



ИЗМЕНЕНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ОПАДА БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ (*BETULA PENDULA*) ПРИ РАЗЛОЖЕНИИ НА ФОНЕ ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ И ЗАСОЛЕНИЯ В ЛАБОРАТОРНОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ

© 2020 Т.В. Нечаева ¹, Н.В. Смирнова ¹, С.А. Худяев ¹, И.И. Любечанский ²

Адрес: ¹ФГБУН Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, проспект Академика Лаврентьева, 8/2, г. Новосибирск, 630090, Россия. E-mail: nechaeva@issa-siberia.ru

²ФГБУН Институт систематики и экологии животных СО РАН, ул. Фрунзе, 11, г. Новосибирск, 630091, Россия. E-mail: lubech@gmail.com

Цель исследования: оценить изменение элементного химического состава опада березы при разложении на фоне выщелачивания и засоления в лабораторном эксперименте.

Место и время проведения. Свежеопавшие листья березы повислой (*Betula pendula*) были отобраны в лесостепной зоне Приобского плато в 40 км восточнее г. Новосибирска в октябре 2016 г. Эксперимент по изучению изменения химического состава опада березы в условиях инкубирования при 24 °С и продолжительностью 105 суток (с 24.05.2017 по 06.09.2017) проведен в лаборатории агрохимии ИПА СО РАН.

Методы. К 2 г воздушно-сухого опада березы, помещенного в пластиковые емкости на 100 мл, приливали по 50 мл дистиллированной воды ($H_2O_{дист.}$), либо такой же объем растворов солей натрия ($NaCl$, Na_2SO_4) или железа ($FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$) с концентрацией 0,3, 0,5, 0,7 и 1%. После 24-часового замачивания избыток воды или растворов солей отдельно сливали и фильтровали, а опад березы просушивали при комнатной температуре. Далее в одну часть емкостей с опадом добавили по 5 мл почвенной водной суспензии (ПВС), в другую – по 5 мл $H_2O_{дист.}$. В эксперимент также был включен вариант без замачивания, обозначенный как «сухой опад березы». Емкости с опадом герметично закрывали и инкубировали в термостате при 24 °С с периодическим проветриванием в течение нескольких минут. После 105 суток инкубирования опад просушивали при комнатной температуре и взвешивали с точностью до 0,01 г. Потери массы при разложении опада березы рассчитывали, как разницу между массой образцов в начале и в конце эксперимента и выражали в процентах. В воде, 0,3-1%-ных растворах солей (до и после замачивания в них опада), а также в опаде березы определили содержание Na, Fe, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni методом атомно-абсорбционной спектрометрии. Всего в эксперименте было задействовано 150 емкостей с опадом березы.

Указывая «на фоне выщелачивания», мы имеем в виду потери химических элементов (ХЭ) из опада березы после замачивания в воде, «на фоне засоления» – насыщение опада Na или Fe после замачивания в 0,3-1%-ных растворах этих солей. Потери массы опада березы представили в расчете на воздушно-сухое вещество (табл. 1), общее содержание ХЭ в опаде и зольность – на абсолютно сухое вещество (табл. 2-10).

Основные результаты. Установлено, что на фоне выщелачивания происходит увеличение концентрации ХЭ в водной вытяжке (особенно K, Ca, Mg) и снижение содержания ХЭ в опаде березы в следующем ряду: Na (в среднем в 3,6 раза) > K (в 2,4 раза) > Ni (в 1,9 раза) > Mg (в 1,4 раза) > Zn и Cu (в 1,3 раза в обоих случаях). Обработка опада березы 0,3-1%-ными растворами солей натрия или железа, в сравнении с водой, приводила к более интенсивному выщелачиванию и, соответственно, более низкому содержанию в растительных остатках K (в среднем в 1,3 раза), Ca (в 1,2-1,5 раза) и Mg (в 1,5-2,2 раза). Наибольшая концентрация примесей была обнаружена в хлориде железа (III). Исходные растворы этой соли были обогащены Ca, Mg, Zn, Cu и, особенно, Ni. Самые высокие показатели потерь массы и зольности отмечены в сухом опаде березы (без замачивания). На фоне выщелачивания потери массы и зольность опада снизились в среднем в 1,4 раза. На фоне засоления самые низкие показатели потерь массы и зольности выявлены после замачивания опада в 0,3-1%-ных растворах $FeCl_3$. Разница в потере массы между вариантами с добавлением к опад ПВС и воды не установлена, однако зольность опада с добавлением ПВС была выше в 1,1-1,3 раза.

Заключение. Замачивание опада березы в воде, 0,3-1%-ных растворах солей натрия или железа (III) приводит к изменению элементного химического состава растительных остатков: с одной стороны, к частичному выщелачиванию из опада ХЭ (особенно K, Ca, Mg), с другой – насыщению Na, Fe и рядом других ХЭ (в зависимости от соли). Это способствует снижению темпов разложения опада березы с учетом потерь массы, что в естественных условиях на юге Западной Сибири может происходить в результате временного переувлажнения лесной подстилки (например, в осенний и весенний холодные периоды года) и на участках с засоленными почвами.

Ключевые слова: листья березы; растительные остатки; хлорид и сульфат натрия; хлорид и сульфат железа (III); выщелачивание; насыщение; химические элементы (Na, Fe, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni); сырая зола; потери массы; темпы разложения

Цитирование: Нечаева Т.В., Смирнова Н.В., Худяев С.А., Любечанский И.И. Изменение элементного химического состава опада березы повислой (*Betula pendula*) при разложении на фоне выщелачивания и засоления в лабораторном эксперименте // Почвы и окружающая среда. 2020. Том 3. №4. е130. doi: 10.31251/pos.v3i4.130

ВВЕДЕНИЕ

Разложение растительных остатков (опада) относится к одному из важнейших аспектов биогеохимических циклов наземных экосистем, определяющих эмиссию углекислого газа, формирование подстилки и поступление биофильных элементов в почву (Карпачевский, 1981; Базилевич, Титлянова, 2008; Berg, McLaugherty, 2014). Среди множества факторов, влияющих на темпы разложения опада, можно выделить следующие: условия среды (климат, почвы, местоположение в рельефе), структура и химический состав (качество) опада и зоомикробный комплекс почвенных деструкторов (Почикалов, Карелин, 2014; Менько и др., 2018; Zhang et al., 2008; Berg, 2014; Bradford et al., 2016).

Химический состав опада весьма разнообразен и зависит от доминирующих видов растений. Так, опад лиственных деревьев, в сравнении с хвойным, отличается большей начальной концентрацией питательных элементов и меньшим содержанием лигнина и полифенолов, что в свою очередь способствует большей стартовой скорости разложения листьев, чем хвои (Bani et al., 2018; Prescott, 2010). Наличие в ветвях и коре значительного количества устойчивых химических веществ (лигнина, липидов, фенолов и смол) затрудняет деятельность зоомикробного комплекса деструкторов, тогда как листья и травянистые растения создают более благоприятный субстрат для почвенной биоты (Osipov, 2016). Поэтому наиболее интенсивно разлагается так называемая активная фракция древесного опада (листья, хвоя, семена) по сравнению с неактивной (ветви, кора, шишки) (Карпачевский, 1981; Бобкова, Осипов, 2012). Вследствие различий в содержании зольных элементов и органических компонентов опад разных видов растений минерализуется с различной скоростью. Например, листовой опад двудольных растений разлагается в среднем в 4 раза быстрее, чем мохообразных; в 3 раза, чем папоротниковидных; в 1,8 раза, чем голосеменных; в 1,6 раза, чем однодольных растений (Cornwell et al., 2008).

Влияние химических свойств элементов питания на процесс их возврата с растительными остатками проявляется косвенно – через их концентрацию в опаде, которая зависит как от концентрации в фитомассе, так и от процессов выщелачивания и транслокации, понижающих содержание элементов в листе и хвое. Опад всегда обеднен N и K по сравнению с фотосинтезирующими органами и чаще всего обогащен Si и Mg; концентрация Ca и P в опаде может быть как выше, так и ниже, чем в зеленой фитомассе (Базилевич, Титлянова, 2008). Также отмечено, что на начальных стадиях разложения растительных остатков доминирует высвобождение (в основном за счет вымывания) Ca, K и Mg, в то время как для N, P и S может наблюдаться временное увеличение их содержания. Такие различия в динамике биофильных элементов объясняются микробной иммобилизацией. Элементы, лимитирующие микробный рост (прежде всего N и P), аккумулируются в опаде, а те элементы, которые только частично являются структурными компонентами, вымываются в первую очередь. Промежуточные продукты распада являются питательным субстратом для микроорганизмов, формирующих разнообразие сообществ почвенной микробиоты (Berg, McLaugherty, 2014).

По мере изменения химического состава растительных остатков происходит сукцессия сообществ почвенных деструкторов. В первую очередь развиваются микроорганизмы, использующие простые водорастворимые соединения – неспорозонные бактерии и «сахарные» грибы; вслед за ними формируется сообщество спорозонных бактерий, разрушающих клетчатку, и только затем – деструкторов лигнина и гумуса (Мишустин, 1975). Через микробную биомассу проходит до 95% углерода, поступившего с опадом (Berg, McLaugherty, 2014). В целом же можно сказать, что все представители почвенной биоты (бактерии, археи, грибы, микроартроподы и крупные беспозвоночные) вносят определенный вклад в разложение и минерализацию растительных остатков (Стриганова, 1980; Anderson, 2000; Bezkorovainaya, 2011; Rakhleeva et al., 2011).

Известно, что потери массы опада могут происходить не только за счет собственно разложения, но и в результате выщелачивания элементов питания и фрагментации растительных остатков в холодный период года, например, во время осеннего промерзания, зимних оттепелей

или весеннего снеготаяния (Parker et al., 1984). Одни авторы (Hobbie, Chapin, 1996) полагают, что основной причиной потерь массы опада в тундре служат именно циклы замораживания/оттаивания (оттепели), способствующие выщелачиванию и/или частичной потере органического вещества во время бурного весеннего снеготаяния. К сожалению, данные рассуждения не были подкреплены фактическим материалом. Другие исследователи (Bokhorst et al., 2010), напротив, утверждают, что зимние циклы замораживания и оттаивания (в лаборатории), и имитация зимних оттепелей в полевых условиях не оказывают влияния на потерю массы опада. В этой же работе авторы выдвинули гипотезу об осеннем выщелачивании, как важном факторе потерь массы в холодный сезон. Она подтвердилась лабораторными исследованиями, показавшими, что около 61% наблюдаемых «зимних» потерь массы происходят в течение первых двух недель выдерживания опада в воде. Однако в полевых условиях подобных доказательств исследователями получить не удалось.

Засоление почв (природное и антропогенное) было и остается актуальной проблемой (Панкова и др., 2006). С точки зрения экологии микроорганизмов, засоление – один из важнейших факторов, определяющих структуру микробного сообщества (Fierer, Jackson, 2006; Lozupone, Knight, 2007; Rousk et al., 2010). В засоленных почвах установлено снижение общей численности микроорганизмов, но индексы биоразнообразия остаются довольно высокими (Hollister et al., 2010); выявлено увеличение численности архей (Rothschild, Mancinelli, 2001; Walsh et al., 2005; Caton et al., 2009), показано снижение индексов «здоровья» микробосообщества в направлении от незасоленных почв к солончакам (Котенко, Зубкова, 2008; Handelsman, 2004). Отмечено, что засоленность почв не влияет на общий уровень разнообразия микробных популяций, но оказывает воздействие на таксономический состав микроорганизмов (Andronov et al., 2012). Изучение же темпов разложения и элементного химического состава растительных остатков с учетом степени засоления почв представлены фрагментарно при решении других задач.

