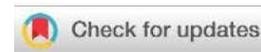


УДК 631.4

<https://doi.org/10.31251/pos.v6i3.237>

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ (Zn, Cd, Pb, Cu) В ПРОЦЕССЕ РАЗЛОЖЕНИЯ СФАГНУМА НА ОСУШЕННЫХ И ПОСТПИРОГЕННЫХ УЧАСТКАХ ОЛИГОТРОФНЫХ БОЛОТ

© 2023 Е. А. Головацкая , Л. Г. Никонова , Д. А. Калашникова , Г. В. Симонова 

ФГБУН Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН, Академический проспект, 10/3, г. Томск, 634055, Россия. E-mail: golovatskayaea@gmail.com

Цель исследования. Оценка динамики содержания тяжёлых металлов (Zn, Cd, Pb, Cu) в процессе разложения сфагнома *Sphagnum fuscum* L. на нативных, осушенных и постпирогенных участках олиготрофных болот.

Место и время проведения. Исследования проведены в 2018–2021 гг. на двух олиготрофных болотах: «Бакчарское» (стационар «Васюганье», ИМКЭС СО РАН) и «Иксинское», представляющих собой северо-восточные отроги Большого Васюганского болота и расположенные в Бакчарском районе Томской области.

Методы. Скорость разложения *Sph. fuscum* определили методом частично изолированных проб, широко используемым для изучения процессов трансформации растительного материала и торфа. В исходных и разложившихся образцах сфагнового очёса и торфяной почве (в слоях 0–10, 10–20, 20–30 см) определили зольность торфа по ГОСТ-11306-83. Содержание общих углерода и азота в образцах торфа (до 30 см от поверхности) и растительных остатков определили совместно с выполнением изотопного состава с помощью EA-IRMS (элементный анализатор/масс-спектрометрия изотопных отношений). Содержание тяжёлых металлов (Zn, Cd, Pb, Cu) в образцах торфа и растительных остатков определили методом инверсионной вольтамперометрии.

Основные результаты. Трёхлетний эксперимент по разложению *Sph. fuscum* в четырёх экосистемах (естественной – участок VASnat, осушенной – участок VASdry, постпирогенных – участки Iksa1 и Iksa2) показал, что влияние пожара сказывается на скорости разложения: в среднем потери массы на постпирогенных участках ниже в 1,4–1,6 раза по сравнению с естественным. Практически для всех участков выявлена связь между потерей массы и содержанием тяжёлых металлов (ТМ), за исключением кадмия в течение первого года эксперимента. Содержание всех элементов в растительных остатках сфагновых мхов снижалось в процессе разложения на всех исследуемых участках. Во время разложения мха зафиксирована схожесть высвобождения биогенных элементов меди и цинка на осушенном и постпирогенных участках (VASdry, Iksa1, Iksa2), в то время как для кадмия и свинца, не относящихся к биогенным элементам, подобной схожести высвобождения не зафиксировано.

Заключение. Влияние торфяных пожаров проявилось в снижении скорости разложения растительных остатков *Sph. fuscum*. Выявлена стадийная динамика содержания тяжёлых металлов в растительных остатках: на самом начальном этапе происходит высвобождение ТМ, на второй и третий годы в отдельных случаях отмечается их накопление, однако к концу эксперимента для всех элементов наблюдался высвобождение ТМ при разложении сфагнового очёса.

Ключевые слова: трансформация растительных остатков; тяжёлые металлы; биогеохимический цикл; пирогенные торфяники; осушенные торфяники; Западная Сибирь.

Цитирование: Головацкая Е.А., Никонова Л.Г., Калашникова Д.А., Симонова Г.В. Динамика содержания тяжёлых металлов (Zn, Cd, Pb, Cu) в процессе разложения сфагнома на осушенных и постпирогенных участках олиготрофных болот // Почвы и окружающая среда. 2023. Том 6. № 3. e237. DOI: [10.31251/pos.v6i3.237](https://doi.org/10.31251/pos.v6i3.237).

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в результате происходящих климатических изменений и роста антропогенной нагрузки изменения природных экосистем, в том числе болотных, приобрели необычайно сильный характер. Несмотря на то, что болотные экосистемы занимают незначительную площадь – 3–5% от поверхности суши (Gorham, 1991) – исследования, посвящённые получению данных о возможных изменениях в функционировании болотных экосистем, связанные как с изменениями климато-экологических условий, так и с антропогенным воздействием весьма актуальны, поскольку биосферная роль болотных экосистем весьма велика.

Аккумуляция элементов, в том числе и **тяжёлых металлов (ТМ)**, болотными растениями, и отложение их в торфе зависит от многих факторов: геоморфологии, гидрологии, минерального состава подстилающей породы, ботанического состава торфяной залежи и др. (Гашкова, 2016). Темпы разложения растительных остатков и высвобождения из них элементов зависят от индивидуальных особенностей растений и условий, в которых эти процессы протекают (Козловская и др., 1978; Денисенков, 2000; Никонова и др., 2019; Peltoniemi et al., 2012); при этом ведущую роль в процессах трансформации растительных остатков играют влажность и температура (Козловская и др., 1978; Боч, 1979; Денисенков, 2000; Никонова и др., 2019). При изменении климатических условий происходит изменение гидротермического режима болот, что приводит к изменениям в биогеохимических циклах, так как потепление и снижение уровня болотных вод стимулирует процесс разложения органического вещества торфа, а также приводит и к изменениям состава и структуры растительного покрова (Вомперский, 1994; Карелин, Пулы и потоки..., 2007; Замолотчиков, 2008; Gifford, Howden, 2001; Leadley et al., 2010). Также одним из наиболее значимых факторов, влияющим на биогеохимические циклы болотных экосистем, являются антропогенное воздействие (осушение болот) и пожары (Харанжевская и др., 2019; Benscoter, Vitt, 2008; Parish et al., 2008).

Активное развитие промышленности в сочетании с глобальным атмосферным переносом способствует изменению естественных биогеохимических циклов ТМ за счёт выбросов веществ загрязнителей в окружающую среду из различных источников (Sun et al., 2010; Su, Liang, 2015). Для различных торфяников России и мира определены уровни аккумуляции тяжелых металлов, сформированные глобальными атмосферными выпадениями и локальными антропогенными источниками (Московченко, 2006; Coggins et al., 2006; Stepanova et al., 2014). Дополнительным источником поступления ТМ являются пожары. При лесных и особенно торфяных пожарах в атмосферу выделяется огромное количество продуктов сгорания растительной биомассы в виде газообразных веществ и твёрдых аэрозольных частиц (дым), в том числе и тяжёлые металлы (Zn, Cd, Pb, Cu и др.), которые осаждаются на поверхности, могут оказывать влияние на стабильность функционирования природных экосистем. Из-за их токсичности и способности к биоаккумуляции повышенное поступление тяжёлых металлов в окружающую среду может потенциально угрожать экосистемам и здоровью человека (Uzu et al., 2011; Goix et al., 2014; Leveque et al., 2014). Такие тяжёлые металлы как свинец (Pb) и кадмий (Cd) являются очень токсичными для живых организмов даже при очень низких концентрациях (Niazi et al., 2011; Harguintegy et al., 2016). Несмотря на то, что достаточно много исследований посвящено изучению влияния повышенного содержания тяжёлых металлов в атмосфере, почве, сельскохозяйственных культурах и водоёмах (Shahid et al., 2017), очень мало данных получено о динамике содержания тяжёлых металлов, связанной с биогеохимическими и экологическими процессами, такими как разложение растительных остатков, хотя количественная оценка для этих процессов необходима для прогнозирования воздействия загрязнения тяжёлыми металлами на функционирование экосистемы, например, на качество почвы (Richardson et al., 2014).

Растительный опад служит основным источником энергии и питательных веществ в экосистемах, поэтому разложение опада является одним из основных потоков углерода (C) в атмосферу, а также приводит к изменению концентрации ТМ (источником трансформации, модификации, преобразования) в экосистемах (Berg, 2014). Следовательно, разложение опада является важным процессом в функционировании естественной экосистемы и способствует высвобождению или накоплению ТМ (Shcherbov, Lazareva, 2010; Jonczak, 2013; Berg, 2014). Исследования, связанные с изучением процесса трансформации растительных остатков в различных экосистемах довольно многочисленны, однако наиболее изучены в этом плане лесные и сельскохозяйственные экосистемы, в то время как работ, посвященных изучению динамики разложения растений-торфообразователей в болотных экосистемах сравнительно немного (Козловская и др., 1978; Боч, 1979; Бамбалов и др., 1990; Миронычева-Токарева и др., 2007; Паршина, 2009; Вишнякова и др., 2012; Головацкая, Никонова, 2013; Никонова, Головацкая 2019; Verhoeven, Arts, 1992; Bragazza et al. 2007, 2009; Leroy et al., 2018 и др.). Это подчеркивает актуальность проведенных нами исследований. Кроме того, подобные исследования посвящены в основном оценке потери массы растительных остатков, динамике углерода и питательных веществ (Berg, 2014), а данных по динамике содержания тяжёлых металлов при разложении растительных остатков очень мало (Sun et al., 2016; Weis J., Weis P., 2004).

Биогеохимические циклы олиготрофных болот, в отличие от минеральных почв, в силу особенностей минерального питания, слабо связаны с минеральными горизонтами, грунтовыми водами и окружающими ландшафтами, так как основная часть микро- и макроэлементов (в том числе тяжёлых металлов) поступает в результате атмосферного выпадения (Веретенникова, Головацкая, 2012; Татаринцева и др., 2022). В основном исследования влияния загрязнения ТМ на состояние растительных сообществ ограничиваются изучением уровня накопления ТМ разными компонентами природных экосистем (Горюнова, 2001; Федорова, Одинцева, 2005; Безель и др., 2016), в то время как содержание ТМ может оказывать влияние на процессы продукции фитомассы и ее трансформацию (Воробейчик, 2002; Помазкина, 2011; Казнина, Титов, 2013; Жуйкова и др., 2013; Berg, Ekbohm, 1991; Chew et al., 2001 и др.). Способность органического вещества торфа к формированию прочных органо-минеральных комплексов, связывающих в том числе и ТМ (Berg, 2014; Laskowski, Berg, 1993; Tyler, 2005), может привести к смене динамики многих биогеохимических процессов. При разрушении органических комплексов при тлении торфяника чрезмерно накапливаются свободные ионы металлов, что сказывается на увеличении их концентрации в вытекающем из болот водном стоке и в атмосфере (Михайлова и др., 2011). Высокие концентрации ТМ могут оказывать неоднозначное воздействие на экосистему, включая подавление почвенных микробов (Laskowski, Berg, 1993), мицелия и дыхания почвы (Rühling et al., 1973). В зависимости от условий окружающей среды, ТМ могут подавлять разложение, что влияет на функционирование экосистемы (Berg, Ekbohm, 1991; Hattori, 1992; Laskowski и др., 1994; De Santo и др., 2002). Если динамика основных элементов на стадиях разложения хорошо изучена, то знания о динамике ТМ при разложении растительных остатков в болотных экосистемах, в том числе подвергшихся воздействию пожаров, отсутствуют.

Цель исследования заключалась в оценке динамики содержания тяжёлых металлов (Zn, Cd, Pb, Cu) в процессе разложения *Sphagnum fuscum* L. на нативных, осушенных и постпирогенных участках олиготрофных болот.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследование проведено на двух олиготрофных болотах (рис. 1): «Бакчарское» (стационар «Васюганье», ИМКЭС СО РАН) и «Иксинское», представляющих собой северо-восточные отроги Большого Васюганского болота и расположенные в Бакчарском районе Томской области. В 1970-е годы болото «Иксинское» было осушено, что привело к некоторым изменениям в природной среде, в частности, осушение значительных площадей болотного участка привело к повышению пожарной опасности территории, в результате чего в 1998 г. выгорело 37,4 км² осушенного болота (Базанов, 2002). На Бакчарском болоте выбраны две наблюдательные площадки: естественный сосново-кустарниково-сфагновый фитоценоз (**VASnat**, 56°52'31,7" с.ш. и 82°48'27,3" в.д.) и осушенный сосново-кустарниково-сфагновый фитоценоз, расположенный вблизи водоотводного канала (**VASdry**, 56°53'33,3" с.ш. и 82°51'08,0" в.д.). На Иксинском болоте исследованы два участка с разной степенью пирогенной сукцессии: сосново-берёзовый пушицево-сфагновый фитоценоз со слабо выраженной степенью пирогенной сукцессии (**Iksa1**, 56°52'03,4" с.ш. и 83°11'52,1" в.д.) и сосново-кустарниково-сфагновый фитоценоз с выраженным подростом сосны (**Iksa2**, 56°51'42,1" с.ш. и 83°17'53,0" в.д.).

По данным метеостанции Бакчар (tr5.ru) за период исследования (2018–2021 гг.) среднегодовая температура воздуха составила 0,79±1,47°C, среднегодовая сумма осадков – 524±92 мм. Средняя температура вегетационного периода с начала мая до конца сентября составила около 13,9°C, количество осадков в летние месяцы – 277 мм.

Для наблюдения за температурой почвы использовали автономный комплекс измерения профиля температуры и уровня грунтовых вод (Кураков, 2008). Температуру торфяной почвы измеряли на глубинах 5, 10 и 15 см за период с сентября 2018 г. по сентябрь 2021 г. В среднем за период проведения эксперимента участок VASdry характеризовался самым низким **уровнем болотных вод (УБВ)** (-56) см и относительно тёплыми условиями на глубине 15 см в течение вегетационного периода (+12,2°C) (табл. 1, рис. 2). Участок Iksa1 был наиболее обводнённым (УБВ = -16 см) и характеризовался относительно прохладными условиями торфяной залежи (+10,7°C). Участок Iksa2 также был достаточно обводнённым (УБВ = -27 см), но температура торфяной залежи была значительно выше (+13,6°C). Участок VASnat характеризовался самыми низкими значениями температуры (+9,6°C) и достаточно низким уровнем болотных вод (-40 см).

