Zn (мг кг <sup>-1</sup> )	As (мг кг <sup>-1</sup> )	Cr (мг кг <sup>-1</sup> )
Настоящее исследование					
Надым, ЯНАО	811,5– 9884,3	12,70–213,90	3,51– 18,90	0,48–2,33	<0,10–27,68
	5598,86	91,25	12,24	1,26	11,82
Российская Арктика					
ПДК	–	1500	220	5	–
ФОН	13001	262,33	34,07	–	38,67
Север Западной Сибири (Опекунова и др., 2019)	22300	339	31	–	42
Салехард (Suleymanov et al., 2024)	19600– 32200	333–499	35–80	7–18	71–140
	23100	399	43	11,5	90,7
Салехард (Nizamutdinov et al., 2021)	–	–	10–38	6–12	49–166
	–	–	19,44	8	92,80
Надым (Nizamutdinov et al., 2021)	–	–	3,00–8,70	2,00–6,00	1,10–5,64
	–	–	4,21	3,60	2,49
Гыданский полуостров (Ji et al., 2019a)	16279,8– 65173,8	231,4–1810,4	31,1–92,5	0,7–18,2	–
	23494,49	532,52	44,30	4,04	–
Полярный Урал (Ji et al., 2019a)	6862,4– 65173,8	62,2–1286,1	24,1–92,5	1,8–18,2	–
	30274,35	626,54	60,32	6,16	–
Остров Белый (Abakumov et al., 2017b)	–	125,22	18,35	–	–
Река Лена (Antcibor et al., 2014)	24043,75	283,67	48,79	4,39	–
Большеземельская тундра (Дымов и др., 2010)	–	–	20,48	2,31	–
Таймырский полуостров (поверхностные/минеральные) (Allen-Gil et al., 2003)	19400	16,70	86,8	2,1	–
	42700	602	48,7	3,2	–
Зарубежная Арктика					

Юкон, Канады (Bandara et al., 2019)	26200±1400	487,10±16,65	–	–	–
Шпицберген (поверхностные/минеральные) (Halbach et al., 2017)	10900	239	66	3,47	18,4
	25800	420	55	6,6	42,1
Баренцев/Евроарктический регион (аккумулятивные–А /иллювиальные–В) (Reimann et al., 1998)	1970	126	46	–	2,91
	38817	465	25,5	–	35,2
Восточная Антарктика					
Холмы Ларсеманн (Bhakta et al., 2022)	6100–27300	100–600	10,3–74,9	0,42–1,62	19,71– 162,93
	13100	200	31,89	0,85	68,66
Холмы Ларсеманн (Alekseev, Abakumov, 2021)	–	–	5,23– 38,00	0,10–8,06	1,83–17,40
Мирный (антарктическая станция) и остров Фулмар (Alekseev, Abakumov, 2021)	–	–	22–256,60	0,10–1,21	0,05–14,20
Полуостров Миррор (Xu et al., 2020)	–	–	1,05– 15,30	0,03–2,75	0,85–41,80
	–	–	42,50	0,22	28,90
Холмы Ларсеманн (Shi et al., 2018)	13405– 73171	282–684	10–104	–	75–129
	37383	509	42	–	103
Кинг-Джордж (остров), Антарктика					
Остров Мордвинова (Abakumov et al., 2017a)	–	97–490	3,5–55	0,16–1,5	–
	–	297	25,55	0,71	–
Полуостров Филдес (Abakumov et al., 2017a)	–	–	9,4–340	–	–
	–	–	58,03	–	–
Бухта Ардли (Padeiro et al., 2016)	–	–	68–949	13–23	15–263
	–	–	114±107	18±2	50±35
Купол Беллинсгаузена (Padeiro et al., 2016)	–	–	56–87	12–18	28–38
	–	–	75±14	16±2	33±4
Полуостров Филдес (Lu et al., 2012)	43255– 70534	449–1401	41,6–80,7	–	17,10–64,90
	51171	923	58,69	–	31,95
Места	Ni (мг кг <sup>-1</sup> )	Cu (мг кг <sup>-1</sup> )	Pb (мг кг <sup>-1</sup> )	Cd (мг кг <sup>-1</sup> )	Hg (мг кг <sup>-1</sup> )
Настоящее исследование					
Надым, ЯНАО	1,17–10,2	0,81–14,20	<0,10– 17,4	<0,005– 0,112	<0,001– 0,0069

	5,85	4,54	4,08	<0,005	<0,001
Российская Арктика					
ПДК	80	132	130	2	2,1
ФОН	17,57	9,77	6,83	0,35	0,02
Север Западной Сибири (Опекунова и др., 2019)	6,34/13	8,7	9,90	0,08	0,020
Салехард (Suleymanov et al., 2024)	17–29	–	4–30	–	–
	21,5	–	15,4	–	–
Салехард (Nizamutdinov et al., 2021)	5–29	0–27	2–30	0,002–0,09	–
	15,80	9,10	17,90	0,036	–
Надым (Nizamutdinov et al., 2021)	0,20–4,00	0,40–2,80	0,60–11,00	0,01–0,15	–
	1,19	1,16	4,78	0,05	–
Гыданский полуостров (Ji et al., 2019a)	–	–	4,14–16,93	0,06–0,12	–
	–	–	8,24	0,10	–
Полярный Урал (Ji et al., 2019a)	–	–	3,53–33,83	0,05–0,68	–
	–	–	13,33	0,201	–
Остров Белый (Abakumov et al., 2017b)	10,85	6,40	10,75	0,144	–
Река Лена (Antcibor et al., 2014)	20,04	9,06	6,89	0,041	0,015
Большеземельская тундра (Дымов и др., 2010)	8,03	5,21	7,79	0,13	0,063
Таймырский полуостров (поверхностные/минеральные) (Allen-Gil et al., 2003)	29	26,7	6,2	0,356	0,148
	37,8	21,9	11	<0,068	0,014
Зарубежная Арктика					
Юкон, Канады (Bachelder et al., 2020)	40,11±3,95	40,21±3,00	6,50±0,53	0,52±0,07	–
Шпицберген (поверхностные/минеральные) (Halbach et al., 2017)	12	10,2	11,9	0,44	0,111
	21,2	15,1	11,4	0,12	0,025
Баренцев/Евроарктический регион (аккумулятивные–А /иллювиальные–В) (Reimann et al., 1998)	9,18	9,69	18,8	0,303	0,227
	16,1	10,5	3,05	0,024	<0,06
Восточная Антарктика					
Холмы Ларсеманн (Bhakta et al., 2022)	6,49–30,10	1,49–57,12	0,76–4,03	0,003–0,320	0,004–0,320
	14,49	16,94	1,61	0,04	0,03
Холмы Ларсеманн (Alekshev, Abakumov, 2021)	1,48–14,60	1,16–27,50	0,05–1,44	0,005–0,072	0,025–0,027

Мирный (антарктическая станция) и остров Фулмар (Alekseev, Abakumov, 2021)	0,46–26,20	2,35–145,20	0,05–68,70	0,07–1,96	0,03–0,59
Полуостров Миррор (Xu et al., 2020)	–	0,07–24,80	6,68–98,90	–	0–0,017
	–	13,60	21,50	–	0,002
Холмы Ларсеманн (Shi et al., 2018)	14–55	11–78	3–54	–	–
	26	28	27	–	–
Кинг-Джордж (остров), Антарктика					
Остров Мордвинова (Abakumov et al., 2017a)	0,5–12	2,6–46	1,02–3,10	0–0,54	–
	3,59	22,29	1,58	0,27	–
Полуостров Филдес (Abakumov et al., 2017a)	2,8–26	10,8–370	0,5–690	0,1–0,9	–
	10,9	81,75	43,49	0,32	–
Бухта Ардли (Padeiro et al., 2016)	12–141	56–179	3–418	0,20–1,20	0–0,37
	24±16	91±23	27±60	0,19±0,15	0,02±0,04
Купол Беллинсгаузена (Padeiro et al., 2016)	12–18	49–70	5–7	0–0,2	0,005–0,007
	16±2	61±8	6±1	0,30±0,22	0,006±0,001
Полуостров Филдес (Lu et al., 2012)	7,18–25,03	51,10–176,50	2,76–60,52	0,04–0,34	0,008–0,060
	14,30	122,30	15,87	0,17	0,022

Примечание: ПДК – предельно допустимая концентрация (СанПиН 1.2.3685–21, 2021); ФОН – фоновые концентрации (справка по государственному контракту № 18/14 от 25.06.2014 «Осуществление экологического мониторинга Ямало-Ненецкого автономного округа»).

### 3.2 Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в поверхностных горизонтах криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато

#### 3.2.1 Физико-химические свойства криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Физико-химические свойства криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато представлены в таблице 10. Среднее значение содержания органического углерода почвы на трёх площадках отбора проб составило 0,97%, среднее значение содержания общего азота почвы — 0,09%, а соотношение C/N — 10,98. Эти данные свидетельствуют о низком содержании органического углерода и общего азота в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато. Значение pH почв на трёх площадках составило  $8,51 \pm 0,02$ , что соответствует слабощелочному диапазону. Пробы почв на трёх площадках содержат высокую долю пылеватой фракции —  $73,27 \pm 3,45\%$ . Высокое содержание пылеватой фракции может способствовать формированию повышенной водоудерживающей способности почвы (Weil, Brady, 2017).

Таблица 10 – Физико-химические свойства проб почв (0–50 см) в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Физико-химические свойства почв	n	Среднее значение	SD	макс	мин
C <sub>орг</sub> (%)	45	0,97	0,18	1,75	0,26
N <sub>общ</sub> (%)	45	0,09	0,0007	0,16	0,05
C/N	45	10,98	1,82	27,33	4,94
pH	45	8,51	0,02	9,02	8,15
Глина (%)	45	7,23	2,14	18,28	3,90
Пыль (%)	45	73,27	3,45	83,77	56,17
Песок (%)	45	19,50	4,53	39,59	0,51

Примечание: C<sub>орг</sub> – органический углерод почвы; N<sub>общ</sub> – общий азот почвы; pH – измерен в водной вытяжке (соотношение почва:вода = 1:2,5); глина: < 0,002 мм, пыль: 0,002–0,05 мм и песок: > 0,05 мм. n – количество образцов; SD – среднеквадратическое отклонение.

### 3.2.2 Содержание тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато

Результаты предыдущих исследований показывают, что определение большего числа химических элементов способствует более детальному анализу их источников. Поскольку методика ICP-MS обеспечивает определение широкого спектра химических элементов, на Цинхай-Тибетском плато было измерено содержание 21 химического элемента. Для анализа источников этих химических элементов на Цинхай-Тибетском плато статистический анализ представлен в разделе 3.2.3.

Средние концентрации исследованных химических элементов составляют от  $0,06 \text{ мг кг}^{-1}$  (Hg) до  $4,53 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$  (Ca) в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато (табл. 11, рис. 12). Диапазон изменения содержания химических элементов составляет: Ca ( $3,21 \times 10^4$ – $7,61 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Al ( $2,63 \times 10^4$ – $5,93 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Fe ( $1,31 \times 10^4$ – $3,12 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), K ( $0,92 \times 10^4$ – $2,33 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Mg ( $0,47 \times 10^4$ – $1,49 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Ti ( $0,33 \times 10^4$ – $0,52 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Mn (309,80–625,10 мг кг<sup>-1</sup>), Sr (139,41–242,94 мг кг<sup>-1</sup>), Rb (44,26–113,85 мг кг<sup>-1</sup>), Th (5,95–10,52 мг кг<sup>-1</sup>), U (1,55–2,47 мг кг<sup>-1</sup>), Cr (45,08–66,49 мг кг<sup>-1</sup>), Ni (12,85–55,19 мг кг<sup>-1</sup>), Pb (9,31–47,72 мг кг<sup>-1</sup>), As (10,35–24,60 мг кг<sup>-1</sup>), Cu (10,87–22,90 мг кг<sup>-1</sup>), Zn (17,84–308,45 мг кг<sup>-1</sup>), V (37,77–88,83 мг кг<sup>-1</sup>), Co (4,84–12,43 мг кг<sup>-1</sup>), Cd (0,60–1,69 мг кг<sup>-1</sup>) и Hg (0,01–0,16 мг кг<sup>-1</sup>). Их средние значения составляют Ca ( $4,53 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Al ( $3,99 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Fe ( $2,12 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), K ( $1,49 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Mg ( $0,80 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Ti ( $0,39 \times 10^4 \text{ мг кг}^{-1}$ ), Mn (484,3 мг кг<sup>-1</sup>), Sr (188,57 мг кг<sup>-1</sup>), Rb (72,79 мг кг<sup>-1</sup>), Th (8,12 мг кг<sup>-1</sup>), U (2,00 мг кг<sup>-1</sup>), Cr (55,84 мг кг<sup>-1</sup>), Ni (24,50 мг кг<sup>-1</sup>), Pb (17,17 мг кг<sup>-1</sup>), As (17,01 мг кг<sup>-1</sup>), Cu (17,50 мг кг<sup>-1</sup>), Zn (74,88 мг кг<sup>-1</sup>), V (60,06 мг кг<sup>-1</sup>), Co (8,26 мг кг<sup>-1</sup>), Cd (0,82 мг кг<sup>-1</sup>) и Hg (0,07 мг кг<sup>-1</sup>).

Таблица 11 – Концентрации химических элементов в изученных почвенных профилях (0–50 см) в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато

Химические элементы (мг кг <sup>-1</sup> )	n	Среднее значение	SD	макс	мин
Ca	45	4,53×10 <sup>4</sup>	0,94×10 <sup>4</sup>	7,61×10 <sup>4</sup>	3,21×10 <sup>4</sup>
Al	45	3,99×10 <sup>4</sup>	0,79×10 <sup>4</sup>	5,93×10 <sup>4</sup>	2,63×10 <sup>4</sup>
Fe	45	2,12×10 <sup>4</sup>	0,43×10 <sup>4</sup>	3,12×10 <sup>4</sup>	1,31×10 <sup>4</sup>
K	45	1,49×10 <sup>4</sup>	0,33×10 <sup>4</sup>	2,33×10 <sup>4</sup>	0,92×10 <sup>4</sup>
Mg	45	0,80×10 <sup>4</sup>	0,26×10 <sup>4</sup>	1,49×10 <sup>4</sup>	0,47×10 <sup>4</sup>
Ti	45	0,39×10 <sup>4</sup>	0,03×10 <sup>4</sup>	0,52×10 <sup>4</sup>	0,33×10 <sup>4</sup>
Mn	45	484,30	77,40	625,10	309,80
Rb	45	72,79	18,22	113,85	44,26
Sr	45	188,57	24,92	242,94	139,41
Th	45	8,12	1,18	10,52	5,95
U	45	2,00	0,21	2,47	1,55
Zn	45	74,88	58,69	308,45	17,84
V	45	60,06	12,05	88,83	37,77
Cr	45	55,84	5,20	66,49	45,08
Ni	45	24,50	6,79	55,19	12,85
As	45	17,01	4,34	24,60	10,35
Pb	45	17,17	7,12	47,72	9,31
Cu	45	17,50	3,41	22,90	10,87
Co	45	8,26	2,08	12,43	4,84
Cd	45	0,82	0,22	1,69	0,60
Hg	45	0,07	0,04	0,16	0,01

Примечание: n – количество образцов; SD – среднеквадратическое отклонение.

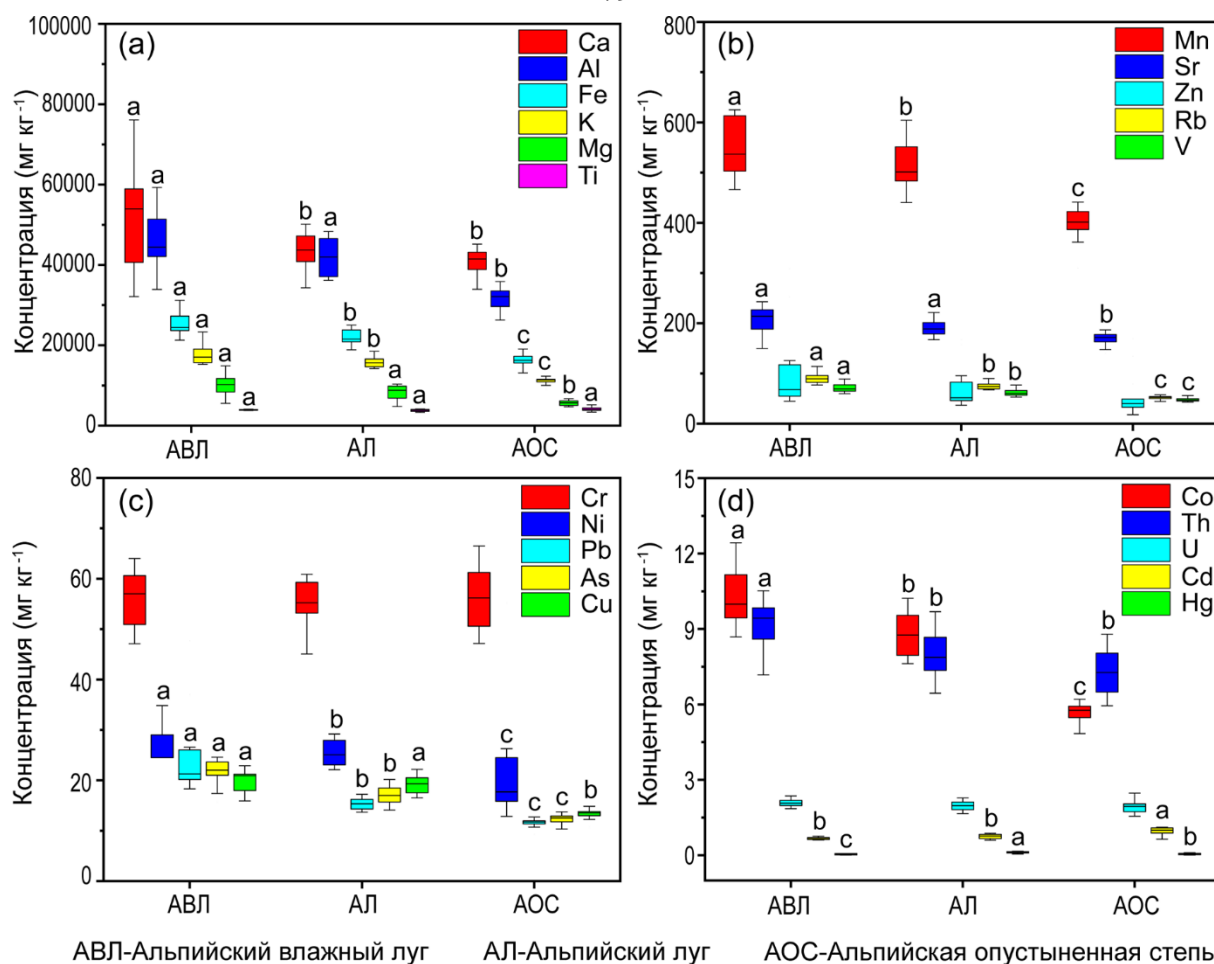


Рисунок 12 – Концентрации химических элементов под различными типами растительного покрова в криогенных почвах

Цинхай-Тибетского плато

Примечание: (a) Ca, Al, Fe, K, Mg, Ti; (b) Mn, Sr, Zn, Rb, V;

(c) Cr, Ni, Pb, As, Cu; (d) Co, Th, U, Cd, Hg. Разные буквы обозначают

статистически значимые различия между химическими элементами для разных типов растительного покрова ( $p < 0,05$ ).

В общем, в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато, концентрации ТММ для разных типов растительного покрова составляют:  $Ca > Al > Fe > K > Mg > Ti > Mn > Sr > Zn > Rb > V > Cr$  (альпийский луг:  $Rb > Zn > V > Cr$ , альпийская опустыненная степь:  $Cr > Zn > Rb > V$ )  $> Ni > Pb > As > Cu > Co > Th$  (альпийский луг:  $Cu > As > Pb > Co > Th$ , альпийская опустыненная степь:  $Cu > As > Pb > Th > Co$ )  $> U > Cd > Hg$ . За исключением Cd и Hg, наибольшие концентрации ТММ наблюдаются в почвах альпийского влажного луга, затем следуют почвы альпийских лугов, а самые низкие значения отмечаются в почвах альпийской опустыненной степи. Fe, K, Mn, Rb, V, Ni, As, Pb, Co и Hg показали значительные различия между типами растительного покрова ( $p <$

0,05). Более высокие значения стандартного отклонения Ca, Al, Fe, K, Mg и Ti отражают широкий диапазон вариации этих элементов. Таким образом, тип растительного покрова оказывает значительное влияние на распределение содержания химических элементов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато.

Распределение концентраций ТММ в изученных почвенных профилях (0–50 см) Цинхай-Тибетского плато представлено на рисунке 13. Концентрация ТММ (Ca, Al, Fe, K, Mg, Rb, Th, U, V, Cr, Ni, Pb и Co) увеличивалась с глубиной почвы на альпийском влажном лугу, что может указывать на их накопление в нижних горизонтах вследствие миграции вниз по профилю почвы. Однако концентрации Cd и Hg не демонстрировали явных различий с глубиной, что может свидетельствовать о более сложных процессах их миграции или о внешних источниках поступления этих элементов, таких как атмосферные осадки или антропогенная деятельность (Olson et al., 2018; Wang et al., 2022). В почвах альпийского луга концентрация ТММ (Ca, Al, Mg, Ti, Mn, Rb, Sr, Th, U, As, Pb, Co и Cd) была самой высокой на глубине 30–40 см, что может быть связано с их сорбцией и накоплением в этом слое. В то же время, концентрации Fe, K, V и Ni увеличивались с глубиной почвы, что свидетельствует о миграции этих элементов вниз по профилю. На глубине от 0 до 50 см в почвах альпийской опустыненной степи не наблюдалось очевидных закономерностей в распределении концентрации ТММ, что может быть связано с неоднородностью почвенного материала или отсутствием чётких процессов дифференциации. Распределение ТММ в почвах Цинхай-Тибетского плато характеризуется различными закономерностями, что, главным образом, обусловлено различиями в типах растительного покрова.