В научной литературе достаточно подробно изучен биотический круговорот основных биофильных элементов (N, P, K), однако мало данных о том, как доступность таких элементов питания, как Na и Fe, влияет на состав и активность почвенного сообщества и темпы разложения опада. Были предоставлены экспериментальные доказательства того, что недостаток Na в тропических лесах Амазонки замедляет углеродный цикл, а дополнительное внесение NaCl увеличивает темпы разложения растительных остатков, а также численность почвенных деструкторов и их хищников (Kasparia et al., 2009).

Таким образом, несмотря на большое количество работ, посвященных изучению разложения опада разных видов растений в лабораторных и полевых условиях, все еще недостаточно данных о влиянии выщелачивания и засоления (в том числе соединениями Na и Fe) на элементный химический состав и темпы разложения растительных остатков, их «привлекательность» для зоомикробного комплекса почвенных деструкторов.

Цель работы – оценить изменение элементного химического состава опада березы при разложении на фоне выщелачивания и засоления в лабораторном эксперименте.

Для достижения цели были поставлены следующие задачи:

1. Сравнить элементный химический состав опада березы до начала эксперимента и после его завершения во всех вариантах с учетом добавления к опаду почвенной водной суспензии или воды.
2. Сопоставить элементный химический состав воды, 0,3–1%-ных растворов минеральных солей натрия и железа до и после 24-часового замачивания в них опада березы.
3. Изучить изменения массы и зольности опада березы во всех вариантах эксперимента; из используемых солей натрия и железа установить соединение с наибольшим влиянием на данные параметры.

В качестве объекта исследований нами выбраны листья березы, так как, с одной стороны, среди лесных формаций лесостепной зоны Западной Сибири березовые леса занимают около 62% земель лесного фонда (Штоль, 2016), с другой стороны, листья березы относятся к интенсивно разлагаемой активной фракции опада (Ильин и др., 1970; Бобкова, Осипов, 2012; Ларионова и др., 2017), что удобно при проведении краткосрочных лабораторных экспериментов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Свежеопавшие листья березы повислой (*Betula pendula*) (далее опад березы) отобрали в лесостепной зоне Приобского плато в 40 км восточнее г. Новосибирска в октябре 2016 г. Опад березы был высушен при комнатной температуре (23-25 °С) до воздушно-сухого состояния и до начала эксперимента хранился в сухом виде.

Для проведения эксперимента к 2 г воздушно-сухого опада березы (цельные листья без измельчения), помещенного в пластиковые емкости на 100 мл, приливали по 50 мл дистиллированной воды ($H_2O_{\text{дист}}$) или такой же объем растворов минеральных солей с концентрацией 0,3, 0,5, 0,7 и 1% (рис. 1 А, Б). Использовали четыре вида соли: хлорид натрия ($NaCl$, хч), сульфат натрия (Na_2SO_4 , хч), хлорид железа (III) ($FeCl_3$, ч), сульфат железа (III) ($Fe_2(SO_4)_3$, чда). Выбор концентраций растворов солей проведен нами исходя из следующей градации по степени засоления почв: 0,3% – слабая (в пределах 0,2-0,4%); 0,5% – средняя (0,4-0,6%); 0,7% – сильная (0,6-0,8%); 1% – солончак (Классификация..., 1977).



Рисунок 1. Постановка лабораторного эксперимента: А – общий вид эксперимента с опадом березы; Б – крупный план емкостей с опадом; В – просушивание опада, после удаления водных или солевых вытяжек; Г – добавление к опадку почвенной водной суспензии.

Емкости с опадом, замоченным в воде или растворах солей, оставляли на 24 часа. В эксперимент был включен также вариант без замачивания, обозначенный как «сухой опад березы». Воду и растворы солей сливали отдельно по каждому варианту и фильтровали через обеззоленный фильтр «Синяя лента», а емкости с опадом березы переворачивали вверх дном на фильтровальную бумагу для просушивания при комнатной температуре в течение суток (рис. 1 В).

После просушивания в большую часть емкостей с опадом березы (в 5 повторностей из 7) для всех вариантов (сухой опад, на фоне выщелачивания и засоления) добавили по 5 мл почвенной водной суспензии (ПВС) с целью «оживления» микробоценоза (рис. 1 Г), в оставшиеся 2 повторности – по 5 мл $H_2O_{\text{дист}}$. Для получения ПВС был взят верхний слой (0-20 см) чернозема выщелоченного на залежном участке в Новосибирской области и приготовлена суспензия при соотношении почва : $H_2O_{\text{дист}}$ равным 1 : 2,5. Далее емкости с опадом березы герметично закрывали и инкубировали в термостате при 24 °С в течение 105 суток (с 24.05.2017 по 06.09.2017) с периодическим проветриванием на несколько минут.

После инкубирования опад березы просушили при комнатной температуре в течение 6 суток (рис. 2 А, Б) и взвесили с точностью до 0,01 г. Потери массы при разложении опада рассчитали, как разницу между массой образцов в начале и по окончании эксперимента и выразили в процентах. Затем пять повторностей с добавлением к опадку ПВС объединили в одну общую пробу для получения достаточной навески для озоления. Эту же процедуру провели для двух повторностей с добавлением к опадку воды. Всего в эксперименте было задействовано 150 емкостей с опадом березы.



Рисунок 2. Просушивание опада березы по завершении эксперимента: А – общий вид; Б – крупный план.

В воде, растворах солей и опаде березы определили общее содержание ряда химических элементов (ХЭ) методом атомно-абсорбционной спектрометрии (AAAnalyst 400, Perkin Elmer Inc., США). Содержание в опаде березы сырой золы (далее зольность) определили в соответствии с ГОСТ 32933-2014, ХЭ – в озолоте, полученном после растворения сухой золы в смеси азотной кислоты и перекиси водорода в соответствии с ПНД Ф 16.2.2:2.3.71-2011. В исходном опаде березы определили также общее содержание углерода и азота методом сухого озоления на элементном анализаторе CHNS/O (Analyzer 2400, Perkin Elmer precisely Serie II, США).

Под элементным химическим составом опада березы мы подразумеваем совокупность ХЭ, обнаруженных в фитомассе и характеризующихся количественно. Далее при обсуждении ХЭ в воде и растворах солей (до и после замачивания в них опада) приведена концентрация ХЭ (мг/л), а непосредственно в опаде березы – содержание ХЭ (мг/кг или мг/г, в зависимости от полученных результатов и удобства их восприятия). Указывая «на фоне выщелачивания», мы имеем в виду потери ХЭ из опада после замачивания в воде, «на фоне засоления» – насыщение опада Na или Fe после замачивания в 0,3-1%-ных растворах солей натрия или железа соответственно. Потери массы опада березы представили в расчете на воздушно-сухое вещество (табл. 1), общее содержание ХЭ в опаде и его зольность – на абсолютно сухое вещество (табл. 2-10).

Статистическую обработку данных провели в пакетах Microsoft Office Excel 2010 и SNEDECOR V. 5.80 (Сорокин, 2012). Анализ различия факторных средних выполнили методом многофакторного дисперсионного анализа. Оценку значимости различий между изученными параметрами провели с использованием t-критерия Стьюдента. В таблицах привели такие статистические параметры, как среднее арифметическое значение (M), стандартное отклонение (s) и наименьшая существенная разница (НСР) на уровне значимости 1 и 5%.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Исходный опад березы (до постановки эксперимента) имел следующие показатели ($M \pm s$): общее содержание углерода – $51,7 \pm 0,14$, азота – $1,06 \pm 0,01\%$, соотношение C : N (молярное) – 56,8, зольность – $7,6 \pm 0,14\%$. Наши результаты вполне согласуются с литературными данными (Буянгуева и др., 2010; Иванова и др., 2019; Osipov, 2016), на основании которых можно утверждать, что листья березы относятся к быстро разлагающимся растительным остаткам.

Потери массы сухого опада березы (без замачивания) после 105 суток инкубирования с добавлением воды составили в среднем 40,9%, с ПВС – 37,4%. После замачивания опада в воде темпы разложения снизились; потери массы с добавлением к опадку воды составили в среднем 29,7%, с ПВС – 28,1%. Между замачиванием опада в воде и 0,3-1%-ных растворах Na_2SO_4 различий в потере массы не установлено (см. табл. 1). Однако при использовании трех других солей потери массы опада уменьшились, что указывает на дальнейшее снижение темпов разложения растительных остатков. Статистически значимых различий в потере массы между вариантами с добавлением к опадку ПВС и воды не выявлено.

Таблица 1

Потери массы опада березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Потери массы с учетом добавления к опадку H_2O или ПВС ² , %		Анализ действия факторов, влияние по Снедекору	
	+ H_2O	+ПВС ¹	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl				
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	$32,2 \pm 0,50^*$	$28,6 \pm 2,38$	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	$25,8 \pm 3,23$	$26,8 \pm 1,26$	5,90 (1%) 3,56 (5%)	
0,5	$28,9 \pm 1,75$	$26,0 \pm 2,53$		
0,7	$24,8 \pm 0,99$	$24,0 \pm 3,00$		
1	$21,7 \pm 2,85$	$20,4 \pm 1,62$		
НСР по фактору В, выводы	Контроль	3,73 (1%) 2,25 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	
Вариант: Na_2SO_4				
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	$28,3 \pm 3,75$	$22,5 \pm 1,93$	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	$28,6 \pm 2,15$	$24,0 \pm 1,97$	11,52 (1%) 6,95 (5%)	
0,5	$27,7 \pm 0,10$	$26,3 \pm 2,59$		
0,7	$24,4 \pm 3,28$	$25,8 \pm 3,26$		
1	$29,1 \pm 0,64$	$21,7 \pm 3,14$		
НСР по фактору В, выводы	Контроль	7,29 (1%) 4,40 (5%)	Различия средних фактора В не доказаны на уровне 5%	
Вариант: FeCl_3				
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	$28,5 \pm 2,23$	$30,4 \pm 2,77$	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	$21,7 \pm 0,88$	$18,3 \pm 1,14$	9,29 (1%) 5,60 (5%)	
0,5	$18,6 \pm 0,98$	$21,7 \pm 2,03$		
0,7	$24,6 \pm 1,85$	$22,4 \pm 3,10$		
1	$26,0 \pm 1,47$	$23,9 \pm 2,15$		
НСР по фактору В, выводы	Контроль	5,88 (1%) 3,54 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	
Вариант: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$				
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	$30,0 \pm 1,11$	$30,8 \pm 1,24$	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	$23,3 \pm 0,50$	$21,3 \pm 3,01$	4,50 (1%) 2,71 (5%)	
0,5	$23,6 \pm 1,62$	$24,1 \pm 2,01$		
0,7	$27,2 \pm 0,26$	$25,6 \pm 1,71$		
1	$26,3 \pm 0,13$	$27,1 \pm 1,98$		
НСР по фактору В, выводы	Контроль	2,85 (1%) 1,72 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	

Примечание (здесь и далее в табл. 2-10).

1 – В эксперименте предусмотрены варианты с замачиванием опада березы в $\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$, 0,3–1% растворах солей натрия или железа (фактор А). 2 – После замачивания и просушивания к опадку березы добавлена вода (+ H_2O) или почвенная водная суспензия (+ПВС) (фактор В). * – Представлены среднее арифметическое значение и стандартное отклонение ($M \pm s$).

Таким образом, результаты потерь массы опада березы свидетельствуют о снижении темпов разложения растительных остатков после их замачивания в воде. Обработка опада 0,3–1%-ными растворами солей (за исключением Na_2SO_4) способствовало дальнейшему снижению потерь массы и, соответственно, темпов разложения растительных остатков.