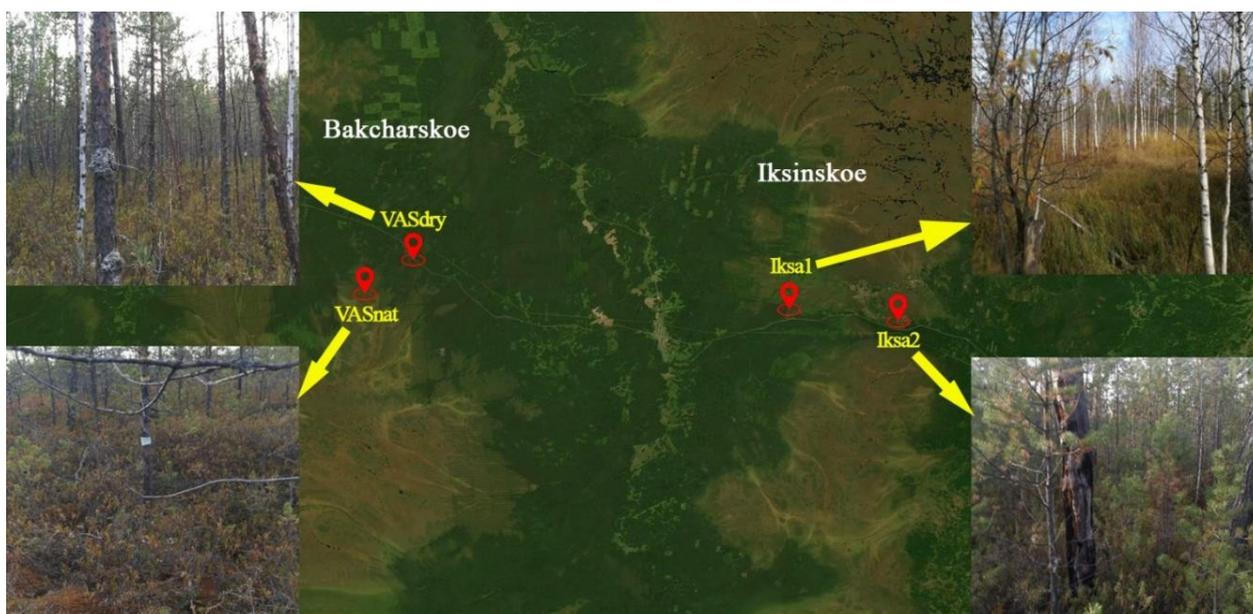


Рисунок 1. Расположение объектов исследования (здесь и далее в табл. 1–3 и на рис. 2–6): на Бакчарском болоте – естественный сосново-кустарниково-сфагновый фитоценоз (**VASnat**) и осушенный сосново-кустарниково-сфагновый фитоценоз, расположенный вблизи водоотводного канала (**VASdry**); на Иксинском болоте – сосново-березовый пушицево-сфагновый фитоценоз со слабо выраженной степенью пирогенной сукцессии (**Iksa1**) и сосново-кустарниково-сфагновый фитоценоз с выраженным подростом сосны (**Iksa2**).

Таблица 1

Гидротермические условия торфяных почв на исследуемых участках болот

Год	VASnat	VASdry	Iksa1	Iksa
	нативное	осушенное	постпирогенное	
Средняя температура почвы на глубине 15 см, май-сентябрь, °C				
2019 год	9,0	11,6	9,8	13,4
2020 год	11,1	13,3	11,6	14,7
2021 год	8,5	11,7	n/a	12,8
Среднее за 2019-2021 гг.	9,6	12,2	10,7	13,6
Уровень болотных вод, см от поверхности				
2019 год				
Май	-23	n/a	n/a	n/a
Июнь	-28	-21	-7	-10
Июль	-33	-32	-13	-15
Август	-51	-53	-33	-40
Сентябрь	-49	-59	-44	-51
2020 год				
Май	-32	-41	6	-11
Июнь	-34	-48	3	-18
Июль	-41	-70	-6	-20
Август	-51	-87	-21	-42
Сентябрь	-53	-95	-29	-36
Среднее, 2019-2020 гг.	-40	-56	-16	-27

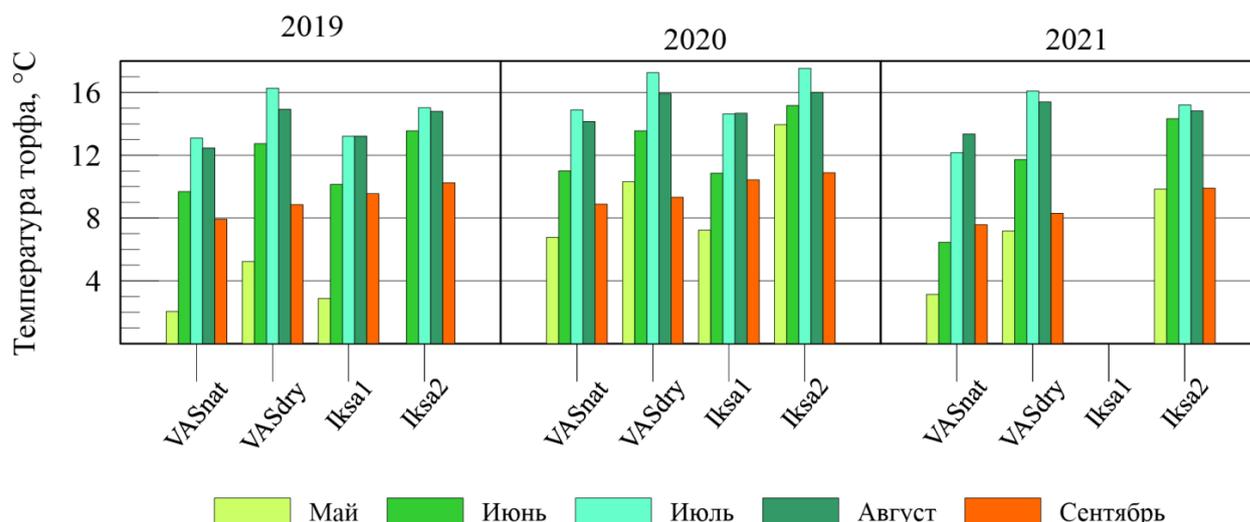


Рисунок 2. Среднемесячная температура торфа на глубине 15 см за вегетационный период (май–сентябрь) 2019–2021 гг. (за 2021 г. для участка Iksa1 данные отсутствуют по техническим причинам).

Отбор почвенных образцов. Образцы торфяной почвы отбирали на каждом пункте исследования методом монолитов площадью 10×10 см до глубины 30 см. Монолит разделяли на 10-ти сантиметровые слои. Всего было отобрано 36 образцов торфа (по 9 образцов на каждом пункте исследования).

Разложение растительных остатков. Для изучения разложения торфообразующих растений выбран доминирующий вид современного растительного покрова олиготрофных болот – *Sph. fuscum*. Скорость разложения растений определили методом частично изолированных проб, широко используемым для изучения процессов трансформации растительного материала и торфа (Головацкая, Никонова, 2017). В сентябре 2018 г. был собран очес *Sph. fuscum* (верхние 10 см) с естественного болота. Высушенные на воздухе образцы растений помещали в нейлоновые мешочки размером 15×15 см. Всего было подготовлено 48 образцов сфагнового мха. Масса каждого образца составила 10 г. Подготовленные образцы были помещены в торфяную залежь на глубину 10 см от поверхности мха на каждом исследуемом участке. Образцы извлекали через 1, 2 и 3 года.

Химический анализ растительных остатков и торфа. В исходных и разложившихся образцах сфагнового очёса и торфяной почве (в слоях 0–10, 10–20, 20–30 см) определили зольность торфа по ГОСТ 11306-83.

Содержание общих углерода и азота в образцах торфа (до 30 см от поверхности) и растительных остатков, определили совместно с выполнением изотопного состава с помощью EA-IRMS (элементный анализатор/масс-спектрометрия изотопных отношений) (Лебедев, 2013). В данной статье результаты изучения изотопного состава не приведены; использованы только данные по содержанию общих углерода и азота. Подробные изотопные характеристики и описание условий анализа представлены в предыдущих исследованиях (Golovatskaya et al., 2022).

Содержание тяжёлых металлов (Zn, Cd, Pb, Cu) в образцах торфа и растительных остатков определили методом инверсионной вольтамперометрии (Abollino et al., 2019). Суть данного метода заключается в предварительном концентрировании определяемых элементов на рабочем электроде и последующей регистрации процесса растворения накопленных на электроде элементов. Возникающий в процессе растворения элементов ток имеет форму пика, максимальный ток пропорционален концентрации элемента (Abollino et al., 2019).

Подготовку проб торфа провели в соответствии с методическими указаниями 31-11/05 (2006). Для определения валового содержания Zn, Cd, Pb, Cu из пробы торфа предварительно готовили вытяжку. К 5 г сухой и гомогенизированной пробы приливали 50% HNO₃, перемешивали, нагревали и кипятили в течение 10 мин. К остывшему раствору добавляли концентрированную H₂O₂ и вновь кипятили 10 мин. Охлажденную вытяжку отфильтровывали, 1 мл подготовленной вытяжки выпаривали при температуре 160–180°C при помощи программируемой печи ПДП-Аналитика. Пробу озольли в муфельной печи (450°C, 30 минут). При наличии в золе угольных включений добавляли 1 мл концентрированной HNO₃ и 0,5 мл концентрированной H₂O₂, выпаривали досуха и

снова выдерживали в муфеле. Обработку HNO_3 и H_2O_2 с озолением в муфеле продолжали до получения золы однородного цвета.

Подготовку проб растительных остатков провели в соответствии с методическими указаниями 31-04/04 (2004). Пробы растительных остатков ($m = 0,5$ г) высушивали при температуре $150\text{--}320^\circ\text{C}$ в течение 1–2 часов. Затем пробы полностью растворяли в концентрированной HNO_3 , выпаривали до $1/3$ начального объёма, охлаждали до комнатной температуры. Далее к пробе добавляли 2–3 мл концентрированной HNO_3 и 1–1,5 мл 30%-й H_2O_2 , выпаривали досуха и озоляли в муфельной печи (25 минут при 450°C). Растворение в HNO_3 и H_2O_2 с дальнейшим выпаривания и озолением повторяли до получения золы однородного цвета.

Перед анализом золу растворяли в 10 мл электролита (1 мл концентрированной муравьиной кислоты и 9 мл бидистиллята). Определение концентраций Zn, Cd, Pb и Cu проводили на вольтамперометрическом анализаторе TA-Lab (НПП «Томьаналит», Томск, Россия). Электрохимическая ячейка состояла из трех электродов: два хлорсеребряных электрода (вспомогательного и сравнения, заполненных 1 М раствором хлорида калия) и рабочего амальгамного электрода.

Расчёты и статистический анализ. Потери массы (ML, % от исходной массы растительной пробы) рассчитывали по уравнению:

$$ML(\%) = \frac{(M_0 - M_t)}{M_0} \times 100, (1)$$

где M_0 – сухая масса исходной пробы (г); M_t – сухая масса пробы через 12, 24 и 36 месяцев после начала эксперимента (г).

Высвобождение/накопление (%) тяжелого металла рассчитывали как динамику содержания металла, нормализованную по массе, по следующей формуле:

$$\text{Release / accumulation (\%)} = \frac{M_t \times C_t - M_0 \times C_0}{M_0 \times C_0} \times 100\% (2)$$

где M_0 – исходная масса исходной пробы (г); M_t – масса пробы через 12, 24 и 36 месяцев (г); C_0 – исходная концентрация ТМ в исходной пробе (мг/кг); C_t – концентрация ТМ в пробе через 12, 24, 36 месяцев (мг/кг) (Kondratova, Bryanin, 2021).

Статистическую обработку экспериментальных данных провели с использованием Excel 2010. Различия считали статистически значимым при $p \leq 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Содержание тяжёлых металлов в торфе. Полученные в ходе исследования значения зольности, содержание общих углерода и азота, отношение C/N (на основе их массовой доли), а также содержание ТМ (Zn, Cu, Cd и Pb) в образцах торфа с разных глубин на всех участках приведены в таблице 2. Содержание углерода в торфяной залежи (0–30 см) отличалось на исследуемых участках. Более высокое содержание углерода получено для участков VASdry и Iksal. По-видимому, в результате осушения происходит увеличение содержания углерода за счёт постепенного изменения ботанического состава верхних горизонтов торфяной залежи, так как развивается более густой кустарничковый ярус, увеличивается доля зелёных мхов в растительном покрове и т.д. Для поспирогенных участков повышение содержания углерода в торфе может быть вызвано наличием микроугольков, образовавшихся в результате пожара. Для всех исследуемых участков, за исключением Iksal, характерна повышенная зольность, что также связано с последствиями пожаров. Кроме того, эти участки расположены относительно недалеко от дороги, что может оказывать влияние на осаждение зольных элементов на поверхности и последующим их вымыванием в более глубокие слои. Как правило, для торфяных почв характерно увеличение зольности при снижении содержания углерода, однако в случае антропогенно нарушенных болот и тем более горевших, подобные закономерности могут нарушаться.

Сравнивая полученные данные по содержанию ТМ в торфе на всех участках с **предельно допустимыми концентрациями (ПДК)** валовых форм для почвы (Pb – 65, Cd – 1, Cu – 66 и Zn – 110 мг/кг) (САНПИН 1.2.3685-21, 2021), можно заметить, что на всех участках превышение ПДК не выявлено.