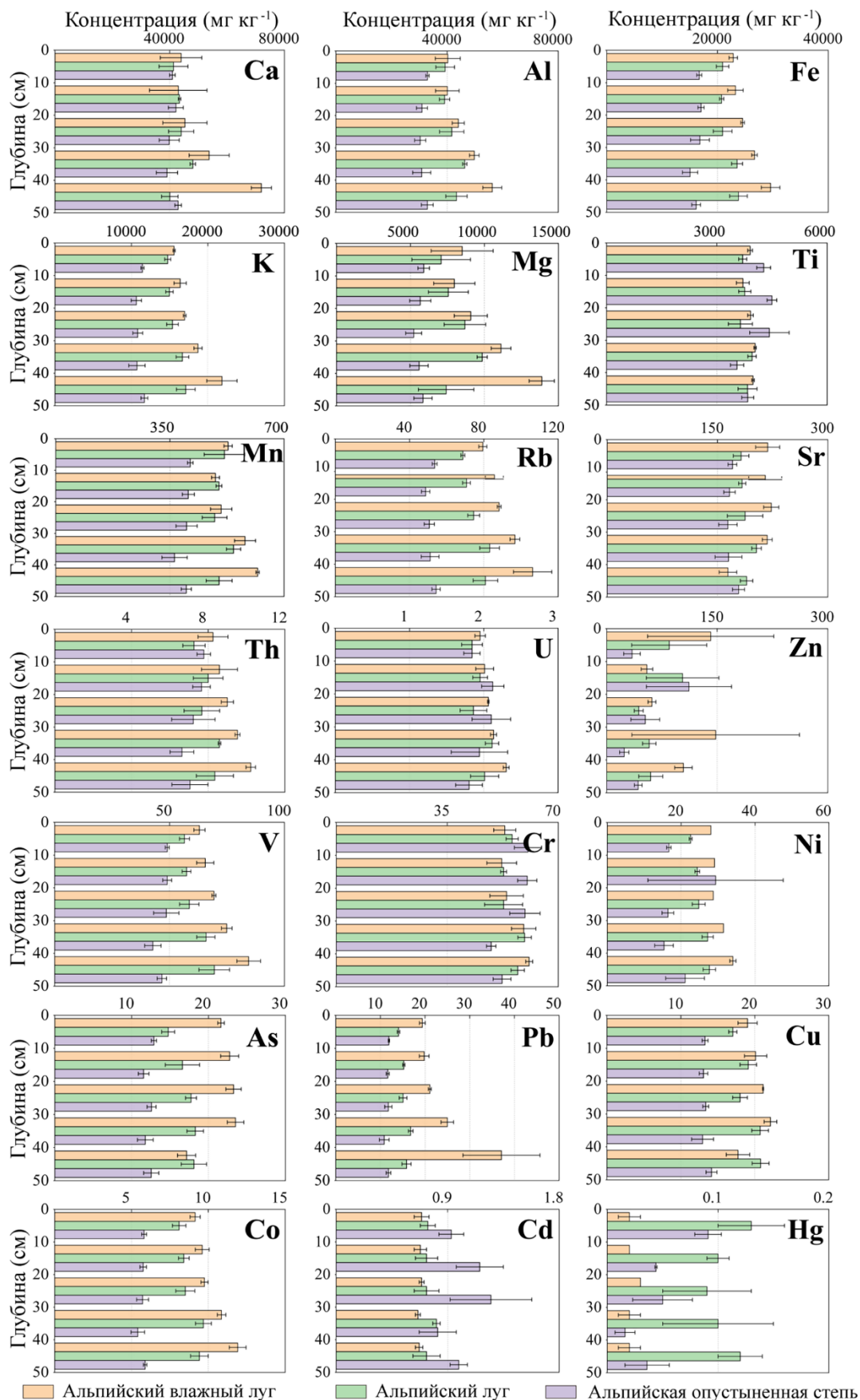


Рисунок 13 – Распределение концентраций химических элементов в изученных почвенных профилях (0–50 см) в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато

Таблица 12 – Коэффициенты корреляции между концентрациями тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) и физическими свойствами почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Элементы	Свойства почв						
	C <sub>орг</sub>	N <sub>общ</sub>	C/N	pH	Глина	Пыль	Песок
Ca	0,43	-0,14	0,61*	-0,31	0,91**	0,46	-0,62*
Al	0,70**	0,33	0,09	-0,01	0,92**	0,84**	-0,92**
Fe	0,76**	0,39	0,04	-0,10	0,90**	0,91**	-0,96**
K	0,76**	0,40	0,04	-0,04	0,92**	0,89**	-0,96**
Mg	0,67**	0,22	0,24	-0,16	0,95**	0,77**	-0,87**
Ti	-0,43	-0,52*	0,47	-0,31	-0,12	-0,32	0,28
Mn	0,84**	0,50	-0,04	0,04	0,82**	0,87**	-0,91**
Rb	0,78**	0,41	0,003	-0,13	0,90**	0,92**	-0,97**
Sr	0,64*	0,65**	-0,56*	-0,18	0,24	0,75**	-0,65**
Th	0,60*	0,14	0,27	-0,32	0,90**	0,78**	-0,86**
U	0,11	-0,24	0,51	-0,32	0,68**	0,35	-0,47
Zn	0,58*	0,35	-0,01	-0,23	0,34	0,44	-0,44
V	0,70**	0,32	0,09	-0,13	0,92**	0,89**	-0,95**
Cr	-0,13	-0,36	0,46	-0,04	0,30	0,02	-0,11
Ni	0,62*	0,32	0,04	-0,18	0,75**	0,79**	-0,83**
As	0,76**	0,60*	-0,35	-0,23	0,55*	0,91**	-0,87**
Pb	0,67*	0,07	0,43	-0,38	0,96**	0,68**	-0,81**
Cu	0,76**	0,70**	-0,47	0,13	0,56*	0,94**	-0,89**
Co	0,81**	0,48	-0,06	-0,05	0,87**	0,94**	-0,98**
Cd	-0,81**	-0,64*	0,34	-0,04	-0,59*	-0,77**	0,77**
Hg	0,03	0,38	-0,49	0,90**	-0,28	0,01	0,08

Примечание: C<sub>орг</sub> – органический углерод почвы; N<sub>общ</sub> – общий азот почвы; pH – измерен в водной вытяжке (соотношение почва:вода = 1:2,5); \*:  $p < 0,05$ , \*\*:  $p < 0,01$ .

Коэффициенты корреляции между концентрациями ТММ и свойствами почвы (табл. 12) указали, что большинство ТММ (Al, Fe, K, Mg, Mn, Rb, Sr, Th, Zn, V, Ni, As, Pb, Cu и Co) значительно коррелировали с органическим

углеродом почвы ( $r = 0,5\sim 0,84$ ). Cd был отрицательно связан с органическим углеродом почвы ( $r = -0,81$ ) и общим азотом ( $r = -0,64$ ). Sr, As и Cu были положительно связаны с общим азотом почвы ( $r = 0,60\sim 0,70$ ). Hg была положительно связана с величиной pH почвы ( $r = 0,90$ ). Ca, Al, Fe, K, Mg, Mn, Rb, Th, U, V, Ni, As, Pb, Cu, Co и Cd (за исключением Ti, Sr, Cr и Hg) имели значительные положительные корреляции с глиной ( $r = 0,68\sim 0,96$ ) и пылью ( $r = 0,68\sim 0,94$ ).

### **3.2.3 Источники тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато**

Изучение источников ТММ имеет решающее значение для понимания влияния природных условий и антропогенной деятельности на ТММ в отдалённых альпийских экосистемах (Yang et al., 2021; Wu et al., 2018; Sheng et al., 2012). На основе статистически достоверных данных были использованы такие статистические методы, как коэффициент корреляции Пирсона, анализ главных компонентов и кластерный анализ, для выявления источников ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато. Основными источниками ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато являются почвообразующие породы, атмосферный перенос и транспорт.

Результаты коэффициента корреляции Пирсона показывают, что всего 142 пары ТММ демонстрируют значительную корреляцию, составляя 67,62% (рис. 14). Ca, Al, Fe, K, Mg, Mn, Rb, Sr, Th, U, V, Ni, As, Pb, Cu и Co, вероятно, происходят из одних и тех же или схожих источников ( $p < 0,05$ ). Кроме того, концентрация Cd отрицательно связана с большинством ТММ. Hg не имеет существенной связи со другими ТММ. Этот результат указывает на то, что Cd и Hg могут происходить из иных источников.

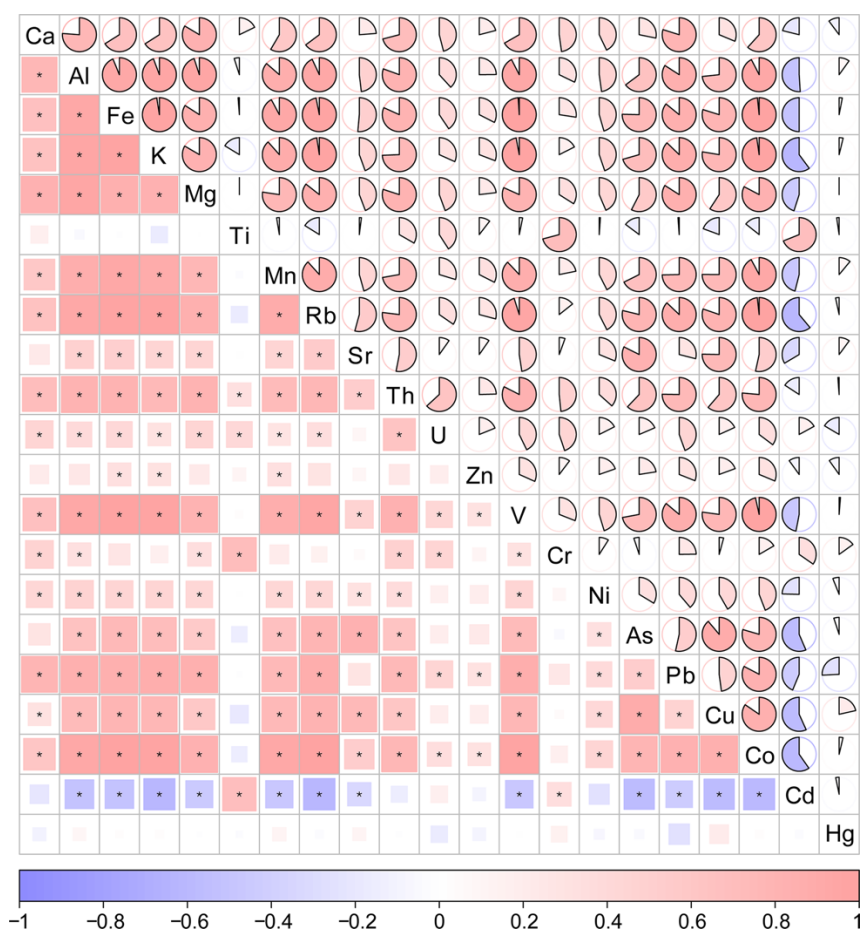


Рисунок 14 – Коэффициенты корреляции Пирсона между концентрациями тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато  
Примечание: \*:  $p < 0,05$ .

Анализ главных компонент был проведён для выявления связи с источниками ТММ в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато. Факторы были выделены методом максимальной дисперсии, что указывает на отсутствие корреляции между извлечёнными компонентами. Были обнаружены две главные компоненты (56,80% и 14,40%) (рис. 15а) и четыре фактора. F1 включал Ca, Th, Mg, Pb, V, Al, Fe, Mn, K, Co, и Rb, которые в совокупности объясняют 45,34% общей дисперсии. F2 включал Sr, As и Cu и описывает 18,56% дисперсии. F3 (13,44%) характеризуется ассоциацией Cd, Ti, Cr и U, между которыми наблюдается положительная корреляция. F4 включал Hg, объясняя 6,07% общей дисперсии.

Кластерный анализ ТММ проводился в соответствии с квадратным евклидовым расстоянием с использованием метода межгрупповых связей

(рис. 15b). ТММ можно условно разделить на три категории в верхнем слое (0–50 см) криогенных почв. Первая категория — Fe, Co, Rb, V, K, Cu, As, Pb, Ni, Sr, Mn, Zn, Al, Mg, Ca и Th. Вторая группа — U, Ti, Cr, Cd. Третья — Hg. Кластерный анализ согласуется с результатами корреляционного анализа и анализа главных компонент, что подразумевает, что Ca, Al, Fe, K, Mg, Mn, Rb, Sr, Th, Zn, V, Ni, As, Pb, Cu и Co могут происходить из одинаковых источников, а U-Ti-Cr-Cd и Hg накапливаются по разным механизмам.

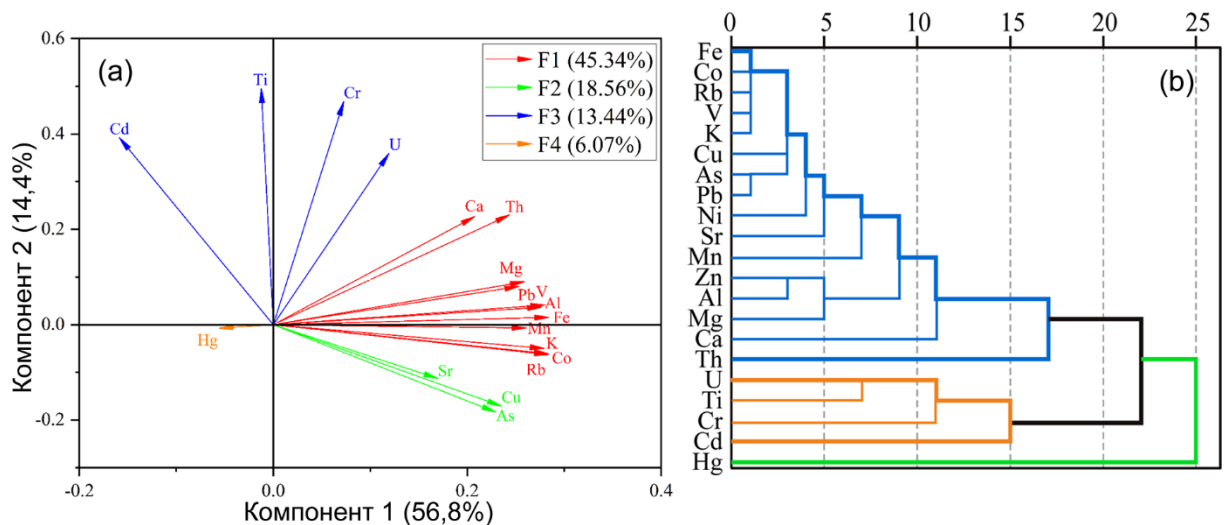


Рисунок 15 – Анализ главных компонент (a) и кластерный анализ (b) тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) для выявления их источников в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато

Результаты кластерного анализа согласуются с результатами корреляционного анализа и анализа главных компонент, что подразумевает, что Ca, Al, Fe, K, Mg, Mn, Rb, Sr, Th, Zn, V, Ni, As, Pb, Cu и Co могут происходить из аналогичных источников, связанных с выветриванием горных пород и литологическими особенностями региона. Геологические условия влияют на распределение ТММ. Например, Sheng et al. (2012) показали, что выветривание горных пород является основным источником большинства ТММ в почвах Цинхай-Тибетского плато. Ca, Fe, Mn и Sr являются индикаторами химического выветривания (Li et al., 2009; Zeng et al., 2013). Ca и Mg в обменной форме, образующиеся за счёт выветривания горных пород, являются наиболее распространёнными катионами в химическом составе почвы (Weil, Brady, 2017). Al присутствует в различных формах и связан с

компонентами почвы, особенно с частицами глины и органическими веществами. В кислых почвах концентрация Al в почвенном растворе, как правило, увеличивается (Veitch, 1904). Fe и Mn в окислительных и восстановительных условиях ведут себя по-разному, поэтому их растворимость различна (Weil, Brady, 2017). Соединения Ti являются наиболее стабильными в химическом составе почвы, так как они разлагаются в процессе выветривания горных пород значительно медленнее, чем соединения большинства других элементов (Raudina et al., 2021). В природе щелочной элемент K встречается в основном в соединениях с другими элементами. Th и U в основном присутствуют в минералах в виде оксидов (Li et al., 2009). Накопление As происходит за счёт литологического фактора, например, в присутствии таких пород как сланцы, которые широко распространены на Цинхай-Тибетском плато (Li et al., 2011). Предыдущие исследования также указали, что почвы Цинхай-Тибетского плато, формирующиеся на ультраосновных породах, обычно обогащены Ni, Co и другими элементами (Yin, Harrison, 2003). Эти выводы подчёркивают важность геологических и литологических факторов в формировании элементного состава почв региона.

В то же время, Ti, Cr, Cd и Hg накапливаются из других источников, что предполагает их более сложную миграцию и участие в различных геохимических процессах. Обнаружено, что концентрация Ti в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато схожа с фоновым значением, концентрация Cr значительно ниже фонового значения, а содержание Cd и Hg значительно выше фонового значения (MEPC, 1990). Высокие концентрации Cd и Hg, вероятно, связаны с атмосферным переносом антропогенных загрязнителей (таких как сжигание биомассы, бытовые отходы, религиозные ритуалы, туризм, добычи угля и т. д.) на юге Цинхай-Тибетского плато (Wang et al., 2022; Wang et al., 2023; Ван и др., 2022). Многие исследования также указывают на то, что атмосферный перенос из Южной Азии индийскими муссонами и западными ветрами могут быть основными источниками Hg в верхнем слое почвы (Fu et

al., 2011; Huang et al., 2012; Tripathee et al., 2019; Huang et al., 2020a; Huang et al., 2020b). Другим возможным объяснением является то, что местный транспорт также может быть одним из источников Hg и Cd, поскольку район нашего исследования находится недалеко от Цинхай-Тибетской железной дороги и Цинхай-Тибетского шоссе (например, сжигание бензина и дизельного топлива) (Cao et al., 2023; Wang et al., 2017; Zhang et al., 2015; Zhang et al., 2012; Zhang et al., 2013). Таким образом, основными источниками ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато являются почвообразующие породы, атмосферный перенос и развитие Цинхай-Тибетской железной дороги и Цинхай-Тибетского шоссе (рис. 16).



Рисунок 16 – Распределение источников тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато

### 3.2.4 Оценка экологического состояния криогенных почв по содержанию тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Степень загрязнения в центральной части Цинхай-Тибетского плато также оценивалась с использованием коэффициентов  $I_{geo}$  и EF. Значение  $I_{geo}$

для десяти ТММ показало, что загрязнение в изучаемых почвах отсутствует в центральной части Цинхай-Тибетского плато (рис. 17). При этом процентное содержание Cd с  $I_{geo}$  в 3 классе в пробах почв достигло 82,22%, что указывает на среднюю и высокую степень загрязнения. Кроме того, 37,14% проб почв по концентрации Hg отражали средний уровень загрязнения. Таким образом, за исключением Cd и Hg, степень загрязнения другими ТММ в криогенных почвах исследуемых площадок Цинхай-Тибетского плато была относительно низкой.

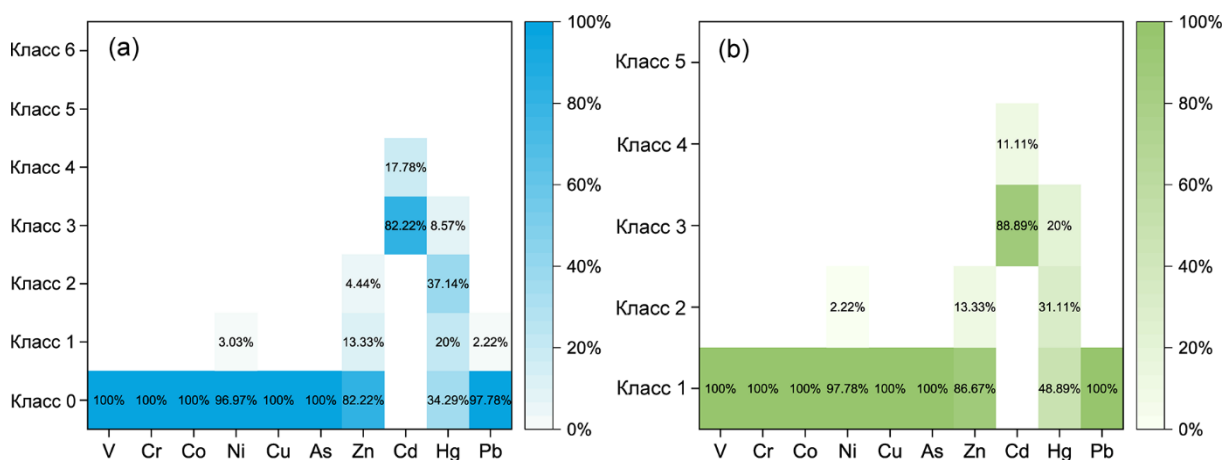


Рисунок 17 – Экологическое состояние криогенных почв по содержанию тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Примечание: (а) Индекс геоаккумуляции ( $I_{geo}$ ): класс 0 –  $I_{geo} \leq 0$  (отсутствие загрязнения), класс 1 –  $0 < I_{geo} \leq 1$  (от нуля до незначительного загрязнения), класс 2 –  $1 < I_{geo} \leq 2$  (среднее загрязнение), класс 3 –  $2 < I_{geo} \leq 3$  (среднее и высокое загрязнение), и класс 4 –  $3 < I_{geo} \leq 4$  (высокое загрязнение).  
 (б) Коэффициент обогащения (EF): класс 1 –  $EF < 2$  (отсутствие обогащения), класс 2 –  $2 \leq EF < 5$  (умеренное обогащение), класс 3 –  $5 \leq EF < 20$  (значительное обогащение), и класс 4 –  $20 \leq EF < 40$  (очень высокое обогащение).

Значения EF для ТММ в почвах исследуемых площадок Цинхай-Тибетского плато составили от 0,74 (Pb) до 16,61 (Cd). Согласно оценке EF, восемь ТММ (V, Cr, Co, Ni, Cu, As, Zn и Pb) показали отсутствие обогащения в изучаемой области. Однако степень обогащения Cd была самой высокой среди ТММ: процентное содержание Cd с EF в 3 классе в пробах почв достигло 88,89%, что указывает на значительное обогащение. Кроме того,

процентное содержание Hg с EF во 2 классе в пробах почв достигло 31,11%, что указывает на умеренное обогащение.

Значения PLI составляли 0,88–1,19 со средним значением 1,08 на всех территориях (табл. 13). Изученные криогенные почвы Цинхай-Тибетского плато продемонстрировали низкий уровень загрязнения. Значения  $mC_d$  составили 1,72–2,01 со средним значением 1,89 (низкое загрязнение).

Таблица 13 – Индекс степени загрязнения (PLI) и модифицированная степень загрязнения ( $mC_d$ ) множественными тяжёлыми металлами и металлоидами (ТММ) в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато

Места	PLI	$mC_d$
FHS	1,17	1,72
KKXL	1,19	2,01
WDL	0,88	1,93
Среднее значение	1,08	1,89

Значения RI в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато составили от 263,97 до 648,24, что соответствует высокому экологическому риску (рис. 18). Средние значения отдельных ТММ: Cd (302,48) > Hg (114,09) > As (8,63) > Cu (4) > Ni (3,82) > Co (3,54) > Pb (2,95) > V (1,57) > Cr (1,46) > Zn (1,01). Согласно классификационному стандарту RI, значения RI восьми ТММ (As, Cu, Ni, Co, Pb, V, Cr и Zn) указывали на низкий экологический риск. Однако концентрации Cd представляли высокий потенциальный экологический риск, тогда как концентрации Hg соответствовали среднему потенциальному экологическому риску. Таким образом, индекс RI также указывает, что значения RI Hg и Cd представляли потенциальные экологические риски в криогенных почвах исследуемых площадок Цинхай-Тибетского плато.