Согласно литературным данным (Аристовская, 1980; Иванова и др., 2019; Berg, McLaugherty, 2014), потери массы на начальных стадиях разложения опада происходят в основном за счет выщелачивания и вымывания водорастворимых веществ, а наиболее благоприятные условия для процесса микробиологического разложения создаются при высоком содержании в растительных остатках белка и зольных элементов. Последние, являясь дополнительным источником питания микроорганизмов, способствуют более быстрой трансформации опада (Буянтуева и др., 2010).

В воде, 0,3–1%-ных растворах солей (до и после замачивания в них опада), а также непосредственно в опаде березы определили не только содержание Na и Fe, входящих в состав солей для насыщения растительных остатков, но и ряд других ХЭ (K, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni). По окончании эксперимента содержание Na и Fe в опаде березы определили в соответствии с замачиванием растительных остатков в 0,3–1%-ных растворах солей натрия или железа (см. табл. 2–3), содержание же других ХЭ привели во всех четырех вариантах с солями (см. табл. 4–9). Остановимся более подробно на рассмотрении каждого ХЭ.

Натрий. После замачивания опада березы в воде концентрация Na в водной вытяжке увеличилась в 4,4 раза (см. табл. 2), что указывает на выщелачивание данного элемента. В солевых вытяжках, напротив, концентрация Na уменьшилась в среднем в 1,1 раза после замачивания опада березы в 0,3–1%-ных растворах солей натрия (NaCl или Na_2SO_4).

Содержание Na в исходном опаде березы (до постановки эксперимента) составило $0,13 \pm 0,02$ мг/г. По окончании эксперимента содержание Na в сухом опаде (без замачивания) с добавлением к растительным остаткам воды или ПВС не различалось и составило в среднем 1,0 мг/г. Увеличение содержания Na в сухом опаде березы, в сравнении с исходным, связано, на наш взгляд, с минерализацией и потерей органических веществ в процессе разложения растительных остатков, что в свою очередь приводит к потере массы и, как следствие, повышению содержания в опаде зольных элементов.

На фоне выщелачивания содержание Na в опаде снизилось в среднем в 4,7 раза (см. табл. 2), между вариантами на фоне выщелачивания и засоления выявлены статистически значимые различия ($p < 0,01$). Насыщение растительных остатков Na увеличивалось с повышением концентрации NaCl или Na_2SO_4 , наибольшее содержание Na в опаде березы отмечено при замачивании в 1%-ных солевых растворах. Наши результаты подтвердили имеющиеся данные о том, что при высокой концентрации Na в грунтах и водах этот элемент может накапливаться в растениях в значительных количествах – до 15–20% от сухой массы (Базилевич, Титлянова, 2008).

С добавлением к опаду березы ПВС (с концентрацией Na 5,7 мг/л) установлено такое же (вариант Na_2SO_4) или более низкое (вариант NaCl) содержание Na в растительных остатках, чем с добавлением воды (см. табл. 2).

Железо. Как до, так и после замачивания опада березы в воде концентрация Fe в водной вытяжке была ниже предела обнаружений метода (см. табл. 3). После насыщения опада 0,3–1%-ными растворами солей железа концентрация Fe в солевых вытяжках уменьшилась в 1,1–1,5 раза.

Содержание Fe в исходном опаде березы составило $0,16 \pm 0,01$ мг/г. По окончании эксперимента содержание Fe в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды или ПВС не различалось и составило в среднем 0,13 мг/г. На фоне выщелачивания содержание Fe в опаде варьировало в довольно широком диапазоне (0,16–0,34 мг/г), но существенных различий по сравнению с сухим опадом березы не обнаружено. Статистически значимые различия ($p < 0,01$) по содержанию Fe в опаде выявлены между вариантами на фоне выщелачивания и засоления. Насыщение опада железом постепенно увеличивалось с повышением концентрации солей FeCl_3 или $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ от 0,3 до 1%.

С добавлением к опаду березы ПВС (с концентрацией Fe 1,6 мг/л) установлено такое же (вариант $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) или более высокое (вариант FeCl_3) содержание Fe в растительных остатках, чем с добавлением воды (см. табл. 3).

Таблица 2

Натрий: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Na в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Na в опаде с учетом добавления воды или ПВС ² , мг/г		Анализ действия факторов по содержанию Na в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 (H ₂ O _{дист})	0,27	1,20	0,16	0,21	Контроль 3,65 (1%) 2,20 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	1287	1102	12,4	11,0		
0,5	1742	1650	19,4	18,1		
0,7	2244	2112	24,1	21,8		
1	2752	2640	32,5	29,6		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	2,31 (1%) 1,39 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Na ₂ SO ₄						
0 (H ₂ O _{дист})	0,27	1,20	0,17	0,31	Контроль 5,62 (1%) 3,39 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	1016	924	11,9	12,3		
0,5	1557	1558	18,1	17,6		
0,7	1980	2013	22,9	23,7		
1	2475	2383	32,5	29,0		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	3,55 (1%) 2,14 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. Расчеты по содержанию ХЭ в опаде березы (здесь и далее в табл. 3–9) представлены на абсолютно сухое вещество.

Таблица 3

Железо: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Fe в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Fe в опаде с учетом добавления воды или ПВС ² , мг/г		Анализ действия факторов по содержанию Fe в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: FeCl ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,01*	<0,01	0,16	0,34	Контроль 3,83 (1%) 2,31 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	845	568	2,8	5,5		
0,5	1432	1241	4,7	6,7		
0,7	2020	1683	6,6	9,9		
1	2680	2277	8,6	10,9		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	2,42 (1%) 1,46 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,01	<0,01	0,23	0,31	Контроль 5,25 (1%) 3,16 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	785	528	4,3	5,9		
0,5	1432	1241	6,6	5,9		
0,7	2020	1822	7,3	10,6		
1	2746	2614	12,1	14,3		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	3,32 (1%) 2,00 (5%)	Различия средних фактора «В» недостоверны	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Калий. Известно, что калий легко выщелачивается из кроны и стволов деревьев, а также из разлагающихся растительных остатков (Базилевич, Титлянова, 2008). Концентрация К в исходной воде, 0,3-1%-ных растворах солей натрия и железа была незначительной (не более 0,46 мг/л). После замачивания опада березы в воде, солях натрия или железа отмечено многократное увеличение концентрации К как в водных, так и в солевых вытяжках (см. табл. 4). Статистически значимых различий в концентрации К между водными и солевыми вытяжками не установлено.

Таблица 4

Калий: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация раствора ¹ , %	Концентрация К в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание К в опаде с учетом добавления H ₂ O или ПВС ² , мг/г		Анализ действия факторов по содержанию К в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 (H ₂ O _{дист})	0,20	238	7,7	5,0	Контроль	Различия средних фактора А не достоверны
0,3	<0,2*	304	6,0	4,5	2,25 (1%) 1,36 (5%)	
0,5	0,20	330	5,8	3,6		
0,7	0,46	330	5,9	4,3		
1	<0,2	356	6,5	3,4		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,42 (1%) 0,86 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: Na ₂ SO ₄						
0 (H ₂ O _{дист})	0,20	238	7,4	6,6	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	<0,2	304	6,2	4,5	1,39 (1%) 0,84 (5%)	
0,5	<0,2	297	6,3	4,4		
0,7	<0,2	343	5,8	4,5		
1	<0,2	304	6,0	4,4		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	0,88 (1%) 0,53 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: FeCl ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	0,20	251	7,4	4,8	Контроль	Различия средних фактора А не достоверны
0,3	<0,2	271	5,5	4,6	3,00 (1%) 1,81 (5%)	
0,5	<0,2	271	4,8	4,6		
0,7	0,22	198	5,1	4,4		
1	0,39	211	5,2	4,5		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,90 (1%) 1,14 (5%)	Различия средних фактора В не доказаны на уровне 5%	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	0,20	251	7,2	5,6	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	<0,2	297	5,6	5,4	1,86 (1%) 1,12 (5%)	
0,5	<0,2	284	5,0	4,5		
0,7	0,37	297	5,1	4,8		
1	0,46	284	5,1	4,2		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,17 (1%) 0,71 (5%)	Различия средних фактора В не доказаны на уровне 5%	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Содержание К в исходном опаде березы составило 8,0±0,15 мг/г. По окончанию эксперимента содержание К в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды или ПВС не различалось и составило в среднем 15,7 мг/г. Как и в случае с Na, увеличение содержания К в сухом опаде связано с потерей массы в процессе разложения. На фоне выщелачивания содержание К в опаде снизилось в среднем в 2,4 раза. На фоне засоления содержание К в опаде было ниже в среднем в 1,3 раза, чем после замачивания в воде (см. табл. 4), то есть происходило более интенсивное выщелачивание калия из растительных остатков.

С добавлением к опаду березы ПВС (с концентрацией К 1,7 мг/л) установлено такое же (варианты FeCl₃ и Fe₂(SO₄)₃) или более низкое (варианты NaCl и Na₂SO₄) содержание К в опаде, чем с добавлением воды.

Кальций. Согласно литературным данным (Базилевич, Титлянова, 2008), кальций не подвергается ретранслокации и возвращается в почву в основном с опадом и отпадом деревьев. Концентрация Са в исходной воде и растворах солей была незначительной. Исключение составил FeCl_3 , где присутствовали примеси кальция (см. табл. 5). После замачивания опада березы в воде или в растворах солей концентрация Са в вытяжках значительно увеличилась. Использование солей железа (особенно $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) способствовало более интенсивному переходу кальция из опада в раствор, чем солей натрия или воды.

Таблица 5

Кальций: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Са в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Са в опаде с учетом добавления H_2O или ПВС ² , мг/г		Анализ действия факторов по содержанию Са в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+ H_2O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	<0,4*	37	21,6	24,5	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	<0,4	59	20,8	21,0	3,83 (1%) 2,31 (5%)	
0,5	<0,4	73	19,7	21,0		
0,7	<0,4	80	18,8	21,0		
1	<0,4	91	15,8	18,8		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	2,42 (1%) 1,46 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Na_2SO_4						
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	<0,4	37	23,7	23,2	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	<0,4	73	19,9	20,8	8,92 (1%) 5,38 (5%)	
0,5	<0,4	80	23,3	20,1		
0,7	<0,4	99	15,5	19,9		
1	0,46	110	18,8	19,2		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	5,64 (1%) 3,40 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	
Вариант: FeCl_3						
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	<0,4	34	23,8	24,7	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	3,7	121	16,1	25,9	13,92 (1%) 8,39 (5%)	
0,5	5,0	141	19,2	18,2		
0,7	7,2	146	15,0	19,1		
1	10,8	184	16,9	17,6		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	8,80 (1%) 5,31(5%)	Различия средних фактора В недостоверны	
Вариант: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$						
0 ($\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$)	<0,4	34	23,1	22,7	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	<0,4	152	17,5	17,2	5,79 (1%) 3,49 (5%)	
0,5	<0,4	172	13,6	15,2		
0,7	<0,4	210	15,1	17,6		
1	<0,4	256	9,8	13,5		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	3,66 (1%) 2,21 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Содержание Са в исходном опаде березы составило $16,2 \pm 0,04$ мг/г. По окончанию эксперимента содержание Са в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды составило 23,3 мг/г, с ПВС – 28,1 мг/г. На фоне выщелачивания содержание Са в опаде снизилось незначительно (в среднем в 1,1 раза). После насыщения 0,3-1%-ными растворами солей содержание Са в опаде стало ниже в 1,2–1,5 раза, чем после замачивания в воде (см. табл. 5). Следовательно, на фоне засоления переход не только К, но и Са из опада в солевые растворы усиливается.

