

## КРАТКОЕ СООБЩЕНИЕ

УДК 630\*114.351+631.484

### РАЗЛОЖЕНИЕ ОПАДА В ПОСТПИРОГЕННЫХ ЛИСТВЕННИЧНИКАХ ХРЕБТА ТУКУРИНГРА (ВЕРХНЕЕ ПРИАМУРЬЕ)

Е. Р. Абрамова, С. В. Брянин, А. В. Кондратова

*Институт геологии и природопользования ДВО РАН  
675000, Благовещенск, переулок Рёлочный, 1*

E-mail: abramova.sci@gmail.com, bruanin@gmail.com, kondratova.ava@gmail.com

*Поступила в редакцию: 25.07.2017 г.*

Бореальные леса являются крупным резервуаром углерода на планете. Один из основных механизмов пополнения его почвенных запасов – процесс разложения опада надземной фитомассы. Этот процесс часто нарушается пожарами. Для лучшего понимания начальных этапов механизма накопления углерода в таких условиях необходимы исследования процессов разложения опада в постпирогенных бореальных лесах. В работе рассматриваются начальные этапы биодеструкции опада в постпирогенном (спустя 12 лет после пожара) и фоновом лиственничном лесу восточной части хр. Тукурингра. Мы представляем результаты полевого эксперимента по разложению основных фракций, типичных для опада лиственничного леса. Для оценки скорости его разложения применялся метод изоляции растительного материала (трава, листья, ветви, хвоя) в мешочках из ткани. Установлено, что за 150 дней эксперимента в постпирогенном лесу суммарная потеря массы опада составила 36.7 % от исходной, а в фоновом – 39.9 %. В обоих случаях наиболее интенсивной потеря массы была в первые 75 дней эксперимента. Скорость разложения опада в исследуемых лесных экосистемах убывала в ряду: трава–листья–хвоя–ветви. Установлено, что в постпирогенном и фоновом лесу потеря массы опада протекает интенсивнее в условиях достаточного увлажнения. Выявлены достоверные различия актуальной кислотности лесной подстилки между постпирогенным лесом и фоновым (рН 5.3 и рН 4.8 соответственно,  $p < 0.01$ ). Однако эти свойства не оказывали значимого влияния на разложение опада ни на одной из пробных площадей. В ходе эксперимента контролировали следующие показатели: потерю массы опада, его влажность, влажность и актуальную кислотность лесной подстилки, температуру почвы.

**Ключевые слова:** *лесные пожары, биодеструкция, опад, влажность, бореальные леса.*

DOI: 10.15372/SJFS20180207

#### ВВЕДЕНИЕ

Леса бореальной зоны занимают 1/3 часть площади всех лесов суши и играют ведущую роль в накоплении углерода (С) на планете (Preston et al., 2006). Климатические условия бореальной зоны замедляют биодеструкцию растительного материала и минерализацию почвенного С, что приводит к накоплению больших запасов органического С в почвах (1994; Pimm et al., 2009). Так, до 95 % запасов С в таежных лесах сосредоточено в почвенном покрове (Pan et al., 2011).

Одним из основных механизмов их пополнения является процесс разложения опада надземной фитомассы (Makkonen et al., 2012), скорость которого зависит от многих параметров: химического состава опада (Watanabe et al., 2013), соотношения С : N (Prescott, 2010), температуры (Yasin et al., 2011), влажности почвы, микробиологической активности (Holden et al., 2015) и др. Лесные пожары – один из существенных факторов, контролирующих естественный цикл С (Кудеяров и др., 2007). Процессы биодеструкции опада существенно изменяются как под прямым воздействием огня, так и в послепожарный пе-

риод, поэтому для лучшего понимания начальных этапов механизма накопления органического вещества почвы нарушенных и естественно развивающихся бореальных экосистем необходимы исследования процессов разложения опада в постпирогенных лесах.

Пожары существенно изменяют как качественный, так и количественный состав растительного покрова в бореальных лесах. Они являются причиной образования открытых участков в древостое, способствующих большему проникновению солнечного света и атмосферных осадков на поверхность почвы (Berg, McClaugherty, 2014; Мухортова и др., 2015). В постпирогенных лесах амплитуда суточных колебаний температуры почвы выше, чем под пологом ненарушенного древостоя (Мажитова, 2000). Температура почвы в постпирогенных лесах даже спустя 7–8 лет после пожара остается более высокой по сравнению с ненарушенными фитоценозами (Тарасов и др., 2008). Пожары приводят к изменению почвенной влажности, которая влияет на процесс разложения опада (Evdokimenko, 2013). Так, в сосняках средней тайги Красноярского края спустя 2 года после пожара влажность почвы была ниже, чем в фоновом лесу, в 1.5–2 раза (Безкорвайная и др., 2005). В постпирогенных лиственничниках Восточного Хэнтя пониженная на 15 % почвенная влажность сохранялась в течение 12 лет (Краснощеков и др., 2014). Представляет интерес изучение скорости биодеструкции растительного опада в измененных почвенных условиях постпирогенных лесов.