Таблица 2

Химические свойства торфяной почвы на исследуемых участках болот
(среднее \pm стандартное отклонение)

Глубина, см	VASnat	VASdry	Iksa1	Iksa 2
	нативное	осушенное	постпирогенное	
Зольность, %				
0–10	1,31 \pm 0,03	2,66 \pm 0,14	3,02 \pm 0,08	3,02 \pm 0,15
10–20	0,70 \pm 0,07	3,02 \pm 0,09	2,82 \pm 0,22	1,14 \pm 0,10
20–30	1,26 \pm 0,08	6,89 \pm 0,09	8,39 \pm 0,15	3,89 \pm 0,15
Общий углерод (C), %				
0–10	41,0 \pm 1,1	43,0 \pm 1,4	45,0 \pm 1,3	41,0 \pm 1,5
10–20	41,0 \pm 1,3	42,0 \pm 1,2	40,0 \pm 1,1	41,0 \pm 1,2
20–30	41,0 \pm 1,2	42,0 \pm 1,5	43,0 \pm 1,7	41,0 \pm 1,1
Общий азот (N), %				
0–10	0,6 \pm 0,08	1,3 \pm 0,09	1,1 \pm 0,08	1,2 \pm 0,06
10–20	0,5 \pm 0,05	1,6 \pm 0,1	0,9 \pm 0,07	1,0 \pm 0,07
20–30	0,6 \pm 0,04	2,3 \pm 0,2	1,9 \pm 0,09	1,1 \pm 0,07
C/N (на основе их массовой доли)				
0–10	68,4	33,1	40,9	34,2
10–20	82,0	26,3	44,4	41,0
20–30	68,3	22,6	22,6	37,3
Кадмий (Cd), мг/кг				
0–10	0,08 \pm 0,03	0,12 \pm 0,05	0,07 \pm 0,03	0,086 \pm 0,03
10–20	0,07 \pm 0,03	0,11 \pm 0,04	0,16 \pm 0,06	0,12 \pm 0,05
20–30	0,04 \pm 0,02	0,06 \pm 0,02	0,029 \pm 0,01	0,09 \pm 0,03
Свинец (Pb), мг/кг				
0–10	5,29 \pm 2,06	7,66 \pm 2,68	3,48 \pm 1,36	5,56 \pm 2,17
10–20	8,14 \pm 3,17	18,2 \pm 7,8	9,77 \pm 3,42	6,26 \pm 2,44
20–30	8,84 \pm 3,09	6,67 \pm 2,60	6,32 \pm 2,46	25,6 \pm 11,0
Медь (Cu), мг/кг				
0–10	3,25 \pm 1,27	3,37 \pm 1,31	6,31 \pm 2,46	3,38 \pm 1,32
10–20	2,18 \pm 0,85	3,08 \pm 1,20	7,75 \pm 3,02	3,81 \pm 1,48
20–30	1,5 \pm 0,58	1,79 \pm 0,70	2,09 \pm 0,81	10,7 \pm 4,2
Цинк (Zn), мг/кг				
0–10	25,9 \pm 10,1	67,75 \pm 26,42	69,3 \pm 27,0	45,5 \pm 17,7
10–20	54,2 \pm 21,1	36,7 \pm 14,3	56,22 \pm 22,2	37,2 \pm 14,5
20–30	н/о	50,2 \pm 19,6	8,34 \pm 3,25	35,7 \pm 13,9

Минимальное содержание кадмия характерно для торфа с ненарушенного участка VASnat (0,06 \pm 0,02 мг/кг на глубине 0–30 см). Максимальное содержание кадмия определено в образцах торфа с участка Iksa1 (0,16 \pm 0,06 мг/кг). Тенденцию к уменьшению содержания кадмия с глубиной показали участки VASnat и VASdry. На участках Iksa1 и Iksa2 отмечено повышение содержания кадмия на глубине 10–20 см (причём для участка Iksa1 оно увеличилось в 2 раза) с последующим уменьшением на глубине 20–30 см.

Содержание свинца на глубине 0–10 см для всех участков примерно одинаковое (5,5 \pm 1,7 мг/кг). Для участка VASnat характерно небольшое повышение содержания свинца с увеличением глубины. Для участков VASdry и Iksa1 обнаружено резкое увеличение содержания свинца на

глубине 10–20 см с дальнейшим снижением на глубине 20–30 см. Для участка Iksa2 на глубине 20–30 см наблюдалось увеличение содержания свинца в 5 раз относительно глубины 0–10 см.

Самое низкое содержание меди с тенденцией уменьшения с глубиной характерны для торфа с участков VASnat и VASdry ($2,31 \pm 0,88$ и $2,75 \pm 0,84$ мг/кг на глубине 0–30 см). Для участка Iksa1 обнаружено незначительное увеличение содержания меди на глубине 10–20 см с дальнейшим уменьшением примерно в 4 раза на глубине 20–30 см. Для участка Iksa2 наблюдалась обратная картина: незначительное увеличение содержания меди на глубине 10–20 см с дальнейшим увеличением примерно в 3 раза на глубине 20–30 см.

Для участка VASnat выявлено увеличение содержания цинка в 2 раз на глубине 10–20 см относительно глубины 0–10 см, в то время как для остальных участков, наоборот, отмечено уменьшение данного показателя на глубине 10–20 см. На глубине 20–30 см участки VASdry и Iksa2 выявлено увеличение содержания цинка, а участок Iksa 1, наоборот, уменьшение примерно в 7 раз.

Разложение растительных остатков и динамика тяжёлых металлов. Наиболее интенсивное разложение происходит в течение первого года – в среднем 56% от суммарной за три года потери массы. В течение второго года происходило снижение интенсивности процесса разложения – на всех участках (за исключением Iksa) средние потери массы составили 7%, а на участке Iksa2 – 29% (рис. 3). В целом за три года воздействие на постпирогенных участках (Iksa1 и Iksa2) менее интенсивное: потеря массы на постпирогенных участках значительно ниже (20,8%), чем на нативных (VASnat) и высушенных (VASdry) участках (29,2%), различия потери массы достоверны при уровне значимости 5%. После трех лет разложения средняя потеря массы сфагнового оёса составила 25% (от 19,3 до 30,9% в зависимости от участков (табл. 3).

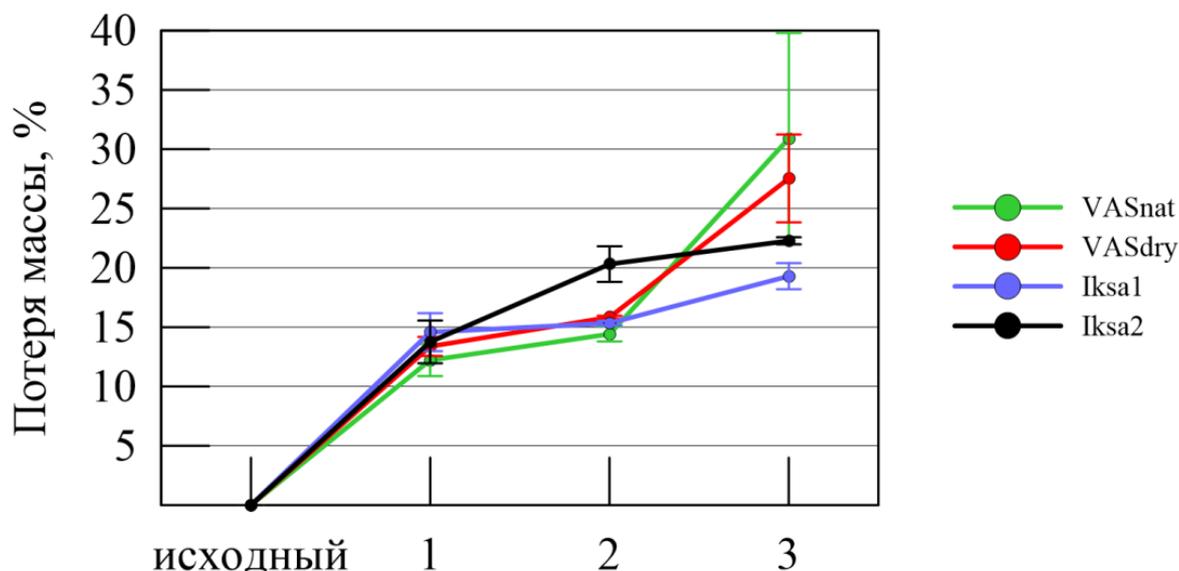


Рисунок 3. Динамика потери массы *Sph. fuscum* в процессе разложения.

Представлены (здесь и на рис. 4): (1) годы исследования: исходный – 2018, 1 – 2019, 3 – 2020, 3 – 2021; (2) среднее арифметическое значение (точка) и стандартное отклонение (вертикальная планка погрешности).

Таблица 3

Элементный состав исходных образцов *Sph. fuscum*, потери массы и изменение элементного состава в процессе разложения растительных остатков на исследуемых участках болот (среднее \pm стандартное отклонение)

Показатели (I)	VASnat (II)	VASdry (III)	Iksa1 (IV)	Iksa2 (V)
Исходные данные				
Зольность, %	1,77 \pm 0,05			
Общий углерод (C), %	45,1 \pm 1,5			
Общий азот (N), %	0,69 \pm 0,08			
C/N*	65			
Кадмий (Cd), мг/кг	0,1125 \pm 0,0439			
Свинец (Pb), мг/кг	9,66 \pm 3,38			
Медь (Cu), мг/кг	3,76 \pm 1,48			
Цинк (Zn), мг/кг	43,9 \pm 17,1			
Образцы после разложения				
Зольность, %	II	III	IV	V
1 год (2019)	1,76 \pm 0,02	1,06 \pm 0,04	1,81 \pm 0,05	4,02 \pm 0,02
2 год (2020)	2,12 \pm 0,04	0,97 \pm 0,01	2,32 \pm 0,06	2,08 \pm 0,05
3 год (2021)	1,82 \pm 0,01	1,61 \pm 0,01	2,39 \pm 0,04	1,68 \pm 0,01
Потери массы, %				
1 год (2019)	12,23 \pm 1,351	13,38 \pm 0,77	14,58 \pm 1,57	13,77 \pm 1,8
2 год (2020)	2,19 \pm 0,63	2,46 \pm 0,12	0,76 \pm 0,19	6,55 \pm 1,47
3 год (2021)	16,48 \pm 8,96	11,71 \pm 3,74	3,96 \pm 1,11	1,96 \pm 0,26
Общие потери массы**	30,90 \pm 10,61	27,55 \pm 2,31	19,30 \pm 3,55	22,28 \pm 5,39
C, %				
1 год (2019)	41,3 \pm 1,2	40,0 \pm 1,6	42,1 \pm 1,1	40,9 \pm 1,2
2 год (2020)	47,0 \pm 1,5	43,3 \pm 1,5	45,7 \pm 1,3	46,0 \pm 1,2
3 год (2021)	44,8 \pm 1,5	45,9 \pm 1,8	44,2 \pm 1,5	45,5 \pm 1,4
Общие потери C**	27,55	26,28	20,92	21,73
N, %				
1 год (2019)	0,44 \pm 0,05	0,53 \pm 0,03	0,51 \pm 0,06	0,52 \pm 0,06
2 год (2020)	0,42 \pm 0,07	0,45 \pm 0,06	0,40 \pm 0,04	0,44 \pm 0,05
3 год (2021)	0,41 \pm 0,04	0,54 \pm 0,04	0,46 \pm 0,04	0,57 \pm 0,08
Общие потери N**	58,94	43,30	46,21	35,80
C/N*				
1 год (2019)	93	75	82	78
2 год (2020)	118	96	126	104
3 год (2021)	115	85	96	80
Cd, мг/кг				
1 год (2019)	0,1100 \pm 0,0427	0,0786 \pm 0,0306	0,1160 \pm 0,0460	0,0621 \pm 0,0242
2 год (2020)	0,0740 \pm 0,0289	0,0588 \pm 0,0229	0,0451 \pm 0,0176	0,1251 \pm 0,0487
3 год (2021)	0,0649 \pm 0,0253	0,0776 \pm 0,0303	0,0221 \pm 0,0086	0,0566 \pm 0,0221
Общие потери Cd**	-60	-50	-84	-61
Pb, мг/кг				
1 год (2019)	5,03 \pm 1,96	4,91 \pm 1,91	9,94 \pm 3,91	3,08 \pm 1,20

	I	II	III	IV	V
2 год (2020)		4,95±1,93	4,29±1,67	2,11±0,82	4,42±1,72
3 год (2021)		7,80±3,25	4,99±1,94	5,66±2,21	11,13±4,77
Общие потери Pb**		-26	-62	-53	-10
Cu, мг/кг					
1 год (2019)		2,18±0,85	3,25±1,27	4,14±1,61	2,73±1,06
2 год (2020)		2,86±1,11	3,16±1,23	1,88±0,74	1,90±0,74
3 год (2021)		2,76±1,08	1,43±0,54	1,90±0,74	1,69±0,66
Общие потери Cu**		-49	-72	-59	-65
Zn, мг/кг					
1 год (2019)		22,6±8,8	34,4±13,4	31,3±12,2	27,3±10,6
2 год (2020)		13,2±5,1	19,1±7,4	18,3±7,1	20,4±7,9
3 год (2021)		15,8±6,2	20,2±7,9	25,7±10,0	19,6±7,6
Общие потери Zn**		-68	-67	-53	-65

Примечание.

*Отношение C/N рассчитано на основе их массовой доли. **Общие потери за 3 года, % от исходного.

За первый год разложения содержание всех ТМ имело тенденцию к уменьшению на всех участках, за исключением участка Iksa1, на котором в первый год эксперимента выявлено увеличение содержания кадмия, свинца и меди (рис. 4).