С добавлением к опаду березы ПВС (с концентрацией Са 10,8 мг/л) установлено такое же (варианты Na_2SO_4 , FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) или более высокое (вариант NaCl) содержание Са в растительных остатках, чем с добавлением воды.

Магний. Не только Na, K и Ca, но и Mg выщелачивается из надземных органов растений. В стареющих органах концентрация Mg снижается, но в отдельных случаях он может в них накапливаться (Базилевич, Титлянова, 2008). Концентрация Mg в воде и солевых растворах натрия была ниже предела обнаружений метода. Соли железа имели небольшое количество примесей магния (см. табл. 6). Замачивание опада березы в воде, растворах солей натрия или железа привело к многократному увеличению концентрации Mg в водных и солевых вытяжках.

Таблица 6

Магний: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Mg в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Mg в опаде с учетом добавления H ₂ O или ПВС ² , мг/г		Анализ действия факторов по содержанию Mg в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,1*	37	3,4	3,8	Контроль 1,60 (1%) 0,97 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	<0,1	68	2,7	2,8		
0,5	<0,1	74	1,5	2,5		
0,7	<0,1	77	1,0	2,3		
1	<0,1	81	1,7	2,1		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,02 (1%) 0,61(5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Na ₂ SO ₄						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,1	37	3,4	3,7	Контроль 0,83 (1%) 0,50 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	<0,1	68	2,4	2,7		
0,5	<0,1	74	2,4	2,4		
0,7	<0,1	74	1,6	2,3		
1	<0,1	81	1,9	2,1		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	0,53 (1%) 0,32 (5%)	Различия средних фактора В не доказаны на уровне 5%	
Вариант: FeCl ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,1	51	3,2	3,8	Контроль 0,87 (1%) 0,53 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	0,84	67	2,3	2,3		
0,5	1,20	65	1,9	1,9		
0,7	1,74	71	2,0	2,0		
1	2,46	76	2,0	2,0		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	0,55 (1%) 0,33 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,1	51	3,7	3,6	Контроль 0,75 (1%) 0,45 (5%)	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	0,60	62	1,9	1,9		
0,5	0,84	60	1,7	1,8		
0,7	1,02	62	1,2	1,6		
1	1,86	65	3,7	3,6		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	0,47 (1%) 0,29 (5%)	Различия средних фактора В недостоверны	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Содержание Mg в исходном опаде березы составило 3,7±0,22 мг/г. По окончанию эксперимента содержание Mg в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды или ПВС не различалось и составило в среднем 5,0 мг/г. На фоне выщелачивания содержание Mg в опаде снизилось в среднем в 1,4 раза, на фоне засоления – стало еще ниже, чем после замачивания в воде, особенно при использовании Fe₂(SO₄)₃. Так, содержание Mg в опаде после замачивания в 0,3–1%-ных растворах Fe₂(SO₄)₃ по сравнению с водой снизилось в среднем в 2,2 раза, в растворах других солей – в 1,5–1,7 раза (см. табл. 6).

С добавлением к опаду березы ПВС (с концентрацией Mg 5,0 мг/л) установлено такое же (варианты Na₂SO₄, FeCl₃, Fe₂(SO₄)₃) или более высокое (вариант NaCl) содержание Mg в растительных остатках, чем с добавлением воды.

Цинк. В составе солей железа были обнаружены примеси цинка (см. табл. 7). Замачивание опада березы в воде, 0,3-1%-ных растворах солей натрия или железа привело к увеличению концентрации Zn в водных и солевых вытяжках. С повышением концентрации солей железа постепенно увеличивалась и концентрация Zn в растворах как до, так и после замачивания в них опада березы.

Таблица 7

Цинк: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Zn в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Zn в опаде с учетом добавления H ₂ O или ПВС ² , мг/кг		Анализ действия факторов по содержанию Zn в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,005*	0,27	57	54	Контроль	Различия средних фактора А не достоверны
0,3	<0,005	0,33	50	50	18,13 (1%) 10,93 (5%)	
0,5	<0,005	0,27	46	51		
0,7	<0,005	0,27	44	51		
1	<0,005	0,27	39	50		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	11,46 (1%) 6,91 (5%)	Различия средних фактора В не достоверны	
Вариант: Na ₂ SO ₄						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,005	0,27	50	55	Контроль	Различия средних фактора А не достоверны
0,3	<0,005	0,32	53	54	23,75 (1%) 14,32 (5%)	
0,5	<0,005	0,30	57	52		
0,7	<0,005	0,33	42	57		
1	<0,005	0,33	51	54		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	15,02 (1%) 9,06 (5%)	Различия средних фактора В не достоверны	
Вариант: FeCl ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,005	0,26	40	48	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	0,24	1,05	33	36	7,06 (1%) 4,26 (5%)	
0,5	0,43	1,41	31	35		
0,7	0,63	1,89	28	35		
1	0,92	2,32	27	34		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	4,46 (1%) 2,69 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,005	0,26	48,0	52,0	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	0,13	1,02	32,8	36,2	7,93 (1%) 4,79 (5%)	
0,5	0,20	1,21	31,3	30,0		
0,7	0,29	1,55	26,4	29,8		
1	0,43	2,09	23,3	28,3		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	5,02 (1%) 3,03 (5%)	Различия средних фактора В не доказаны на уровне 5%	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Содержание Zn в исходном опаде березы составило 38,6±1,12 мг/кг. По окончанию эксперимента содержание Zn в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды составило в среднем 62,0 мг/кг, с ПВС – 69,4 мг/кг. Как и в случае с макроэлементами, увеличение содержания Zn в сухом опаде связано с потерей массы в процессе разложения. На фоне выщелачивания содержание Zn в опаде снизилось в среднем в 1,3 раза. На фоне засоления с использованием солей железа содержание Zn в опаде было статистически значимо (p<0,01) ниже, чем после замачивания в воде (см. табл. 7). Это указывает на более интенсивное выщелачивание Zn из растительных остатков при насыщении солями железа.

С добавлением к опаду березы ПВС (с концентрацией Zn 0,053 мг/л) установлено такое же (варианты NaCl, Na₂SO₄, Fe₂(SO₄)₃) или более высокое (FeCl₃) содержание Zn в растительных остатках, чем с добавлением воды.

Медь. Концентрация Cu в воде и солевых растворах натрия была ниже предела обнаружений метода (см. табл. 8). Замачивание опада березы в воде, 0,3–1%-ных растворах солей натрия или железа привело к увеличению концентрации Cu в водных и солевых вытяжках. Исключение составил FeCl₃, в исходных растворах которого уже были достаточно высокие примеси меди.

Таблица 8

Медь: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Cu в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Cu в опаде с учетом добавления H ₂ O или ПВС ² , мг/кг		Анализ действия факторов по содержанию Cu в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,001*	0,026	5,6	7,0	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	<0,001	0,027	5,7	6,8	2,90 (1%) 1,75 (5%)	
0,5	<0,001	0,027	5,8	6,6		
0,7	<0,001	0,022	3,7	6,8		
1	<0,001	0,022	5,1	6,7		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,84 (1%) 1,11 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Na ₂ SO ₄						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,001	0,026	5,5	6,2	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	<0,001	0,028	5,8	6,8	1,78 (1%) 1,07 (5%)	
0,5	<0,001	0,023	6,1	7,3		
0,7	<0,001	0,028	4,9	6,7		
1	<0,001	0,025	5,0	7,0		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,12 (1%) 0,68 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: FeCl ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,001	0,02	4,6	6,8	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	2,64	2,41	23,7	31,3	9,83 (1%) 5,93 (5%)	
0,5	4,47	4,38	34,0	42,9		
0,7	6,41	6,29	50,8	53,7		
1	9,15	8,92	63,4	66,9		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	6,22 (1%) 3,75 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,001	0,02	5,7	6,7	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	0,03	0,07	5,5	7,2	0,90 (1%) 0,54 (5%)	
0,5	0,05	0,10	4,4	6,0		
0,7	0,08	0,14	5,6	6,9		
1	0,12	0,19	5,4	6,7		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	0,57 (1%) 0,34 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	

Примечание. 1–2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Содержание Cu в исходном опаде березы составило 5,1±0,36 мг/кг. По окончанию эксперимента содержание Cu в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды составило в среднем 6,8 мг/кг, с ПВС – 9,0 мг/кг. На фоне выщелачивания содержание Cu в опаде снизилось в среднем в 1,3 раза. На фоне засоления с использованием 0,3–1%-ных растворов FeCl₃ (с изначально высокой концентрацией Cu) произошло насыщение опада березы медью, где её содержание увеличилось в среднем в 8,0 раз, чем после замачивания в воде (см. табл. 8). В остальных вариантах с солями (NaCl, Na₂SO₄, Fe₂(SO₄)₃) содержанием Cu в растительных остатках было таким же или несколько снизилось по сравнению с замачиванием в воде.

При добавлении к опаду березы ПВС (с концентрацией Cu 0,013 мг/л) во всех вариантах с солями содержание Cu в растительных остатках было выше в среднем в 1,3 раза, чем в вариантах с добавлением воды.

Никель. Соли железа содержали примеси никеля, особенно высокая его концентрация обнаружена в растворах FeCl_3 (см. табл. 9). Замачивание опада березы в воде, 0,3–1%-ных растворах солей натрия или железа привело к увеличению концентрации Ni в водных и солевых вытяжках. Исключение составил FeCl_3 , где данный показатель оставался примерно одинаковым как до, так и после замачивания опада березы.

Таблица 9

Никель: концентрация в растворах и содержание в опаде березы по окончанию эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Концентрация Ni в растворах до и после замачивания опада, мг/л		Содержание Ni в опаде с учетом добавления H ₂ O или ПВС ² , мг/кг		Анализ действия факторов по содержанию Ni в опаде, влияние по Снедекору	
	ДО	ПОСЛЕ	+H ₂ O	+ПВС	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,01*	0,068	4,2	4,2	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	<0,01	0,088	3,3	4,6	1,68 (1%) 1,01 (5%)	
0,5	<0,01	0,083	3,6	4,2		
0,7	<0,01	0,076	3,8	4,9		
1	<0,01	0,070	3,5	4,5		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,06 (1%) 0,64 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Na ₂ SO ₄						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,01	0,068	4,0	4,8	Контроль	Различия средних фактора А недостоверны
0,3	<0,01	0,075	3,6	4,6	1,46 (1%) 0,88 (5%)	
0,5	<0,01	0,064	3,5	5,1		
0,7	<0,01	0,061	3,4	5,2		
1	<0,01	0,054	3,9	4,8		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	0,93 (1%) 0,56 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: FeCl ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,01	0,07	3,9	5,2	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	13,4	12,7	67,1	71,1	27,79 (1%) 16,76 (5%)	
0,5	20,6	22,5	93,0	110,9		
0,7	28,6	28,7	128,8	148,1		
1	41,2	38,6	171,8	188,8		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	17,58 (1%) 10,60 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃						
0 (H ₂ O _{дист})	<0,01	0,07	4,0	4,6	Контроль	Различия средних фактора «А» достоверны на уровне 1%
0,3	0,58	0,67	7,8	10,1	3,14 (1%) 1,90 (5%)	
0,5	0,97	1,11	9,4	10,1		
0,7	1,32	1,51	9,4	12,1		
1	1,84	2,11	12,5	14,6		
НСР по фактору В, выводы			Контроль	1,99 (1%) 1,20 (5%)	Различия средних фактора «В» достоверны на уровне 5%	

Примечание. 1-2 – См. табл. 1. * – Значения, ниже предела обнаружений метода.