Важным фактором, влияющим на биодеструкцию опада, является кислотность почв. Наиболее интенсивное разложение опада происходит в кислых почвах (Hobbie, Gough, 2004). Однако сгорание органического вещества сопровождается сдвигом реакции в щелочную сторону (Kloss et al., 2012; Краснощеков и др., 2014). Установлено, что в 9-летнем постпирогенном северотаежном ельнике произошло повышение значения pH на 0.3–1.1 ед. (Дымов и др., 2015). Так, в условиях менее кислой реакции среды почвы возможно замедление темпов разложения опада.

Мы предполагаем, что в измененных условиях среды процессы деструкции растительного опада в постпирогенных лиственничных лесах протекают менее интенсивно, чем в фоновых.

Цель работы – изучить интенсивность биодеструкции опада лиственничных лесов хр. Тукурингра, подверженных влиянию пожара.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили с мая 2016 г. в Государственном природном заповеднике «Зейский», расположенном в восточной части хр. Тукурингра: 54°00' с. ш., 127°02' в. д. Для исследования выбрали лиственничник брусничный, в котором заложили две постоянные пробные площади (ПП) по 0.25 га каждая: первая – в фоновом насаждении (38К) (рис. 1, А), вторая – в постпирогенном (37П) (рис. 1, Б), нарушенная устойчивым низовым пожаром 2003 г.

Для эксперимента использовали фракции опада, наиболее типичные для изучаемого типа леса. Сбор опада проводили в 2015 г. в период с мая по октябрь ежемесячно и однократно в период с ноября по апрель. Для этого использовали опадоуловители согласно методике Н. И. Базилевич с соавторами (1978). Сбор травянистой растительности осуществляли с площадок в 1 м<sup>2</sup>. Отобранный опад разделяли на фракции: листья (береза плосколистная *Betula platyphylla* Sukacz. и тополь дрожащий *Populus tremula* L.), ветви (береза плосколистная, тополь дрожащий и лиственница Гмелина *Larix gmelinii* (Rupr.) Rupr., хвоя (лиственница Гмелина и частично ель сибирская *Picea obovata* Ledeb.), трава (майник средний *Maianthemum intermedium* Worosch., вейник *Calamagrostis* sp. и осока шаровидная *Carex globularis* L.). Кроме того, все эти фракции смешивали (МIX) для наблюдения за процессами разложения смеси всех фракций опада изучаемого леса. Материал высушивали до постоянной массы при температуре 40 °С. Для оценки скорости разложения опада применяли метод изоляции растительного материала в мешочках из ткани (Карпачевский и др., 1980). В тканевый мешочек размером 10 × 10 см закладывали по 7 г фракций: листья, хвою, MIX, траву и ветви ( $n = 6$  для каждой фракции). На каждой ПП заложено по 124 образца с опадом. Мешочки с сухими фракциями опада помещали между верхним слоем опада и подстилкой. Сбор материала производили спустя 75 и 150 дней (по 30 образцов за один отбор с каждой ПП) от начала эксперимента (в августе и в октябре 2016 г. соответственно). В лабораторных условиях образцы высушивали до постоянной массы при 40 °С и взвешивали. Скорость разложения изучаемых фракций определяли по потере массы соответственно срокам отбора. Температуру почвы измеряли каждый час с помощью датчиков Tidbit v2 Temp Logger (Onset Computer Corporation, США) на глубине 10 см. Данные с





**Рис. 1.** Изучаемые древостои в фоновом (А) и постпирогенном (Б) насаждениях. Подробная характеристика природных условий и древостоев ПП приведена в предыдущей работе авторов (Брянин, Абрамова, 2017).