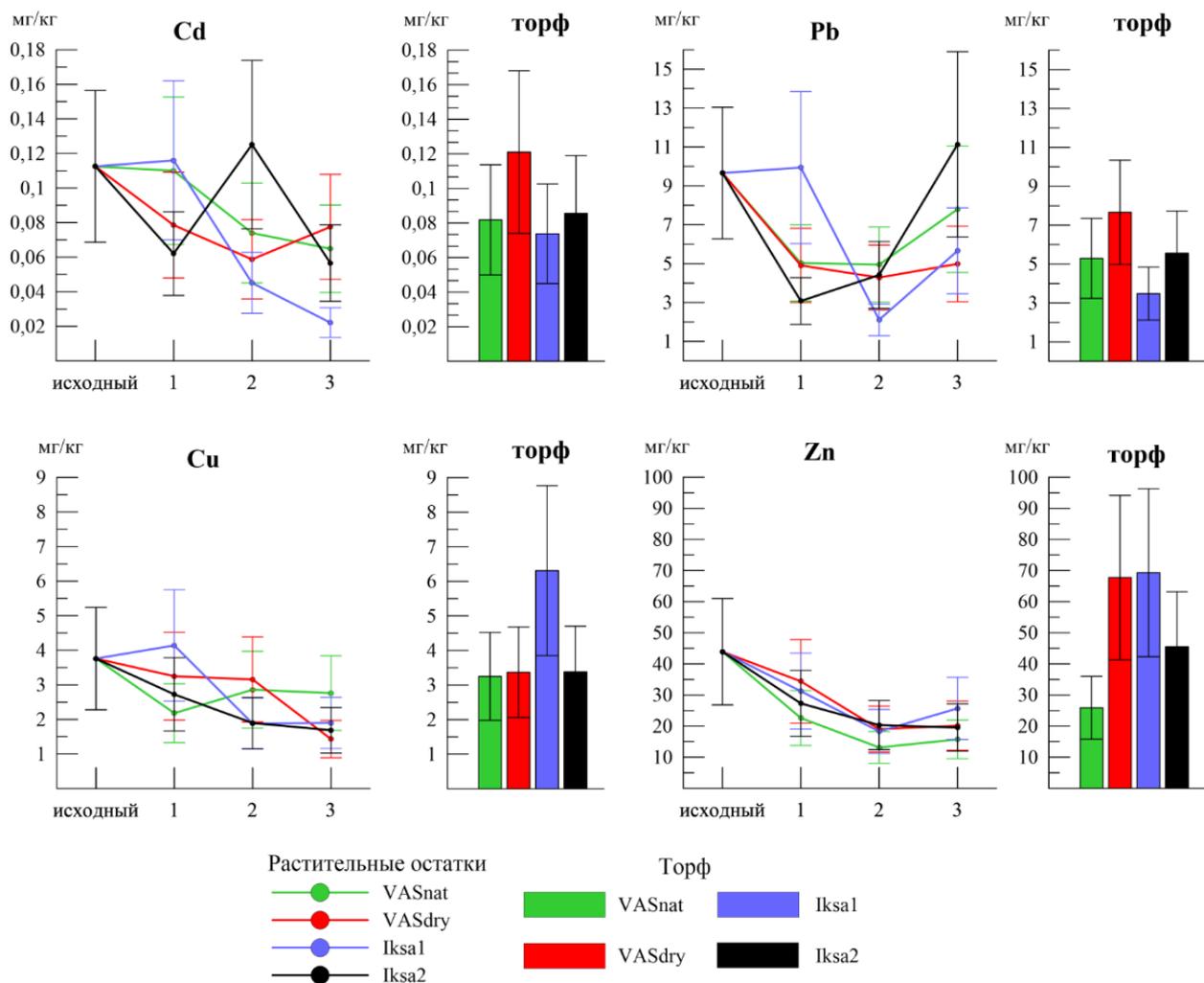


Рисунок 4. Содержание тяжёлых металлов в растительных остатках *Sph. fuscum* (справа) и торфе на глубине 0–10 см (слева).

На второй год разложения также сохранялась общая тенденция к уменьшению содержания ТМ, кроме кадмия и свинца на участке Iksa2, а также меди на участке VASnat, где отмечено увеличение их содержания. В течение 3-го года содержание цинка на участках VASdry и Iksa2 практически не изменялось, а на участках VASnat и Iksa1 происходило незначительное его увеличение. Выявлено снижение содержания кадмия на всех участках за исключением VASdry. Содержание свинца в течение третьего года эксперимента увеличивалось на всех участках. Содержание меди не изменялось на участках Iksa1 и VASnat и снижалось на участках VASdry и Iksa2.

В целом за три года эксперимента содержание всех рассмотренных ТМ на всех участках уменьшилось. Содержание свинца снижалось в 1,9 и 1,7 раза на участках VASdry и Iksa1 и увеличивалось в 1,2 раза на участке Iksa2 (см. рис. 4). Несмотря на равенство исходных значений по содержанию ТМ, в конце эксперимента содержание цинка на естественном участке (VASnat) было в среднем в 1,4 раза ниже, а меди в 1,7 раза выше, чем на участках VASdry, Iksa1, Iksa2 (см. табл. 3). За три года исследования содержание кадмия снизилось в 1,5–5,0 раз в зависимости от места расположения образцов, при этом максимальное снижение выявлено на точке Iksa1.

Влияние свойств почвы на высвобождение/аккумуляцию тяжёлых металлов. К концу эксперимента (на третий год разложения) отмечено высвобождение всех элементов из растительных остатков (рис. 5).

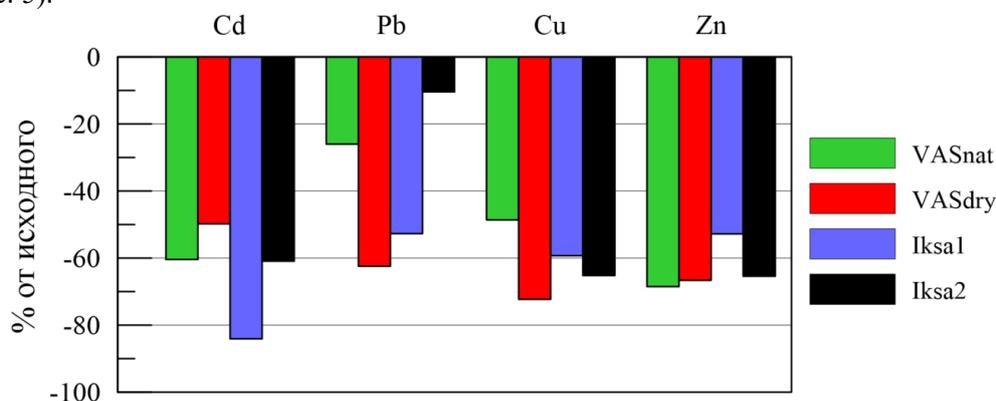


Рисунок 5. Суммарное (за три года) высвобождение/аккумуляция тяжёлых металлов в процессе разложения растительных остатков *Sph. fuscum*.

Максимальное высвобождение кадмия выявлено на постпирогенном участке Iksa1, минимальное – на осушенном участке VASdry. Для свинца (в сравнении с другими элементами) отмечены минимальные потери на всех пунктах за исключением VASdry, а на постпирогенном участке Iksa2 обнаружено самое минимальное высвобождение свинца (-10,5%). Для осушенного участка (VASdry) также характерно максимальное высвобождение меди. Для естественного участка (VASnat) выявлено минимальное высвобождение меди. Потери цинка из фитомассы на всех участках были примерно на одном уровне, за исключением участка Iksa1, где получены минимальные потери. В целом, на осушенном участке (VASdry) высвобождение свинца, меди и цинка больше, чем на постпирогенных участках, а высвобождение кадмия меньше. В то время как на естественном участке (VASnat) высвобождение кадмия больше, чем на осушенном. Данные нашего эксперимента не соответствуют полученным ранее результатам для лесных экосистем, где было выявлено увеличение содержания ТМ со временем разложения (Laskowski, Berg 1993; Tyler 2005; Brun et al. 2008; Gautam et al., 2019; Kondratova, Bryanin, 2021). Следует отметить, что исследований по динамике содержания ТМ при разложении сфагновых мхов нет, в литературе есть сведения только о содержании ТМ в различных видах сфагновых мхов (Шевченко и др., 2011; Гапеева и др., 2015; Shoty et al., 2014).

ОБСУЖДЕНИЕ

Для растений не существует утверждённого ПДК тяжёлых металлов. За норму содержания ТМ принято считать пределы их концентраций, которые способствуют нормальной регуляции функций у растений (Прохорова, Матвеев, 1996). Указанные разными авторами пределы нормальных концентраций элементов не совпадают, что связано с рядом причин: специфичностью вида растения к аккумуляции металла, погрешностями пробоотбора, аналитических методик и пр.

Проанализировав опубликованные литературные данные по содержанию ТМ в некоторых видах болотных растений Западной Сибири, для *Sph. fuscum* можно встретить следующие значения (не более, мг/кг): Pb – 8,5; Cd – 8,5; Cu – 4; Zn – 45 (Бахнов, 1986; Цыбукова и др., 2000; Московченко и др., 2002; Московченко, 2006). Однако в работе Л.П. Гашковой (2016) для *Sph. fuscum*, отобранного с болот Томской области (в том числе с Бакчарского и Иксинского), значения по содержанию ТМ несколько ниже (мг/кг): Pb – 1,86; Cd – 0,015; Cu – 0,78; Zn – 44,24.

В нашем исследовании средние значения по содержанию тяжелых металлов в *Sph. fuscum* располагаются в следующем порядке: Zn > Pb > Cu > Cd (см. рис. 4, табл. 3). Содержание меди варьирует от 0,01 до 0,17 мг/кг при среднем значении $0,0772 \pm 0,0307$ мг/кг; меди – от 0,90 до 5,75 мг/кг при среднем значении $2,59 \pm 0,84$ мг/кг; свинца – от 1,29 до 15,9 мг/кг со средним значением $6,00 \pm 2,80$ мг/кг; цинка – от 8,1 до 61,0 мг/кг при среднем значении $24,0 \pm 8,5$ мг/кг.

Так как образцы растительных остатков закапывали в торфяную залежь на глубину 10 см, сравним содержание ТМ в образцах растительных остатков и торфа с глубины 0–10 см. Содержание ТМ в образцах торфа на глубине 0–10 см из каждой точки исследования различно (см. табл. 2, рис. 4). Содержание кадмия и свинца имеет максимальные значения на участке VASdry и минимальные на участке Iksa1. Высокое содержание меди (относительно других участков) получено на участке Iksa1. Участки VASdry и Iksa1 характеризуются максимальным содержанием цинка. Содержание кадмия в исходных образцах сфагнового мха выше по сравнению с концентрацией в торфе на всех участках за исключением VASdry. Содержание свинца в торфе на всех участках ниже, чем в исходных образцах сфагнового мха. Содержание меди в исходных образцах сфагнового мха незначительно выше по сравнению с таковым в торфе на всех участках за исключением Iksa1. Для цинка характерны более высокое содержание в торфе по сравнению с *Sph. fuscum* на всех участках, за исключением VASnat.

Динамика высвобождения/аккумуляции тяжёлых металлов в процессе разложения растительных остатков *Sph. fuscum*. Если рассматривать не содержание ТМ в растительных остатках, а динамику (высвобождение/накопление), то получается следующая закономерность: в течение 1-го года на всех участках для всех элементов наблюдалось высвобождение ТМ, причём минимальные значения высвобождения фиксируются на участке Iksa1; для всех элементов, кроме цинка, связь с потерей массы сохраняет ту же закономерность, что и содержание (рис. 6 а).

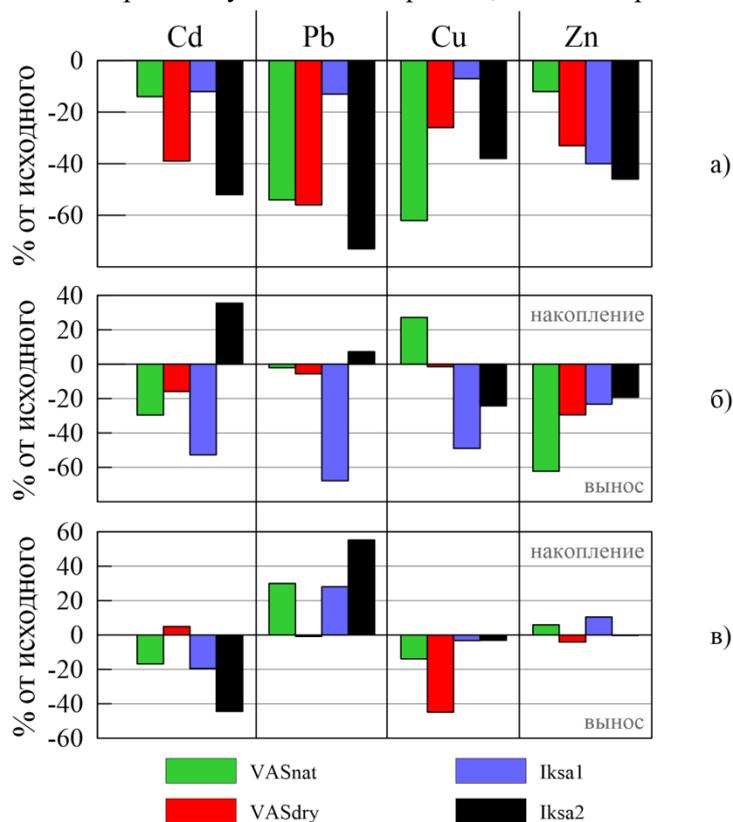


Рисунок 6. Вклад каждого года исследования (а – 1-ый год (2019 г.), б – 2-ой год (2020 г.), в – 3-ий год (2021 г.) в общее высвобождение/накопление тяжёлых металлов в процессе разложения растительных остатков *Sph. fuscum*.