Содержание Ni в исходном опаде березы составило 4,8±0,01 мг/кг. По окончанию эксперимента содержание Ni в сухом опаде (без замачивания) с добавлением воды составило в среднем 7,4 мг/кг, с ПВС – 9,0 мг/кг. На фоне выщелачивания содержание Ni в опаде снизилось в среднем в 1,9 раза. После насыщения растительных остатков солями натрия различий по содержанию Ni в опаде березы по сравнению с водой не выявлено. Однако в вариантах с использованием 0,3-1%-ных растворов Fe₂(SO₄)₃ и FeCl₃ содержание Ni в опаде существенно увеличилось (см. табл. 9).

При добавлении к опаду березы ПВС (где концентрация Ni была ниже предела обнаружений метода) во всех четырех вариантах с солями содержание Ni в растительных остатках было выше в среднем в 1,2 раза, чем с добавлением воды.

Зольность опада березы. Зольность сухого опада березы (без замачивания) по окончании эксперимента с добавлением воды составила 13,3%, с ПВС – 14,5%. По сравнению с исходным опадом (до начала эксперимента) зольность сухого опада увеличилась в 1,7-1,9 раза. Это, как уже было сказано ранее, связано с минерализацией и потерей органических веществ в процессе разложения опада, что в свою очередь приводит к снижению массы и, как следствие, повышению содержания зольных элементов в растительных остатках. Об этом также свидетельствует увеличение содержания в сухом опаде по завершении эксперимента ряда ХЭ, а именно: Na – в среднем с добавлением воды или ПВС в 7,5 раз; K – в 2,0; Zn и Ni – в 1,7; Ca – в 1,6; Cu – в 1,5; Mg – в 1,3 раза.

После замачивания опада березы в воде и выщелачивания ХЭ зольность растительных остатков снизилась в среднем в 1,4 раза по сравнению с сухим опадом. На фоне засоления в 0,3–1%-ных растворах солей натрия (варианты NaCl и Na₂SO₄) отмечено увеличение зольности опада в среднем в 1,3 раза вследствие интенсивного насыщения Na (см. табл. 10). При использовании солей железа зольность опада была ниже (в среднем в 1,1 раза в варианте FeCl₃) или оставалась примерно такой же (вариант Fe₂(SO₄)₃), как и после замачивания в воде.

С добавлением к опадку березы ПВС во всех вариантах эксперимента зольность растительных остатков была выше в 1,1-1,3 раза, чем с добавлением воды, что вероятно связано с дополнительным привнесом в опад ряда ХЭ, содержащихся в почвенной водной суспензии.

Таблица 10

Зольность опада березы по окончании эксперимента

Концентрация растворов ¹ , %	Содержание сырой золы с учетом добавления к опадку H ₂ O или ПВС ² , %		Анализ действия факторов, влияние по Снедекору	
	+H ₂ O	+ПВС ¹	НСР по фактору А	Выводы
Вариант: NaCl				
0 (H ₂ O _{дист})	9,2	10,6	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	10,2	11,3	1,35 (1%) 0,82 (5%)	
0,5	11,5	12,6		
0,7	11,0	13,1		
1	12,8	14,4		
НСР по фактору В, выводы	Контроль	0,85 (1%) 0,52 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: Na ₂ SO ₄				
0 (H ₂ O _{дист})	9,4	10,9	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	10,3	11,8	4,38 (1%) 2,64 (5%)	
0,5	12,0	13,1		
0,7	10,7	15,1		
1	14,4	16,0		
НСР по фактору В, комментарии	Контроль	2,77 (1%) 1,67 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 5%	
Вариант: FeCl ₃				
0 (H ₂ O _{дист})	9,1	11,3	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 1%
0,3	7,6	10,1	0,51 (1%) 0,31 (5%)	
0,5	8,0	10,3		
0,7	8,0	10,4		
1	8,5	10,6		
НСР по фактору В, комментарии	Контроль	0,33 (1%) 0,20 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	
Вариант: Fe ₂ (SO ₄) ₃				
0 (H ₂ O _{дист})	9,3	10,9	Контроль	Различия средних фактора А достоверны на уровне 5%
0,3	8,6	10,7	1,36 (1%) 0,82 (5%)	
0,5	8,2	10,3		
0,7	9,4	11,0		
1	10,0	12,6		
НСР по фактору В, комментарии	Контроль	0,86 (1%) 0,52 (5%)	Различия средних фактора В достоверны на уровне 1%	

Примечание. 1–2 – см. табл. 1.

Обобщая полученные результаты по потере массы опада березы и изменению его элементного химического состава на фоне выщелачивания и засоления можно отметить следующие закономерности. Замачивание опада в воде привело к потере рассмотренных макро- (K, Na, Ca, Mg) и микроэлементов (Zn, Cu, Ni) в связи с их освобождением из разлагающихся растительных остатков и дальнейшим выщелачиванием, что в свою очередь снижает темпы разложения опада с учетом потерь массы. Больше всего в водной вытяжке увеличилась концентрация K, Ca и Mg, а в опаде березы, наоборот, уменьшилось содержание в первую очередь Na и K, а также Ni, Mg, Zn и Cu. По содержанию Ca в опаде на фоне выщелачивания отмечена тенденция к снижению, по Fe – статистически значимых различий с сухим опадом березы (без замачивания) не выявлено.

Разница в потере ХЭ из растительных остатков связана с химическими свойствами элементов, формой их нахождения в клетке и прочностью связи с органическим веществом (Ильин, 1985; Битюцкий, 2014). Известно, что Na и K находятся в клетке в ионной форме и не связаны с органическим веществом, эти элементы легко вымываются из листьев и поэтому снижение их концентрации в опаде – максимальное. Доля других макро- и микроэлементов (Ca, Mg, Fe, Mn, Ni, Zn, Cu) в ионной форме в растительной клетке невелика. Они участвуют в образовании клеточных стенок и органелл, мембран, а также входят в состав белков, органических кислот и минеральных соединений. Поэтому по сравнению с Na и K выщелачивание других ХЭ из растительных остатков после их замачивания в воде без разрушения структуры опада происходит менее интенсивно.

Полученные нами данные по снижению содержания ХЭ в результате их освобождения из разлагающегося опада и дальнейшего выщелачивания согласуются с литературными данными. Так, например, при изучении биотического круговорота азота и зольных элементов на пяти континентах (Базилевич, Титлянова, 2008) установлено, что K, Ca, Mg и Na выщелачиваются из надземных органов растений во всех природных наземных экосистемах. K – активный водный мигрант, вымывается из растительных остатков в форме водорастворимых соединений, тогда как Ca и Fe фиксируются в форме органических соединений (Иванова и др., 2019).

Использование для замачивания опада березы 0,3-1%-ных растворов солей Na или Fe (III) способствовало более интенсивному переходу K, Ca и Mg из растительных остатков в солевые вытяжки по сравнению с водными (см. табл. 4-6). На потери ХЭ из опада березы на фоне засоления указывают результаты с более низким содержанием в растительных остатках K, Ca и Mg, чем после замачивания опада в воде. Также отмечено снижение содержания Zn в опаде после насыщения солями железа: в вариантах с 0,3-1%-ными растворами FeCl₃ и Fe₂(SO₄)₃ в среднем в 1,4 и 1,7 раза соответственно. Наиболее значительные потери Ca, Mg и Zn из опада выявлены после замачивания в растворах Fe₂(SO₄)₃ (см. табл. 5-7).

Наибольшее содержание примесей обнаружено в хлориде железа (III), в исходных растворах которого была выше всего концентрация Ca, Mg, Zn, Cu и, особенно, Ni (см. табл. 5-9). На фоне засоления с использованием 0,3-1%-ных растворов FeCl₃ по сравнению с замачиванием в воде в опаде березы многократно увеличилось не только содержание Fe, но также произошло насыщение растительных остатков Cu и Ni (см. табл. 3, 8-9). При использовании FeCl₃ были получены самые низкие показатели потерь массы и зольности опада по сравнению с водой и другими солями (см. табл. 1, 10).

Из всего выше сказанного можно предположить, что в естественных условиях временное переувлажнение лесной подстилки (например, в осенний и весенний холодные периоды года) будет способствовать выщелачиванию ХЭ и изменению элементного химического состава опада березы. Это, в свою очередь, может повлиять на обилие и состав зоомикробного комплекса почвенных деструкторов за счет избирательного подавления или стимуляции отдельных видов или функциональных групп и, соответственно, на темпы разложения растительных остатков. Нельзя также исключить, что в период замачивания опада в воде складываются менее благоприятные условия для аэробных микроорганизмов. Снижение потерь массы опада березы на фоне выщелачивания по сравнению с сухим опадом (без замачивания) в среднем в 1,4 раза (см. табл. 1) подтверждают данное предположение. На фоне засоления опад березы должен стать еще менее «привлекательным» для почвенных деструкторов, чем после замачивания в воде из-за более значительных потерь K, Ca и Mg, особенно с использованием FeCl₃. С другой стороны, насыщение опада березы Na или Fe (в зависимости от соли), а также Cu и Ni (в случае использования FeCl₃) будет в свою очередь оказывать влияние на состав и активность почвенного сообщества.

В литературе имеются следующие результаты по влиянию ХЭ и качества растительных остатков на активность и «здоровье» почвенного сообщества и темпы разложения опада. Так, в опытах В.Б. Ильина с соавторами (1970) было показано, что низкие концентрации микроэлементов в большинстве случаев усиливали деятельность целлюлозоразрушающих микроорганизмов. Стимулирующее влияние В, Мо, Си и Мп на интенсивность разложения целлюлозы было неодинаковым: сильно реагировали на их внесение грибы, слабее – актиномицеты. В природных условиях почвенные ассоциации микроорганизмов также заметно усиливали процесс разложения целлюлозы при внесении микроэлементов. Е.А. Иванова с соавторами (2019) пришли к выводу, что качество растительных остатков влияет на темпы их разложения: низкие концентрации элементов питания и повышенное содержание тяжелых металлов замедляют разложение опада в условиях воздушного загрязнения на Кольском полуострове. Например, в лесах, подверженных воздушному загрязнению, по сравнению с фоном, при разложении растительных остатков возрастали потери Са, Мп, К и Mg, в тоже время более интенсивно накапливались в опаде лигнин, Al, Fe, Ni и Си. Изучение «здоровья» микробного сообщества (оцениваемое через интегральный показатель «G» – витальность микробценоза методом мультисубстратного тестирования) на засоленных почвах Дагестана (Котенко, Зубкова, 2008) показало, что микроскопические концентрации ионов (до 1 ммоль-экв на 100 г почвы) потенциально токсичных легкорастворимых солей (таких как хлор, натрий, сульфаты) влияли положительно на витальность микробного сообщества, причем, чем выше их концентрация, тем выше G. Однако высокие концентрации солей (40-400 ммоль-экв на 100 г почвы), характерные для солончаков, сводили на нет активность микробов.

Таким образом, на основе собственных и литературных данных мы предполагаем, что засоление опада березы по сравнению с его замачиванием в воде будет оказывать такое же или еще более угнетающее влияние на темпы разложения растительных остатков в зависимости от элементного химического состава и концентрации используемых солей.

В проведенных ранее исследованиях (Semenov et al., 2019) отмечено, что при инкубации различных видов растительных остатков с почвой получаются в целом такие же характеристики процесса разложения, что и при смешивании с вермикулитом, инокулированным почвенной суспензией. В нашем эксперименте, для выяснения вопроса по влиянию инокулирования опада березы почвенной суспензией на темпы разложения растительных остатков, в одну часть образцов всех вариантов (сухой опад, на фоне выщелачивания и засоления) добавили ПВС, в другую – воду ($H_2O_{\text{дист}}$). Разницы в темпах разложения опада с учетом потерь массы между добавлением к растительным остаткам ПВС и воды не установлено (см. табл. 1). Зольность опада березы во всех вариантах эксперимента с добавлением ПВС была выше в 1,1-1,3 раза, чем с добавлением воды (см. табл. 10). Однако какой-либо определенной закономерности в изменении элементного химического состава опада березы с добавлением ПВС выявить не удалось, так как содержание ХЭ в растительных остатках могло снижаться, увеличиваться или оставаться таким же, как и с добавлением к опадку воды (см. табл. 2-9).