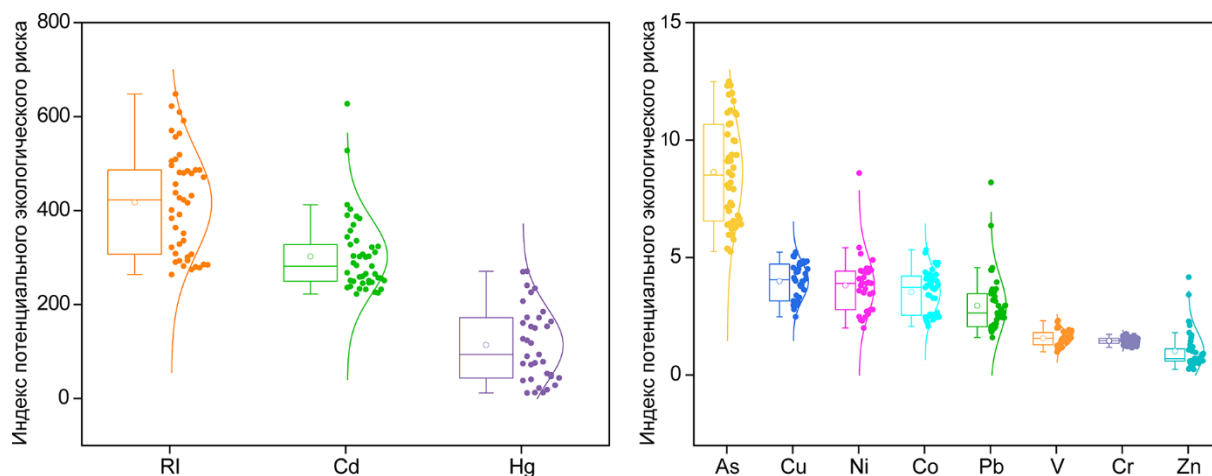


Рисунок 18 – Индекс потенциального экологического риска в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато

Примечание: RI — индекс потенциального экологического риска для всех токсичных металлов (Cd, Hg, As, Cu, Ni, Co, Pb, V, Cr и Zn).

Средние концентрации большинства ТММ в местах отбора проб в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато оказались ниже местных фоновых значений (МЕРС, 1990), которые отражают природные концентрации элементов в ненарушенных почвах региона. В то же время, 37,14% проб почв имели среднее загрязнение Hg, а 88,89% проб почв имели высокую степень обогащения Cd в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато. Результаты расчётов индексов оценки состояния загрязнения указывают, что загрязнение почв большинством ТММ в центральной части Цинхай-Тибетского плато отсутствует, но потенциальные экологические риски, связанные с Hg и Cd, вызывают особую озабоченность. В будущем необходима организация эффективного экологического мониторинга для снижения негативного воздействия загрязнителей ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато.

Наши предыдущие исследования показывают, что потенциальные экологические риски, связанные с атмосферным переносом и антропогенной деятельностью, являются возможными причинами аккумуляции Cd и Hg в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато (Wang et al., 2023). Значения RI Hg и Cd представляли потенциальные экологические риски в многолетнемёрзлых почвах Цинхай-Тибетского плато. Ранее проведенные

исследования указали, что многолетнемёрзлые почвы являются крупнейшим резервуаром Hg. Schuster et al. (2018) подсчитали, что  $1,66 \pm 962$  Гг Hg хранится в многолетнемёрзлых почвах северного полушария, что почти в два раза больше, чем во всех других почвах, океанах и атмосфере. Было подсчитано, что примерно 21,70 Гг Hg хранится в многолетнемёрзлых почвах (0–3 м) на Цинхай-Тибетском плато (Mu et al., 2020a). Недавние исследования также указали, что Cd достиг среднего уровня загрязнения на горе Гонгга в восточном Цинхай-Тибетском плато (Wang et al., 2021). Таким образом, загрязняющие вещества, депонированные в районах распространения многолетнемёрзлых почв, будут оказывать вклад в загрязнение различных сопредельных сред при глобальном изменении климата (Potarowicz et al., 2019; Zhu et al., 2020). Необходимы дальнейшие исследования динамического поведения Cd и Hg в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато для понимания состояния ТММ в условиях интенсифицирующего антропогенного воздействия и изменения климата.

### **3.2.5 Сравнение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато и других прилегающих регионов**

Концентрации ТММ в местах отбора проб сравнивались с другими ранее исследованными объектами для оценки экологического и геохимического состояния Цинхай-Тибетского плато (табл. 14). Средние концентрации шестнадцати элементов в местах отбора проб не превышали ПДК (GB 15618 и 36600, 2018) и фоновых значений Тибета (MEPC, 1990), что можно объяснить низкой мощностью почвенного профиля, особенностями гранулометрического состава почв и слабым накоплением химических элементов. Концентрации Ca, Ti, Zn, V, Cr, As и Cd были несколько выше по сравнению с западной частью Цинхай-Тибетского плато (Li et al., 2009). Ca и Ti в почвах отражают параметры почвообразующей породы (Li et al., 2009). В то же время концентрации Sr, Zn, As и Cd в восточной части Цинхай-Тибетского плато

(Wang et al., 2009) были несколько выше по сравнению с концентрациями, полученными в нашем исследовании в центральной части этого региона. Концентрации большинства ТММ (за исключением Mn) в местах отбора проб были выше, чем в районах распространения многолетнемёрзлых почв на горе Эболин, расположенной на северо-востоке Цинхай-Тибетского плато (Zhang et al., 2021).

Содержание ТММ в криогенных горных породах центральной части Цинхай-Тибетского плато примерно на 20% выше, чем в циркумполярных регионах. В частности, концентрации ТММ (Fe, Mn, Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd и Hg) в многолетнемёрзлых почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато превысили показатели Надымского района центральной части Ямальского региона в 3,79–13,50 раза. Такое различие, возможно, было обусловлено характеристиками Надым-Пуровской геохимической провинции (Московченко Д.В. и Романенко Е.А., 2022), а также фактом, что Цинхай-Тибетское плато расположено в Центральной Азии и было подвержено воздействию индийских муссонов и западных ветров, которые приносили ТММ из районов с антропогенной нагрузкой (Ван и др., 2023; Wang et al., 2023). В криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато были выявлены потенциальные экологические риски, связанные с наличием Hg и Cd (Wang et al., 2023). Таким образом, концентрации ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато в целом выше, чем в почвах Надымского района Ямальского региона, и могут представлять потенциальный экологический риск, особенно тесно связанный с содержанием Hg и Cd из-за атмосферного переноса антропогенных загрязнителей.

Таблица 14 – Сравнение концентраций тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато (ЦТП) и прилегающих регионов

ТММ (мг кг <sup>-1</sup> )	Данное исследование	ПДК	ФОН	Западное ЦТП	Восточное ЦТП	Гора Эболин, ЦТП
Ca	4,53×10 <sup>4</sup>	–	1,22×10 <sup>4</sup>	3,44×10 <sup>4</sup>	–	–
Al	3,99×10 <sup>4</sup>	–	6,39×10 <sup>4</sup>	5,57×10 <sup>4</sup>	7,48×10 <sup>4</sup>	–
Fe	2,12×10 <sup>4</sup>	–	3,02×10 <sup>4</sup>	2,62×10 <sup>4</sup>	5,08/1,16×10 <sup>4</sup>	1,16×10 <sup>4</sup>
K	1,49×10 <sup>4</sup>	–	1,66×10 <sup>4</sup>	1,99×10 <sup>4</sup>	–	–
Mg	0,80×10 <sup>4</sup>	–	0,70×10 <sup>4</sup>	0,90×10 <sup>4</sup>	–	–
Ti	0,39×10 <sup>4</sup>	–	0,34×10 <sup>4</sup>	0,30×10 <sup>4</sup>	–	–
Mn	484,3	–	625,00	514,60	–	535,69
Rb	72,79	–	139,00	93,01	113,26	–
Sr	188,57	–	150,00	229,75	180,78	–
Th	8,12	–	17,50	10,92	–	–
U	2,00	–	3,43	2,55	–	–
Zn	74,88	–	74,00	57,19	70,41/72,45	36,56
V	60,06	1500	76,60	57,82	86,45	–
Cr	55,84	1300	76,60	54,68	103,05/85,02	13,59
Ni	24,50	2000	32,10	24,82	37,91	11,97
As	17,01	100	19,70	14,97	3,40	9,12
Pb	17,17	1000	29,10	20,73	27,42/10,32	–
Cu	17,50	36000	21,90	20,11	40,54/26,72	13,35
Co	8,26	350	11,80	9,39	14,16/11,59	5,25
Cd	0,82	4	0,08	0,11	0,26/0,68	0,35
Hg	0,07	6	0,02	–	0,07/0,28	0,04

Примечание: ПДК: предельно допустимая концентрация (GB 15618 и 36600, 2018); ФОН: Цинхай (MEPC, 1990); Западное ЦТП (Li et al., 2009); Восточное ЦТП (Wang et al., 2009 и Yang et al., 2021); Эболин гора, ЦТП (Zhang et al., 2021).

### **3.3 Влияние процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода, общего азота, тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Цинхай-Тибетского плато**

#### **3.3.1 Содержание органического углерода и общего азота в районах деградации криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато**

Процесс деградации криогенных почв, как правило, сопровождается изменением содержания органического углерода и общего азота в почвах. Сведения о содержании органического углерода, общего азота и других физико-химических показателей почв на трёх стадиях развития солифлюкции криогенных почв на глубине грунта (0–30 см) представлены на рисунке 19. Тенденция изменения содержания органического углерода почвы (0,17–2,65%) похожа на изменение содержания общего азота почвы (0,03–0,26%). Органический углерод почвы был значительно коррелирован с общим азотом почвы ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,05$ , рис. 20) в районах деградации криогенных почв. Уровень содержания органического углерода и общего азота почвы на трёх стадиях развития солифлюкции был следующим: 3 ( $0,93 \pm 0,66\%$ ) > 1 ( $0,73 \pm 0,24\%$ ) > 2 ( $0,59 \pm 0,21\%$ ), и 3 ( $0,10 \pm 0,06\%$ ) > 1 ( $0,08 \pm 0,02\%$ ) > 2 ( $0,07 \pm 0,01\%$ ), соответственно.

Содержание органического углерода и общего азота почв демонстрировало тенденцию сначала к снижению (органический углерод и общий азот почв уменьшились на  $25 \pm 5\%$  и  $14 \pm 3\%$  относительно фоновой почвы до быстрого солифлюкционного процесса), а затем к увеличению (органический углерод и общий азот почв увеличились на  $43 \pm 53\%$  и  $27 \pm 49\%$  от быстрого до медленного солифлюкционного процесса криогенных почв), среди которых коэффициенты вариации в финальной стадии солифлюкции были самыми большими. Для разных глубин почвенного профиля (0–10 см, 10–20 см и 20–30 см) содержание органического углерода и общего азота почвы демонстрировало тенденцию к снижению: содержание органического

углерода и общего азота почвы снизилось на  $24 \pm 21\%$  и  $20 \pm 15\%$  с глубины 0–10 см до 10–20 см, а также на  $20 \pm 13\%$  и  $12 \pm 9\%$  с глубины 10–20 см до 20–30 см. Наибольшая изменчивость значений наблюдалась на глубине 0–10 см, затем меньшая изменчивость — на глубине 10–20 см, и наиболее стабильные значения — на глубине 20–30 см. В то же время содержание неорганического углерода почвы ( $1,28 \pm 0,17\%$ ) было выше на участках с медленным проявлением солифлюкции ( $1,34 \pm 0,21\%$ ), чем на участках фоновой почвы ( $1,25 \pm 0,18\%$ ) и на участках с быстрым развитием солифлюкционного процесса ( $1,25 \pm 0,10\%$ ).

Кроме того, отношение C/N ( $8,67 \pm 1,54$ ) было самым высоким на участках с медленным проявлением солифлюкционного процесса ( $8,91 \pm 1,70$ ) и самым низким на участках с быстрым развитием солифлюкции ( $7,88 \pm 1,49$ ), причём оно снижалось с глубиной почвы. Соотношение неорганического углерода почвы к общему углероду почвы ( $65 \pm 12\%$ ) было больше, чем соотношение органического углерода почвы к общему углероду почвы ( $35 \pm 12\%$ ). В частности, соотношение неорганического углерода почвы к общему углероду почвы на трёх стадиях развития солифлюкции характеризуется следующими значениями: 2 ( $68,60 \pm 8,64\%$ ) > 1 ( $63,46 \pm 8,40\%$ ) > 3 ( $62,58 \pm 15,94\%$ ), а соотношение органического углерода почвы к общему углероду почвы: 2 ( $31,40 \pm 8,64\%$ ) < 1 ( $36,54 \pm 8,40\%$ ) < 3 ( $37,42 \pm 15,94\%$ ). рН ( $8,06–9,36$ ) был относительно стабильным и был выше на участках с быстрым развитием солифлюкции ( $8,60 \pm 0,39$ ), чем на участках фоновой почвы ( $8,42 \pm 0,31$ ) и на участках с медленным проявлением солифлюкционного процесса ( $8,40 \pm 0,25$ ). ЕС ( $151,54 \pm 40,22$  мкСм см<sup>-1</sup>) показала большие вариации. Влажность почвы была выше на участках с медленным развитием солифлюкционного процесса ( $33,20 \pm 14,68\%$ ), чем на участках фоновой почвы ( $20,47 \pm 3,25\%$ ) и на участках с быстрым проявлением солифлюкции ( $21,38 \pm 7,05\%$ ). Объёмная масса почвы на трёх стадиях развития солифлюкции характеризуется следующими величинами: 1 ( $1,26 \pm 0,16$  г·см<sup>-3</sup>)

$< 2 (1,29 \pm 0,15 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}) < 3 (1,37 \pm 0,3 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3})$ . Пористость почвы имела характер, противоположный объёмной массе почвы на трёх стадиях развития солифлюкции:  $1 (52,40 \pm 5,95\%) > 2 (51,35 \pm 5,68\%) > 3 (48,35 \pm 11,31\%)$ .

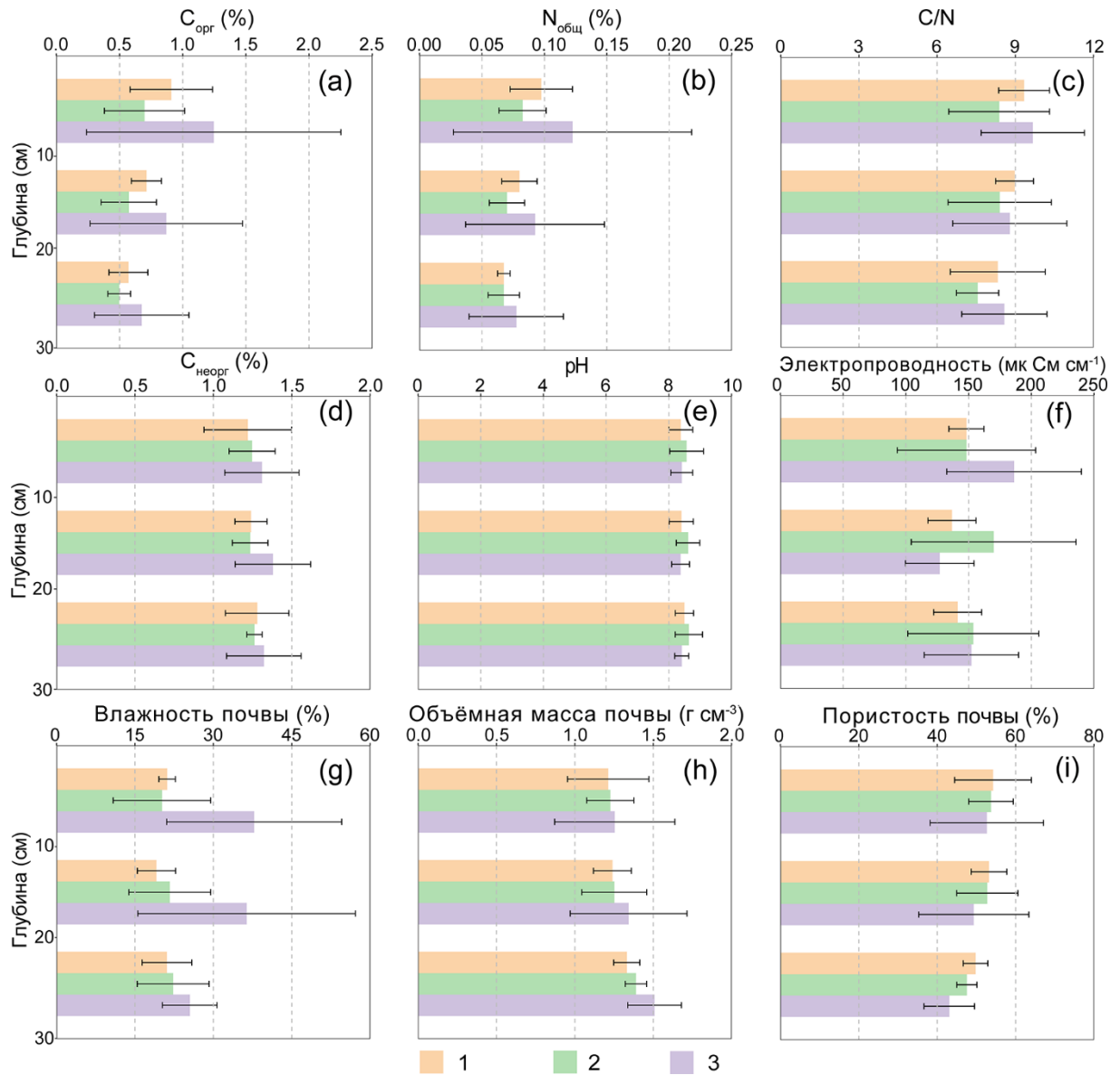


Рисунок 19 – Распределение содержания органического углерода ( $C_{\text{орг}}$ ), общего азота ( $N_{\text{общ}}$ ), неорганического углерода ( $C_{\text{неорг}}$ ) и других физико-химических свойств почв на трёх стадиях развития солифлюкции криогенных почв Цинхай-Тибетского плато

Примечание: 1 – фоновая почва, незатронутая солифлюкцией, 2 – начальная стадия солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции и 3 – финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции.

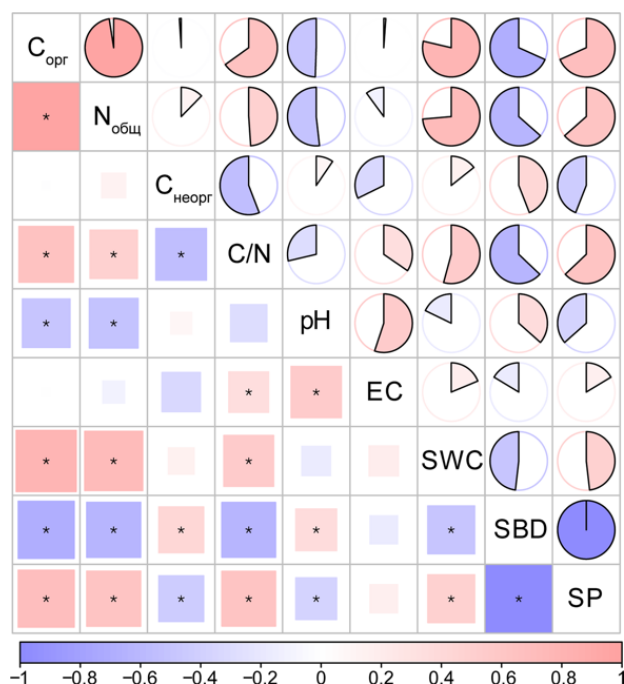


Рисунок 20 – Корреляции Пирсона между органическим углеродом (C<sub>орг</sub>), общим азотом (N<sub>общ</sub>), неорганическим углеродом (C<sub>неорг</sub>) и другими физико-химическими свойствами в районах деградации криогенных почв Цинхай-Тибетского плато  
Примечание: \*:  $p < 0,05$ .

Влажность почвы, объёмная плотность и рН почв коррелировали с содержанием органического углерода и общего азота в почвах. Модель RF использовалась для изучения влияния физико-химических свойств и ТММ на содержание органического углерода и общего азота в почвах (рис. 21). В частности, влажность почвы положительно коррелировала с органическим углеродом почвы ( $R^2 = 0,62$ ,  $p < 0,001$ ) и общим азотом почвы ( $R^2 = 0,54$ ,  $p < 0,001$ ), что свидетельствует о том, что высокая влажность почвы может приводить к увеличению содержания органического углерода и органического азота почв. Объёмная масса почвы была отрицательно связана с органическим углеродом почвы ( $R^2 = 0,47$ ,  $p < 0,001$ ) и общим азотом почвы ( $R^2 = 0,41$ ,  $p < 0,001$ ). Это указывает на то, что с уменьшением плотности сложения почвы происходит накопление органического углерода и органического азота почв. Значение рН отрицательно коррелировало с органическим углеродом и общим азотом почвы ( $R^2 = 0,25$  и  $0,27$ ,  $p < 0,01$ ). Это может свидетельствовать о том, что в условиях щелочной среды накопление органического углерода и

органического азота почв, возможно, из-за ускоренного разложения органических соединений или меньшей их стабилизации (Wang et al., 2023). Другое исследование также показало, что более высокая влажность почвы, меньшая объёмная плотность и менее низкий pH способствуют накоплению органического углерода и органического азота в почве (Mu et al., 2020a).

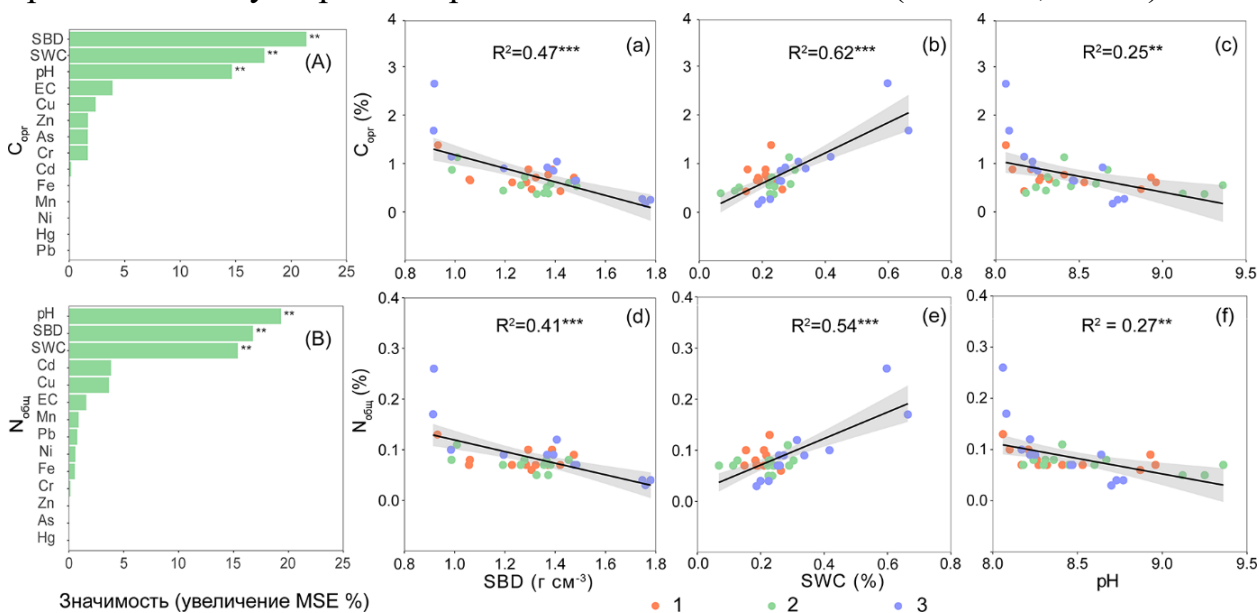


Рисунок 21 – Факторы, влияющие на органический углерод почвы ( $C_{орг}$ ) и общий азот почвы ( $N_{общ}$ ) в районах деградации криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Примечание: (A) и (B): относительная значимость свойств, влияющих на  $C_{орг}$  и  $N_{общ}$ , выявленная с использованием модели Random forest (RF). MSE, средняя квадратичная ошибка. (a)–(f): регрессионный анализ  $C_{орг}$  и  $N_{общ}$  на трёх стадиях развития солифлюкции. 1 – фоновая почва, незатронутая солифлюкцией; 2 – начальная стадия солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции; 3 – финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции).  $^{***}$ :  $p < 0,001$ ,  $^{**}$ :  $p < 0,01$ ,  $^{*}$ :  $p < 0,05$ . Серые области регрессионного анализа представляют собой 95% доверительный интервал.