В следующий период (2-ой год) наблюдалось накопление кадмия и свинца на участке Iksa2 и меди на VASnat. Для остальных участков и элементов наблюдалось, по-прежнему, высвобождение. Однако следует отметить следующую закономерность: невысокие значения высвобождения элементов получены для тех участков и элементов, где в 1-ый год высвобождение было высоким, и, наоборот, там, где высвобождение в течение 1-го года было невелико, во второй год высвобождение элементов усилилось (рис. 6 б). В течение 3-го года отмечено накопление свинца и цинка на участках VASnat и Iksa1, также получено накопление свинца на участке Iksa2 и накопление кадмия на участке VASdry. Причём накопление свинца достигает значительных величин – от 28 до 55% (рис. 6).

Интересно поведение свинца на участках VASnat, Iksa1 и Iksa2, где происходит значительное накопление этого элемента. Возможно, это связано с высоким содержанием свинца в нижележащих горизонтах торфяной залежи. Например, для участка Iksa2 содержание свинца на глубине 20–30 см составило 25 мг/кг). Также наблюдалось накопление меди на участке VASnat, возможно, за счёт более высокого содержания меди в верхних горизонтах. Предыдущие исследования в основном объясняли накопление ТМ поступлением из внешних источников (Brun et al., 2008), включая загрязнение воздуха (Rühling et al., 1973; Laskowski et al., 1995). Исследованная территория в настоящее время мало подвержена влиянию антропогенных факторов. Однако следует учитывать, что все участки испытывали антропогенную нагрузку в виде осушения, за исключением участка VASnat. Кроме того, участки расположены на небольшом удалении от автомобильной дороги, а участки Iksa1 и Iksa2 являются постпирогенными. Поэтому можно предположить, что повышенное содержание ТМ в торфах обусловлено не только природными причинами.

Был проведён корреляционный анализ, который выявил стадийно-зависимую корреляцию между содержанием ТМ и потерей массы. Таким образом, на начальном этапе (1-ый год), когда потеря массы происходит более быстро, наблюдалась положительная зависимость между потерей массы и содержанием ТМ для свинца, меди и цинка; для кадмия зависимость не выявлена. В течение 2-го года для всех элементов выявлена связь между потерей массы и содержанием ТМ, причём для кадмия и свинца эта связь положительная, а для меди и цинка – отрицательная. К концу эксперимента (3-ий год), зависимость между потерей массы и содержанием ТМ остаётся отрицательной для цинка; появилась положительная зависимость для кадмия и меди, для свинца зависимость стала отрицательной (табл. 4).

Таблица 4

Коэффициенты корреляции Пирсона между потерей массы и содержанием тяжёлых металлов в растительных остатках *Sph. fuscum*

Временной интервал	Cd	Pb	Cu	Zn
2019 г.	–	0,56	0,89	0,63
2020 г.	0,87	0,56	-0,48	-0,36
2021 г.	0,60	-0,38	0,58	-0,68

Примечание.

Прочерк – корреляция незначима, при уровне значимости $p \leq 0,05$.

Влияние свойств почвы на динамику содержания тяжёлых металлов в растительных остатках *Sph. fuscum*. Содержание элемента является нестационарной характеристикой, отражающей только данное событие отбора проб во всем процессе разложения. Напротив, накопление или высвобождение элемента во время разложения может дать общее представление о поведении элемента и его возможных последствиях для экосистемы. В нашем эксперименте содержание всех рассмотренных ТМ в растительных остатках *Sph. fuscum* к концу периода исследования уменьшалась – происходил высвобождение всех элементов (см. рис. 5). Процессы высвобождения были однонаправленными на всех участках исследования, выявить разницу между высвобождением ТМ для постпирогенных и не горевших участков не удалось.

Установлено, что через 20 лет после пожара содержание ТМ, кроме цинка, имеют значения близкие к естественной точке – VASnat (см. табл. 2). Однако отмечено повышенное содержание кадмия и свинца на участке VASdry и меди на участке Iksa1, что в целом соответствует данным, полученным для бореальных лесных экосистем (Сосорова и др., 2013; Kong et al., 2018). Тем не менее, некоторые свойства торфяных почв на осушенных и постпирогенных участках отличаются

от участка VASnat. Так, зольность и содержание общего азота в два и более раза выше на участке VASdry и постпирогенных участках по сравнению с участком VASnat.

Свойства почвы, а также гидротермические условия могут влиять на процессы трансформации растительных остатков и динамику содержания ТМ. Результаты корреляционного анализа между высвобождением ТМ, свойствами торфа и гидротермическими условиями показали, что чем ниже уровень болотных вод, тем меньше высвобождение кадмия и больше высвобождение цинка (табл. 5). На высвобождение свинца и меди уровень болотных вод достоверно не влияет. Слабая зависимость от температуры выявлена для свинца и цинка, более сильная для кадмия и меди, причём для кадмия – положительная, а для меди – отрицательная. Также выявлена тесная связь между содержанием общего углерода в торфе и высвобождением кадмия, свинца и цинка. Содержание общего азота в торфе не оказывает достоверного влияния на высвобождение кадмия и цинка, тесная связь выявлена между содержанием азота, отношением C/N и высвобождением меди (коэффициент корреляции -0,96 и -0,93 соответственно). Зольность торфа значимо влияет на высвобождение меди и цинка (см. табл. 5).

Таблица 5

Коэффициенты корреляции Пирсона между свойствами торфяной почвы, гидротермическими условиями и высвобождением тяжёлых металлов из растительных остатков *Sph. fuscum*

Элемент	Свойства торфа				Т торфа	УБВ
	Общий С	Общий N	C/N	Зольность		
Cd	-0,64	–	–	-0,31	0,54	-0,87
Pb	-0,79	-0,36	–	–	0,32	0,35
Cu	–	-0,96	0,93	-0,73	-0,74	0,28
Zn	0,87	–	–	0,58	-0,38	0,73

Примечание.

Проверк – корреляция незначима, при уровне значимости $p \leq 0,05$. Т торфа – температура торфа на глубине 10 см. УБВ – уровень болотных вод.

Наши результаты показывают, что последствия торфяных пожаров даже по прошествии 20 лет прослеживаются в повышенной зольности верхних горизонтов торфяной залежи; также для постпирогенных участков характерно более высокое содержание цинка, в два раза превышающее таковое на участке VASnat. Отсутствие существенных различий в убыли массы и динамике содержания ТМ между выгоревшими и негоревшими участками на ранних стадиях разложения может свидетельствовать о том, что изменённые пожаром абиотические и биотические условия не играют решающей роли как в разложении, так и в динамике содержания ТМ.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования динамики тяжёлых металлов при разложении *Sph. fuscum* в болотных экосистемах, пострадавших от пожара, имеют важное значение для понимания процессов восстановления постпирогенных экосистем. Трёхлетний эксперимент по разложению *Sph. fuscum* в четырёх экосистемах (естественной – участок VASnat, осушенной – участок VASdry, постпирогенных – участки Iksa 1 и Iksa2) показал, что влияние пожара сказывается на скорости разложения – в среднем потери массы на постпирогенных болотах ниже в 1,4–1,6 раза по сравнению с естественным участком. Практически для всех участков выявлена связь между потерей массы и содержанием тяжёлых металлов, за исключением кадмия в течение первого года эксперимента. Содержание всех рассмотренных элементов в растительных остатках сфагновых мхов снижалось в процессе разложения на всех исследуемых участках. Во время разложения мха зафиксирована схожесть высвобождения биогенных элементов меди и цинка на осушенном и постпирогенных участках (VASdry, Iksa1, Iksa2), в то время как для кадмия и свинца, не относящихся к биогенным элементам, подобной схожести высвобождения не зафиксировано.

В результате исследований годовой динамики содержания тяжёлых металлов в растительных остатках выявлена стадийная динамика: на самом начальном этапе происходит высвобождение ТМ, во второй и третий годы в отдельных случаях отмечается их накопление, однако к концу эксперимента для всех элементов наблюдался высвобождение тяжёлых металлов при разложении сфагнового оёса.

Несмотря на выявленные различия в скорости процесса разложения *Sph. fuscum* в естественных и постпирогенных условиях, существенных различий в высвобождении элементов при разложении сфагнового оёса на естественных и нарушенных участках в целом не выявлено. Возможно, это связано с гидрологическим режимом болотных экосистем. Кроме того, за прошедшие 20 лет, за счёт колебания уровня болотных вод, могло произойти вымывание ТМ из торфяной почвы. Так как содержание ТМ в исходных образцах *Sph. fuscum* целом выше, чем в торфяной почве, то при разложении растительных остатков более вероятен процесс вымывания ТМ, чем накопления. Установлено, что на высвобождение ТМ при разложении растительных остатков достоверное влияние оказывает гидротермический режим (уровень болотных вод и температура торфа), а также содержание общего углерода и зольность торфа.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарят к.ф.-м.н. Е.А. Дюкарева (ИМКЭС СО РАН) за предоставленные данные о температуре торфяной залежи и уровне болотных вод. Авторы выражают благодарность коллективу центра коллективного пользования Томского научного центра Сибирского отделения РАН за предоставление изотопного масс-спектрометра DELTA V Advantage.

ФИНАНСОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда № 22-27-00363.

ЛИТЕРАТУРА

- Базанов В.А., Егоров Б.А., Льготин В.А., Скугарев А.А. Современная пространственная динамика Большого Васюганского болота (на примере междуречья Икса-Шегарка) // Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития / М.В. Кабанова (отв. ред.). Томск: Институт атмосферной оптики СО РАН, 2002. С. 190–196.
- Бамбалов Н.Н., Хоружик А.В., Лукошко Е.С., Стригутский В.П. Превращение отмерших растений в болотных биогеоценозах // Эксперимент и математическое моделирование в изучении биогеоценозов лесов и болот. Москва: Наука, 1990. С. 53–63.
- Бахнов В.К. Биогеохимические аспекты болотообразовательного процесса. Новосибирск: Наука, Сиб. отделение, 1986. 192 с.
- Безель В.С., Жуйкова Т.В., Гордеева В.А., Мелинг Э.В., Трубянов А.Б., Глотов Н.В. Надземная фитомасса и скорость деструкции растительных остатков в травянистых сообществах при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Экология. 2016. № 47. С. 343–348. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0367059716040089>.
- Боч М.С., Мазинг В.В. Экосистемы болот СССР. Ленинград: Наука, 1979. 188 с.
- Веретенникова Е.Э., Головацкая Е.А. Распределение свинца и ртути в торфяных залежах Западной Сибири (болота Васюганья) // Химия в интересах устойчивого развития. 2012. № 20 (2). С. 181–187.
- Вишнякова Е.К., Миронычева-Токарева Н.П., Косых Н.П. Динамика разложения растений на болотах Васюганья // Вестник Томского государственного педагогического университета. 2012. № 7 (122). С. 88–93.
- Вомперский С.Е. Роль болот в круговороте углерода // Биогеоценотические особенности болот и их рациональное использование. Москва: Наука, 1994. С. 5–37.
- Воробейчик Е.Л. Изменения пространственной структуры процесса разложения при атмосферном загрязнении лесных экосистем // Биологический вестник. 2002. № 2. С. 368–379.
- Гапеева М.В., Филиппов Д.А., Ложкина Р.А. Тяжёлые металлы, в том числе редкоземельные во мхах Северо-Западного и Центрального регионов России // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 5. С. 633–633.
- Гашкова Л.П. Особенности накопления тяжелых металлов болотными растениями юго-востока Западной Сибири // Вестник Рязанского государственного университета имени С.А. Есенина. 2016. № 4 (53). С. 146–159.
- Головацкая Е.А., Никонова Л.Г. Разложение растительных остатков в торфяных почвах олиготрофных болот // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2013. № 3 (23). С. 137–151.
- Головацкая Е.А., Никонова Л.Г. Влияние уровня болотных вод на процессы трансформации сфагновых мхов в торфяной почве олиготрофных болот // Почвоведение. 2017. № 5. С. 603–613. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0032180X17030030>.