ВЫВОДЫ

1. На фоне выщелачивания (после 24-часового замачивания опада в воде) происходит увеличение концентрации ХЭ в водной вытяжке (особенно К, Са и Mg) и снижение содержания ХЭ в опаде березы в следующем ряду: Na (в среднем в 3,6 раза) > К (в 2,4 раза) > Ni (в 1,9 раза) > Mg (в 1,4 раза) > Zn и Си (в 1,3 раза в обоих случаях). Для содержания Са в опаде после замачивания в воде отмечена тенденция к снижению (в среднем в 1,1 раза), для Fe – варьирование в довольно широком диапазоне; существенных различий с содержанием этих элементов в сухом опаде березы (без замачивания) не выявлено.

2. На фоне засоления (после 24-часового замачивания опада в 0,3–1%-ных растворах NaCl, Na_2SO_4 , $FeCl_3$ или $Fe_2(SO_4)_3$) происходит насыщение опада березы Na или Fe (в зависимости от соли). Использование солевых растворов по сравнению с водой способствовало более интенсивному выщелачиванию и, соответственно, более низкому содержанию в опаде березы К (в среднем в 1,3 раза), Са (в 1,2–1,5 раза) и Mg (в 1,5–2,2 раза). Наиболее интенсивное выщелачивание Са, Mg и Zn из опада березы выявлено на фоне засоления с использованием 0,3–1%-ных растворов $Fe_2(SO_4)_3$.

3. Наибольшее содержание примесей было обнаружено в хлориде железа (III), в исходных растворах которого была выше всего концентрация Са, Mg, Zn, Си и, особенно, Ni. Поэтому на

фоне засоления с использованием 0,3–1%-ных растворов FeCl_3 по сравнению с водой произошло насыщение опада березы не только Fe, но также Cu и Ni.

4. Наиболее высокие показатели потерь массы и зольности установлены в сухом опаде березы (без замачивания). На фоне выщелачивания потери массы и зольность опада снизились в среднем в 1,4 раза (в обоих случаях). На фоне засоления самые низкие показатели потерь массы и зольности выявлены после замачивания опада березы в 0,3–1%-ных растворах FeCl_3 в сравнении с водой и другими солями.

5. При добавлении к опаду березы почвенной водной суспензии (ПВС) его зольность была выше в 1,1–1,3 раза, чем в вариантах с водой. Разница в потере массы опада между вариантами с добавлением к растительным остаткам ПВС и воды не установлена.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Замачивание опада березы в воде, 0,3-1%-ных растворах солей натрия или железа приводит к частичному выщелачиванию ХЭ (особенно К, Са и Mg), что отражается на элементном химическом составе водных и солевых вытяжек, опада березы, а также зольности и темпах разложения растительных остатков. В естественных условиях на юге Западной Сибири подобные процессы могут происходить в результате временного переувлажнения лесной подстилки (например, в осенний и весенний холодные периоды года) и на участках с засоленными почвами.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарны сотрудникам ИПА СО РАН за помощь в выполнении химико-аналитических работ: научному сотруднику лаб. агрохимии, к.б.н. Савенкову О.А., ведущим инженерам лаб. биогеохимии – Кривчун А.Ю., Михальченко Т.П., Осиповой А.В. Авторы также признательны рецензентам и сотрудникам редакции журнала «Почвы и окружающая среда» за работу с материалом рукописи и указание на ряд замечаний, что позволило нам выявить недочеты и улучшить качество работы.

ФИНАНСОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Статья подготовлена по государственному заданию ИПА СО РАН (№ проекта 121031700309-1) при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ, большая часть химико-аналитических исследований проведены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 17-04-01369 А.

ЛИТЕРАТУРА

1. Аристовская Т.В. *Микробиологические процессы почвоведения*. Л.: Наука, 1980. 187 с.
2. Базилевич Н.И., Титлянова А.А. *Биотический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах* / Отв. ред. А.А. Тишков. Новосибирск: Издательство СО РАН, 2008. 381 с.
3. Битюцкий Н.П. *Минеральное питание растений*: учебник. СПб.: Издательство С.-Петерб. университета, 2014. 540 с.
4. Бобкова К.С., Осипов А.Ф. Круговорот углерода в системе фитоценоз-почва в чернично-сфагновых сосняках средней тайги Республики Коми // *Лесоведение*. 2012. №2. С.11-18.
5. Буянтуева Л.Б., Жапова Д.Н., Намсараев Б.Б. Годичная динамика деструкции листового опада в лесных экосистемах пригородной зоны г. Улан-Удэ // *Вестник Бурятского государственного университета. Сер. Биология, география*. 2010. №4. С.85-87.
6. ГОСТ 32933-2014 (ISO 5984:2002, MOD) Корма, комбикорма. Метод определения содержания сырой золы. М.: Стандартинформ, 2015.
7. Иванова Е.А., Лукина Н.В., Данилова М.А., Артемкина Н.А., Смирнов В.Э., Ершов В.В., Исаева Л.Г. Влияние аэротехногенного загрязнения на скорость разложения растительных остатков в сосновых лесах на северном пределе распространения // *Лесоведение*. 2019. №6. С.533-546. DOI: [10.1134/S0024114819060044](https://doi.org/10.1134/S0024114819060044)
8. Ильин В.Б. *Элементный химический состав растений*. Новосибирск: Наука, 1985. 129 с.
9. Ильин В.Б., Наплекова Н.Н., Степанова М.Д. О влиянии микроорганизмов и темпах освобождения В, Мо, Си и Мп из растительных остатков // *Известия СО АН СССР. Сер. биологические науки*. 1970. Вып.1. №5-1. С.45-51.
10. Карпачевский Л.О. *Лес и лесные почвы*. М.: Лесная промышленность, 1981. 264 с.
11. *Классификация и диагностика почв СССР* / Составители: В.В. Егоров, В.М. Фридланд, Е.Н. Иванова, Н.Н. Розова, В.А. Носин, Т.А. Фриев. М.: Колос, 1977. 224 с.
12. Котенко М.Е., Зубкова Т.А. Влияние засоленных почв на состояние микробного сообщества // *Вестник Казанского ГАУ*. 2008. Т.7. №1(7). С.138-141.

13. Ларионова А.А., Квиткина А.К., Быховец С.С., Лопес-де-Гереню В.О., Колягин Ю.Г., Каганов В.В. Влияние азота на минерализацию и гумификацию лесных опавов в модельном эксперименте // *Лесоведение*. 2017. №2. С.128-139.
14. Менько Е.В., Тихонова Е.Н., Уланова Р.В., Сухачева М.В., Кузнецова Т.В., Удальцов С.Н., Кравченко И.К. Температурная чувствительность процессов начального этапа микробной деструкции древесного опада в лесной почве // *Биофизика*. 2018. Т.63. №5. С. 963-974. DOI: [10.1134/S0006302918050150](https://doi.org/10.1134/S0006302918050150)
15. Мишустин Е. Н. *Ассоциации почвенных микроорганизмов*. М.: Наука, 1975. 114 с.
16. Панкова Е.И., Воробьева Л.А., Гаджиев И.М., Горохова И.Н., Елизарова Т.Н., Королук Т.В., Лопатовская О.Г., Новикова А.Ф., Решетов Г.Г., Скрипникова М.И., Славный С., Черноусенко Г.И., Ямнова И.А. *Засоленные почвы России*. М.: ИКЦ Академкнига, 2006. 854 с.
17. ПНД Ф 16.2.2:2.3.71-2011 Количественный химический анализ почв. Методика измерений массовых долей металлов в осадках сточных вод, донных отложениях, образцах растительного происхождения спектральными методами. М.: Стандартинформ, 2011.
18. Почикалов А.В., Карелин Д.В. Окологодичные наблюдения за разложением опада тундровых растений через потерю массы и эмиссию CO₂: роль биотических и абиотических факторов, сезонов года, биотопа и пространственно-временного масштаба // *Журнал общей биологии*. 2014. Т.75. №3. С.163-181.
19. Сорокин О.Д. *Прикладная статистика на компьютере*. 2-е изд. Новосибирск, 2012. 282 с.
20. Стриганова Б.Р. *Питание почвенных сапрофагов*. М.: Наука, 1980. 243 с.
21. Штоль В.А. Особенности вегетативного возобновления березняков лесостепи Западной Сибири // *Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование*. 2016. Т.2. №1. С.92-103. DOI: [10.21684/2411-7927-2016-2-1-92-103](https://doi.org/10.21684/2411-7927-2016-2-1-92-103)
22. Anderson J.M. *Food web functioning and ecosystems processes: problems and perception of scaling / Invertebrates as Webmasters in Ecosystems*. CABI Publishing, 2000. P. 3-24. DOI: [10.1079/9780851993942.0003](https://doi.org/10.1079/9780851993942.0003)
23. Andronov E.E., Pinaev A.G., Pershina E.V., Petrova S.N., Rakhimgalieva S.Z., Akhmedenov K.M., Sergaliev N.K., Gorobets A.V. Analysis of the structure of microbial community in soils with different degrees of salinization using T-RFLP and real-time PCR techniques // *Eurasian Soil Science*. 2012. Vol.45. No2. P.147-156. DOI: [10.1134/S1064229312020044](https://doi.org/10.1134/S1064229312020044)
24. Bani A., Pioli S., Ventura M., Panzacchi P., Borruso L., Tognetti R., Tonon G., Brusetti L. The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and Deadwood // *Applied Soil Ecology*. 2018. Vol.126. P.75-84. DOI: [10.1016/j.apsoil.2018.02.017](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017)
25. Berg B. Decomposition patterns for foliar litter: A theory for influencing factors // *Soil Biology & Biochemistry*. 2014. Vol.78. P.222-232. DOI: [10.1016/j.soilbio.2014.08.005](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005)
26. Berg B., McClaugherty C. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Third Edition. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2014. 315 p. DOI: [10.1007/978-3-642-38821-7](https://doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7)
27. Bezkorovainaya I.N. Participation of soil invertebrates in the organic matter decomposition in forest ecosystems of Central Siberia // *Eurasian Soil Science*. 2011. Vol.44. No2. P.186-193. DOI: [10.1134/S1064229311020025](https://doi.org/10.1134/S1064229311020025)
28. Bokhorst S., Bjerke J.W., Melillo J., Callaghan T.V., Phoenix G.K. Impacts of extreme winter warming events on litter decomposition in a sub-Arctic heath community // *Soil Biology & Biochemistry*. 2010. Vol.42. P.611-617. DOI: [10.1016/j.soilbio.2009.12.011](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.12.011)
29. Bradford M.A., Berg B., Maynard D.S., Wieder W.R., Wood S.A. Understanding the dominant controls on litter decomposition // *J. Ecology*. 2016. Vol.104. P.229-238. DOI: [10.1111/1365-2745.12507](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12507)
30. Caton T.M., Caton I.R., Witte L.R., Schneegurt M.A. Archaeal diversity at the Great salt plains of Oklahoma described by cultivation and molecular analyses // *Microbial Ecology*. 2009. Vol.58. No3. P.519-528. DOI: [10.1007/s00248-009-9507-y](https://doi.org/10.1007/s00248-009-9507-y)
31. Cornwell W.K., Cornelissen J.H.C., Amatangelo K. et al. Plant species traits are the dominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide // *Ecology letters*. 2008. Vol.10. P.1065-1071. DOI: [10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x)
32. Fierer N., Jackson R.B. The diversity and biogeography of soil bacterial communities // *PNAS*. 2006. Vol.103. No3. P.626-631. DOI: [10.1073/pnas.0507535103](https://doi.org/10.1073/pnas.0507535103)
33. Handelsman J. Metagenomics: application of genomics to uncultured microorganisms // *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. 2004. Vol.68. No4. P.669-685. DOI: [10.1128/MMBR.68.4.669-685.2004](https://doi.org/10.1128/MMBR.68.4.669-685.2004)
34. Hobbie S.E., Chapin F.St. Winter regulation of tundra litter carbon and nitrogen dynamics // *Biogeochemistry*. 1996. Vol.35. P.327-338. DOI: [10.1007/BF02179958](https://doi.org/10.1007/BF02179958)
35. Hollister E.B., Engledow A.S., Hammett A.J.M., Provin T.L., Wilkinson H.H., Gentry T.J. Shifts in microbial community structure along an ecological gradient of hypersaline soils and sediments // *The ISME J*. 2010. No4. P.829-838. DOI: [10.1038/ismej.2010.3](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.3)
36. Kasparia M., Stephen P., Yanoviak R. D., May Y., Claya N.A. Sodium shortage as a constraint on the carbon cycle in an inland tropical rainforest // *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 2009. Vol.106. No46. P.19405-19409. DOI: [10.1073/pnas.0906448106](https://doi.org/10.1073/pnas.0906448106)
37. Lozupone C.A., Knight R. Global patterns in bacterial diversity // *PNAS*. 2007. Vol.104. No27. P.11436-11440. DOI: [10.1073/pnas.0611525104](https://doi.org/10.1073/pnas.0611525104)