На основе полученных результатов подробно обсуждены тенденции изменения органического углерода и общего азота почв на разных стадиях развития солифлюкции криогенных почв Цинхай-Тибетского плато. В данном исследовании показано, что содержание органического углерода и общего азота в верхнем слое почвы (0–30 см) уменьшалось от фоновой почвы к почве с быстрым развитием солифлюкционного процесса криогенных почв, главным образом в связи с проявлением латерального перемещения вещества. Предыдущие исследования также отмечали, что деградация

многолетнемёрзлых почв приводит к уменьшению содержания органического углерода в почвах (Liu F. et al., 2022; Mu et al., 2020b; Pizano et al., 2014; Zhou et al., 2023). Liu F. et al. (2022) обнаружили, что потеря органического углерода и общего азота почвы, вероятно, связана с ускоренным выносом органических веществ почвы в результате латеральной миграции и микробного разложения. Деградация многолетнемёрзлых почв обычно сопровождается эрозией почвы (Abbott, Jones, 2015). Эрозия верхних горизонтов почв может вызвать процесс снижения содержания органического углерода и общего азота почвы путём их перемещения в примыкающие водные системы (Abbott et al., 2014; Liu et al., 2018; Mu et al., 2017a). Кроме того, деградация многолетнемёрзлых почв, которая часто происходит в возвышенных районах, обычно приводит к уменьшению влажности почвы, переводя почву в аэробное состояние и способствуя микробному разложению, что ускоряет потерю органического углерода почвы (Abbott, Jones, 2015; Liu et al., 2018).

Однако, в данном исследовании в ряду от быстрого к медленному солифлюкционному процессу была выявлена тенденция к увеличению содержания органического углерода и общего азота в почве, с высокими значениями стандартного отклонения. Это свидетельствует о возможности потери и/или накопления органического углерода и общего азота в почве в процессе развития солифлюкционных изменений. Liu F. et al. (2022) отметили, что поверхностная эрозия может приводить к потере органического углерода и общего азота. Однако сложные условия окружающей среды и различный рельеф приводят к непоследовательным изменениям содержания почвенного органического углерода и общего азота (Pizano et al., 2014; Abbott, Jones, 2015; Liu F. et al., 2022).

В данном исследовании главным образом установлено, что концентрации органического углерода и общего азота в почве выше на участках с медленным развитием солифлюкции по сравнению с участками быстрого проявления солифлюкции, что связано с процессами осаждения органического вещества и гумусообразования в низинных регионах (Polyakov et al., 2019; Pizano et al.,

2014). На местах отбора образцов отмечались резкое опускание или обрушение поверхностной кровли почвенно-мерзлотного комплекса, что было связано с транслокацией влаги с возвышенностей в низины, а на открытых участках с медленным проявлением солифлюкционного процесса также наблюдались овраги, заиленная вода и обрушившийся дерн. Кроме того, на третьей стадии деградации, характеризующейся медленным развитием солифлюкции криогенных почв, происходят изменения почвенной микросреды, включая повышение влажности, улучшение аэрации и повышение температуры, что может способствовать развитию растительности (DeMarco et al., 2011; Pizano et al., 2014). В частности, таяние мерзлоты приводит к увеличению влажности почвы, что создает благоприятные условия для роста растений. Это подчеркивает важность и сложность взаимодействия между микрорельефом и гидрологией почвы в районах деградации многолетнемерзлых почв (Lipson et al., 2012). Накопление органического углерода и общего азота почвы в процессе деградации многолетнемерзлых почв было обнаружено в других исследованиях (Pizano et al., 2014; Abbott, Jones, 2015).

### **3.3.2 Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов в районах деградации криогенных почв в центральной части Цинхай-Тибетского плато**

Процесс деградации криогенных почв также сопровождается изменением содержания ТММ в почвах. В местах отбора проб в районах деградации криогенных почв концентрации ТММ составляют от 0,015 мг кг<sup>-1</sup> (Hg) до 22436 мг кг<sup>-1</sup> (Fe) (рис. 22). Содержание Fe (14100–39500 мг кг<sup>-1</sup>) и Mn (302–676 мг кг<sup>-1</sup>) увеличилось на 12,74–17,52% и 7,25–10,35% от фоновой почвы к быстрому солифлюкционному процессу криогенных почв. Однако с быстрого на медленный солифлюкционный процесс криогенных почв концентрации Fe, Mn, Zn (51–102 мг кг<sup>-1</sup>), Cr (38–92 мг кг<sup>-1</sup>), Ni (18–46 мг кг<sup>-1</sup>), Cu (11,7–44,8 мг кг<sup>-1</sup>), Pb (13–33 мг кг<sup>-1</sup>) и Cd (0,03–0,14 мг кг<sup>-1</sup>) снизились на 3,11–45,07%.

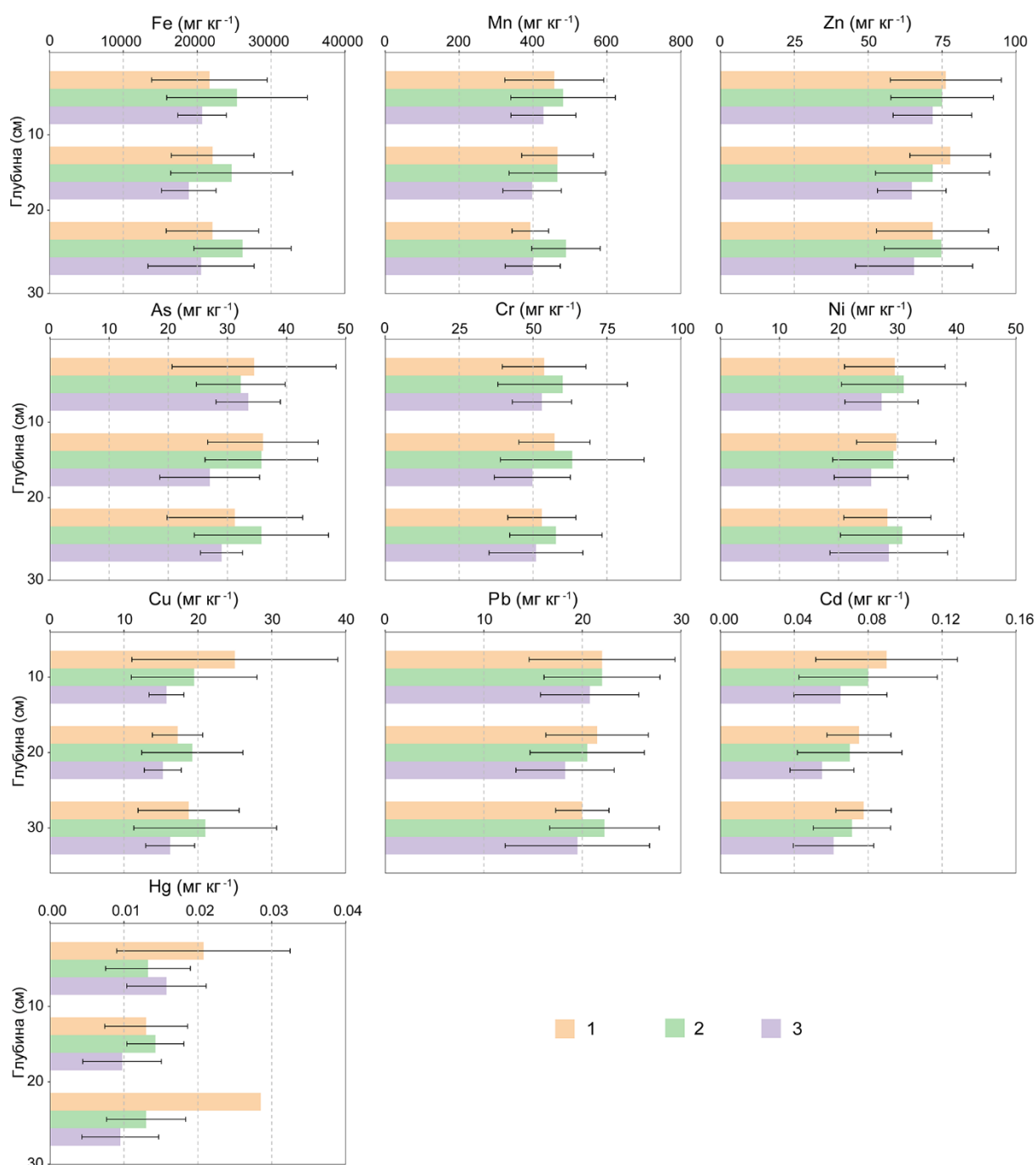


Рисунок 22 – Распределение содержания тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в районах деградации криогенных почв Цинхай-Тибетского плато

Примечание: 1 – фоновая почва, незатронутая солифлюкцией;

2 – начальная стадия солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции;

3 – финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции.

Влажность, неорганический углерод и рН почвы влияют на подвижность и перераспределение ТММ. Относительное влияние физико-химических свойств почвы на ТММ было проанализировано с использованием модели RF (рис. 23). Результаты показали, что влажность почвы также была важным

фактором, влияющим на содержание Fe, Mn, Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd и Hg (все  $p < 0,05$ ). Неорганический углерод почвы значительно влиял на содержание Fe, Mn, Zn, As, Cr, Ni, Pb и Cd (все  $p < 0,05$ ). Значение pH также значительно влияло на содержание Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb и Cd (все  $p < 0,05$ ).

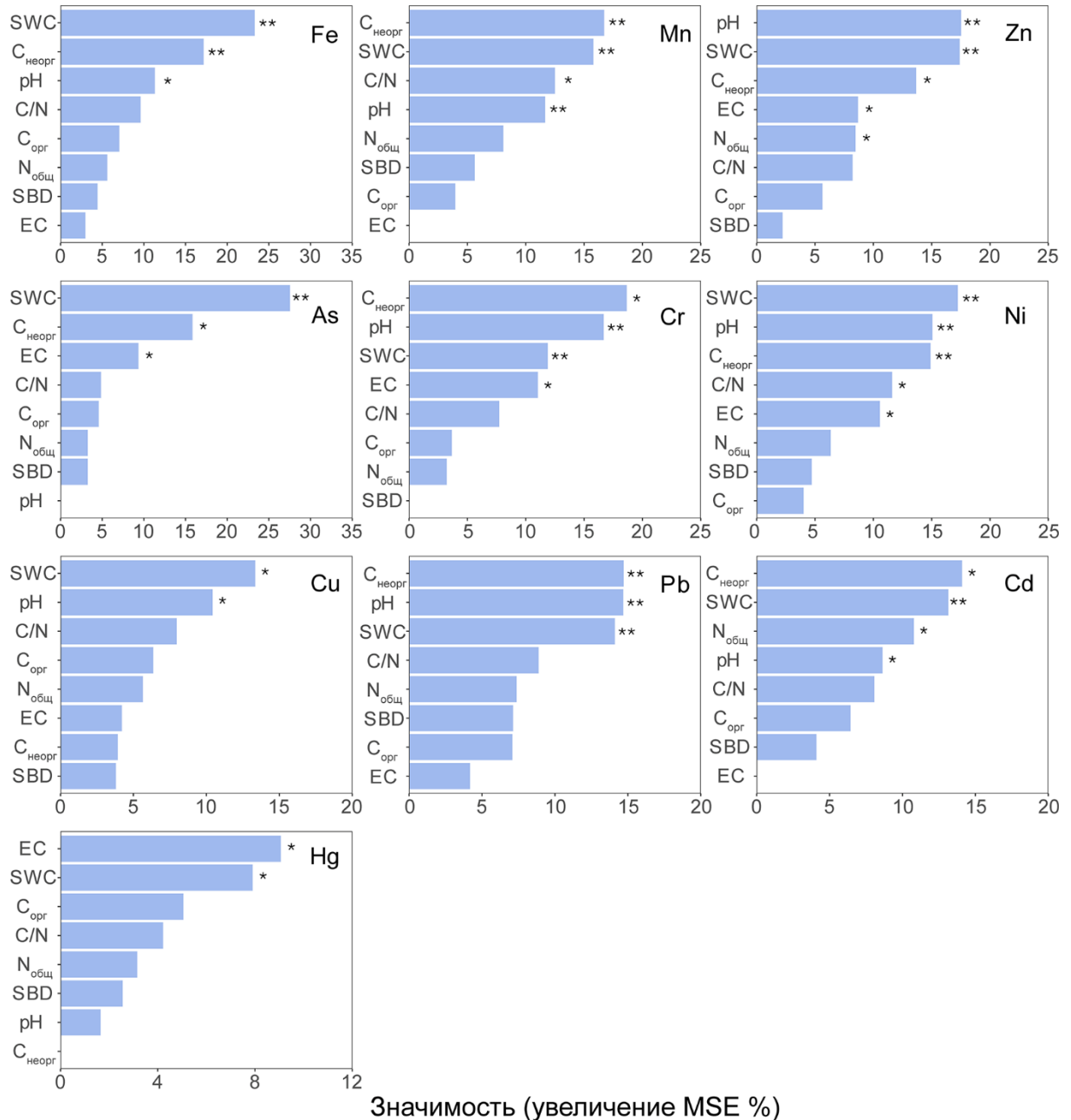


Рисунок 23 – Относительная значимость физико-химических свойств во влиянии на концентрации тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) в районах деградации криогенных почв Цинхай-Тибетского плато, выявленная с использованием модели Random forest (RF)

Примечание: \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$ .

В то же время результаты регрессионного анализа ТММ на разных стадиях деградации криогенных почв были обобщены в таблице 15. Во-первых, на участках с быстрым развитием солифлюкции влажность почвы объясняла 59–88% концентрации Fe, Mn, Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb и Cd (все  $p < 0,01$ ), соотношение C/N объясняло 45–60% концентрации Fe, Mn, Zn, As, Cr, Ni, Cu, Pb и Cd (все  $p < 0,05$ ), значение pH объясняло 36–41% концентрации Fe, Cr, и Ni (все  $p < 0,05$ ). Во-вторых, на участках с медленным проявлением солифлюкционного процесса влажность почвы объясняла 34–46% концентрации Mn, Zn, Cr, и Pb (все  $p < 0,05$ ), органический углерод почвы объяснял 36–52% концентрации Mn, Zn, Cr, Pb и Cd (все  $p < 0,05$ ), общий азот почвы объяснял 29–59% концентрации Mn, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb и Cd (все  $p < 0,05$ ), и неорганический углерод почвы объяснял 36–43% концентрации Mn, Zn, Cr, Ni и Cu (все  $p < 0,05$ ). В дальнейшем, основываясь на выявленных статистических результатах, проведено детальное обсуждение тенденций ТММ.

Таблица 15 – Коэффициенты детерминации ( $R^2$ ) регрессионного анализа между содержанием тяжёлых металлов и металлоидов (ТММ) и физико-химическими свойствами почвы на разных стадиях деградации криогенных почв

ТММ	Этапы	C <sub>орг</sub>	N <sub>общ</sub>	C/N	C <sub>неорг</sub>	pH	EC	SWC	SBD
Fe	1	n.s	0,05	0,25	0,45*(+)	0,06	0,07	0,17	0,27
	2	0,13	n.s	0,45*(-)	0,31	0,36*(-)	0,34**(-)	0,73***(-)	0,02
	3	0,19	0,25	n.s	0,30	0,07	0,06	0,14	0,04
Mn	1	n.s	0,17	0,11	0,33	0,05	0,03	0,07	0,10
	2	0,25	0,02	0,55**(-)	0,41*(+)	0,23	0,26	0,78***(-)	0,04
	3	0,52**(+)	0,59**(+)	0,02	0,36*(+)	0,23	0,04	0,46*(+)	0,20
Zn	1	n.s	0,03	0,15	0,11	0,37*(-)	0,27	0,48*(-)	0,04
	2	0,19	n.s	0,57**(-)	0,40*(+)	0,03	0,39*(-)	0,88***(-)	0,04
	3	0,36*(+)	0,42*(+)	0,03	0,36*(+)	0,21	0,02	0,35*(+)	0,17
As	1	0,08	n.s	0,24	0,50**(+)	n.s	n.s	0,18	0,41*(+)

	2	0,16	n.s	0,45*(-)	0,30	0,16	0,17	0,65**(-)	0,01
	3	0,22	0,23	0,02	0,02	0,01	0,09	0,13	0,04
Cr	1	n.s	0,08	0,20	0,18	0,26	0,32	0,38*(-)	0,07
	2	0,12	0,01	0,45*(-)	0,40*(+)	0,41*(-)	0,55**(-)	0,59**(-)	0,14
	3	0,37*(+)	0,44*(+)	0,02	0,38*(+)	0,22	0,07	0,40*(+)	0,16
Ni	1	0,01	0,13	0,19	0,26	0,18	0,18	0,25	0,10
	2	0,16	n.s	0,52**(-)	0,37*(+)	0,39*(-)	0,47*(-)	0,84***(-)	0,04
	3	0,25	0,32*(+)	n.s	0,40*(+)	0,14	0,09	0,21	0,06
Cu	1	0,03	0,01	0,03	0,07	0,10	0,04	0,19	0,03
	2	0,19	n.s	0,56**(-)	0,35*(+)	0,30(-)	0,36*(-)	0,84***(-)	0,05
	3	0,22	0,29*(+)	n.s	0,43*(+)	0,09	0,09	0,18	0,03
Pb	1	0,02	0,15	0,09	0,26	0,14	0,09	0,12	0,10
	2	0,20	n.s	0,54**(-)	0,38*(+)	0,28(-)	0,37*(-)	0,84***(-)	0,04
	3	0,43*(+)	0,51**(+)	0,05	0,25	0,19	0,04	0,34*(+)	0,17
Cd	1	n.s	0,08	0,19	0,46*(+)	0,02	0,01	0,07	0,34*(+)
	2	0,25	0,009	0,60**(-)	0,55**(+)	0,23	0,33*(-)	0,83***(-)	0,08
	3	0,42*(+)	0,46*(+)	0,09	0,05	0,18	0,01	0,19	0,14
Hg	1	0,01	0,01	0,23	n.s	n.s	n.s	n.s	0,16
	2	0,02	0,02	0,01	0,01	0,25	0,23	0,01	0,05
	3	0,05	0,05	n.s	n.s	0,08	0,11	n.s	n.s

Примечание: 1 – фоновая почва, незатронутая солифлюкцией, 2 – начальная стадия солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции) и 3 – финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции),  $C_{орг}$  – органический углерод почвы,  $N_{общ}$  – общий азот почвы,  $C_{неорг}$  – неорганический углерод почвы, pH – измерен в водной вытяжке (соотношение почва:вода = 1:2,5), EC – электропроводность, SWC – влажность почвы, SBD – объёмная масса почвы, \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$ .

Концентрации Fe и Mn увеличились в ряду от фоновой почвы до почвы с быстрым развитием солифлюкционного процесса криогенных почв, в отличие от изменений в содержании органического углерода и общего азота почвы. Увеличение концентраций Fe и Mn может быть обусловлено их ассоциацией с сульфидами или органическим веществом в окислительных условиях (Silva et al., 2018; Xu et al., 2019). Согласно последним исследованиям, активные

формы Fe и Mn увеличиваются в окислительных условиях и уменьшаются в восстановительных условиях при термокарстовых процессах (Kappler et al., 2021; Monhonval et al., 2022; Monhonval et al., 2023a). В рамках нашего исследования было обнаружено значительное отрицательное влияние влажности почвы на концентрации Fe и Mn на участках с быстрым развитием солифлюкции ( $R^2 = 0,73$  и  $0,78$ , все  $p < 0,001$ ), что может быть связано с уменьшением влажности почвы и увеличением концентрации Fe и Mn в почвенном профиле, подверженном воздействию кислорода.

На третьей стадии солифлюкции концентрации Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, и Cd уменьшились с 3.11% до 45.07% от почвы с быстрым развитием солифлюкции к почве с медленным проявлением солифлюкционного процесса. Среди них концентрации Fe и Mn снизились на участках с медленным развитием солифлюкционного процесса концентрации, показывая противоположную тенденцию по сравнению с их увеличением на участках с быстрым развитием солифлюкционного процесса. Это снижение может быть связано с формированием в почве восстановительных условий, способствующих иммобилизации ТММ через осаждение оксидов или образование сложных органо-минеральных соединений. Предыдущие исследования также показали, что Fe и Mn могут быть использованы в качестве геохимических индикаторов деградации многолетнемерзлых почв (Barker et al., 2023) и служат эффективными показателями для оценки реактивного пула ТММ, способного к образованию ассоциаций с органическим углеродом почвы (Monhonval et al., 2023b).

Более низкое отношение C/N на участках с быстрым развитием солифлюкции положительно коррелирует с ТММ (за исключением Hg) ( $R^2 = 0,45-0,60$ ,  $p < 0,05$ ), что может быть связано с тем, что вынос органического вещества сопровождается потерей ТММ (Lützow et al., 2006; Weil, Brady, 2017). Кроме того, на участках с быстрым развитием солифлюкции значение pH ( $8,47 \pm 0,34$ ) было выше, чем на участках фоновой почвы и медленного солифлюкционного процесса. В щелочных почвах растворимость некоторых

катионов металлов уменьшается при повышении pH (Lützow et al., 2006; Weil, Brady, 2017).

На третьей стадии деградации, характеризующейся медленным развитием солифлюкции криогенных почв, влажность почвы оказалась связана с ТММ. Это можно объяснить тем, что высокая влажность почвы на конечной стадии солифлюкционного процесса, как правило, приводит к возникновению анаэробных условий в почве, которые могут влиять на химическое состояние и мобильность ТММ (Audry et al., 2011; Ji et al., 2021b; Silva et al., 2018). Между тем небольшое снижение концентраций ТММ было связано с органическим углеродом и общим азотом почвы на участках финальной стадии солифлюкции, что также может объясняться хелатированием и соосаждением органических веществ (Audry et al., 2011; Ji et al., 2021b; Silva et al., 2018). Среди них Fe, Mn, Zn, Cu, Ni и Cd были более подвижными, чаще присутствовали в виде коллоидов или комплексных ионов (Lützow et al., 2006; Weil, Brady, 2017). Кроме того, пониженные концентрации Mn и Cu обычно наблюдаются в торфяниках с высоким содержанием органического вещества (Pokrovsky et al., 2011). Концентрация Cd может быть связана с распределением почвенного гумуса в районах многолетнемерзлых почв (Ji et al., 2021b; Raudina et al., 2017; Xu et al., 2019).