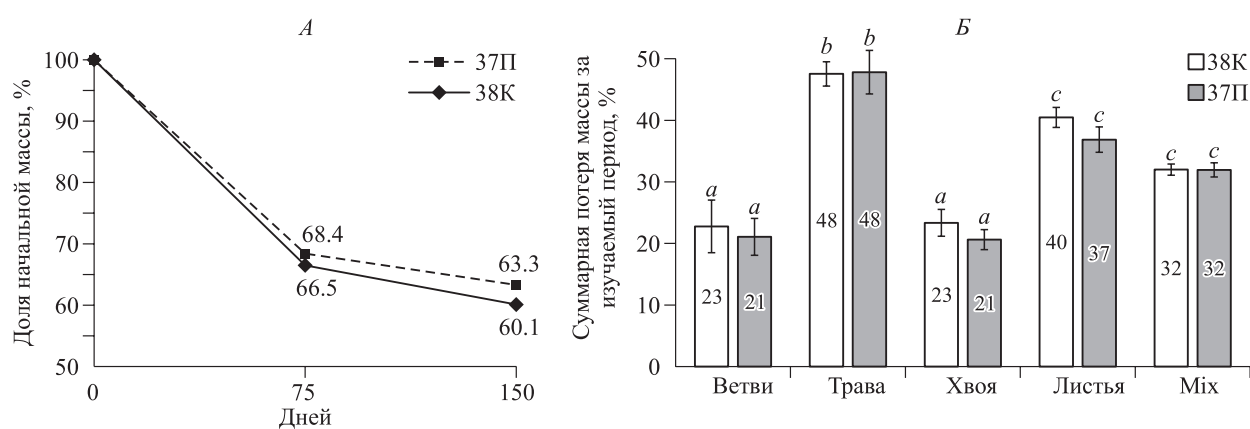
датчиков усредняли и сравнивали среднесуточную температуру почв. Лабораторные исследования выполнены в аналитическом центре минералого-геохимических исследований Института геологии и природопользования ДВО РАН. Проверку гипотез на статистическую достоверность различий и значимость рассчитанных статистик осуществляли при 5%-м уровне значимости. Для обработки результатов применяли методы многофакторного дисперсионного анализа ANOVA. Корреляционный анализ после нормализации данных проводили по методу Пирсона, а статистическую обработку данных – с помощью программ: Microsoft Excel (2013) и R (R Development Core Team, 2014).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

За изучаемый период потеря массы опада не имела значимых различий между исследуемыми лесами (фоновое насаждение – 38К и постпирогенное – 37П). Среднее значение потери массы всех фракций опада (суммарная потеря массы) за период 150 дней составляет 36.7 и 39.9 % на 37П и 38К соответственно (рис. 2, А).

Наибольшая потеря массы всех фракций опада в обоих насаждениях наблюдается на первом этапе разложения (0–75 дней): 31.6 и 33.5 % на 37П и 38К соответственно. На втором этапе разложения (75–150 дней) потеря массы составила 5.1 и 6.4 % на 37П и 38К соответственно.





**Рис. 2.** Потеря массы опада: суммарная (А), по фракциям (Б) за изучаемый период (0–150 дней). 38К – фоновое насаждение, 37П – постпирогенное насаждение. Планки погрешностей отражают ошибки средних величин ( $n = 6$ ). Неповторяющимися латинскими буквами ( $a, b, c$ ) отмечены значимо различающиеся величины ( $p < 0.05$ ).

Коэффициенты корреляции ( $R$ ) между массой опада и его влажностью в исследуемых насаждениях за изучаемый период ( $p < 0.05$  – значимые коэффициенты,  $ns$  – не значимые)

Фракция	Фоновое насаждение		Постпирогенное насаждение	
	$R$	$p$ -value	$R$	$p$ -value
Ветви	0.6	$ns$	0.7	0.011
Трава	0.7	$< 0.001$	0.6	0.012
Листья	0.5	$ns$	0.8	$< 0.001$
Міх	0.4	$ns$	0.8	0.020
Хвоя	0.7	$< 0.001$	0.8	$< 0.001$

Несмотря на различия в потерях массы опада, между исследуемыми насаждениями статистически значимой разницы не обнаружено как за весь период разложения ( $p = 0.367$ ), так и на отдельных его этапах: 75 ( $p = 0.614$ ) и 150 дней ( $p = 0.42$ ). При этом изучаемые фракции опада значимо различаются по скорости потери массы: наибольшая – у фракций трава и листья, а наименьшая – у фракций хвоя и ветви (рис. 2, Б).