- Горюнова Т.А., Пузанов А.В., Мальгин М.А. Тяжелые металлы в почвах бассейна реки Алей (Алтайский край) // География и природные ресурсы. 2001. № 3. С. 70–75.
- ГОСТ 11306–83 Торф. Методы определения зольности. Москва: Изд-во стандартов, 1984. 6 с.
- Денисенков В.П. Основы болотоведения. Санкт-Петербург: Изд-во Санкт-Петербургского университета, 2000, 224 с.
- Жуйкова Т.В., Безель В.С., Жуйкова В.А., Чанкина О.В., Куценогий К.П. Химические элементы в процессе минерализации растительных остатков при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Сибирский экологический журнал. 2013. № 2. С. 266–277.
- Казнина Н.М., Титов А.Ф. Влияние кадмия на физиологические процессы и продуктивность растений семейства Роасае // Успехи современной биологии. 2013. Т. 133. № 6. С. 588–603.
- Карелин Д.В., Замолотчиков Д.Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. Москва: Наука, 2008. 344 с.
- Козловская Л.С., Медведева В.М., Пьявченко Н.И. Динамика органического вещества в процессе торфообразования. Ленинград: Наука ЛО, 1978. 172 с.
- Кураков С.А., Крутиков В.А., Ушаков В.Г. Автономный измеритель профиля температуры АИПТ // Приборы и техника эксперимента. 2008. № 5. С. 166–167.
- Лебедев А.Т. Масс-спектрометрия для анализа объектов окружающей среды. Москва: Техносфера, 2013. 632 с.
- Миронычева-Токарева Н.П., Косых Н.П., Вишнякова Е.К. Компоненты углеродного баланса на болотах средней тайги и лесотундры Западной Сибири // Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее. Томск: Изд-во НТЛ 2007. С. 117–118.
- Михайлова А.В., Подколзин И.В., Ахметева Н.П., Саввин С.Б. Редкие и тяжелые металлы в торфяниках верховых и низинных болот // IX научная конференция «Аналитика Сибири и Дальнего Востока», сборник материалов [Электронный ресурс]. Красноярск: Сибирский федеральный ун-т, 2011. URL: http://conf.sfu-kras.ru/conf/asfe12/report?memb_id=4237 (дата обращения 30.11.2023).
- Московченко Д.В. Биогеохимические особенности верховых болот Западной Сибири // География и природные ресурсы. 2006. № 1. С. 63–70.
- Московченко Д.В., Валеева Е.И., Лаврентьев С.Ю. Геохимический мониторинг на территории природного парка «Нумто» // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. 2002. № 3. С. 3–10.
- Методические указания 31–04/04: Методика выполнения измерений массовой концентрации цинка, кадмия, свинца и меди в пищевых продуктах, продовольственном сырье, кормах и продуктах их переработки методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА. Томск: ТПУ, 2004. 25 с.
- Методические указания 31–11/05: Количественный химический анализ проб почв, тепличных почв, илов, донных отложений, сапропелей, твердых отходов. Методика выполнения измерения массовых концентраций цинка, кадмия, свинца, меди, магния, мышьяка, ртути методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторах типа ТА. ПНД Ф 16.1:2:2:2:3.48–06. Томск: Томаналит, 2006. 44 с.
- Никонова Л.Г., Головацкая Е.А., Курьина И.В., Курганова И.Н. Скорость разложения растений-торфообразователей в олиготрофных болотах южно-таежной подзоны Западной Сибири: оценка влияния уровня болотных вод и температуры торфяной залежи // Почвоведение. 2019. № 9. С. 1092–1103. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0032180X19090065>.
- Паршина Е.К. Деструкция растительного вещества в болотных экосистемах таежной и лесотундровой зон Западной Сибири. Автореферат диссертации ... канд. биол. наук. Томск: ТГУ, 2009. 23 с.
- Помазкина Л.В. Интегральная оценка влияния техногенного загрязнения и климатических факторов на агроэкосистемы Байкальской природной территории // Успехи современной биологии. 2011. Т. 131. № 2. С. 194–203.
- Прохорова Н.В., Матвеев Н.М. Тяжелые металлы в почвах и растениях в условиях техногенеза // Вестник Самарского государственного университета. 1996. № 3. С. 125–144.
- Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / Г.А. Заварзин (отв. ред.) Москва: Наука, 2007. 315 с.
- Санитарные правила и нормы 1.2.3685–21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека и факторов среды обитания. Москва, 2021.

- Сосорова С.Б., Меркушева М.Г., Убугунов Л.Л. Пирогенное изменение содержания микроэлементов в почвах и растениях сосновых лесов Западного Забайкалья // *Сибирский экологический журнал*. 2013. № 5. С. 661–674.
- Татаринцева В.Г., Котова Е.И., Орлов А.С., Пономарева Т.И., Селянина С.Б., Дайбова Е.Б. Металлы и As в торфе верховых болот Архангельской области // *Успехи современного естествознания*. 2022. № 6. С. 60–65. DOI: <https://doi.org/10.17513/use.37842>.
- Федорова Е.В., Одинцева Г.Я. Накопление металлов растительностью в малых водосборных бассейнах, подверженных аэротехногенному загрязнению // *Российский журнал экологии*. 2005. № 1. С. 21–26.
- Харанжевская Ю.А., Синюткина А.А., Гашкова Л.П. Интегральная оценка пирогенных нагрузок по содержанию Cu, Pb, Zn и Cd в компонентах Васюганского болота (Западная Сибирь) // *Геосферные исследования*. 2019. № 4. С. 62–73. DOI: <https://doi.org/10.17223/25421379/13/6>.
- Цыбукова Т.Н., Инишева Л.И., Тихонова О.К., Зейле Л.А., Юсубова М.С. Характеристика элементного состава торфяного сырья олиготрофных болот // *Химия растительного сырья*. 2000. № 4. С. 29–34.
- Шевченко В.П., Филиппов Д.А., Гордеев В.В., Демина Л.Л. Содержание тяжелых металлов в сфагновых мхах Вологодской области // *Современные проблемы науки и образования*. 2011. № 14. URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=4714> (дата обращения 02.11.2023).
- Abollino O., Giacomino A., Malandrino M. Voltammetry. Stripping Voltammetry / *Encyclopedia of Analytical Science (Third Edition)* / P. Worsfold, C. Poole, A. Townshend, M. Miró (eds.). Academic Press. 2019. Vol. 10. P. 238–257. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.14491-9>.
- Benscoter B.W., Vitt D.H. Spatial patterns and temporal trajectories of the bog ground layer along a post-fire chronosequence // *Ecosystems*. 2008. Vol. 11. P. 1054–1064. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9178-4>.
- Berg B. Decomposition patterns for foliar litter: A theory for influencing factors // *Soil Biology and Biochemistry*. 2014. Vol. 78. P. 222–232. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005>.
- Berg B., Ekbohm G. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest. VII // *Canadian Journal of Botany*. 1991. Vol. 69. No. 7. P. 1449–1456. DOI: <https://doi.org/10.1139/b91-187>.
- Brun C.B., Åström M.E., Peltola P., Johansson M–B. Trends in major and trace elements in decomposing needle litters during a long-term experiment in Swedish forests // *Plant and Soil*. 2008. Vol. 306. P. 199–210. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9572-x>.
- Bragazza L., Siffi C., Iacumin P., Gerdol R. Mass loss and nutrient release during litter decay in peatland: The role of microbial adaptability to litter chemistry // *Soil Biology and Biochemistry*. 2007. Vol. 39. No. 1. P. 257–267. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.014>.
- Bragazza L., Buttler A., Siegenthaler A., Mitchell E.A. Plant Litter Decomposition and Nutrient Release in Peatlands // *Carbon Cycling in Northern Peatlands* / A.J. Baird, L.R. Belyea, X. Comas, A.S. Reeve, L.D. Slater (editors). Published by the American Geophysical Union as part of the Geophysical Monograph Series, 2009. Vol. 184. P. 99–100. DOI: <https://doi.org/10.1029/GM184>.
- Chew I., Obbard J.P., Stanforth R.R. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals // *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 111. No. 3. P. 367–375. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00094-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00094-4).
- Coggins A.M., Jennings S.G., Ebinghaus R. Accumulation rates of the heavy metals lead, mercury and cadmium in ombrotrophic peatlands in the west of Ireland // *Atmospheric environment*. 2006. Vol. 40. No. 2. P. 260–278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.049>.
- De Santo A.V., Fierro A., Berg B., Rutigliano F.A., De Marcoet A. Heavy metals and litter decomposition in coniferous forests // *Developments in Soil Science*. 2002. Vol. 28. Part A. P. 63–78. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(02\)80044-7](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(02)80044-7).
- Gautam M.K., Lee K.S., Berg B., Song B.-Y., Yeon J.-Y. Trends of major, minor and rare earth elements in decomposing litter in a cool temperate ecosystem, South Korea // *Chemosphere*. 2019. Vol. 222. P. 214–226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.114>.
- Gifford R.M., Howden M. Vegetation thickening in an ecological perspective: significance to national greenhouse gas inventories // *Environmental Science & Policy*. 2001. Vol. 4. No. 2–3. P. 59–72. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(00\)00109-X](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(00)00109-X).

- Goix S., Leveque T., Xiong T.T., Schreck E., Baeza-Squiban A., Geret F., Uzu G., Austruy A., Dumat C. Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles: assessment of threat scores // *Environmental Research*. 2014. Vol. 133. P. 185–194. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.05.015>.
- Golovatskaya E.A., Nikonova L.G., Simonova G.V., Kalashnikova D.A. Variability of the Carbon Isotope Composition of Peat-Forming Plants during the Biochemical Transformation // *Water*. 2022. Vol. 14. No. 24. P. 4035. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14244035>.
- Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming // *Ecological applications*. 1991. Vol. 1. No. 2. P. 182–195. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941811>.
- Harguinteguy C.A., Noelia Cofré M.N., Fernández-Cirelli A., Luisa Pignata M.L. The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals // *Microchemical Journal*. 2016. Vol. 124. P. 228–234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2015.08.014>.
- Hattori H. Influence of heavy metals on soil microbial activities // *Soil Science and Plant Nutrition*. 1992. Vol. 38. P. 93–100. DOI: <https://doi.org/10.1080/00380768.1992.10416956>.
- Jonczak J. Dynamics, structure and properties of plant litterfall in a 120-year old beech stand in Middle Pomerania between 2007–2010 // *Soil Science Annual*. 2013. Vol. 64. No. 1. P. 8–13. DOI: <https://doi.org/10.2478/ssa-2013-0002>.
- Kondratova A.V., Bryanin S.V. Dynamics of heavy metals during litter decomposition in fire e-affected boreal forests // *Journal of Soils and Sediments*. 2021. Vol. 21. P. 3682–3691. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03027-5>.
- Kong J., Yang J., Bai E. Long-term effects of wildfire on available soil nutrient composition and stoichiometry in a Chinese boreal forest // *Science of the total environment*. 2018. Vol. 642. P. 1353–1361. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.154>.
- Laskowski R., Berg B. Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter // *Scandinavian Journal of Forest Research*. 1993. Vol. 8. No. 1–4. P. 446–456. DOI: <https://doi.org/10.1080/02827589309382791>.
- Laskowski R., Maryański M., Niklińska M. Effect of heavy metals and mineral nutrients on forest litter respiration rate // *Environmental Pollution*. 1994. Vol. 84. No. 1. P. 97–102. DOI: [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90076-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90076-0).
- Laskowski R., Niklinska M., Maryanski M. The dynamics of chemical elements in forest litter // *Ecology*. 1995. Vol. 76. No. 5. P. 1393–1406. DOI: <https://doi.org/10.2307/1938143>.
- Leadley P., Pereira H.M., Alkemade R., Fernandez-Manjarrés J.F., Proença V., Scharlemann J.P.W., Walpole M.J. Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity: Montreal, Canada. 2010, 132 p.
- Leroy F., Gogo S., Buttler A., Bragazza L., Laggoun-Défarge F. Litter decomposition in peatlands is promoted by mixed plants // *Journal of Soils and Sediments*. 2018. Vol. 18. P.739–749. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1820-3>.
- Leveque T., Capowicz Y., Schreck E., et al. Earthworm bioturbation influences the phytoavailability of metals released by particles in cultivated soils // *Environmental Pollution*. 2014. Vol. 191. P. 199–206. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.005>.
- Niazi N.K., Bishop T.F.A., Singh B. Evaluation of spatial variability of soil arsenic adjacent to a disused cattle-dip site, using model-based geostatistics // *Environmental Science & Technology*. 2011. Vol. 45. No. 24. P. 10463–10470. DOI: <https://doi.org/10.1021/es201726c>.
- Parish F., Sirin A.A., Charman D., Joosten H., Minaeva T.Y., Silvius M. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Kuala Lumpur, Wageningen: Wetlands International, 2008. 179 p.
- Peltoniemi K., Strakova P., Fritze H., Iraizoz P.A., Pennanen T., Laiho R. How water-level drawdown modified litter-decomposing fungal and actinobacterial communities in boreal peatlands // *Soil Biology and Biochemistry*. 2012. Vol. 51. P. 20–34. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.013>.
- Richardson J., Friedland A., Kaste J., Jackson B. Forest floor lead changes from 1980 to 2011 and subsequent accumulation in the mineral soil across the northeastern United States // *Journal of Environmental Quality*. 2014. Vol. 43. No. 3. P. 926–935. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.10.0435>.
- Rühling Å., Tyler G., Rühling A. Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter // *Oikos*. 1973. Vol. 24. No. 3. P. 402–416. DOI: <https://doi.org/10.2307/3543816>.

Shahid M., Dumat C., Khalid S., Schreck E., Xiong T., Niazi N.K. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: a comparison of foliar and root metal uptake // *Journal of Hazardous Materials*. 2017. Vol. 325. P. 36–58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>.

Shcherbov B.L., Lazareva E.V. Migration factors of radionuclides and heavy metals during forest fires in Siberia. In book: *Advances in Environmental Research*. Nova Science Publishers, 2010. Vol. 4. P. 99–119.

Shotyk W., Belland R., Duke J., Kempter H., Krachler M., Noernberg T., Pelletier R., Vile M.A., Wieder K., Zaccone C., Zhang S. Sphagnum mosses from 21 ombrotrophic bogs in the Athabasca bituminous sands region show no significant atmospheric contamination of “heavy metals” // *Environmental Science and Technology*. 2014. Vol. 48. No. 21. P. 12603–12611. DOI: <https://doi.org/10.1021/es503751v>.

Stepanova V.A., Pokrovsky O.S., Viers J., Mironycheva-Tokareva N.P., Kosykh N.P., Vishnyakova E.K. Elemental composition of peat profiles in western Siberia: Effect of the micro-landscape, latitude position and permafrost coverage // *Applied Geochemistry*. 2014. Vol. 53. P. 53–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.004>.

Su Y., Liang Y. Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (*Chlorophytum comosum*) // *Journal of Hazardous Materials*. 2015. Vol. 291. P. 120–128. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.03.001>.

Sun Y., Zhou Q., Xie X., Liu R. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China // *Journal of Hazardous Materials*. 2010. Vol. 174. No. 1–3. P. 455–462. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.074>

Sun Zh., Mou X., Sun W. Decomposition and heavy metal variations of the typical halophyte litters in coastal marshes of the Yellow River estuary, China // *Chemosphere*. 2016. Vol. 147. P. 163–172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.079>.

Tyler G. Changes in the concentrations of major, minor and rare-earth elements during leaf senescence and decomposition in a *Fagus sylvatica* forest // *Forest Ecology and Management*. 2005. Vol. 206. No. 1–3. P. 167–177. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.065>.