Кроме того, изменение концентрации As и Hg оказалось неравномерным. Фоновое значение концентрации As на Цинхай-Тибетском плато было высоким, в основном из-за процесса выветривания богатых мышьяком сульфидов (Guo et al., 2019; Yu et al., 2019). Множество исследований подтверждают существенную взаимосвязь между Hg и органическим углеродом в почве (Mu et al., 2020a; Mu et al., 2019; Schaefer et al., 2020; Schuster et al., 2011), однако концентрация Hg (0,004–0,077 мг кг<sup>-1</sup>) оказалась слишком низкой и легко подверженной воздействию других факторов, таких как осадки и криотурбация (Ci et al., 2016; Gu et al., 2020; Olson et al., 2018; Sun et al., 2020; Wang et al., 2023).

### 3.3.3 Воздействие процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода, общего азота и тяжёлых металлов и металлоидов в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Процесс деградации криогенных почв изменяет микро- и мезорельеф, влажность почвы, окислительно-восстановительные условия, степень минерализации соединений углерода и выраженность процесса криогенного массообмена. На основе анализа соответствующей литературы (Kabata-Pendias, 2000; Weil, Brady, 2017) и ранее полученных собственных статистических результатов было исследовано прямое и косвенное воздействие процесса деградации криогенных почв на содержание органического углерода и общего азота, а также ТММ в почвах с использованием модели PLS-PM (рис. 24).

Полученные результаты указали на то, что стадии процесса деградации криогенных почв оказали косвенное воздействие на содержание органического углерода и общего азота в почве ( $R^2 = 0,70$ ), и также на ТММ ( $R^2 = 0,67$ ). Процессы деградации криогенных почв непосредственно влияли на влажность почв (стандартизированный коэффициент пути: 0,46,  $p < 0,01$ ) и объёмную массу почвы (стандартизированный коэффициент пути: 0,54,  $p < 0,001$ ). Влажность почвы дополнительно была связана с рН почвы (стандартизированный коэффициент пути: 0,51,  $p < 0,05$ ) и содержанием органического углерода и общего азота почвы (стандартизированный коэффициент пути: 0,58,  $p < 0,001$ ). Объёмная масса почвы также была связана с неорганическим углеродом почвы (стандартизированный коэффициент пути: 0,86,  $p < 0,001$ ) и с содержанием органического углерода и общего азота почвы (стандартизированный коэффициент пути: -0,38,  $p < 0,01$ ). Кроме того, органический углерод и общий азот почвы были связаны с рН почвы (стандартизированный коэффициент пути: -0,90,  $p < 0,001$ ) и неорганическим углеродом почвы (стандартизированный коэффициент пути: 0,63,  $p < 0,01$ ). Органический углерод и общий азот почвы не оказали прямого влияния на

ТММ (стандартизированный коэффициент пути 0.28,  $p > 0.05$ ). Влажность почвы (стандартизированный коэффициент пути:  $-0,80$ ,  $p < 0,001$ ) и объёмная масса почвы (стандартизированный коэффициент пути:  $-0,46$ ,  $p < 0,05$ ) были связаны с ТММ. Неорганический углерод почвы оказал значительное влияние на ТММ (стандартизированный коэффициент пути:  $0,76$ ,  $p < 0,001$ ), а pH почвы был связан с ТММ (стандартизированный коэффициент пути:  $-0,30$ ,  $p < 0,05$ ). Таким образом, органический углерод и общий азот почв косвенно влияли на ТММ через неорганический углерод почвы и pH почвы. Ниже проведено детальное обсуждение этих результатов.

Процесс деградации криогенных почв изменяет влажность почвы и приводит к трансформации окислительно-восстановительных условий. Результаты модели PLS-PM в данном исследовании также показали, что процессы деградации криогенных почв непосредственно влияли на влажность почвы (стандартизированный коэффициент пути:  $0,46$ ,  $p < 0,01$ ). При этом влажность почвы оказала непосредственное влияние на концентрации ТММ (стандартизированный коэффициент пути:  $-0,80$ ,  $p < 0,001$ ). Колебания влажности почвы, включая чередование увлажнения и высыхания, вызывали эффекты Бирча, которые характеризуются резким повышением микробной активности и перемещением ТММ при повторном увлажнении сухой почвы (Birch H.F., 1958; Lipson et al., 2012; Ernakovich et al., 2017). Эти процессы усиливают окислительно-восстановительные реакции металлов, изменяя их кристалличность и состояние оксидов (например, Fe и Mn), что дополнительно влияет на стабильность и подвижность ТММ в почвах (Tabatabai et al., 2005; Inagaki et al., 2020; Monhonval et al., 2021; Patzner et al., 2020; Winkler et al., 2018).

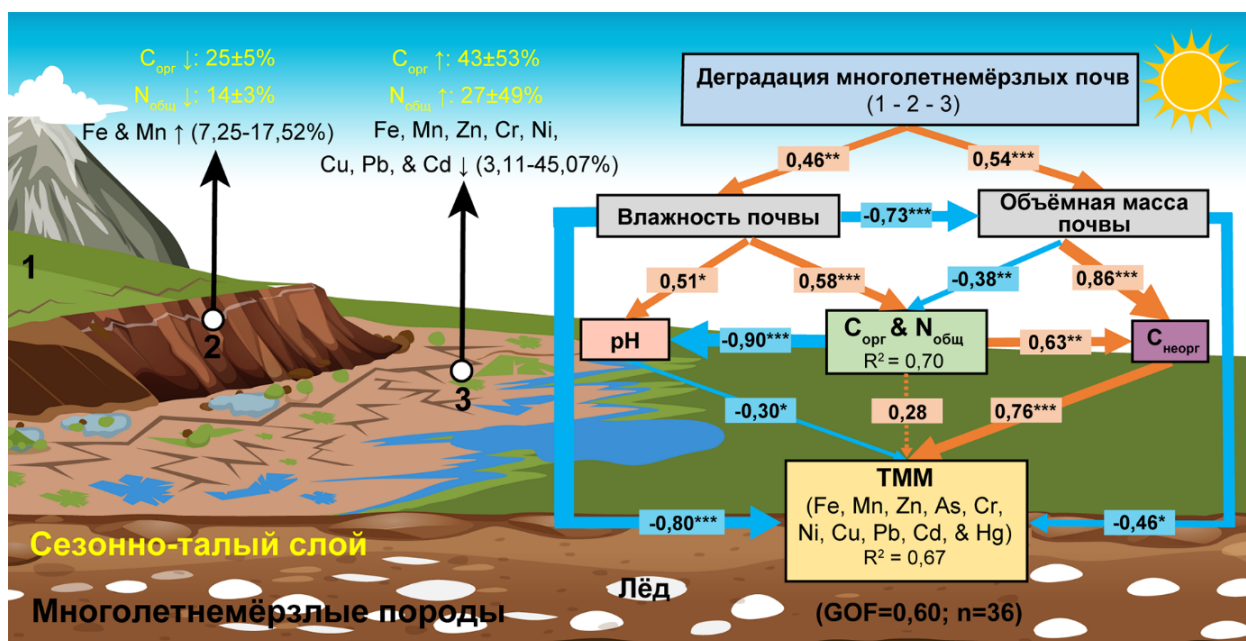


Рисунок 24 – Механизм влияния стадий деградации криогенных почв с использованием модели partial least squares path modeling (PLS-PM) в центральной части Цинхай-Тибетского плато

Примечание: 1 – фоновая почва, незатронутая солифлюкцией;

2 – начальная стадия солифлюкции, т.е. быстрый процесс солифлюкции;

3 – финальная стадия солифлюкции, т.е. медленный процесс солифлюкции;

C<sub>орг</sub> – органический углерод почвы; N<sub>общ</sub> – общий азот почвы;

C<sub>неорг</sub> – неорганический углерод почвы; pH – измерен в водной вытяжке (соотношение почва : вода = 1:2,5); TMM – тяжёлые металлы и металлоиды.

Цифры, примыкающие к стрелкам, обозначают стандартизированные коэффициенты пути. Оранжевые стрелки обозначают положительные взаимосвязи, синие стрелки – отрицательные, пунктирные стрелки – несущественные. Толщина линии указывает на степень силы соответствующего коэффициента пути. Модель PLS-PM оценивалась по параметру степени соответствия (goodness of fit, GOF).

\*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$ .

Органический углерод и общий азот почвы были связаны с pH почвы (стандартизированный коэффициент пути:  $-0,90$ ,  $p < 0,001$ ). Многие исследования показали, что увеличение содержания органического углерода и общего азота в почве способствует снижению значения pH (Sun et al., 2023; Hu et al., 2024). Это может быть связано с тем, что микробное разложение органического вещества сопровождается образованием органических кислот и процессами нитрификации, которые приводят к накоплению ионов H<sup>+</sup> и, соответственно, подкислению почвы (Орлов Д.С., 1985; Weil, Brady, 2017). Кроме того, pH почвы был основным фактором, влияющим на взаимосвязь

органического углерода и общего азота почв с ТММ. Активность микробных сообществ, включая бактерий, грибов и архей в криогенных почвах, изменяется под воздействием pH (Andersson, Nilsson, 2001; Wu X. et al., 2018; Philippot et al., 2024), тем самым влияя на круговорот органического углерода и общего азота в почвах (Bhattacharyya et al., 2022; Zhong et al., 2022). pH почвы также играет важную роль в растворимости и скорости растворения оксидов и гидроксидов металлов (Kleber et al., 2015). pH почвы был связан с ТММ (стандартизированный коэффициент пути:  $-0,30$ ,  $p < 0,05$ ). При повышении pH формируются нерастворимые соединения оксидов и гидроксидов металлов, что приводит к снижению концентрации ТММ в почвах (Weil, Brady, 2017). Следовательно, pH почвы является ключевым звеном во влиянии органического углерода и общего азота почв на ТММ.

Процесс деградации криогенных почв может изменять степень минерализации соединений углерода в почве. Степень минерализации соединений углерода определяется скоростью превращения органических соединений углерода в неорганические формы (Weil, Brady, 2017). При этом неорганические формы углерода представлены преимущественно в виде карбонатов, таких как кальцит ( $\text{CaCO}_3$ ) и доломит ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) (Weil, Brady, 2017). Физический процесс включает механическое перераспределение карбонатов вследствие изменений температуры и влажности, тогда как химический процесс обусловлен микробиологическим разложением органического вещества с выделением  $\text{CO}_2$ , который, взаимодействуя с почвенным раствором, образует угольную кислоту ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) и затем вступает в реакции осаждения карбонатов (Орлов Д.С., 1985; Weil, Brady, 2017). Органический углерод и общий азот почв статистически связаны с неорганическим углеродом почвы (стандартизированный коэффициент пути:  $0,63$ ,  $p < 0,01$ ), что может свидетельствовать о сопряжённости процессов разложения органического вещества и образования карбонатов. При микробной активности и достаточной концентрации катионов осаждение

карбонатов может становиться доминирующим, увеличивая долю неорганического углерода почвы (Yu et al., 2021; Ferdush, Paul, 2021).

Неорганический углерод почвы влияет на поведение ТММ в криогенных экосистемах через молекулярные механизмы, включая сорбцию и осаждение. Неорганический углерод почвы положительно коррелирует с ТММ (стандартизированный коэффициент пути: 0,76,  $p < 0,001$ ), что может быть связано с участием карбонатов в процессах фиксации ТММ. Карбонаты способны сорбировать и закреплять ТММ на своей поверхности через ионный обмен, изоморфные замещения, комплексообразование и образование труднорастворимых солей, что снижает подвижность ТММ (Fontes, dos Santos, 2009; Sipos et al., 2008; Amirbahman et al., 2010; Li et al., 2022).

Процесс деградации криогенных почв существенно изменяет выраженность процесса криогенного массообмена. Полученные результаты указали на то, что стадии процесса деградации криогенных почв оказали косвенное воздействие на органический углерод и общий азот почвы ( $R^2 = 0,70$ ), и также на ТММ ( $R^2 = 0,67$ ). Ряд исследований подчёркивает, что взаимодействие между органическим углеродом и ТММ играет важную роль в сохранении органического углерода почвы в процессе деградации криогенных почв (Possinger et al., 2020; Kleber et al., 2021; Thomas et al., 2023). ТММ могут стабилизировать органический углерод почвы, уменьшая его разложение и, следовательно, снижая выбросы парниковых газов в результате таяния многолетнемёрзлых почв (Monhonval et al., 2022; Liu F. et al., 2022). Однако деградация почв приводит к понижению микро- и мезорельефа и таянию подземных льдов, вызывая периодическую или постоянную гипоксию. Это способствует растворению металлоорганических оксидов и комплексов, повышая подвижность ТММ (Таргульян В.О., 2005; Herndon et al., 2020; Monhonval et al., 2023a). В то же время, наше исследование выявило значительное снижение концентраций ТММ на третьей стадии деградации, характеризующейся медленным развитием солифлюкции криогенных почв,

что может ослабить их способность к аккумуляции, соосаждению и хелатированию с органическим веществом, тем самым снижая степень стабилизации органо-минеральных соединений. В будущих исследованиях необходимо учитывать больше факторов (температура почвы, содержание мерзлых пород, мощность сезонно-талого слоя, реактивность и подвижность ТММ, накопление и разложение органо-минеральных веществ, микробиологическая дегградация органических соединений и т. д.) для более точного прогнозирования биогеохимических процессов, связанных с органическим углеродом, общим азотом и ТММ в почвах в контексте изменения климата.

## ВЫВОДЫ

(1) Почвы центральной части Ямальского региона представлены преимущественно альфегумусовыми и торфяными отделами. В почвенных профилях центральной части Ямальского региона распределение содержания ТММ связано с содержанием органического углерода и общего азота, типом почвы (агродерново-подбуры иллювиально-железистые) и воздействием антропогенной деятельности (технотурбации). Основными источниками ТММ в криогенных почвах центральной части Ямальского региона являются почвообразующие породы, дальний атмосферный перенос, предшествующая сельскохозяйственная деятельность и транспорт. Криогенные почвы центральной части Ямальского региона находятся в практически незагрязнённом состоянии.

(2) На территории Цинхай-Тибетского плато доминируют слаборазвитые и криогенные почвы. Распределение ТММ в почвенных профилях центральной части Цинхай-Тибетского плато обусловлено типом растительного покрова. В частности, за исключением Cd и Hg, наибольшие концентрации ТММ наблюдаются в почвах альпийского влажного луга, затем следуют почвы альпийских лугов, а самые низкие значения отмечаются в почвах альпийской опустыненной степи. Основными источниками ТММ в криогенных почвах центральной части Цинхай-Тибетского плато являются почвообразующие породы, атмосферный перенос и транспорт. Концентрации Hg и Cd представляют потенциальные экологические риски в криогенных почвах Цинхай-Тибетского плато.

(3) Тенденции накопления ТММ сильно различаются для обоих объектов исследования. Концентрации ТММ в почвах центральной части Ямальского региона значительно ниже, чем в почвах Цинхай-Тибетского плато, что обусловлено спецификой процессов почвообразования и особенностями источников поступления ТММ. В частности, почвы в центральной части Ямальского региона преимущественно характеризуются легким

гранулометрическим составом, с низкой способностью к накоплению металлов. В то же время регион Цинхай-Тибетского плато подвержен воздействию Индийского муссона и западных ветров, которые переносят ТММ из районов с антропогенной нагрузкой, что приводит к аккумуляции загрязняющих веществ.

(4) Процесс деградации криогенных почв изменяет микро- и мезорельеф, влажность почвы, окислительно-восстановительные условия, степень минерализации соединений углерода и выраженность процесса криогенного массообмена, что ещё больше влияет на перераспределение органического углерода, общего азота и ТММ в почвенном профиле. Интенсивный солифлюкционный процесс при деградации ландшафтов криолитозоны приводит к увеличению потери органического углерода и общего азота почв. Концентрации Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb и Cd снижаются в ходе медленного развития солифлюкции криогенных почв. Fe и Mn могут быть использованы в качестве геохимических индикаторов деградации многолетнемёрзлых почв. При этом значительное снижение концентраций ТММ на третьей стадии деградации, характеризующейся медленным развитием солифлюкции криогенных почв, может ослабить их способность к аккумуляции, совместному осаждению и хелатированию с органическим веществом, тем самым снижая степень стабилизации органо-минеральных соединений.

Таким образом, наше исследование выявило основные закономерности накопления ТММ в криогенных почвах высокоширотного Ямальского региона и высокогорного Цинхай-Тибетского плато, определило потенциальные источники ТММ в двух криогенных районах, проанализировало местные потенциальные экологические риски, связанные с ТММ, и исследовало воздействие процесса деградации криогенных почв на содержание почвенного органического углерода, общего азота и ТММ. Результаты исследования могут служить научной основой для дальнейших исследований экологической безопасности и геохимического поведения в условиях изменения климата в криолитозоне.

**СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ**

1. Алексеев, И.И. Оценка экотоксикологического состояния почв Полярного Урала и южного Ямала / И.И. Алексеев, Н.В. Динкелакер, А.А. Орипова, Г.А. Семьина, А.А. Морозов, Е.В. Абакумов // Гигиена и санитария. – 2017. – Т. 96. – № 10. – С. 941–945.
2. Аринушкина, Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. – Москва: Издательство Московского университета, 1970. – 244 с.
3. Буданцева, Н.А. Стабильные изотопы кислорода, водорода и углерода и возраст палыза близ поселка Елецкий, северо-восток Большеземельской тундры / Н.А. Буданцева, Ю.Н. Чижова, Л.Б. Блудушкина, Ю.К. Васильчук // Арктика и Антарктика. – 2017. – № 4. – С. 38–56.
4. Ван, В. Влияние процесса деградации многолетнемерзлых почв на содержание почвенного органического углерода, общего азота и микроэлементов в центральной части Цинхай-Тибетского плато / В. Ван, Е.В. Абакумов, С. Ву, С. Ян // Международная научно-практическая конференция «Региональное сотрудничество БРИКС: современные проблемы экологии и природопользования», Петрозаводск, Республика Карелия, 18–20 сентября 2024 года. – Петрозаводск: Карельский научный Центр РАН, 2024. – С. 114.
5. Ван, В. Методы и подходы восстановления окружающей среды на углепромышленной территории имени Мули в зоне многолетнемерзлых почв Цинхай-Тибетского плато / В. Ван, Е.В. Абакумов, Г. Ли, П. Ли // Биомониторинг в Арктике: Сборник материалов III международной конференции, Архангельск, 11–12 октября 2022 года. – Архангельск: Северный (Арктический) федеральный университет имени М. В. Ломоносова, 2022. – С. 22–24.
6. Ван, В., Абакумов, Е.В., Низамутдинов, Т.И., Печкин, А.С. Оценка экотоксикологического состояния мерзлотных почв Надымского района

- ЯНАО и Цинхай-Тибетского плато // Всероссийская научно-практическая конференция «МЕРЗЛОТНЫЕ ПОЧВЫ В АНТРОПОЦЕНЕ», Салехард-Лабытнанги, ЯНАО. – 2023. – С. 245–246.
7. Гололобова, А.Г. Экогеохимический мониторинг почвенного покрова на участках алмазодобычи в Западной Якутии / А.Г. Гололобова, Я.Б. Легостаева // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2020. – Т. 331. – № 12. – С. 146–157.
  8. Григорьева, А.А. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды в условиях криолитозоны / А.А. Григорьева, Г.Е. Миронова, Л.Д. Олесова, З.Н. Кривошапкина, Е.И. Семенова, А.В. Ефремова, Л.И. Константинова, А.И. Яковлева, Е.Д. Охлопкова // Проблемы региональной экологии. – 2018. – № 6. – С. 51–58.
  9. Дымов, А.А. Фоновое содержание тяжелых металлов, мышьяка и углеводородов в почвах Большеземельской тундры / А.А. Дымов, Е.М. Лаптева, А.В. Калашников, С.В. Денева // Химия природных сред и объектов. – 2010. – № 4. – С. 43–48.
  10. Ершов, Э.Д. Геокриология, СССР. Европейская территория СССР / Э.Д. Ершов, П.Ф. Швецов, Л.С. Гарагуля. – Москва: Издательство Недр, 1988. – 357 с.
  11. Кириллук Л.И. Гигиеническая значимость тяжёлых металлов в оценке состояния здоровья населения Крайнего Севера: диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук: 14.00.07 / Кириллук Лариса Ивановна. – М., 2006. – 337 с.
  12. Кононова, М.М. Органическое вещество почвы / М.М. Кононова. – Москва: Издательство Академии наук СССР, 1963. – 315 с.
  13. Крыленков, В.А. Микробиота земной криосферы / В.А. Крыленков, А.Е. Гончаров. – Санкт-Петербург: Издательство Фолиант, 2019. – 448 с.
  14. Московченко, Д.В. Биогеохимические особенности ландшафтов Надымского района Ямало-Ненецкого автономного округа / Д.В.

- Московченко, Е.А. Романенко // Вестник Нижневарттовского государственного университета. – 2022. – № 4(60). – С. 122–136.
15. Опекунова, М.Г. Фоновое содержание химических элементов в почвах и донных осадках севера Западной Сибири / М.Г. Опекунова, А.Ю. Опекунов, С.Ю. Кукушкин, А.Г. Ганул // Почвоведение. – 2019. – № 4. – С. 422–439.
  16. Орлов, Д.С. Органическое вещество почв Российской Федерации / Д.С. Орлов, О.Н. Бирюкова, Н.И. Суханова. – Москва: Наука, 1996. – 258 с. (1996а).
  17. Орлов, Д.С. Химия и охрана почв / Д.С. Орлов // Соросовский образовательный журнал. – 1996. – № 3. – С. 65–74. (1996б).
  18. Орлов, Д.С. Химия почв: учебник / Д.С. Орлов. – Москва: Издательство Московского университета, 1985. – 376 с.
  19. Растворова, О.Г. Химический анализ почв: учебное пособие / О.Г. Растворова, Д.П. Андреев, Э.И. Гагарина, Г.А. Касаткина, Н.Н. Федорова. – Санкт-Петербург: Издательство Санкт-Петербургского университета, 1995. – 261 с.
  20. Сорочинская, Д.А. Структура и распределение надземной фитомассы тундровых сообществ Западной Сибири / Д.А. Сорочинская, Н.Б. Леонова // Экосистемы: экология и динамика. – 2020. – Т. 4. – № 3. – С. 5–33.
  21. Таргульян, В.О. Элементарные почвообразовательные процессы / В.О. Таргульян // Почвоведение. – 2005. – № 12. – С. 1413–1422.
  22. Шамилишвили, Г.А. Изменение запаса органического углерода и общего азота почв под влиянием линейного строительства в зоне островного распространения многолетнемёрзлых пород на примере Надымского района Ямало-Ненецкого автономного округа / Г.А. Шамилишвили, Е.В. Абакумов, А.С. Печкин, В.О. Кобелев // Научный вестник Ямало-Ненецкого автономного округа. – 2017. – № 1(94). – С. 87–91.