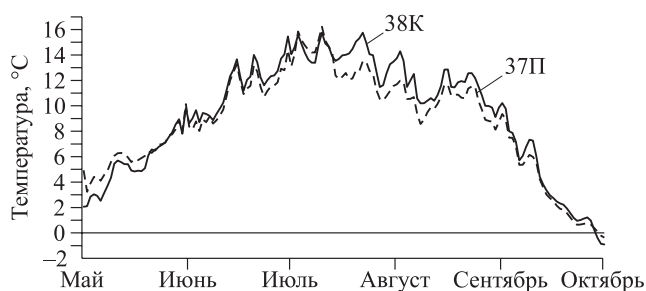
Влажность опада в фоновом насаждении составляет 71.7, в постпирогенном – 64.8 % ( $p = 0.005$ ). Влажность опада влияет на потерю массы отдельных фракций в течение всего изучаемого периода (см. таблицу).

Максимальная температура почв на глубине 10 см за изучаемый период наблюдается в июле: в фоновом насаждении 15.7 °С, в постпирогенном – 16.2 °С, а минимальная – в октябре: –0.9 и –0.3 °С соответственно (рис. 3).

В период исследования (0–75 и 75–150 дней эксперимента) среднесуточные показатели температуры почвы в постпирогенном насаждении статистически значимо отличались от таковых фоновом насаждении ( $p < 0.001$ ).

Актуальная кислотность ( $pH_{H_2O}$ ) лесной подстилки в постпирогенном насаждении на 0.5 ед. выше, чем в фоновом ( $p < 0.001$ ). Суммарная потеря массы хвои в фоновом насаждении отрицательно коррелирует с величиной  $pH$  лесной подстилки, а в постпирогенном суммарная потеря массы листьев положительно коррелирует со значением  $pH$  лесной подстилки.

В постпирогенном насаждении древостой сильно изрежен пожаром и последующим отпадом деревьев. Однако, несмотря на существенные различия изучаемых древостоев, на ранних



**Рис. 3.** Среднесуточная температура почвы на глубине 10 см.

этапах разложения скорость потери массы опада постпирогенного насаждения несущественно отличается от таковой фонового и наиболее интенсивно протекает в первые 75 дней. В последующий период происходит замедление скорости потери массы. Такая тенденция характерна для разложения опада и отмечается в ряде работ (Heim, Frey, 2004; Berg, McClaugherty, 2014). Данная особенность убыли массы обусловлена большой потерей сахаров, низкомолекулярных фенолов, а также некоторых питательных веществ на первом этапе разложения (Berg, 2000). Их высвобождение из материала опада сопровождается процессами растворения и выщелачивания в совокупности с действием быстрорастущих микроорганизмов-деструкторов (Berg, McClaugherty, 2014). На втором этапе разрушению подвергаются крупные макромолекулы целлюлозы, гемицеллюлозы и лигнина, которые разлагаются значительно дольше.

Начальный химический состав опада и его физические особенности определяют активность организмов биодеструкторов, влияющих на интенсивность разложения (Cornwell et al., 2008). В наших исследованиях как в фоновом, так и в постпирогенном насаждении изучаемые фракции существенно различаются по скорости потери массы. Так, разложение травы и листьев происходит быстрее остальных фракций на протяжении всего изучаемого периода ( $p < 0.001$ ), что согласуется с данными, представленными в работах Э. Ф. Ведровой (2008, 2011). По убыванию скорости потери массы фракции располагаются в ряду: трава–листья–хвоя–ветви в обоих изучаемых насаждениях. Вероятно, это обусловлено особенностями исходного химического состава каждой фракции.

Влажность является одним из основных факторов, контролирующих темпы разложения органического вещества. Процесс биодеструкции опада происходит быстрее в условиях достаточного увлажнения (Holden et al., 2015). В постпирогенном насаждении вследствие пожара образовались открытые участки, что привело к лучшему прогреванию почвы (см. рис. 3) и уменьшению ее влажности (Neary et al., 1999). Кроме того, влажность опада в постпирогенном насаждении была ниже, чем в фоновом ( $p = 0.005$ ).

Разложение опада происходит интенсивнее при более низких значениях pH (Berg, McClaugherty, 2014). Вероятно, кислая среда приводит к разрастанию гифов грибов, которые, проникая в растительный опад, способствуют

ускорению процессов его разложения (Hobbie, Gough, 2004). В нашем исследовании выявлены достоверные различия между постпирогенным и фоновым насаждениями по актуальной кислотности лесной подстилки (pH 5.3 и 4.8 соответственно,  $p < 0.01$ ). Таким образом, после пожара влажность подстилки уменьшилась, температуры почвы увеличилась и произошел переход реакции среды почвенного раствора от кислой к слабокислой.