Uzu G., Sauvain J.-J., Baeza-Squiban A., Riediker M., Sánchez Sandoval Hohl M., Val S., Tack K., Denys S., Pradère P., Dumat C. In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability of lead-rich particles from a lead recycling plant // *Environmental science and technology*. 2011. Vol. 45. No. 18. P. 7888–7895. DOI: <https://doi.org/10.1021/es200374c>.

Verhoeven J.T.A., Arts H.H.M. *Carex* litter decomposition and nutrient release in mires with different water chemistry // *Aquatic Botany*. 1992. Vol. 43. No. 4. P. 365–377. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(92\)90048-N](https://doi.org/10.1016/0304-3770(92)90048-N).

Weis J.S., Weis P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration // *Environment International*. 2004. Vol. 30. No. 5. P. 685–700. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.002>.

Поступила в редакцию 01.12.2023

Принята 11.12.2023

Опубликована 12.12.2023

Сведения об авторах:

Головацкая Евгения Александровна – доктор биологических наук, профессор РАН, директор, ФГБУН Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН (г. Томск, Россия); golovatskayaea@gmail.com

Никонова Лилия Гарифулловна – кандидат биологических наук, младший научный сотрудник лаборатории мониторинга углеродного баланса наземных экосистем, ФГБУН Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН (г. Томск, Россия); lili12358@mail.ru

Калашникова Дарья Андреевна – кандидат химических наук, младший научный сотрудник лаборатории мониторинга углеродного баланса наземных экосистем, ФГБУН Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН (г. Томск, Россия); terrezaprk@mail.ru

Симонова Галина Владимировна – кандидат технических наук, ведущий научный сотрудник лаборатории биоинформационных технологий, ФГБУН Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН (г. Томск, Россия); galina_simonova@inbox.ru

Авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.



Статья доступна по лицензии [Creative Commons Attribution 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

DYNAMICS OF THE HEAVY METALS (Zn, Cd, Pb, Cu) CONTENT DURING THE DECOMPOSITION OF SPHAGNUM MOSS AT THE DRAINED AND POST-PYROGENIC SITES OF OLIGOTROPHIC BOGS

© 2023 E. A. Golovatskaya , L. G. Nikonova , D. A. Kalashnikova , G. V. Simonova 

Institute of Monitoring of Climatic and Ecological Systems, the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Tomsk, Russia. E-mail: golovatskayaea@gmail.com

The aim of the study. Assessment of heavy metals (Zn, Cd, Pb, Cu) dynamic during the decomposition of *Sphagnum fuscum* L. in native, drained and post-pyrogenic oligotrophic peatlands.

Location and time of the study. The study was carried out in 2019–2021 in two oligotrophic bogs: “Bakcharskoye” (field station “Vasyuganye” (IMCES SB RAS)) and “Iksinskoye”, which are the north-eastern spurs of the Great Vasyugan mire and located in the Bakcharsky district of the Tomsk region.

Methods. Decomposition rate of *Sph. fuscum* L. was determined by the method of partially isolated samples, which is widely used to study the processes of transformation of plant material and peat. In the original and decomposed samples of sphagnum moss and peat soil (in layers 0–10, 10–20, 20–30), the ash content of peat was determined according to GOST-11306-83. The percentage of total carbon and nitrogen in samples of peat (up to 30 cm from the surface) and plant residues was determined together with the determination of isotopic composition using EA-IRMS (Elemental Analyzer/Isotope Ratio Mass Spectrometry). The concentrations of heavy metals (Zn, Cd, Pb, Cu) in samples of peat and plant residues were determined by stripping voltammetry.

Results. Three-year experiment on decomposition of *Sph. fuscum* in four ecosystems (natural – VASnat, drained – VASdry, post-pyrogenic – Iksa 1 and Iksa2) showed that fire affected the decomposition rate: on average, mass loss in post-pyrogenic bogs was 1.4–1.6 times lower compared to the natural site. For almost all sites, a relationship was found between the mass loss and the concentration of heavy metals, with the exception of Cd during the first year of the experiment. The concentration of all elements in moss residues decreased during the decomposition process at all study sites. During moss decomposition the similarity in the release of biogenic elements Cu and Zn was recorded in the drained and post-pyrogenic sites (VASdry, Iksa1, Iksa2), while for Cd and Pb, which are not biogenic elements, such similarity was not revealed.

Conclusions. Peat fires affect plant residue decomposition by decreasing its rate of decomposition. The study revealed incremental dynamics of HMs content in plant residues: at the initial stage, HMs are released, whereas during the second and third years, in some cases, the accumulation of HMs is observed. However, by the end of the experiment, the release of heavy metals during decomposition was observed for all elements.

Key words: transformation of plant residues; heavy metals; biogeochemical cycle; pyrogenic peatlands; drained peatlands; West Siberia.

How to cite: Golovatskaya E.A., Nikonova L.G., Kalashnikova D.A., Simonova G.V. Dynamics of the heavy metals content (Zn, Cd, Pb, Cu) during the decomposition of sphagnum moss at the drained and post-pyrogenic sites of oligotrophic bogs // *The Journal of Soils and Environment*. 2023. 6(3). e237. DOI: [10.31251/pos.v6i3.237](https://doi.org/10.31251/pos.v6i3.237). (in Russian with English abstract).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank E.A. Dyukarev (IMKES SB RAS, Russia) for providing data on the temperature of the peat deposits and the levels of bog waters. The authors are thankful to the Core Research Facilities of the Tomsk Scientific Center of the Siberian Branch of the RAS for providing the DELTA V Advantage isotope mass spectrometer.

FUNDING

The study was financially supported by the Russian Science Foundation (grant No. 22-27-00363).

REFERENCES

- Bazanov V.A., Egorov B.A., L'gotin V.A., Skugarev A.A. Modern spatian dynamics of the Great Vasugan Mire (the case of the Iksa-Shegarka interfluve). In book: *The Great Vasugan Mire. Current status and development processes*. M.V. Kabanov (ed.). Tomsk: Institute of Atmospheric Optics SB RAN, 2002. P. 190–196. (in Russian).
- Bambalov N.N., Horuzhik A.V., Lukoshko E.S., Strigutsky V.P. Transformation of dead plants in marsh biogeocenoses. In book: *Experiment and mathematical modeling in the study of biogeocenoses of forests and bog*. Moscow: Nauka Publ., 1990. P. 53–63. (in Russian).

- Bakhnov V.K. Biogeochemical aspects of the bog formation process. Novosibirsk: Nauka Publ., Siberian Branch, 1986. 192 p. (in Russian).
- Bezel' V.S., Zhuikova T.V., Gordeeva V.A., Meling E.V., Trubyanov A.B., Glotov N.V. Aboveground phytomass and rate of plant debris decomposition in herbaceous communities exposed to soil pollution with heavy metals. Russian journal of ecology. 2016. Vol. 47. No. 47. P. 343–348. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1067413616040081>.
- Boch M.S., Masing V.V. Wetland Ecosystems of the Soviet Union/ Leningrad: Nauka Publ., 1979. 188 p. (in Russian).
- Veretennikova E.E., Golovatskaya E.A. Lead and Mercury Distribution in the Peat Deposits of West Siberia (Vasyuganye Peat Bogs). *Chemistry for Sustainable Development*. 2012. No. 20 (2). P. 181–187. (in Russian).
- Vishnyakova E.K., Mironycheva-Tokareva N.P., Kosykh N.P. Decomposition Dynamics of Plants of Bogs (Data: Vasyugan Bog). Tomsk State Pedagogical University Bulletin. 2012. No. 7 (122). P. 88–93. (in Russian).
- Vomperskiy S.E. Role in the carbon cycle bogs. In book: Biogeocenotic features of bogs and their rational use. Moscow: Nauka Publ., 1994. P. 5–37. (in Russian).
- Vorobeichik E.L. Changes in the Spatial Structure of the Decomposition Process under Conditions of Atmospheric Pollution of Forest Ecosystems. *Biologicheskii vestnik*. 2002. No. 2. P. 368–379. (in Russian).
- Gapeeva M. V., Filippov D.A., Lozhkina R.A. Heavy metals, including rare earth in mosses of Northwest and Central regions Russia. *Modern problems of science and education*. 2015. No. 5. P. 633–633. (in Russian).
- Gashkova L.P. The peculiarities of heavy metal accumulation in wetland plants of the South-East of Western Siberia. *The Bulletin of Ryazan State University named for S.A. Yesenin*. 2016. No. 4 (53). P. 146–159. (in Russian).
- Golovatskaya E.A., Nikonova L.G. Decomposition of plant residues in peat soils of oligotrophic peatlands. Tomsk State University Journal of Biology. 2013. No. 3 (23). P. 137–151. (in Russian).
- Golovatskaya E.A., Nikonova L.G. Influence of the level of bog waters on the processes of transformation of sphagnum mosses in peat soil of oligotrophic bogs. *Eurasian Soil Science*. 2017. No. 5. P. 580–588. DOI: <https://doi.org/10.7868/80032180X17030030>.
- Goryunova T.A., Puzanov A.V., Malgin M.A. Heavy metals in soils of the Alei River (Altai region). *Geografia i prirodnye resursy*. 2001. No. 3. P. 70–75. (in Russian).
- GOST 11306-83 Peat. Methods for determining ash content. Moscow: Standards Publishing House, 1984. 6 p. (in Russian).
- Denisenkov V.P. Basics of swamp science. St. Petersburg: St. Petersburg University Publ., 2000, 224 p. (in Russian).
- Zhuykova T.V., Bezel V.S., Zhuykova V.A., Chankina O.V., Kutsenogiy K.P. Chemical Elements in the Mineralization of Plant Residues under Soil Pollution with Heavy Metals. *Contemporary Problems of Ecology*. 2013. Vol. 6. No. 2. P. 213–222.
- Kaznina N.M., Titov A.F. The influence of cadmium on physiological processes and productivity of Poaceae plants. *Uspekhi Sovremennoi Biologii*. 2013. Vol. 133. No. 5. P. No. 4. P. 588–603. (in Russian).
- Karelin D.V., Zamolodchikov D.G. Carbon Exchange in Cryogenic Ecosystems. Moscow: Nauka Publ., 2008. 344 p. (in Russian).
- Kozlovskaya L.S., Medvedeva V.M., Piavchenko N.I. Dynamics of organic matter in the process of peat formation. Leningrad: Nauka LO Publ., 1978. 172 p. (in Russian).
- Kurakov S.A., Krutikov V.A., Ushakov V.G. Autonomous meter of the temperature profile of the AIPT. *Pribory i Tekhnika Eksperimenta*. 2008. No. 5. P. 166–167. (in Russian).
- Lebedev A.T. Mass Spectrometry for the Analysis of the Environment. Moscow: Tekhnosfer Publ., 2013. 632 p. (in Russian).
- Mironycheva-Tokareva N.P., Kosykh N.P., Vishnyakova E.K. Carbon balance components of wetlands in the middle taiga and the forest-tundra. In book: West Siberian Peatlands and Carbon Cycle: past and present. Tomsk: NTL Publ., 2007. P. 117–118. (in Russian).
- Mikhailova A.V., Podkolzin I.V., Akhmeteva N.P., Savvin S.B. Rare and heavy metals in the peatlands of upland and lowland bogs. In book: IX scientific conference "Analytics of Siberia and the Far East", collection of materials [Electronic resource]. Krasnoyarsk: Siberian Federal University, 2011. URL: http://conf.sfu-kras.ru/conf/asfe12/report?memb_id=4237 (accessed on 30.11.2023). (in Russian).
- Moskovchenko D.V. Biogeochemical characteristics of peat bogs in Western Siberia. *Geografia i prirodnye resursy*. 2006. No. 1, P. 63–70. (in Russian).

Moskovchenko D.V., Valeeva E.I., Lavrent'ev S.Yu. Geochemical monitoring in the territory of the Numto Nature Park. *Vestnik ekologii, lesovedeniya i landshaftovedeniya*. 2002. No. 3. P. 3–10, (in Russian).

Methodological Recommendations 31–04/04: Numerical Chemical Analysis of Food Products, Food Stock, Provender and Products of Its Processing, Dietary Food Supplements, Biological Objects. The Way to Measure Mass Concentrations of Zink, Cadmium, Lead and Copper by Means of Inversion Volt-Ampere-Measuring with TA Type Analyzers. Tomsk: TPU Publ., 2004. 25 p. (in Russian).

Methodological Recommendations 31–11/05: Quantitative Chemical Analysis of Soil Samples, Hothouse Soils, Slits, Bottom Deposits, Sapropels, Solid Wastes. The Way to Measure Mass Concentrations of Zink, Cadmium, Lead, Copper, Magnesium, Arsenic, Mercuric by Means of Inversion Volt-Ampere-Measuring with TA Type Analyzers. PND F 16.1:2:2:3.48–06. Tomsk: Tomanalit, 2006. 44 p. (in Russian).

Nikonova L.G., Golovatskaya E.A., Kur'ina I.V., Kurganova I.N. Decomposition rate of peat-forming plants in oligotrophic bogs of the southern taiga subzone of Western Siberia: assessment of the effect of water table level and peat deposit temperature. *Eurasian Soil Science*. 2019. Vol. 52. No. 9. P. 1101–1111. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229319090060>.

Parshina E.K. Destruction of plant matter in bog ecosystems of the taiga and forest-tundra zones of Western Siberia. Abstract of Dissertation ... Cand. of Biol. Sci. Tomsk: Tomsk State University, 2009. 23 p. (in Russian).

Pomazkina L.V. Integrated assessment of the impact of technogenic pollution and climatic factors on agrosystems in the Baikal Natural Area. *Uspekhi sovremennoi biologii*. 2011. Vol. 131. No. 2. P. 194–203. (in Russian).