23. Шамрикова, Е.В. Проблемы и ограничения дихроматометрического метода измерения содержания почвенного органического вещества (обзор) / Е.В. Шамрикова, Е.В. Ванчикова, Б.М. Кондратёнок, Е.М. Лаптева, С.Н. Кострова // Почвоведение. – 2022. – № 7. – С. 787–794.
24. Шеин, Е.В. Гранулометрический состав почв: проблемы методов исследования, интерпретации результатов и классификаций / Е.В. Шеин // Почвоведение. – 2009. – № 3. – С. 309–317.
25. Шеин, Е.В. Курс физики почв / Е.В. Шеин. – Москва: Издательство Московского университета, 2005. – 432 с.
26. Шишов, Л.Л. Классификация и диагностика почв России / Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов, И.И. Лебедева, М.И. Герасимова. – Смоленск: Ойкумена, 2004. – 341 с.
27. Якимов, А.С. Новая книга о криогенных почвах Западной Сибири / А.С. Якимов // Почвоведение. – 2012. – № 7. – С. 812–813.
28. Abakumov, E. Trace element content in soils of the King George and Elephant islands, maritime Antarctica / E. Abakumov, A. Lupachev, M. Andreev // Chemistry and Ecology. – 2017. – Vol. 33. – No. 9. – P. 856–868. (2017a).
29. Abakumov, E. The influence of brown and south polar skua on the content of plant nutrient in the soils from the Fildes Peninsula (King George Island, West Antarctica) / E. Abakumov, A. Lupachev, M. Andreev, W. Wang, X. Ji // Chemistry and Ecology. – 2020. – Vol. 37. – No. 2. – P. 185–199.
30. Abakumov, E. Effect of the Wildfires on Sandy Podzol Soils of Nadym Region, Yamalo-Nenets Autonomous District, Russia / E. Abakumov, A. Pechkin, E. Chebykina, G. Shamilishvili // Applied and Environmental Soil Science. – 2020. – Vol. 2020. – P. 1–8.
31. Abakumov, E. Soil polychemical contamination on Belyi Island as key background and reference plot for Yamal region / E. Abakumov, G. Shamilishvili, A. Yurtaev // Polish Polar Research. – 2017. – Vol. 38. – No. 3. – P. 313–332. (2017b).

32. Abakumov, E. Microbial Composition of Natural, Agricultural, and Technogenic Soils of Both Forest and Forest Tundra of the Russian North / E. Abakumov, A. Zverev, E. Andronov, T. Nizamutdinov // *Applied Sciences*. – 2023. – Vol. 13. – No. 15. – ID 8981.
33. Abbott, B.W. Permafrost collapse alters soil carbon stocks, respiration, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O in upland tundra / B.W. Abbott, J.B. Jones // *Global Change Biology*. – 2015. – Vol. 21. – No. 12. – P. 4570–4587. (2015a).
34. Abbott, B.W. Patterns and persistence of hydrologic carbon and nutrient export from collapsing upland permafrost / B.W. Abbott, J.B. Jones, S.E. Godsey, J.R. Larouche, W.B. Bowden // *Biogeosciences*. – 2015. – Vol. 12. – No. 12. – P. 3725–3740. (2015b).
35. Abbott, B.W. Elevated dissolved organic carbon biodegradability from thawing and collapsing permafrost / B.W. Abbott, J.R. Larouche, J.B. Jones, W.B. Bowden, A.W. Balsler // *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. – 2014. – Vol. 119. – No. 10. – P. 2049–2063.
36. Abraham, G.M. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand / G.M. Abraham, R.J. Parker // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2008. – Vol. 136. – P. 227–238.
37. Akerman, H.J. Thawing Permafrost and Thicker Active Layers in Sub-arctic Sweden / H.J. Akerman, M. Johansson // *Permafrost and Periglacial Processes*. – 2008. – Vol. 19. – No. 3. – P. 279–292.
38. Alekseev, I. Content of Trace Elements in Soils of Eastern Antarctica: Variability Across Landscapes / I. Alekseev, E. Abakumov // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2021. – Vol. 80. – No. 2. – P. 368–388.
39. Allen-Gil, S.M. Heavy metal contamination in the Taimyr peninsula, Siberian Arctic / S.M. Allen-Gil, J. Ford, B.K. Lasorsa, M. Monetti, T. Vlasova, D.H.

- Landers // *Science of The Total Environment*. – 2003. – Vol. 301. – No. 1–3. – P. 119–138.
40. Amirbahman, A. Mobilization of metals and phosphorus from intact forest soil cores by dissolved inorganic carbon / A. Amirbahman, B.C. Holmes, I.J. Fernandez, S.A. Norton // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2010. – Vol. 171. – No. 1. – P. 93–110.
41. Andersson, S. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus / S. Andersson, S.I. Nilsson // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2001. – Vol. 33. – No. 9. – P. 1181–1191.
42. Antcibor, I. Trace metal distribution in pristine permafrost-affected soils of the Lena River delta and its hinterland, northern Siberia, Russia / I. Antcibor, A. Eschenbach, S. Zubrzycki, L. Kutzbach, D. Bolshiyarov, E.M. Pfeiffer // *Biogeosciences*. – 2014. – Vol. 11. – No. 1. – P. 1–15.
43. Audry, S. Organic matter mineralization and trace element post-depositional redistribution in Western Siberia thermokarst lake sediments / S. Audry, O.S. Pokrovsky, L.S. Shirokova, S.N. Kirpotin, B. Dupré // *Biogeosciences*. – 2011. – Vol. 8. – No. 11. – P. 3341–3358.
44. Bachelder, J. Chemical and microphysical properties of wind-blown dust near an actively retreating glacier in Yukon, Canada / J. Bachelder, M. Cadieux, C. Liu-Kang, P. Lambert, A. Filoche, J.A. Galhardi, M. Hadioui, A. Chaput, M.P. Bastien-Thibault, K.J. Wilkinson, J. King, P.L. Hayes // *Aerosol Science and Technology*. – 2020. – Vol. 54. – No. 1. – P. 2–20.
45. Bandara, S. Postdepositional Mercury Mobility in a Permafrost Peatland from Central Yukon, Canada / S. Bandara, D.G. Froese, V.L. St. Louis, C.A. Cooke, F. Calmels // *ACS Earth and Space Chemistry*. – 2019. – Vol. 3. – No. 5. – P. 770–778.
46. Barker, A.J. Iron Oxidation-Reduction Processes in Warming Permafrost Soils and Surface Waters Expose a Seasonally Rusting Arctic Watershed / A.J.

- Barker, T.D. Sullivan, W.B. Baxter, R.A. Barbato, S. Gallaher, G.E. Patton, J.P. Smith, T.A. Douglas // *ACS Earth and Space Chemistry*. – 2023. – Vol. 7. – No. 8. – P. 1479–1495.
47. Beaudon, E. Central Tibetan Plateau atmospheric trace metals contamination: A 500-year record from the Puruogangri ice core / E. Beaudon, P. Gabrielli, M.R. Sierra-Hernandez, A. Wegner, L.G. Thompson // *Science of The Total Environment*. – 2017. – Vol. 601–602. – P. 1349–1363.
48. Bhakta, S. Trace elements and their potential risk assessment on polar ecosystem of Larsemann Hills, East Antarctica / S. Bhakta, T.K. Rout, D. Karmakar, C. Pawar, P.K. Padhy // *Polar Science*. – 2022. – Vol. 31. – ID 100788.
49. Bhardwaj, L. Persistent Organic Pollutants in Biotic and Abiotic Components of Antarctic Pristine Environment / L. Bhardwaj, A. Chauhan, A. Ranjan, T. Jindal // *Earth Systems and Environment*. – 2018. – Vol. 2. – No. 1. – P. 35–54.
50. Bhattacharyya, S.S. Soil carbon sequestration – An interplay between soil microbial community and soil organic matter dynamics / S.S. Bhattacharyya, G.H. Ros, K. Furtak, H.M.N. Iqbal, R. Parra-Saldivar // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 815. – ID 152928.
51. Birch, H.F. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability / H.F. Birch // *Plant and Soil*. – 1958. – Vol. 10. – P. 9–31.
52. Bockheim, J. Climate warming and permafrost dynamics in the Antarctic Peninsula region / J. Bockheim, G. Vieira, M. Ramos, J. López-Martínez, E. Serrano, M. Guglielmin, K. Wilhelm, A. Nieuwendam // *Global and Planetary Change*. – 2013. – Vol. 100. – P. 215–223.
53. Braddock, J.F. Hydrologic and microbiological factors affecting persistence and migration of petroleum hydrocarbons spilled in a continuous-permafrost region / J.F. Braddock, K.A. Mccarthy // *Environmental Science & Technology*. – 1996. – Vol. 30. – No. 8. – P. 2626–2633

54. Cabrerizo, A. Influence of organic matter content and human activities on the occurrence of organic pollutants in Antarctic soils, lichens, grass, and mosses / A. Cabrerizo, J. Dachs, D. Barcelo, K.C. Jones // *Environmental Science & Technology*. – 2012. – Vol. 46. – No. 3. – P. 1396–1405.
55. Cabrerizo, A. Climatic and biogeochemical controls on the remobilization and reservoirs of persistent organic pollutants in Antarctica / A. Cabrerizo, J. Dachs, D. Barcelo, K.C. Jones // *Environmental Science & Technology*. – 2013. – Vol. 47. – No. 9. – P. 4299–4306.
56. Cao, W. Spatial variability and source analysis of typical soil trace elements at permafrost section along national highway 214 in the eastern Qinghai-Tibet Plateau / W. Cao, Y. Sheng, J. Wu, E. Peng, R. Gao, M. Zhou // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – Vol. 45. – No. 5. – P. 1819–1840.
57. Casey, K.A. The spectral and chemical measurement of pollutants on snow near South Pole, Antarctica / K.A. Casey, S.D. Kaspari, S.M. Skiles, K. Kreutz, M.J. Handley // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2017. – Vol. 122. – No. 12. – P. 6592–6610.
58. Chen, J. Magnitudes and patterns of large-scale permafrost ground deformation revealed by Sentinel-1 InSAR on the central Qinghai-Tibet Plateau / J. Chen, T. Wu, D. Zou, L. Liu, X. Wu, W. Gong, X. Zhu, R. Li, J. Hao, G. Hu, Q. Pang, J. Zhang, S. Yang // *Remote Sensing of Environment*. – 2022. – Vol. 268. – ID 112778.
59. Chu, Z. Assessment of heavy metal contamination from penguins and anthropogenic activities on Fildes Peninsula and Ardley Island, Antarctic / Z. Chu, Z. Yang, Y. Wang, L. Sun, W. Yang, L. Yang, Y. Gao // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 646. – P. 951–957.
60. Ci, Z. Air-surface exchange of gaseous mercury over permafrost soil: an investigation at a high-altitude (4700 m a.s.l.) and remote site in the central Qinghai-Tibet Plateau / Z. Ci, F. Peng, X. Xue, X. Zhang // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2016. – Vol. 16. – No. 22. – P. 14741–14754.

61. Ci, Z. Temperature sensitivity of gaseous elemental mercury in the active layer of the Qinghai-Tibet Plateau permafrost / Z. Ci, F. Peng, X. Xue, X. Zhang // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 238. – P. 508–515.
62. Ci, Z. Permafrost Thaw Dominates Mercury Emission in Tibetan Thermokarst Ponds / Z. Ci, F. Peng, X. Xue, X. Zhang // *Environmental Science & Technology*. – 2020. – Vol. 54. – No. 9. – P. 5456–5466.
63. Dallmann, W.K. Geoscience atlas of Svalbard / W.K. Dallmann. – Tromsø: Norsk polarinstitutt, 2015. – 292 p.
64. DeMarco, J. The Effects of Snow, Soil Microenvironment, and Soil Organic Matter Quality on N Availability in Three Alaskan Arctic Plant Communities / J. DeMarco, M.C. Mack, M.S. Bret Harte // *Ecosystems*. – 2011. – Vol. 14. – No. 5. – P. 804–817.
65. Dhaliwal, S.S. Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: a review / S.S. Dhaliwal, J. Singh, P.K. Taneja, A. Mandal // *Environmental Science and Pollution Research International*. – 2020. – Vol. 27. – No. 2. – P. 1319–1333.
66. Dong, Z. New insights into trace elements deposition in the snow packs at remote alpine glaciers in the northern Tibetan Plateau, China / Z. Dong, S. Kang, X. Qin, X. Li, D. Qin, J. Ren // *Science of The Total Environment*. – 2015. – Vol. 529. – P. 101–113.
67. Elberling, B. Natural heavy metal release by sulphide oxidation in the High Arctic / B. Elberling, B. Langdahl // *Canadian Science Publishing*. – 1998. – Vol. 35. – No. 5. – P. 895–901.
68. Ernakovich, J.G. Redox and temperature sensitive changes in microbial communities and soil chemistry dictate greenhouse gas loss from thawed permafrost / J.G. Ernakovich, L.M. Lynch, P.E. Brewer, F.J. Calderon, M.D. Wallenstein // *Biogeochemistry*. – 2017. – Vol. 134. – P. 183–200.

69. Evseev, A.V. Toxic metals in soils of the Russian North / A.V. Evseev, T.M. Krasovskaya // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2017. – Vol. 174. – P. 128–131.
70. Eyrikh, S. Assessment of Mercury Concentrations and Fluxes Deposited from the Atmosphere on the Territory of the Yamal-Nenets Autonomous Area / S. Eyrikh, L. Shol, E. Shinkaruk // *Atmosphere*. – 2022. – Vol. 13. – No. 1. – ID 37.
71. Farquharson, L.M. Climate change drives widespread and rapid thermokarst development in very cold permafrost in the Canadian High Arctic / L.M. Farquharson, V.E. Romanovsky, W.L. Cable, D.A. Walker, S.V. Kokelj, D. Nicolsky // *Geophysical Research Letters*. – 2019. – Vol. 46. – No. 12. – P. 6681–6689.
72. Fedorov, R. Zooming in on Arctic urban nature: green and blue space in Nadym, Siberia / R. Fedorov, V. Kuklina, O. Sizov, A. Soromotin, N. Prihodko, A. Pechkin, A. Krasnenko, A. Lobanov, I. Esau // *Environmental Research Letters*. – 2021. – Vol. 16. – No. 7. – ID 075009.
73. Ferdush, J. A review on the possible factors influencing soil inorganic carbon under elevated CO<sub>2</sub> / J. Ferdush, V. Paul // *Catena*. – 2021. – Vol. 204. – ID 105434.
74. Fontes, M.P.F. Lability and sorption of heavy metals as related to chemical, physical, and mineralogical characteristics of highly weathered soils / M.P.F. Fontes, G.C. dos Santos // *Journal of Soils and Sediments*. – 2010. – Vol. 10. – No. 4. – P. 774–786.
75. Fu, X.W. Temporal trend and sources of speciated atmospheric mercury at Waliguan GAW station, northwestern China / X.W. Fu, X. Feng, P. Liang, H. Zhang, J. Ji, P. Liu // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2011. – Vol. 11. – P. 30053–30089.

76. Gu, J. The driving factors of mercury storage in the Tibetan grassland soils underlain by permafrost / J. Gu, Q. Pang, J. Ding, R. Yin, Y. Yang, Y. Zhang // *Environmental Pollution*. – 2020. – Vol. 265. – ID 115079.
77. Guo, Q. Magmatic fluid input explaining the geochemical anomaly of very high arsenic in some southern Tibetan geothermal waters / Q. Guo, B. Planer-Friedrich, M. Liu, K. Yan, G. Wu // *Chemical Geology*. – 2019. – Vol. 513. – P. 32–43.
78. Haeberli, W. Permafrost Soils: Global Warming and Mountain Permafrost / W. Haeberli, S. Gruber. – Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009. – Vol. 16. – P. 205–218.
79. Hakanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control — a sedimentological approach / L. Hakanson // *Water Research*. – 1980. – Vol. 14. – No. 8. – P. 975–1001.
80. Halbach, K. The presence of mercury and other trace metals in surface soils in the Norwegian Arctic / K. Halbach, O. Mikkelsen, T. Berg, E. Steinnes // *Chemosphere*. – 2017. – Vol. 188. – P. 567–574.
81. Harris, S. Glossary of permafrost and related ground-ice terms / S. Harris, H. French, J. Heginbottom, G. Johnston, B. Ladanyi, D. Sege, R. van Everdingen. – National Research Council of Canada, 1988. – 155 p.
82. He, R. Permafrost and cold-region environmental problems of the oil product pipeline from Golmud to Lhasa on the Qinghai-Tibet Plateau and their mitigation / R. He, H. Jin // *Cold Regions Science and Technology*. – 2010. – Vol. 64. – No. 3. – P. 279–288.
83. Hemingway, J.D. Mineral protection regulates long-term global preservation of natural organic carbon / J.D. Hemingway, D.H. Rothman, K.E. Grant, S.Z. Rosengard, T.I. Eglinton, L.A. Derry, V.V. Galy // *Nature*. – 2019. – Vol. 570. – P. 228–231.
84. Herndon, E. Biogeochemical cycling of redox sensitive elements in permafrost-affected ecosystems / E. Herndon, L. Kinsman-Costello, S. Godsey

- // Biogeochemical Cycles: Ecological Drivers and Environmental Impact. – 2020. – P. 245–265.
85. Hodson, M.E. Heavy metals — geochemical bogey men? / M.E. Hodson // Environmental Pollution. – 2004. – Vol. 129. – No. 3. – P. 341–343.
86. Hu, Z. Nutrient-induced acidification modulates soil biodiversity-function relationships / Z. Hu, M. Delgado-Baquerizo, N. Fanin, X. Chen, Y. Zhou, G. Du, F. Hu, L. Jiang, S. Hu, M. Liu // Nature Communications. – 2024. – Vol. 15. – No. 1. – ID 2858.
87. Huang, J. Mercury isotopes in frozen soils reveal transboundary atmospheric mercury deposition over the Himalayas and Tibetan Plateau / J. Huang, S. Kang, R. Yin, J. Guo, R. Lepak, S. Mika, L. Tripathee, S. Sun // Environmental Pollution. – 2020. – Vol. 256. – ID 113432. (2020a).
88. Huang, J. Decoupling Natural and Anthropogenic Mercury and Lead Transport from South Asia to the Himalayas / J. Huang, S. Kang, R. Yin, M. Lin, J. Guo, K. Ram, C. Li, C. Sharma, L. Tripathee, S. Sun, F. Wang // Environmental Science & Technology. – 2020. – Vol. 54. – No. 9. – P. 5429–5436. (2020b).
89. Huang, J. Wet deposition of mercury at a remote site in the Tibetan Plateau: Concentrations, speciation, and fluxes / J. Huang, S. Kang, Q. Zhang, H. Yan, J. Guo, M.G. Jenkins, G. Zhang, K. Wang // Atmospheric Environment. – 2012. – Vol. 62. – P. 540–550.
90. Iijima, Y. Abrupt increases in soil temperatures following increased precipitation in a permafrost region, central Lena River basin, Russia / Y. Iijima, A.N. Fedorov, H. Park, K. Suzuki, H. Yabuki, T.C. Maximov, T. Ohata // Permafrost and Periglacial Processes. – 2010. – Vol. 21. – P. 30–41.
91. Immerzeel, W.W. Climate change will affect the Asian water towers / W.W. Immerzeel, L.P. van Beek, M.F. Bierkens // Science. – 2010. – Vol. 328. – P. 1382–1385.
92. Inagaki, T.M. Subsoil organo-mineral associations under contrasting climate conditions / T.M. Inagaki, A.R. Possinger, K.E. Grant, S.A. Schweizer, C.W.

- Mueller, L.A. Derry, J. Lehmann, I. Kögel-Knabner // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* – 2020. – Vol. 270. – P. 244–263.
93. IPCC. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Intergovernmental Panel on Climate Change. – Switzerland: Climate Change 2023: Synthesis Report, 2023. – 36 p.
94. Ji, X. Influence of anthropogenic activities on metals in Arctic permafrost: a characterization of benchmark soils on the Yamal and Gydan peninsulas in Russia / X. Ji, E. Abakumov, I. Antcibor, V. Tomashunas, C. Knoblauch, S. Zubzycki, E.M. Pfeiffer // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* – 2019. – Vol. 76. – No. 4. – P. 540–553. (2019a).
95. Ji, X. Response of carbon and microbial properties to risk elements pollution in Arctic soils / X. Ji, E. Abakumov, S. Chigray, S. Saparova, V. Polyakov, W. Wang, D. Wu, C. Li, Y. Huang, X. Xie // *Journal of Hazardous Materials.* – 2021. – Vol. 408. – ID 124430. (2021a).
96. Ji, X. Assessments of pollution status and human health risk of heavy metals in permafrost-affected soils and lichens: A case-study in Yamal Peninsula, Russia Arctic / X. Ji, E. Abakumov, V. Polyakov // *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal.* – 2019. – Vol. 25. – No. 8. – P. 2142–2159. (2019b).
97. Ji, X. Geochemical pollution of trace metals in permafrost-affected soil in the Russian Arctic marginal environment / X. Ji, E. Abakumov, V. Tomashunas, V. Polyakov, S. Kouzov // *Environmental Geochemistry and Health.* – 2020. – Vol. 42. – No. 12. – P. 4407–4429.
98. Ji, X. Atmosphere-ocean exchange of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the Russian Arctic Ocean / X. Ji, E. Abakumov, X. Xie // *Atmospheric Chemistry and Physics.* – 2019. – Vol. 19. – No. 22. – P. 13789–13807. (2019c).

99. Ji, X. Desorption kinetics of heavy metals in the gleyic layer of permafrost-affected soils in Arctic region assessed by geochemical fractionation and DGT/DIFS / X. Ji, Y. Cheng, E. Abakumov, H. Zhang, C. Han, R. Tang, D. Wu, X. Xie // *Catena*. – 2021. – Vol. 206. – ID 105539. (2021b).
100. Jiao, X. New insights into heavy metal elements deposition in the snowpacks of mountain glaciers in the eastern Tibetan Plateau / X. Jiao, Z. Dong, S. Kang, Y. Li, C. Jiang, M. Rostami // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2021. – Vol. 207. – ID 111228.
101. Jorfi, S. Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran / S. Jorfi, R. Maleki, N. Jaafarzadeh, M. Ahmadi // *Data in Brief*. – 2017. – Vol. 15. – P. 584–590.
102. Kabata-Pendias, A. Trace elements in soils and plants / A. Kabata-Pendias. – CRC press, 2000. – 403 p.
103. Kalinina, O. Post-agricultural restoration: Implications for dynamics of soil organic matter pools / O. Kalinina, A. Cherkinsky, O. Chertov, S. Goryachkin, I. Kurganova, V. Lopes de Gerenyu, D. Lyuri, Y. Kuzyakov, L. Giani // *Catena*. – 2019. – Vol. 181. – ID 104096.
104. Kang, S. Atmospheric Aerosol Elements over the Inland Tibetan Plateau: Concentration, Seasonality, and Transport / S. Kang, P. Chen, C. Li, B. Liu, Z. Cong // *Aerosol and Air Quality Research*. – 2016. – Vol. 16. – No. 3. – P. 789–800.
105. Kappler, A. An evolving view on biogeochemical cycling of iron / A. Kappler, C. Bryce, M. Mansor, U. Lueder, J.M. Byrne, E.D. Swanner // *Nature Reviews Microbiology*. – 2021. – Vol. 19. – No. 6. – P. 360–374.
106. Karnaeva, A. Aged diesel and heavy metal pollution in the Arctic tundra (Yamal Peninsula, Russia) / A. Karnaeva, O. Kulikova, E. Mazlova, A. Buryak // *Science of The Total Environment*. – 2021. – Vol. 792. – ID 148471.