38. *Osipov A.F.* Carbon emission from the soil surface in a mature blueberry pine forest of the middle taiga (Republic of Komi) // *Eurasian Soil Science*. 2016. Vol.49 No8. P.926-933. DOI: [10.1134/S1064229316080093](https://doi.org/10.1134/S1064229316080093)
39. *Parker L.W., Santos P.F., Phillips J., Whitford W.G.* Carbon and nitrogen dynamics during the decomposition of litter and roots of a Chihuahuan desert annual, *Lepidium lasiocarpum* // *Ecological Monographs*. 1984. Vol.54. P.339-360. DOI: [10.2307/1942501](https://doi.org/10.2307/1942501)
40. *Prescott C.* Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils // *Biogeochemistry*. 2010. Vol.101. P.133-149. DOI: [10.1007/s10533-010-9439-0](https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0)
41. *Rakhleeva A.A., Semenova T.A., Striganova B.R., Terekhova V.A.* Dynamics of zoomicrobial complexes upon decomposition of plant litter in spruce forests of the southern taiga // *Eurasian Soil Science*. 2011. Vol.44. No1. P.38-48. DOI: [10.1134/S1064229310071026](https://doi.org/10.1134/S1064229310071026)
42. *Rothschild L.J., Mancinelli R.L.* Life in extreme environments // *Nature*. 2001. No409. P.1092-1101. DOI: [10.1038/35059215](https://doi.org/10.1038/35059215)
43. *Rousk J., Beeth E., Brookes Ph.C., LauberCh.L., Lozupone C., Caporaso J.G., Knight R., Fierer N.* Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil // *The ISME J*. 2010. No4. P.1340-1351. DOI: [10.1038/ismej.2010.58](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.58)
44. *Semenov V.M., Pautova N.B., Lebedeva T.N., Khromyckina D.P., Semenova N.A., Lopes de Gerenyu V.O.* Plant residues decomposition and formation of active organic matter in the soil of the incubation experiments // *Eurasian Soil Science*. 2019. Vol.52. №10. P.1183-1194. DOI: [10.1134/S0032180X19100113](https://doi.org/10.1134/S0032180X19100113)
45. *Walsh D.A., Papke R.T., Doolittle F.W.* Archaeal diversity along a soil salinity gradient prone to disturbance // *Environmental Microbiology*. 2005. Vol.7. No10. P.1655-1666. DOI: [10.1111/j.1462-2920.2005.00864.x](https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00864.x)
46. *Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G.* Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors // *Journal of Plant Ecology*. 2008. Vol.1. P.85-93. DOI: [10.1093/jpe/rtn002](https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002)

Поступила в редакцию 26.02.2021

Принята 23.04.2021

Опубликована 24.04.2021

Сведения об авторах:

Нечаева Таисия Владимировна – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник лаборатории агрохимии ФГБУН Института почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск, Россия); nechaeva@issa-siberia.ru

Смирнова Наталья Валентиновна – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник лаборатории агрохимии ФГБУН Института почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск, Россия); smirnova@issa-siberia.ru

Худяев Сергей Анатольевич – кандидат биологических наук, научный сотрудник лаборатории биогеохимии ФГБУН Института почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск, Россия); khudayev@issa-siberia.ru

Любечанский Илья Игоревич – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник лаборатории экологии беспозвоночных животных ФГБУН Института систематики и экологии животных СО РАН (г. Новосибирск, Россия); lubech@gmail.com

Авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.



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

CHANGES IN CHEMICAL ELEMENT COMPOSITION OF *BETULA PENDULA* LITTER DURING DECOMPOSITION IN A LABORATORY EXPERIMENT SIMULATING LEACHING AND SALINIZATION

© 2020 T.V. Nechaeva ¹, N.V. Smirnova ¹, S.A. Khudayev ¹, I.I. Lyubchanskii ²

Address: ¹Institute of Soil Science and Agrochemistry of Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia. E-mail: nechaeva@issa-siberia.ru

²Institute of Systematics and Ecology of Animals of Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia. E-mail: lubech@gmail.com

The aim of the study was to estimate changes in chemical composition of the white birch litter during decomposition in a laboratory experiment simulating leaching and salinization.

Location and time of the study. Fresh litter of *Betula pendula* leaves were collected in the forest-steppe zone of Priobskoe plateau (40 km to the east of Novosibirsk, Russia) in October 2016. The incubation experiment was carried out in the laboratory of Agrochemistry of the Institute of Soil Science and Agrochemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Novosibirsk, Russia) during 105 days (24.05.2017–06.09.2017) at 24 °C).

Methodology. Distilled water (50 ml) or the same volume of NaCl, Na₂SO₄, FeCl₃, Fe₂(SO₄)₃ solutions with concentrations of 0.3, 0.5, 0.7 and 1% were added to 2 g of air-dried birch litter (leaves). The litter was placed into 100 ml plastic cups. The salt concentration in solutions was chosen according to the soil salinity gradation, i.e. 0.3% as weak (0.2–0.4%), 0.5% as medium (0.4–0.6%), 0.7% as strong (0.6–0.8%), and 1% as solonchak (Classification..., 1977). After 24 hours surplus water or salt solutions were decanted and filtered, and the birch litter was air-dried. After that 5 ml soil-water suspension (soil:distilled water 1: 2.5 m/v) was added into half of the cups with litter, whereas another half of cups with litter received 5 ml of distilled water. The variant with litter and no water was also included, designated as “dry birch litter”. The cups with litter were closed up and incubated during 105 days in the thermostat (+24 °C) with periodic ventilation. After incubation the litter was air-dried and weighed. The litter mass loss after decomposition was calculated as a difference between a sample mass at the beginning and at the end of the experiment and expressed as percentage. Concentrations of Na, Fe, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni were determined by atomic-absorption spectrophotometry (AAnalyst 400, Perkin Elmer Inc., USA) in water samples, 0.3–1% salt solutions and birch litter. The total number of cups with litter in the experiment was 150.

The term «under leaching» refers to the decrease in chemical element concentration in the litter after incubation with water. The term «under salinization» refers to the increase of Na or Fe concentrations in the litter after incubation with salt solutions. The litter mass loss presented as air-dry mass, concentration of chemical elements in the litter and ash content are expressed on the oven-dry mass basis.

Results. Under leaching the concentration of chemical elements was increased in water extracts (especially K, Ca, Mg) and decreased in birch litter in the row: Na (3.6 times) → K (2.4 times) → Ni (1.9 times) → Mg (1.4 times) → Zn and Cu (1.3 times). In comparison with water, the interaction between litter and Na and Fe salt solutions (concentrations 0.3–1%) led to intensive leaching and, correspondingly, to the 1.3 times lower litter K content, as well as 1.2–1.5 times and 1.5–2.2 times lower Ca and Mg content, respectively. The highest concentration of Ca, Mg, Zn, Cu, Ni was detected in FeCl₃ solutions at the start of the experiment. The maximal mass and ash content losses were detected in the dry birch litter. On average, leaching was found to decrease 1.4 times mass loss and ash content in the litter. The minimal mass and ash content losses under salinization were found after litter incubation with FeCl₃ (0.3–1%) solutions. The difference in mass loss between variants litter-water and litter-soil water suspension was not detected, although litter ash content after addition of soil water suspension was 1.1–1.3 times higher.

Conclusions. The interaction birch litter with water and Na and Fe salt solutions (0.3–1%) led to modification of elemental chemical composition of plant litter as a result of leaching of chemical elements (especially K, Ca, Mg) from litter and increased concentrations of Na, Fe and some other elements (depending on the salt used). It led to the decrease in plant litter decomposition rate, which under the natural conditions in the south of West Siberia can take place as a result of temporary overwetting of the forest litter (for instance, in autumn or spring) as well as in areas occupied by saline soils.

Key words: birch leaves; plant residues; sodium chloride; sodium sulphate; ferric chloride (III); ferric sulphate (III); leaching; enrichment; chemical elements (Na, Fe, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni); ash; mass loss; decomposition rate

How to cite: Nechaeva T.V., Smirnova N.V., Khudayev S.A., Lyubchanskii I.I. Changes in chemical element composition of *Betula pendula* litter during decomposition in a laboratory experiment simulating leaching and

salinization // *The Journal of Soils and Environment*. 2020. 3(4). e130. doi: [10.31251/pos.v3i4.130](https://doi.org/10.31251/pos.v3i4.130) (in Russian with English abstract).