Prochorova N.V., Matvejev N.M. Heavy metals in soils and plants during technogenic conditions. *Vestnik of Samara State University*. 1996. No. 3. P. 125–144. (in Russian).

Carbon Pools and Fluxes in Terrestrial Ecosystems of Russia / G.A. Zavarzin (ed.). Moscow: Nauka Publ., 2007. 315 p. (in Russian).

Sanitary Rules and Norms 1.2.3685–21. Hygienic Standards and Requirements for Ensuring Safety and (or) Harmlessness to Human Health of Environmental Factors. Moscow, 2021. (in Russian).

Sosorova S.B., Merkusheva M.G., Ubugunov L.L. Pyrogenic changes in microelement content in soils and plants from the pine forests of western Transbaikal. *Contemporary Problems of Ecology*. 2013. Vol. 6. No. 5. P. 499–508. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1995425513050168>.

Tatarintseva V.G., Kotova E.I., Orlov A.S., Ponomareva T.I., Selyanina S.B., Daibova E.B. Metals and As in the peat of upland bogs of the Arkhangelsk region. *Advances in current natural sciences*. 2022. No. 6. P. 60–65. DOI: <https://doi.org/10.17513/use.37842>. (in Russian).

Fedorova E.V., Odintseva G.Ya. Accumulation of metals by vegetation in a small drainage area exposed to aerotechnogenic pollution. *Russian Journal of Ecology*. 2005. No. 1. P. 21–26. (in Russian).

Kharanzhevskaya Yu.A., Sinyutkina A.A., Gashkova L.P. Integral estimation of pyrogenic loads on the contents of Cu, Pb, Zn and Cd in the components of the Great Vasyugan Mire (Western Siberia). *Geosphere Research*. 2019. No. 4. P. 62–73. DOI: <https://doi.org/10.17223/25421379/13/6>. (in Russian).

Cybukova T.N., Inisheva L.I., Tikhonova O.K., Zeile L.A., and Yusubova M.S. Characteristics of the elemental composition of peat raw material from an oligotrophic bog. *Khimija rastitel'nogo syr'ja*. 2000. No. 4. P. 29–34. (in Russian).

Shevchenko V.P., Filippov D.A., Gordeev V.V., Demina L.L. Contents of heavy metals in sphagnum moss of Vologodsk region. *Modern Problems of Science and Education*. 2011. No. 14. P. 1–8. URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=4714> (accessed on 02.11.2023). (in Russian).

Abollino O., Giacomino A., Malandrino M. Voltammetry. Stripping Voltammetry / *Encyclopedia of Analytical Science (Third Edition)* / P. Worsfold, C. Poole, A. Townshend, M. Miró (eds.). Academic Press. 2019. Vol. 10. P. 238–257. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.14491-9>.

Benscoter B.W., Vitt D.H. Spatial patterns and temporal trajectories of the bog ground layer along a post-fire chronosequence. *Ecosystems*. 2008. Vol. 11. P. 1054–1064. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9178-4>.

Berg B. Decomposition patterns for foliar litter: A theory for influencing factors. *Soil Biology and Biochemistry*. 2014. Vol. 78. P. 222–232. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005>.

Berg B., Ekbohm G. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest. VII. *Canadian Journal of Botany*. 1991. Vol. 69. No. 7. P. 1449–1456. DOI: <https://doi.org/10.1139/b91-187>.

- Brun C.B., Åström M.E., Peltola P, Johansson M–B. Trends in major and trace elements in decomposing needle litters during a long-term experiment in Swedish forests. *Plant and Soil*. 2008. Vol. 306. P. 199–210. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9572-x>.
- Bragazza L., Siffi C., Iacumin P., Gerdol R. Mass loss and nutrient release during litter decay in peatland: The role of microbial adaptability to litter chemistry. *Soil Biology and Biochemistry*. 2007. Vol. 39. No. 1. P. 257–267. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.014>.
- Bragazza L., Buttler A., Siegenthaler A. Mitchel E.A. Plant Litter Decomposition and Nutrient Release in Peatlands. In book: *Carbon Cycling in Northern Peatlands* / A.J. Baird, L.R. Belyea, X. Comas, A.S. Reeve, L.D. Slater (editors). Published by the American Geophysical Union as part of the Geophysical Monograph Series, 2009. Vol. 184. P. 99–100. DOI: <https://doi.org/10.1029/GM184>.
- Chew I., Obbard J.P., Stanforth R.R. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals. *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 111. No. 3. P. 367–375. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00094-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00094-4).
- Coggins A.M., Jennings S.G., Ebinghaus R. Accumulation rates of the heavy metals lead, mercury and cadmium in ombrotrophic peatlands in the west of Ireland. *Atmospheric environment*. 2006. Vol. 40. No. 2. P. 260–278. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.049>.
- De Santo A.V., Fierro A., Berg B., Rutigliano F.A., De Marcoet A. Heavy metals and litter decomposition in coniferous forests. *Developments in Soil Science*. 2002. Vol. 28. Part A. P. 63–78. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(02\)80044-7](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(02)80044-7).
- Gautam M.K., Lee K.S., Berg B., Song B.-Y., Yeon J.-Y. Trends of major, minor and rare earth elements in decomposing litter in a cool temperate ecosystem, South Korea. *Chemosphere*. 2019. Vol. 222. P. 214–226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.114>.
- Gifford R.M., Howden M. Vegetation thickening in an ecological perspective: significance to national greenhouse gas inventories. *Environmental Science & Policy*. 2001. Vol. 4. No. 2–3. P. 59–72. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(00\)00109-X](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(00)00109-X).
- Goix S., Leveque T., Xiong T.T., Schreck E., Baeza-Squiban A., Geret F., Uzu G., Austruy A., Dumat C. Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles: assessment of threat scores. *Environmental Research*. 2014. Vol. 133. P. 185–194. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.05.015>.
- Golovatskaya E.A., Nikonova L.G., Simonova G.V., Kalashnikova D.A. Variability of the Carbon Isotope Composition of Peat-Forming Plants during the Biochemical Transformation. *Water*. 2022. Vol. 14. No. 24. P. 4035. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14244035>.
- Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological applications*. 1991. Vol. 1. No. 2. P. 182–195. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941811>.
- Harguinteguy C.A., Noelia Cofré M.N., Fernández-Cirelli A., Luisa Pignata M.L. The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*. 2016. Vol. 124. P. 228–234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2015.08.014>.
- Hattori H. Influence of heavy metals on soil microbial activities. *Soil Science and Plant Nutrition*. 1992. Vol. 38. P. 93–100. DOI: <https://doi.org/10.1080/00380768.1992.10416956>.
- Jonczak J. Dynamics, structure and properties of plant litterfall in a 120-year old beech stand in Middle Pomerania between 2007–2010. *Soil Science Annual*. 2013. Vol. 64. No. 1. P. 8–13. DOI: <https://doi.org/10.2478/ssa-2013-0002>.
- Kondratova A.V., Bryanin S.V. Dynamics of heavy metals during litter decomposition in fire e-affected boreal forests. *Journal of Soils and Sediments*. 2021. Vol. 21. P. 3682–3691. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03027-5>.
- Kong J., Yang J., Bai E. Long-term effects of wildfire on available soil nutrient composition and stoichiometry in a Chinese boreal forest. *Science of the total environment*. 2018. Vol. 642. P. 1353–1361. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.154>.
- Laskowski R., Berg B. Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 1993. Vol. 8. No. 1–4. P. 446–456. DOI: <https://doi.org/10.1080/02827589309382791>.
- Laskowski R., Maryański M., Niklińska M. Effect of heavy metals and mineral nutrients on forest litter respiration rate. *Environmental Pollution*. 1994. Vol. 84. No. 1. P. 97–102. DOI: [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90076-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90076-0).
- Laskowski R., Niklińska M., Maryanski M. The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology*. 1995. Vol. 76. No. 5. P. 1393–1406. DOI: <https://doi.org/10.2307/1938143>.

- Leadley P., Pereira H.M., Alkemade R., Fernandez–Manjarrés J.F., Proença V., Scharlemann J.P.W., Walpole M.J. Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity: Montreal, Canada. 2010, 132 p.
- Leroy F., Gogo S., Buttler A., Bragazza L., Laggoun-Défarge F. Litter decomposition in peatlands is promoted by mixed plants. *Journal of Soils and Sediments*. 2018. Vol. 18. P.739–749. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1820-3>.
- Leveque T., Capowiez Y., Schreck E., et al. Earthworm bioturbation influences the phytoavailability of metals released by particles in cultivated soils. *Environmental Pollution*. 2014. Vol. 191. P. 199–206. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.005>.
- Niazi N.K., Bishop T.F.A., Singh B. Evaluation of spatial variability of soil arsenic adjacent to a disused cattle–dip site, using model–based geostatistics. *Environmental Science & Technology*. 2011. Vol. 45. No. 24. P. 10463–10470. DOI: <https://doi.org/10.1021/es201726c>.
- Parish F., Sirin A.A., Charman D., Joosten H., Minaeva T.Y., Silvius M. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Kuala Lumpur, Wageningen: Wetlands International, 2008. 179 p.
- Peltoniemi K., Strakova P., Fritze H., Iraizoz P.A., Pennanen T., Laiho R. How water–level drawdown modified litter–decomposing fungal and actinobacterial communities in boreal peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*. 2012. Vol. 51. P. 20–34. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.013>.
- Richardson J., Friedland A., Kaste J., Jackson B. Forest floor lead changes from 1980 to 2011 and subsequent accumulation in the mineral soil across the northeastern United States. *Journal of Environmental Quality*. 2014. Vol. 43. No. 3. P. 926–935. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.10.0435>.
- Rühling Å., Tyler G., Rühling A. Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter. *Oikos*. 1973. Vol. 24. No. 3. P. 402–416. DOI: <https://doi.org/10.2307/3543816>.
- Shahid M., Dumat C., Khalid S., Schreck E., Xiong T., Niazi N.K. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: a comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*. 2017. Vol. 325. P. 36–58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>.
- Shcherbov B.L., Lazareva E.V. Migration factors of radionuclides and heavy metals during forest fires in Siberia. In book: *Advances in Environmental Research*. Nova Science Publishers, 2010. Vol. 4. P. 99–119.
- Shotyk W., Belland R., Duke J., Kempter H., Krachler M., Noernberg T., Pelletier R., Vile M.A., Wieder K., Zaccone C., Zhang S. Sphagnum mosses from 21 ombrotrophic bogs in the Athabasca bituminous sands region show no significant atmospheric contamination of “heavy metals”. *Environmental Science and Technology*. 2014. Vol. 48. No. 21. P. 12603–12611. DOI: <https://doi.org/10.1021/es503751v>.
- Stepanova V.A., Pokrovsky O.S., Viers J., Mironycheva-Tokareva N.P., Kosykh N.P., Vishnyakova E.K. Elemental composition of peat profiles in western Siberia: Effect of the micro–landscape, latitude position and permafrost coverage. *Applied Geochemistry*. 2014. Vol. 53. P. 53–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.004>.
- Su Y., Liang Y. Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (*Chlorophytum comosum*). *Journal of Hazardous Materials*. 2015. Vol. 291. P. 120–128. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.03.001>.
- Sun Y., Zhou Q., Xie X., Liu R. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*. 2010. Vol. 174. No. 1–3. P. 455–462. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.074>.
- Sun Zh., Mou X., Sun W. Decomposition and heavy metal variations of the typical halophyte litters in coastal marshes of the Yellow River estuary, China. *Chemosphere*. 2016. Vol. 147. P. 163–172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.079>.
- Tyler G. Changes in the concentrations of major, minor and rare–earth elements during leaf senescence and decomposition in a *Fagus sylvatica* forest. *Forest Ecology and Management*. 2005. Vol. 206. No. 1–3. P. 167–177. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.065>.
- Uzu G., Sauvain J.-J., Baeza–Squiban A., Riediker M., Sánchez Sandoval Hohl M., Val S., Tack K., Denys S., Pradère P., Dumat C. In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability of lead–rich particles from a lead recycling plant. *Environmental science and technology*. 2011. Vol. 45. No. 18. P. 7888–7895. DOI: <https://doi.org/10.1021/es200374c>.
- Verhoeven J.T.A., Arts H.H.M. *Carex* litter decomposition and nutrient release in mires with different water chemistry. *Aquatic Botany*. 1992. Vol. 43. No. 4. P. 365–377. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(92\)90048-N](https://doi.org/10.1016/0304-3770(92)90048-N).

Weis J.S., Weis P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*. 2004. Vol. 30. No. 5. P. 685–700. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.002>.

Received 01 December 2023

Accepted 11 December 2023

Published 12 December 2023

About the authors:

Golovatskaya Evgeniya Aleksandrovna – Doctor of Biological Sciences, Professor of the Russian Academy of Sciences, Director, Institute for Monitoring Climatic and Ecological Systems of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Tomsk, Russia); golovatskayaea@gmail.com

Nikonova Liliya Garifullovna – Candidate of Biological Sciences, Junior Researcher, Laboratory for monitoring the carbon balance of terrestrial ecosystems, Institute for Monitoring Climatic and Ecological Systems, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Tomsk, Russia); lili112358@mail.ru

Kalashnikova Daria Andreevna – Candidate of Chemical Sciences, junior researcher at the laboratory for monitoring the carbon balance of terrestrial ecosystems, Institute of Monitoring of Climatic and Ecological Systems SB RAS (Tomsk, Russia); terrezaprk@mail.ru

Simonova Galina Vladimirovna – Candidate of Technical Sciences, Leading Researcher at the Laboratory of Bioinformation Technologies, Federal State Budgetary Institution Institute for Monitoring of Climatic and Ecological Systems SB RAS (Tomsk, Russia); galina_simonova@inbox.ru

The authors read and approved the final manuscript



The article is available under [Creative Commons Attribution 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)