107. Khan, M.S. *Biomangement of Metal Contaminated Soils* / M.S. Khan, A. Zaidi, R. Goel, J. Musarrat. – Springer Science & Business Media, 2011. – Vol. 20. – 515 p.
108. Klanova, J. *Persistent organic pollutants in soils and sediments from James Ross Island, Antarctica* / J. Klanova, N. Matykiewiczova, Z. Macka, P. Prosek, K. Laska, P. Klan // *Environmental Pollution*. – 2008. – Vol. 152. – No. 2. – P. 416–423.
109. Kleber, M. *Dynamic interactions at the mineral-organic matter interface* / M. Kleber, I.C. Bourg, E.K. Coward, C.M. Hansel, S.C. Myneni, N. Nunan // *Nature Reviews Earth & Environment*. – 2021. – Vol. 2. – No. 6. – P. 402–421.
110. Kleber, M. *Mineral-organic Associations: formation, properties, and relevance in soil environments* / M. Kleber, K. Eusterhues, M. Keiluweit, C. Mikutta, R. Mikutta, P. Nico // *Advances in agronomy*. – 2015. – Vol. 130. – P. 1–140.
111. Kokelj, S.V. *Advances in thermokarst research* / S.V. Kokelj, M.T. Jorgenson // *Permafrost and Periglacial Processes*. – 2013. – Vol. 24. – No. 2. – P. 108–119.
112. Kowalska, J.B. *Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination — A review* / J.B. Kowalska, R. Mazurek, M. Gasiorek, T. Zaleski // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2018. – Vol. 40. – No. 6. – P. 2395–2420.
113. Kukkonen, I.T. *Observations, modelling of ground temperature evolution in the discontinuous permafrost zone in Nady, north-west Siberia* / I.T. Kukkonen, E. Suhonen, E. Ezhova, H. Lappalainen, V. Gennadinik, O. Ponomareva, A. Gravis, V. Miles, M. Kulmala, V. Melnikov, D. Drozdov // *Permafrost and Periglacial Processes*. – 2020. – Vol. 31. – No. 2. – P. 264–280.
114. Lacelle, D. *Acid drainage generation and seasonal recycling in disturbed permafrost near Eagle Plains, northern Yukon Territory, Canada* / D. Lacelle, A. Doucet, I.D. Clark, B. Lauriol // *Chemical Geology*. – 2007. – Vol. 243. – No. 1-2. – P. 157–177.

115. Lal, R. Urban soils / R. Lal, B.A. Stewart. – CRC Press, 2017. – 422 p.
116. Levy, W. Persistent organic pollutants in shallow percolated water of the Alps Karst system (Zugspitze summit, Germany) / W. Levy, M. Pandelova, B. Henkelmann, S. Bernhoft, N. Fischer, F. Anritter, K.W. Schramm // *Science of The Total Environment*. – 2017. – Vol. 579. – P. 1269–1281.
117. Li, C. Elemental composition of Tibetan Plateau top soils and its effect on evaluating atmospheric pollution transport / C. Li, S. Kang, Q. Zhang // *Environmental Pollution*. – 2009. – Vol. 157. – No. 8-9. – P. 2261–2265.
118. Li, C. Heavy metals in sediments of the Yarlung Tsangbo and its connection with the arsenic problem in the Ganges-Brahmaputra Basin / C. Li, S. Kang, Q. Zhang, S. Gao, C.M. Sharma // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2011. – Vol. 33. – No. 1. – P. 23–32.
119. Li, L. Distribution, pollution, bioaccumulation, and ecological risks of trace elements in soils of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau / L. Li, J. Wu, J. Lu, X. Min, J. Xu, L. Yang // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2018. – Vol. 166. – P. 345–353.
120. Li, L. Trace elements in Gobi soils of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau / L. Li, J. Wu, J. Lu, J. Xu // *Chemistry and Ecology*. – 2020. – Vol. 36. – No. 10. – P. 967–981.
121. Li, Q. Speciation of heavy metals in soils and their immobilization at micro-scale interfaces among diverse soil components / Q. Li, Y. Wang, Y. Li, L. Li, M. Tang, W. Hu, L. Chen, S. Ai // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 825. – ID 15386.
122. Li, S. Enrichment of Arsenic in Surface Water, Stream Sediments and Soils in Tibet / S. Li, M. Wang, Q. Yang, H. Wang, J. Zhu, B. Zheng, Y. Zheng // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2013. – Vol. 135. – P. 104–116.
123. Li, W. Distribution of soils and landform relationships in the permafrost regions of Qinghai-Xizang (Tibetan) Plateau / W. Li, L. Zhao, X. Wu, Y. Zhao,

- H. Fang, W. Shi // Chinese Science Bulletin. – 2015. – Vol. 60. – P. 2216–2226. (in Chinese).
124. Liljedahl, A.K. Pan-Arctic ice-wedge degradation in warming permafrost and its influence on tundra hydrology / A.K. Liljedahl, J. Boike, R.P. Daanen, A.N. Fedorov, G.V. Frost, G. Grosse, L.D. Hinzman, Y. Iijma, J.C. Jorgenson, N. Matveyeva, M. Necsoiu, M.K. Raynolds, V.E. Romanovsky, J. Schulla, K.D. Tape, D.A. Walker, C.J. Wilson, H. Yabuki, D. Zona // Nature Geoscience. – 2016. – Vol. 9. – No. 4. – P. 312–318.
125. Lim, A.G. Organic carbon, and major and trace elements reside in labile low-molecular form in the ground ice of permafrost peatlands: a case study of colloids in peat ice of Western Siberia / A.G. Lim, S.V. Loiko, D.M. Kuzmina, I.V. Krickov, L.S. Shirokova, S.P. Kulizhsky, O.S. Pokrovsky // Environmental Science: Process & Impacts. – 2022. – Vol. 24. – No. 9. – P. 1443–1459. (2022a).
126. Lim, A.G. Sizable pool of labile organic carbon in peat and mineral soils of permafrost peatlands, western Siberia / A.G. Lim, S.V. Loiko, O.S. Pokrovsky // Geoderma. – 2022. – Vol. 409. – ID 115601. (2022b).
127. Lipson, D.A. Water-table height and microtopography control biogeochemical cycling in an Arctic coastal tundra ecosystem / D.A. Lipson, D. Zona, T.K. Raab, F. Bozzolo, M. Mauritz, W.C. Oechel // Biogeosciences. – 2012. – Vol. 9. – No. 1. – P. 577–591.
128. Liu, C.W. Bioaccumulation of arsenic compounds in aquacultural clams (*Meretrix lusoria*) and assessment of potential carcinogenic risks to human health by ingestion / C.W. Liu, C.P. Liang, K.H. Lin, C.S. Jang, S.W. Wang, Y.K. Huang, Y.M. Hsueh // Chemosphere. – 2007. – Vol. 69. – No. 1. – P. 128–134.
129. Liu, F. Ultraviolet radiation rather than inorganic nitrogen increases dissolved organic carbon biodegradability in a typical thermo-erosion gully on the

- Tibetan Plateau / F. Liu, L. Chen, B. Zhang, G. Wang, S. Qin, Y. Yang // *Science of The Total Environment*. – 2018. – Vol. 627. – P. 1276–1284.
130. Liu, F. Divergent changes in particulate and mineral-associated organic carbon upon permafrost thaw / F. Liu, S. Qin, K. Fang, L. Chen, Y. Peng, P. Smith, Y. Yang // *Nature Communications*. – 2022. – Vol. 13. – No. 1. – ID 5073.
131. Liu, Y. Vertical distribution characteristics of soil mercury and its formation mechanism in permafrost regions: A case study of the Qinghai-Tibetan Plateau / Y. Liu, J. Wang, J. Guo, L. Wang, Q. Wu // *Journal of Environmental Sciences*. – 2022. – Vol. 113. – P. 311–321.
132. Loiko, S.V. Abrupt permafrost collapse enhances organic carbon, CO<sub>2</sub>, nutrient, and metal release into surface waters / S.V. Loiko, O.S. Pokrovsky, T.V. Raudina, A. Lim, L.G. Kolesnichenko, L.S. Shirokova, S.N. Vorobyev, S.N. Kirpotin // *Chemical Geology*. – 2017. – Vol. 471. – P. 153–165.
133. Lu, Z. Baseline values for metals in soils on Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica: the extent of anthropogenic pollution / Z. Lu, M. Cai, J. Wang, H. Yang, J. He // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2012. – Vol. 184. – No. 11. – P. 7013–7021.
134. Luo, J. Inventory and Frequency of Retrogressive Thaw Slumps in Permafrost Region of the Qinghai-Tibet Plateau / J. Luo, F. Niu, Z. Lin, M. Liu, G. Yin, Z. Gao // *Geophysical Research Letters*. – 2022. – Vol. 49. – No. 23. – ID e2022GL099829.
135. Lützow, M. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions — a review / M. Lützow, I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner, H. Flessa // *European Journal of Soil Science*. – 2006. – Vol. 57. – No. 4. – P. 426–445.
136. Margesin, R. Permafrost soils / R. Margesin. – Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009. – Vol. 16. – 346 p.

137. Mauclet, E. Changing sub-Arctic tundra vegetation upon permafrost degradation: impact on foliar mineral element cycling / E. Mauclet, Y. Agnan, C. Hirst, A. Monhonval, B. Pereira, A. Vandeuren, M. Villani, J. Ledman, M. Taylor, B.L. Jasinski, E.A.G. Schuur, S. Opfergelt // *Biogeosciences*. – 2022. – Vol. 19. – No. 9. – P. 2333–2351.
138. McCarthy, K. Subsurface fate of spilled petroleum hydrocarbons in continuous permafrost / K. McCarthy, L. Walker, L. Vigoren // *Cold Regions Science and Technology*. – 2004. – Vol. 38. – No. 1. – P. 43–54.
139. McConnell, J.R. Coal burning leaves toxic heavy metal legacy in the Arctic / J.R. McConnell, R. Edwards // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. – 2008. – Vol. 105. – No. 34. – P. 12140–12144.
140. MEPC. Background values of soil elements in China / Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. – China Environmental Science Press, 1990. – P. 329–493. (in Chinese).
141. Miner, K.R. Emergent biogeochemical risks from Arctic permafrost degradation / K.R. Miner, J. D'Andrilli, R. Mackelprang, A. Edwards, M.J. Malaska, M.P. Waldrop, C.E. Miller // *Nature Climate Change*. – 2021. – Vol. 11. – No. 10. – P. 809–819.
142. Miner, K.R. Permafrost carbon emissions in a changing Arctic / K.R. Miner, M.R. Turetsky, E. Malina, A. Bartsch, J. Tamminen, A.D. McGuire, A. Fix, C. Sweeney, C.D. Elder, C.E. Miller // *Nature Reviews Earth & Environment*. – 2022. – Vol. 3. – No. 1. – P. 55–67.
143. Miteva, V. Psychrophiles: from Biodiversity to Biotechnology, Bacteria in Snow and Glacier Ice / V. Miteva. – Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008. – P. 31–50.
144. Moiseenko, T.I. Geochemical Features of Elements Distributions in the Lake Waters of the Arctic Region / T.I. Moiseenko, M.I. Dinu, N.A. Gashkina, T.A.

- Kremleva, V.Y. Khoroshavin // *Geochemistry International*. – 2020. – Vol. 58. – No. 6. – P. 613–623.
145. Monhonval, A. Iron redistribution upon thermokarst processes in the Yedoma domain / A. Monhonval, J. Strauss, E. Mauclet, C. Hirst, N. Bemelmans, G. Grosse, L. Schirrmeister, M. Fuchs, S. Opfergelt // *Frontiers in Earth Science*. – 2021. – Vol. 9. – ID 703339.
146. Monhonval, A. Thermokarst processes increase the supply of stabilizing surfaces and elements (Fe, Mn, Al, and Ca) for mineral-organic carbon interactions / A. Monhonval, J. Strauss, M. Thomas, C. Hirst, H. Titeux, J. Louis, A. Gilliot, E. du Bois d'Aische, B. Pereira, A. Vandeuken, G. Grosse, L. Schirrmeister, L.L. Jongejans, M. Ulrich, S. Opfergelt // *Permafrost and Periglacial Processes*. – 2022. – Vol. 33. – No. 4. – P. 452–469.
147. Monhonval, A. Strontium isotopes trace the dissolution and precipitation of mineral-organic carbon interactions in thawing permafrost / A. Monhonval, C. Hirst, J. Strauss, E.A.G. Schuur, S. Opfergelt // *Geoderma*. – 2023. – Vol. 433. – ID 116456. (2023a).
148. Monhonval, A. Mineral organic carbon interactions in dry versus wet tundra soils / A. Monhonval, E. Mauclet, C. Hirst, N. Bemelmans, E. Eekman, E.A.G. Schuur, S. Opfergelt // *Geoderma*. – 2023. – Vol. 436. – ID 116552. (2023b).
149. Moskovchenko, D.V. Snow Contamination by Metals and Metalloids in a Polar Town: A Case Study of Nadym, Russia / D.V. Moskovchenko, R.Y. Pozhitkov, A.V. Soromotin // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2024. – Vol. 86. – No. 3. – P. 304–324.
150. Mu, C. Permafrost degradation enhances the risk of mercury release on Qinghai-Tibetan Plateau / C. Mu, P.F. Schuster, B.W. Abbott, S. Kang, J. Guo, S. Sun, Q. Wu, T. Zhang // *Science of The Total Environment*. – 2020. – Vol. 708. – ID 135127. (2020a).

151. Mu, C. Carbon and mercury export from the Arctic rivers and response to permafrost degradation / C. Mu, F. Zhang, X. Chen, S. Ge, M. Mu, L. Jia, Q. Wu, T. Zhang // *Water Research*. – 2019. – Vol. 161. – P. 54–60.
152. Mu, C. Organic carbon stabilized by iron during slump deformation on the Qinghai-Tibetan Plateau / C. Mu, F. Zhang, M. Mu, X. Chen, Z. Li, T. Zhang // *Catena*. – 2020. – Vol. 187. – ID 104282. (2020b).
153. Mu, C.C. Thaw depth determines dissolved organic carbon concentration and biodegradability on the northern Qinghai-Tibetan Plateau / C.C. Mu, B.W. Abbott, X.D. Wu, Q. Zhao, H.J. Wang, H. Su, S.F. Wang, T.G. Gao, H. Guo, X.Q. Peng, T.J. Zhang // *Geophysical Research Letters*. – 2017. – Vol. 44. – No. 18. – P. 9389–9399. (2017a).
154. Mu, C.C. Permafrost collapse shifts alpine tundra to a carbon source but reduces N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> release on the northern Qinghai-Tibetan Plateau / C.C. Mu, B.W. Abbott, Q. Zhao, H. Su, S.F. Wang, Q.B. Wu, T.J. Zhang, X.D. Wu // *Geophysical Research Letters*. – 2017. – Vol. 44. – No. 17. – P. 8945–8952. (2017b).
155. Mu, C.C. Soil organic carbon stabilization by iron in permafrost regions of the Qinghai-Tibet Plateau / C.C. Mu, T.J. Zhang, Q. Zhao, H. Guo, W. Zhong, H. Su, Q.B. Wu // *Geophysical Research Letters*. – 2016. – Vol. 43. – No. 19. – P. 10286–10294.
156. Muller, G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River / G. Muller // *GeoJournal*. – 1969. – Vol. 2. – P. 108–118.
157. Nagare, R.M. Effects of freezing on soil temperature, freezing front propagation and moisture redistribution in peat: laboratory investigations / R.M. Nagare, R.A. Schincariol, W.L. Quinton, M. Hayashi // *Hydrology and Earth System Sciences*. – 2012. – Vol. 16. – No. 2. – P. 501–515.
158. Neyestani, M.R. Geochemical speciation and ecological risk assessment of selected metals in the surface sediments of the northern Persian Gulf / M.R. Neyestani, K.D. Bastami, M. Esmaeilzadeh, F. Shemirani, A. Khazaali, N.

- Molamohyeddin, M. Afkhami, S. Nourbakhsh, M. Dehghani, S. Aghaei, M. Firouzbakht // *Marine Pollution Bulletin*. – 2016. – Vol. 109. – No. 1. – P. 603–611.
159. Niu, J. Effects of Foliar Fertilization: A Review of Current Status and Future Perspectives / J. Niu, C. Liu, M. Huang, K. Liu, D. Yan // *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. – 2020. – Vol. 21. – No. 1. – P. 104–118.
160. Nizamutdinov, T. The body of the Bellingshausen Ice Dome as a biogeochemical space / T. Nizamutdinov, B. Mavlyudov, W. Wang, E. Abakumov // *Solid Earth Sciences*. – 2022. – Vol. 7. – No. 3. – P. 215–236.
161. Nizamutdinov, T. Differentiation of trace metal contamination level between different urban functional zones in permafrost affected soils (the example of several cities in the Yamal region, Russian Arctic) / T. Nizamutdinov, E. Morgun, A. Pechkin, J. Kostecki, A. Greinert, E. Abakumov // *Minerals*. – 2021. – Vol. 11. – No. 7. – ID 668.
162. Obu, J. Northern Hemisphere permafrost map based on TTOP modelling for 2000–2016 at 1 km<sup>2</sup> scale / J. Obu, S. Westermann, A. Bartsch, N. Berdnikov, H.H. Christiansen, A. Dashtseren, R. Delaloye, B. Elberling, B. Etzelmüller, A. Kholodov, A. Khomutov, A. Käab, M.O. Leibman, A.G. Lewkowicz, S.K. Panda, V. Romanovsky, R.G. Way, A. Westergaard-Nielsen, T. Wu, J. Yamkhin, D. Zou // *Earth-Science Reviews*. – 2019. – Vol. 193. – P. 299–316.
163. Olson, C. Mercury in Active-Layer Tundra Soils of Alaska: Concentrations, Pools, Origins, and Spatial Distribution / C. Olson, M. Jiskra, H. Biester, J. Chow, D. Obrist // *Global Biogeochemical Cycles*. – 2018. – Vol. 32. – No. 7. – P. 1058–1073.
164. Padeiro, A. Trace element contamination and availability in the Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica / A. Padeiro, E. Amaro, M.M. Dos Santos, M.F. Araujo, S.S. Gomes, M. Leppe, S. Verkulich, K.A. Hughes, H.U. Peter, J. Canario // *Environmental Science: Processes & Impacts*. – 2016. – Vol. 18. – No. 6. – P. 648–657.

165. Patton, A.I. Landslide response to climate change in permafrost regions / A.I. Patton, S.L. Rathburn, D.M. Capps // *Geomorphology*. – 2019. – Vol. 340. – P. 116–128.
166. Patzner, M.S. Iron mineral dissolution releases iron and associated organic carbon during permafrost thaw / M.S. Patzner, C.W. Mueller, M. Malusova, M. Baur, V. Nikeleit, T. Scholten, C. Hoeschen, J.M. Byrne, T. Borch, A. Kappler, C. Bryce // *Nature Communications*. – 2020. – Vol. 11. – No. 1. – ID 6329.
167. Pearson, C. Mercury and trace metal wet deposition across five stations in Alaska: controlling factors, spatial patterns, and source regions / C. Pearson, D. Howard, C. Moore, D. Obrist // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2019. – Vol. 19. – No. 10. – P. 6913–6929.
168. Perryman, C.R. Heavy metals in the Arctic: Distribution and enrichment of five metals in Alaskan soils / C.R. Perryman, J. Wirsing, K.A. Bennett, O. Brennick, A.L. Perry, N. Williamson, J.G. Ernakovich // *PLoS ONE*. – 2020. – Vol. 15. – No. 6. – ID e0233297.
169. Philippot, L. The interplay between microbial communities and soil properties / L. Philippot, C. Chenu, A. Kappler, M.C. Rillig, N. Fierer // *Nature Reviews Microbiology*. – 2024. – Vol. 22. – No. 4. – P. 226–239.
170. Pithan, F. Arctic amplification dominated by temperature feedbacks in contemporary climate models / F. Pithan, T. Mauritsen // *Nature Geoscience*. – 2014. – Vol. 7. – P. 181–184.
171. Pizano, C. Effects of thermo-erosion disturbance on surface soil carbon and nitrogen dynamics in upland Arctic tundra / C. Pizano, A.F. Barón, E.A. Schuur, K.G. Crummer, M.C. Mack // *Environmental Research Letters*. – 2014. – Vol. 9. – No. 7. – ID 075006.
172. Planchon, F.A.M. Changes in heavy metals in Antarctic snow from Coats Land since the mid-19th to the late-20th century / F.A.M. Planchon, C.F. Boutron, C. Barbante, G. Cozzi, V. Gaspari, E.W. Wolff, C.P. Ferrari, P. Cescon // *Earth and Planetary Science Letters*. – 2002. – Vol. 200. – No. 1-2. – P. 207–222.

173. Poggere, G.C. Adsorption and desorption of lead by low-crystallinity colloids of Antarctic soils / G.C. Poggere, V.d.F. Melo, N. Curi, C.E.G.R. Schaefer, M.R. Francelino // *Applied Clay Science*. – 2017. – Vol. 146. – P. 371–379.
174. Pogojeva, M.P. Experimental study of the permafrost thawing effect on the content of nutrients and heavy metals in seawater during abrasion destruction of the Arctic coast / M.P. Pogojeva, E.V. Yakushev, I.N. Petrov, E.A. Yaeski // *Arctic: Ecology and Economy*. – 2021. – Vol. 11. – No. 1. – P. 67–75.
175. Pokrovsky, O.S. Effect of permafrost thawing on organic carbon and trace element colloidal speciation in the thermokarst lakes of western Siberia / O.S. Pokrovsky, L.S. Shirokova, S.N. Kirpotin, S. Audry, J. Viers, B. Dupré // *Biogeosciences*. – 2011. – Vol. 8. – No. 3. – P. 565–583.
176. Polyakov, V. Soil Diversity and Key Functional Characteristics of Yakutsk City: Largest Urbanized Cryogenic World's Ecosystem / V. Polyakov, T. Nizamutdinov, E. Abakumov, E. Morgun // *Energies*. – 2021. – Vol. 14. – No. 13. – ID 3819.
177. Polyakov, V.I. Molecular and elemental composition of humic acids isolated from selected soils of the Russian Arctic / V.I. Polyakov, N.A. Chegodaeva, E.V. Abakumov // *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya*. – 2019. – Vol. 47. – P. 6–21.
178. Possinger, A.R. Organo-mineral interactions and soil carbon mineralizability with variable saturation cycle frequency / A.R. Possinger, S.W. Bailey, T.M. Inagaki, I. Kögel-Knabner, J.J. Dynes, Z.A. Arthur, J. Lehmann // *Geoderma*. – 2020. – Vol. 375. – ID 114483.
179. Potapowicz, J. The influence of global climate change on the environmental fate of anthropogenic pollution released from the permafrost: Part I. Case study of Antarctica / J. Potapowicz, D. Szuminska, M. Szopinska, Z. Polkowska // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 651. – P. 1534–1548.
180. Qiu, J. Double threat for Tibet / J. Qiu // *Nature*. – 2014. – Vol. 512. – No. 7514. – P. 240–242.