REFERENCES

1. Aristovskaya T.V. *Microbiological features of soil formation processes*. Leningrad: Nauka Publ., 1980. 187 p. (in Russian)
2. Bazilevich N.I., Titlyanova A.A. *Biotic turnover of five continents: element exchange processes in terrestrial natural ecosystems*. Novosibirsk: Publishing House SB RAS, 2008. 381 p. (in Russian)
3. Bityutsky N.P. *Plant mineral nutrition: textbook*. Sankt-Peterburg: Publishing House of Sankt-Petersburg University, 2014. 540 p. (in Russian)
4. Bobkova K.S., Osipov A.F. Carbon cycling in system phytocenosis-soil in bilberry-sphagnum pine forests of the middle taiga (Republic of Komi), *Russian Journal of Forest Science*, 2012, No2, p.11-18. (in Russian)
5. Buyantueva L.B., Zhapova D.N., Namsaraev B.B. A year dynamics of microbial destruction of leaf litter in forest ecosystems of the suburb of Ulan-Ude, *BSU bulletin. Biology, geography*, 2010, No4, p.85-87. (in Russian)
6. GOST 32933-2014 (ISO 5984:2002, MOD) Feeds, compound feeds. Method for determination of crude ash. Moscow: Standardinform, 2015.
7. Ivanova E.A., Lukina N.V., Danilova M.A., Artemkina N.A., Smirnov V.E., Ershov V.V., Isaeva L.G. The effect of air pollution on the rate of decomposition of plant litter at the northern limit of pine forests, *Lesovedenie*, 2019, No6, p.533-546. (in Russian) DOI: [10.1134/S0024114819060044](https://doi.org/10.1134/S0024114819060044)
8. Ilyin V.B. *Plants chemical composition*. Novosibirsk: Nauka Publ., 1985. 129 p. (in Russian)
9. Ilyin V.B., Naplekova N.N., Stepanova M.D. Impact of trace elements on cellulose destructors and rate of release of B, Mo, Cu и Mn from plant litter, *Izvestiya SB AS USSR, Ser. Biological Sciences, Iss.1. No5*, p.45-51. (in Russian)
10. Karpachevsky L.O. *Forest and forest soils*. Moscow: Lesnaya promyshlennost', 1981, 264 p. (in Russian)
11. *Classification and diagnostics of Soils of the USSR* / Compiled by: V.V. Egorov, V.M. Friedland, E.N.Ivanova, N.N. Rozova, V.A. Nosin, T.A. Friev. Moscow: Kolos Publ., 1977. 224 p. (in Russian)
12. Kotenko M.E., Zubkova T.A. Impact of saline soils on microbial associations, *Vestnik of the Kazan State Agrarian University*, 2008, Vol.7, No1(7), p.138-141. (in Russian)
13. Larionova A.A., Kvitkina A.K., Bykhovets S.S., Lopes-de-Gerenyu V.O., Yu.G. Kolyagin, Kaganov V.V. The contribution of nitrogen to mineralization and humification of forest litter in simulation study, *Russian Journal of Forest Science*, 2017, No2, p.128-139.(in Russian)
14. Menko E.V., Tikhonova E.N., Ulanova R.V., Sukhacheva M.V., Kuznetsova T.V., Udaltsov S.N., Kravchenko I.K. Temperature sensitivity of the initial stage of microbial woody litter decomposition in forest soil, *Biofizika*, 2018, Vol.63, No5, p.963-974. (in Russian) DOI: [10.1134/S0006302918050150](https://doi.org/10.1134/S0006302918050150)
15. Mishustin E.N. *Associations of soil microorganisms*. Moscow: Nauka Publ., 1975. 114 p. (in Russian)
16. Pankova E.I., Vorobeva L.A., Gadzhiev I.M., Gorokhova I.N., Elizarova T.N., Korolyuk T.V., Lopatovskaya O.G., Novikova A.F., Reshetov G.G., Skripnikova M.I., Slavnyi Yu.A., Chernousenko G.I., Yamnova I.A. *Saline soils of Russia*. Moscow: IKTS Akademkniga, 2006. 854 p. (in Russian)
17. PND F 16.2.2:2.3.71-2011 Method of measurement of metals content in waste water sediments, bed silt and plant samples by spectral methods Moscow: Standardinform, 2011. (in Russian)
18. Pochikalov A.V., Karelin D.V. A field study of tundra plant litter decomposition rate via mass loss and carbon dioxide emission: The role of biotic and abiotic controls, biotope, season of year, and spatial-temporal scale, *Journal of General Biology*, 2014, Vol.75, No3, p.163-181. (in Russian)
19. Sorokin O.D. *Applied statistics*. Novosibirsk, 2012. 282 p. (in Russian)
20. Striganova B.R. *Soils saprophage nutrition*. Moscow: Nauka Publ., 1980. 243 p. (in Russian)
21. Shtol V.A. The Features of Birch Forest Vegetative Reproduction in Western Siberia, *Tyumen State University Herald. Natural Resource Use and Ecology*, 2016, Vol.2, No1, p.92-103. (in Russian) DOI: [10.21684/2411-7927-2016-2-1-92-103](https://doi.org/10.21684/2411-7927-2016-2-1-92-103)
22. Anderson J.M. *Food web functioning and ecosystems processes: problems and perception of scaling*. Invertebrates as Webmasters in Ecosystems. CABI Publishing, 2000. p. 3-24. DOI: [10.1079/9780851993942.0003](https://doi.org/10.1079/9780851993942.0003)
23. Andronov E.E., Pinaev A.G., Pershina E.V., Petrova S.N., Rakhimgalieva S.Z., Akhmedenov K.M., Sergaliev N.K., Gorobets A.V. Analysis of the structure of microbial community in soils with different degrees of salinization using T-RFLP and real-time PCR techniques, *Eurasian Soil Science*, 2012, Vol.45, No2, p.147-156. DOI: [10.1134/S1064229312020044](https://doi.org/10.1134/S1064229312020044)
24. Bani A., Pioli S., Ventura M., Panzacchi P., Borruso L., Tognetti R., Tonon G., Brusetti L. The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and Deadwood, *Applied Soil Ecology*, 2018, Vol.126, p.75-84. DOI: [10.1016/j.apsoil.2018.02.017](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017)
25. Berg B. Decomposition patterns for foliar litter: A theory for influencing factors, *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, Vol.78, p. 222-232. DOI: [10.1016/j.soilbio.2014.08.005](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005)
26. Berg B., McLaugherty C. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Third Edition. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2014. 315 p. DOI: [10.1007/978-3-642-38821-7](https://doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7)

27. *Bezkorovainaya I.N.* Participation of soil invertebrates in the organic matter decomposition in forest ecosystems of Central Siberia, *Eurasian Soil Science*, 2012, Vol.44, No2, p.186-193. DOI: [10.1134/S1064229311020025](https://doi.org/10.1134/S1064229311020025)
28. *Bokhorst S., Bjerke J.W., Melillo J., Callaghan T.V., Phoenix G.K.* Impacts of extreme winter warming events on litter decomposition in a sub-Arctic heath community, *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, Vol.42, p.611-617. DOI: [10.1016/j.soilbio.2009.12.011](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.12.011)
29. *Bradford M.A., Berg B., Maynard D.S., Wieder W.R., Wood S.A.* Understanding the dominant controls on litter decomposition, *J. Ecology*, 2016, Vol.104, p.229-238. DOI: [10.1111/1365-2745.12507](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12507)
30. *Caton T.M., Caton I.R., Witte L.R., Schneegurt M.A.* Archaeal diversity at the Great salt plains of Oklahoma described by cultivation and molecular analyses, *Microbial Ecology*, 2009, Vol.58, No3, p.519-528. DOI: [10.1007/s00248-009-9507-y](https://doi.org/10.1007/s00248-009-9507-y)
31. *Cornwell W.K., Cornellisen J.H.C., Amatangelo K. et al.* Plant species traits are the dominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide, *Ecology letters*, 2008, Vol.10, p.1065-1071. DOI: [10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x)
32. *Fierer N., Jackson R.B.* The diversity and biogeography of soil bacterial communities, *PNAS*, 2006, Vol.103, №3, p.626-631. DOI: [10.1073/pnas.0507535103](https://doi.org/10.1073/pnas.0507535103)
33. *Handelsman J.* Metagenomics: Application of Genomics to Uncultured Microorganisms, *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 2004, Vol.68, No4, p.669-685. DOI: [10.1128/MMBR.68.4.669-685.2004](https://doi.org/10.1128/MMBR.68.4.669-685.2004)
34. *Hobbie S.E., Chapin F.St.* Winter regulation of tundra litter carbon and nitrogen dynamics, *Biogeochemistry*, 1996, Vol.35, p.327-338. DOI: [10.1007/BF02179958](https://doi.org/10.1007/BF02179958)
35. *Hollister E.B., Engledow A.S., Hammett A.J.M., Provin T.L., Wilkinson H.H., Gentry T.J.* Shifts in microbial community structure along an ecological gradient of hypersaline soils and sediments, *The ISME J.*, 2010, №4, p.829-838. DOI: [10.1038/ismej.2010.3](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.3)
36. *Kasparia M., Stephen P., Yanoviak, R. D., May Y., Claya N.A.* Sodium shortage as a constraint on the carbon cycle in an inland tropical rainforest, *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 2009, Vol.106, No46, p.19405-19409. DOI: [10.1073/pnas.0906448106](https://doi.org/10.1073/pnas.0906448106)
37. *Lozupone C.A., Knight R.* Global patterns in bacterial diversity, *PNAS*, 2007, Vol.104, No27, p.11436-11440. DOI: [10.1073/pnas.0611525104](https://doi.org/10.1073/pnas.0611525104)
38. *Osipov A.F.* Carbon emission from the soil surface in a mature blueberry pine forest of the middle taiga (Republic of Komi), *Eurasian Soil Science*, 2016, Vol.49, No8, p.926-933. DOI: [10.1134/S1064229316080093](https://doi.org/10.1134/S1064229316080093)
39. *Parker L.W., Santos P.F., Phillips J., Whitford W.G.* Carbon and nitrogen dynamics during the decomposition of litter and roots of a Chihuahuan desert annual, *Lepidium lasiocarpum*, *Ecological Monographs*, 1984, Vol.54, p.339-360. DOI: [10.2307/1942501](https://doi.org/10.2307/1942501)
40. *Prescott C.* Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils, *Biogeochemistry*, 2010, Vol.101, p.133-149. DOI: [10.1007/s10533-010-9439-0](https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0)
41. *Rakhleeva A.A., Semenova T.A., Striganova B.R., Terekhova V.A.* Dynamics of zoomicrobial complexes upon decomposition of plant litter in spruce forests of the southern taiga, *Eurasian Soil Science*, 2011, Vol.44, No1, p.38-48. DOI: [10.1134/S1064229310071026](https://doi.org/10.1134/S1064229310071026)
47. *Rothschild L.J., Mancinelli R.L.* Life in extreme environments, *Nature*, 2001, No409, p.1092-1101. DOI: [10.1038/35059215](https://doi.org/10.1038/35059215)
42. *Rousk J., Beeth E., Brookes Ph.C., Lauber Ch.L., Lozupone C., Caporaso J.G., Knight R., Fierer N.* Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil, *The ISME J.*, 2010, No4, p.1340-1351. DOI: [10.1038/ismej.2010.58](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.58)
43. *Semenov V.M., Pautova N.B., Lebedeva T.N., Khromyckina D.P., Semenova N.A., Lopes de Gerenyu V.O.* Plant residues decomposition and formation of active organic matter in the soil of the incubation experiments, *Eurasian Soil Science*, 2019, Vol.52, No10, p.1183-1194. DOI: [10.1134/S0032180X19100113](https://doi.org/10.1134/S0032180X19100113)
44. *Walsh D.A., Papke R.T., Doolittle F.W.* Archaeal diversity along a soil salinity gradient prone to disturbance, *Environmental Microbiology*, 2005, Vol.7, No10, p.1655-1666. DOI: [10.1111/j.1462-2920.2005.00864.x](https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00864.x)
45. *Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G.* Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors, *Journal of Plant Ecology*, 2008, Vol.1, p.85-93. DOI: [10.1093/jpe/rtn002](https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002)

Received 26 February 2021

Accepted 23 April 2021

Published 24 April 2021

About the authors:

Nechaeva Taisia V. – Candidate of Biological Sciences, Leading Researcher in the Laboratory of Agrochemistry in the Institute of Soil Science and Agrochemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Novosibirsk, Russia); nechaeva@issa-siberia.ru

Smirnova Natalya V. – Candidate of Biological Sciences, Leading Researcher in the Laboratory of Agrochemistry in the Institute of Soil Science and Agrochemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Novosibirsk, Russia); smirnova@issa-siberia.ru

Khudayev Sergey A. – Candidate of Biological Sciences, Researcher in the Laboratory of biogeochemistry in the Institute of Soil Science and Agrochemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Novosibirsk, Russia); khudayev@issa-siberia.ru

Lyubechanskii Ilya I. – Candidate of Biological Sciences, Leading Researcher of the Invertebrate Ecology in the Institute of Systematics and Ecology of Animals of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Novosibirsk, Russia); lubech@gmail.com

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/)