181. Rajendran, S. Monitoring oil spill in Norilsk, Russia using satellite data / S. Rajendran, F.N. Sadooni, H.A.S. Al Kuwari, A. Oleg, H. Govil, S. Nasir, P. Vethamony // *Scientific Reports*. – 2021. – Vol. 11. – No. 1. – ID 3817.
182. Raudina, T.V. Colloidal organic carbon and trace elements in peat porewaters across a permafrost gradient in Western Siberia / T.V. Raudina, S.V. Loiko, D.M. Kuzmina, L.S. Shirokova, S.P. Kulizhskiy, E.A. Golovatskaya, O.S. Pokrovsky // *Geoderma*. – 2021. – Vol. 390. – ID 114971.
183. Raudina, T.V. Dissolved organic carbon and major and trace elements in peat porewater of sporadic, discontinuous, and continuous permafrost zones of western Siberia / T.V. Raudina, S.V. Loiko, A.G. Lim, I.V. Krickov, L.S. Shirokova, G.I. Istigechev, D.M. Kuzmina, S.P. Kulizhsky, S.N. Vorobyev, O.S. Pokrovsky // *Biogeosciences*. – 2017. – Vol. 14. – P. 3561–3584.
184. Reimann, C. Environmental geochemical atlas of the central Barents region / C. Reimann, M. Ayras, V. Chekushin, I. Bogatyrev, R. Boyd, P. Caritat, R. Dutter, T.E. Finne, J.H. Halleraker, O. Jager, G. Kashulina, O. Lehto, H. Niskavaara, V.K. Pavlov, M.L. Raisanen, T. Strand, T. Volden. – Geological Survey of Norway, Distributed by Schweizerbart Science Publishers, 1998. – 745 p.
185. Rudnicka-Kepa, P. Sources, fate and distribution of inorganic contaminants in the Svalbard area, representative of a typical Arctic critical environment — a review / P. Rudnicka-Kepa, A. Zaborska // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2021. – Vol. 193. – No. 11. – ID 724.
186. Salmanighabeshi, S. Long-term assessment of ecological risk from deposition of elemental pollutants in the vicinity of the industrial area of Puchuncavi-Ventanas, central Chile / S. Salmanighabeshi, M.R. Palomo Marin, E. Bernalte, F. Rueda Holgado, C. Miro Rodriguez, X. Fadic Ruiz, V. Vidal Cortez, F. Cereceda Balic, E. Pinilla Gil // *Science of The Total Environment*. – 2015. – Vol. 527–528. – P. 335–343.

187. Santos, I.R. Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island / I.R. Santos, E.V. Silva-Filho, C.E. Schaefer, M.R. Albuquerque Filho, L.S. Campos // *Marine Pollution Bulletin*. – 2005. – Vol. 50. – No. 2. – P. 185–194.
188. Schaefer, K. Potential impacts of mercury released from thawing permafrost / K. Schaefer, Y. Elshorbany, E. Jafarov, P.F. Schuster, R.G. Striegl, K.P. Wickland, E.M. Sunderland // *Nature Communications*. – 2020. – Vol. 11. – No. 1. – ID 4650.
189. Schuster, P.F. Permafrost Stores a Globally Significant Amount of Mercury / P.F. Schuster, K.M. Schaefer, G.R. Aiken, R.C. Antweiler, J.F. Dewild, J.D. Gryziec, A. Gusmeroli, G. Hugelius, E. Jafarov, D.P. Krabbenhoft, L. Liu, N. Herman-Mercer, C. Mu, D.A. Roth, T. Schaefer, R.G. Striegl, K.P. Wickland, T. Zhang // *Geophysical Research Letters*. – 2018. – Vol. 45. – No. 3. – P. 1463–1471.
190. Schuster, P.F. Mercury export from the Yukon River Basin and potential response to a changing climate / P.F. Schuster, R.G. Striegl, G.R. Aiken, D.P. Krabbenhoft, J.F. Dewild, K. Butler, B. Kamark, M. Dornblaser // *Environmental Science & Technology*. – 2011. – Vol. 45. – No. 21. – P. 9262–9267.
191. Schuur, E.A. Climate change and the permafrost carbon feedback / E.A. Schuur, A.D. McGuire, C. Schadel, G. Grosse, J.W. Harden, D.J. Hayes, G. Hugelius, C.D. Koven, P. Kuhry, D.M. Lawrence, S.M. Natali, D. Olefeldt, V.E. Romanovsky, K. Schaefer, M.R. Turetsky, C.C. Treat, J.E. Vonk // *Nature*. – 2015. – Vol. 520. – No. 7546. – P. 171–179.
192. Schuur, E.A.G. Ecological response to permafrost thaw and consequences for local and global ecosystem services / E.A.G. Schuur, M.C. Mack // *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. – 2018. – Vol. 49. – No. 1. – P. 279–301.

193. Sevak, P. Arsenic pollution cycle, toxicity and sustainable remediation technologies: A comprehensive review and bibliometric analysis / P. Sevak, B. Pushkar // *Journal of Environmental Management*. – 2024. – Vol. 349. – ID 119504.
194. Sheng, J. Heavy metals of the Tibetan top soils: level, source, spatial distribution, temporal variation and risk assessment / J. Sheng, X. Wang, P. Gong, L. Tian, T. Yao // *Environmental Science and Pollution Research International*. – 2012. – Vol. 19. – No. 8. – P. 3362–3370.
195. Shevchenko, V. Heavy metals in aerosols over the seas of the Russian Arctic / V. Shevchenko, A. Lisitzin, A. Vinogradova, R. Stein // *Science of the total environment*. – 2003. – Vol. 306. – No. 1-3. – P. 11–25.
196. Shi, G. Metals in topsoil in Larsemann Hills, an ice-free area in East Antarctica: Lithological and anthropogenic inputs / G. Shi, J. Teng, H. Ma, D. Wang, Y. Li // *Catena*. – 2018. – Vol. 160. – P. 41–49.
197. Silva, D. Arsenic and trace metals in water and sediment of the Velhas river, southeastern iron quadrangle region, minas gerais, Brazil / D. Silva, C. Bellato, J. Marques Neto, M. Fontes // *Quimica Nova*. – 2018. – Vol. 41. – P. 1011–1018.
198. Simonetti, A. Tracing sources of atmospheric pollution in Western Canada using the Pb isotopic composition and heavy metal abundances of epiphytic lichens / A. Simonetti, C. Gariépy, J. Carignan // *Atmospheric Environment*. – 2003. – Vol. 37. – No. 20. – P. 2853–2865.
199. Sipos, P. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases / P. Sipos, T. Nemeth, V.K. Kis, I. Mohai // *Chemosphere*. – 2008. – Vol. 73. – No. 4. – P. 461–469.
200. Sodnom, N. Geocryology and geocryological zonation of Mongolia / N. Sodnom, A.L. Yanshin. – Digitized 2005 by Parsons MA National Snow and Ice Data Center/World Data Center for Glaciology, Digital Media, Boulder, 1990.

201. Sparaventi, E. Trace elements in Antarctic penguins and the potential role of guano as source of recycled metals in the Southern Ocean / E. Sparaventi, A. Rodriguez Romero, A. Barbosa, L. Ramajo, A. Tovar Sanchez // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 285. – ID 131423.
202. St. Pierre, K.A. Unprecedented Increases in Total and Methyl Mercury Concentrations Downstream of Retrogressive Thaw Slumps in the Western Canadian Arctic / K.A. St. Pierre, S. Zolkos, S. Shakil, S.E. Tank, V.L. St Louis, S.V. Kokelj // *Environmental Science & Technology*. – 2018. – Vol. 52. – No. 24. – P. 14099–14109.
203. Street, R.B. Seasonal snow cover, ice and permafrost / R.B. Street, P.I. Melnikov // *Potential Impacts of Climate Change, Report for IPCC by Working Group*. – Geneva: World Meteorological Organization, 1990. – P. 7–35.
204. Suleymanov, A. Assessing and geostatistical mapping of metal contamination in the polar arable plot (Yamal-Nenets Autonomous District, Russia) / A. Suleymanov, T. Nizamutdinov, E. Morgun, E. Abakumov // *International Journal of Environmental Science and Technology*. – 2024. – Vol. 21. – No. 3. – P. 2575–2584.
205. Sun, S. Distribution and variation of mercury in frozen soils of a high-altitude permafrost region on the northeastern margin of the Tibetan Plateau / S. Sun, S. Kang, J. Huang, S. Chen, Q. Zhang, J. Guo, W. Liu, B. Neupane, D. Qin // *Environmental Science and Pollution Research International*. – 2017. – Vol. 24. – No. 17. – P. 15078–15088.
206. Sun, S. Vegetation mediated mercury flux and atmospheric mercury in the alpine permafrost region of the central Tibetan Plateau / S. Sun, M. Ma, X. He, D. Obrist, Q. Zhang, X. Yin, T. Sun, J. Huang, J. Guo, S. Kang, D. Qin // *Environmental Science & Technology*. – 2020. – Vol. 54. – No. 10. – P. 6043–6052.
207. Sun, X.L. Soil organic carbon content increase in the east and south of China is accompanied by soil acidification / X.L. Sun, B. Minasny, Y.J. Wu, H.L.

- Wang, X.H. Fan, G.L. Zhang // *Science of The Total Environment*. – 2023. – Vol. 857. – ID 159253.
208. Tabatabai, M.A. *Chemistry of redox processes in soils* / M.A. Tabatabai, D.L. Sparks, L. Al Amoodi, W.A. Dick // *Chemical processes in soils*. – 2005. – Vol. 8. – P. 461–487.
209. Taylor, S.R. *The geochemical evolution of the continental crust* / S.R. Taylor, S.M. McLennan // *Reviews of Geophysics*. – 1995. – Vol. 33. – No. 2. – P. 241–265.
210. Thomas, M. Evidence for preservation of organic carbon interacting with iron in material displaced from retrogressive thaw slumps: Case study in Peel Plateau, western Canadian Arctic / M. Thomas, A. Monhonval, C. Hirst, L. Bröder, S. Zolkos, J.E. Vonk, S.E. Tank, K.H. Keskitalo, S. Shakil, S.V. Kokelj, J. van der Sluijs, S. Opfergelt // *Geoderma*. – 2023. – Vol. 433. – ID 116443.
211. Tomlinson, D.L. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index / D.L. Tomlinson, J.G. Wilson, C.R. Harris, D.W. Jeffrey // *Helgolander Meeresuntersuchungen*. – 1980. – Vol. 33. – No. 1. – P. 566–575.
212. Tripathee, L. Spatial and temporal distribution of total mercury in atmospheric wet precipitation at four sites from the Nepal Himalayas / L. Tripathee, J. Guo, S. Kang, R. Paudyal, J. Huang, C.M. Sharma, Q. Zhang, P. Chen, P.S. Ghimire, M. Sigdel // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 655. – P. 1207–1217.
213. Tripathee, L. Measurement of mercury, other trace elements and major ions in wet deposition at Jomsom: The semi-arid mountain valley of the Central Himalaya / L. Tripathee, J. Guo, S. Kang, R. Paudyal, C.M. Sharma, J. Huang, P. Chen, P.S. Ghimire, M. Sigdel, M. Sillanpää // *Atmospheric Research*. – 2020. – Vol. 234. – ID 104691.
214. Tripathee, L. Concentrations of trace elements in wet deposition over the central Himalayas, Nepal / L. Tripathee, S. Kang, J. Huang, C.M. Sharma, M.

- Sillanpää, J. Guo, R. Paudyal // *Atmospheric Environment*. – 2014. – Vol. 95. – P. 231–238.
215. Veitch, F.P. Comparison of methods for the estimation of soil acidity / F.P. Veitch // *Journal American Chemical Society*. – 1904. – Vol. 26. – No. 6. – P. 637–662.
216. Vieira, G. Thermal state of permafrost and active-layer monitoring in the Antarctic: Advances during the international polar year 2007–2009 / G. Vieira, J. Bockheim, M. Guglielmin, M. Balks, A.A. Abramov, J. Boelhouwers, N. Cannone, L. Ganzert, D.A. Gilichinsky, S. Goryachkin, J. López Martínez, I. Meiklejohn, R. Raffi, M. Ramos, C. Schaefer, E. Serrano, F. Simas, R. Sletten, D. Wagner // *Permafrost and Periglacial Processes*. – 2010. – Vol. 21. – No. 2. – P. 182–197.
217. Wang, G. Traffic-related trace elements in soils along six highway segments on the Tibetan Plateau: Influence factors and spatial variation / G. Wang, C. Zeng, F. Zhang, Y. Zhang, C.A. Scott, X. Yan // *Science of The Total Environment*. – 2017. – Vol. 581-582. – P. 811–821.
218. Wang, W. Effects of permafrost collapse on soil carbon, nitrogen, and metal elements on the Qinghai-Tibet Plateau / W. Wang, E. Abakumov, X. Wu, J. Chen, G. Li, D. Wang, H. Xu, G. Liu, S. Yang, V. Polyakov, T. Nizamutdinov, X. Ji // *Catena*. – 2024. – Vol. 246. – ID 108425. (2024a).
219. Wang, W. Ecological status assessment of permafrost-affected soils in the Nadym Region, Yamalo-Nenets Autonomous District, Russian Arctic / W. Wang, T. Nizamutdinov, A. Pechkin, E. Morgun, G. Li, X. Wu, S. Yang, E. Abakumov // *Land*. – 2024. – Vol. 13. – No. 9. – ID 1406. (2024b).
220. Wang, W. Accumulation pattern and risk assessment of metal elements in permafrost-affected soils on the Qinghai-Tibet Plateau / W. Wang, E. Abakumov, X. Wu, X. Ji, C. Mu, X. Zhu, G. Li // *Catena*. – 2023. – Vol. 220. – ID 106665.

221. Wang, W. Assessing Sources and Distribution of Heavy Metals in Environmental Media of the Tibetan Plateau: A Critical Review / W. Wang, X. Ji, E. Abakumov, V. Polyakov, G. Li, D. Wang // *Frontiers in Environmental Science*. – 2022. – Vol. 10. – ID 874635.
222. Wang, X. Trace elements in sub-alpine forest soils on the eastern edge of the Tibetan Plateau, China / X. Wang, G. Cheng, X. Zhong, M. Li // *Environmental Geology*. – 2009. – Vol. 58. – No. 3. – P. 635–643.
223. Wang, X. One century sedimentary records of polycyclic aromatic hydrocarbons, mercury and trace elements in the Qinghai Lake, Tibetan Plateau / X. Wang, H. Yang, P. Gong, X. Zhao, G. Wu, S. Turner, T. Yao // *Environmental Pollution*. – 2010. – Vol. 158. – No. 10. – P. 3065–3070.
224. Wang, Z. Fractions, Contamination and Health Risk of Cadmium in Alpine Soils on the Gongga Mountain, Eastern Tibetan Plateau / Z. Wang, H. Bing, H. Zhu, Y. Wu // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2021. – Vol. 106. – No. 1. – P. 86–91.
225. Wang, Z. Mapping the vegetation distribution of the permafrost zone on the Qinghai-Tibet Plateau / Z. Wang, Q. Wang, L. Zhao, X. Wu, G. Yue, D. Zou, Z. Nan, G. Liu, Q. Pang, H. Fang, T. Wu, J. Shi, K. Jiao, Y. Zhao, L. Zhang // *Journal of Mountain Science*. – 2016. – Vol. 13. – No. 6. – P. 1035–1046.
226. Weil, R.R. *The Nature and Properties of Soils* (15th edition) / R.R. Weil, N.C. Brady. – London: Pearson Education, 2017. – 1104 p.
227. Winkler, P. Contrasting evolution of iron phase composition in soils exposed to redox fluctuations / P. Winkler, K. Kaiser, A. Thompson, K. Kalbitz, S. Fiedler, R. Jahn // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2018. – Vol. 235. – P. 89–102.
228. WRB. *World Reference Base for Soil Resources. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps* (4th edition) / IUSS Working Group WRB. – Vienna: International Union of Soil Sciences (IUSS), 2022. – 234 p.

229. Wu, J. Inorganic pollution around the Qinghai-Tibet Plateau: An overview of the current observations / J. Wu, D. Duan, J. Lu, Y. Luo, X. Wen, X. Guo, B.J. Boman // *Science of The Total Environment*. – 2016. – Vol. 550. – P. 628–636.
230. Wu, J. Pollution, ecological health risks, and sources of heavy metals in soil of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau / J. Wu, J. Lu, L. Li, X. Min, Y. Luo // *Chemosphere*. – 2018. – Vol. 201. – P. 234–242.
231. Wu, J. Distribution, pollution, and ecological risks of rare earth elements in soil of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau / J. Wu, J. Lu, L. Li, X. Min, Z. Zhang, Y. Luo // *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. – 2019. – Vol. 25. – No. 7. – P. 1816–1831.
232. Wu, M. Reduced microbial stability in the active layer is associated with carbon loss under alpine permafrost degradation / M. Wu, S. Chen, J. Chen, K. Xue, S. Chen, X. Wang, T. Chen, S. Kang, J. Rui, J.E. Thies, R.D. Bardgett, Y. Wang // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. – 2021. – Vol. 118. – No. 25. – ID e2025321118.
233. Wu, X. Effects of permafrost collapse on soil bacterial communities in a wet meadow on the northern Qinghai-Tibetan Plateau / X. Wu, H. Xu, G. Liu, L. Zhao, C. Mu // *BMC Ecology*. – 2018. – Vol. 18. – No. 27. – P. 1–11.
234. Xu, D. Application of DGT/DIFS and geochemical baseline to assess Cd release risk in reservoir riparian soils, China / D. Xu, B. Gao, W. Peng, L. Gao, X. Wan, Y. Li // *Science of The Total Environment*. – 2019. – Vol. 646. – P. 1546–1553.
235. Xu, Q. Levels, sources and influence mechanisms of heavy metal contamination in topsoils in Mirror Peninsula, East Antarctica / Q. Xu, Z. Chu, Y. Gao, Y. Mei, Z. Yang, Y. Huang, L. Yang, Z. Xie, L. Sun // *Environmental Pollution*. – 2020. – Vol. 257. – ID 113552.
236. Yang, S. Comparisons of topsoil geochemical elements from Northwest China and eastern Tibetan Plateau identify the plateau interior as Tibetan dust source

- / S. Yang, Y. Luo, Q. Li, W. Liu, Z. Chen, L. Liu, X. Liu // *Science of The Total Environment*. – 2021. – Vol. 798. – ID 149240.
237. Yao, T. Third Pole Environment (TPE) / T. Yao, L.G. Thompson, V. Mosbrugger, F. Zhang, Y. Ma, T. Luo, B. Xu, X. Yang, D.R. Joswiak, W. Wang, M.E. Joswiak, L.P. Devkota, S. Tayal, R. Jilani, R. Fayziev // *Environmental Development*. – 2012. – Vol. 3. – P. 52–64.
238. Yin, A. Geologic Evolution of the Himalayan-Tibetan Orogen / A. Yin, T.M. Harrison // *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. – 2003. – Vol. 28. – P. 211–280.
239. Yu, C. Organic versus inorganic carbon exports from glacier and permafrost watersheds in Qinghai-Tibet Plateau / C. Yu, Y. Li, H. Jin, Q. Ma, Z. Yu, K. Shi, X. Li, G. Chen // *Aquatic Geochemistry*. – 2021. – Vol. 27. – No. 4. – P. 283–296.
240. Yu, C. Arsenic in permafrost-affected rivers and lakes of Tibetan Plateau, China / C. Yu, Y. Sun, X. Zhong, Z. Yu, X. Li, P. Yi, H. Jin, D. Luo // *Environmental Pollutants and Bioavailability*. – 2019. – Vol. 31. – No. 1. – P. 226–232.
241. Zeng, Y. Non-residual Sr of the sediments in Daihai Lake as a good indicator of chemical weathering / Y. Zeng, J. Chen, J. Xiao, L. Qi // *Quaternary Research (Orlando)*. – 2013. – Vol. 79. – P. 284–291.
242. Zhang, H. Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai-Tibet highway / H. Zhang, Z. Wang, Y. Zhang, M. Ding, L. Li // *Science of The Total Environment*. – 2015. – Vol. 521-522. – P. 160–172.
243. Zhang, H. The effects of the Qinghai-Tibet railway on heavy metals enrichment in soils / H. Zhang, Z. Wang, Y. Zhang, Z. Hu // *Science of The Total Environment*. – 2012. – Vol. 439. – P. 240–248.
244. Zhang, H. Heavy metal enrichment in the soil along the Delhi-Ulan section of the Qinghai-Tibet railway in China / H. Zhang, Y. Zhang, Z. Wang, M. Ding //

- Environmental Monitoring and Assessment. – 2013. – Vol. 185. – No. 7. – P. 5435–5447.
245. Zhang, S. Analysis of heavy metal-related indices in the Eboling permafrost on the Tibetan Plateau / S. Zhang, G. Yang, S. Hou, T. Zhang, Z. Li, W. Du // *Catena*. – 2021. – Vol. 196. – ID 104907.
246. Zhang, T. Statistics and characteristics of permafrost and ground-ice distribution in the Northern Hemisphere / T. Zhang, R.G. Barry, K. Knowles, J.A. Heginbottom, J. Brown // *Polar Geography*. – 2008. – Vol. 31. – No. 1–2. – P. 47–68.
247. Zhang, T. Distribution of seasonally and perennially frozen ground in the Northern Hemisphere / T. Zhang, R.G. Barry, K. Knowles, F. Ling, R.L. Armstrong // *Proceedings of the 8th International Conference on Permafrost*. Switzerland: AA Balkema Publishers. – 2003. – Vol. 2. – P. 1289–1294.
248. Zhao, L. *Permafrost Survey Manual* / L. Zhao, Y. Sheng // Beijing: Science Press, 2015. – 195 p. (in Chinese).
249. Zhong, Y. Alterations in soil pH emerge as a key driver of the impact of global change on soil microbial nitrogen cycling: Evidence from a global meta-analysis / Y. Zhong, W. Yan, L.P. Canisares, S. Wang, E.L. Brodie // *Global Ecology and Biogeography*. – 2022. – Vol. 32. – No. 1. – P. 145–165.
250. Zhou, W. Dramatic Carbon Loss in a Permafrost Thaw Slump in the Tibetan Plateau is Dominated by the Loss of Microbial Necromass Carbon / W. Zhou, T. Ma, X. Yin, X. Wu, Q. Li, D. Rupakheti, X. Xiong, Q. Zhang, C. Mu, B. de Foy, M. Rupakheti, S. Kang, D. Qin // *Environmental Science & Technology*. – 2023. – Vol. 57. – No. 17. – P. 6910–6921.
251. Zhu, T. Accumulation of Pollutants in Proglacial Lake Sediments: Impacts of Glacial Meltwater and Anthropogenic Activities / T. Zhu, X. Wang, H. Lin, J. Ren, C. Wang, P. Gong // *Environmental Science & Technology*. – 2020. – Vol. 54. – No. 13. – P. 7901–7910.

252. Zhu, H. Ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Xiawan Port based on modified potential ecological risk index / H. Zhu, X. Yuan, G. Zeng, M. Jiang, J. Liang, C. Zhang, J. Yin, H. Huang, Z. Liu, H. Jiang // Transactions of Nonferrous Metals Society of China. – 2012. – Vol. 22. – No. 6. – P. 1470–1477.
253. Zou, D. A new map of permafrost distribution on the Tibetan Plateau / D. Zou, L. Zhao, Y. Sheng, J. Chen, G. Hu, T. Wu, J. Wu, C. Xie, X. Wu, Q. Pang, W. Wang, E. Du, W. Li, G. Liu, J. Li, Y. Qin, Y. Qiao, Z. Wang, J. Shi, G. Cheng // The Cryosphere. – 2017. – Vol. 11. – No. 6. – P. 2527–2542.