В результате исследования установлено, что в постпирогенном насаждении процессы биодеструкции опада протекают менее интенсивно, при этом на начальных этапах разложения эта разница статистически незначима. На наш взгляд, такая динамика потери массы связана с низкой влажностью почвы и подстилки постпирогенного насаждения и с угнетением почвенной микрофлоры (Богородская, 2016).

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ (проект мол\_а № 18-35-00454).*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Базилевич Н. И., Тутлянова А. А., Смирнов В. В., Родин Л. Е., Нечаева Н. Т., Левин Ф. И. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах / Под ред. А. А. Роде. М.: Мысль, 1978. 185 с.
- Безкоровайная И. Н., Иванова Г. А., Тарасов П. А., Сорокин Н. Д., Богородская А. В., Иванов В. А., Конрад С. Г., Макрае Д. Дж. Пирогенная трансформация почв сосняков средней тайги Красноярского края // Сиб. экол. журн. 2005. № 1. С. 143–152.
- Богородская А. В. Микробиологическая оценка состояния антропогенно нарушенных лесных экосистем Средней Сибири // Сиб. лесн. журн. 2016. № 2. С. 71–84.
- Брянин С. В., Абрамова Е. Р. Опад фитомассы в постпирогенных лиственничниках Зейского заповедника (Верхнее Приамурье) // Сиб. лесн. журн. 2017. № 2. С. 93–101.
- Ведрова Э. Ф. Интенсивность деструкции органического вещества серых почв в лесных экосистемах южной тайги Центральной Сибири // Почвоведение. 2008. № 8. С. 973–982.
- Ведрова Э. Ф. Биогенные потоки углерода в бореальных лесах Центральной Сибири // Изв. РАН. Сер. биол. 2011. № 1. С. 77–89.
- Дымов А. А., Дубровский Ю. А., Габов Д. Н., Жангуров Е. В., Низовцев Н. А. Влияние пожара в северотаежном ельнике на органическое вещество почвы // Лесоведение. 2015. № 1. С. 52–62.
- Карпачевский Л. О., Воронин А. Д., Дмитриев Е. А., Строганова М. Н., Шоба С. А. Почвенно-биогеоце-

- нотические исследования в лесных биогеоценозах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. 160 с.
- Краснощечков Ю. Н., Евдокименко М. Д., Доржсурэн Ч.* Влияние пожаров на экосистемы подтаежных лиственных лесов Восточного Хэнтэя в Монголии // Сиб. лесн. журн. 2014. № 3. С. 53–63.
- Кудеяров В. Н., Заварзин Г. А., Благодатский С. А., Борисов А. В., Воронин П. Ю., Демкин В. А., Демкина Т. С., Евдокимов И. В., Замолодчиков Д. Г., Карелин Д. В., Комаров А. С., Курганова И. Н., Ларионова А. А., Лопес де Гереню В. О., Уткин А. И., Чертов О. Г.* Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / Отв. ред. Г. А. Заварзин. М.: Наука, 2007. 315 с.
- Мажитова Г. Г.* Пирогенная динамика мерзлотных почв Колымского нагорья // Почвоведение. 2000. № 5. С. 619–629.
- Мухортова Л. В., Кривообоков Л. В., Харнухаева Т. М., Найданов Б. Б.* Влияние пожаров на запасы корней и подземного детрита в горно-таежных лиственных лесах Прибайкалья // Лесоведение. 2015. № 4. С. 282–292.
- Тарасов П. А., Иванов В. А., Иванова Г. А.* Особенности температурного режима почв в сосняках средней тайги, пройденных низовыми пожарами // Хвойные бореальной зоны. 2008. Т. XXV. № 3–4. С. 300–304.
- Berg B.* Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils // For. Ecol. Manag. 2000. V. 133. Iss. 1–2. P. 13–22.
- Berg B., McLaugherty C.* Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Third edition, fully revised and updated with much new material. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag GmbH, 2014. 315 p.
- Cornwell W. K., Cornelissen J. H. C., Amatangelo K., Dorrepaal E., Eviner V. T., Godoy O., Hobbie S. E., Hoorens B., Kurokawa H., Pérez-Harguindeguy N., Quested H. M., Santiago L. S., Wardle D. A., Wright I. J., Aerts R., Allison S. D., van Bodegom P., Brovkin V., Chatain A., Callaghan T. V., Díaz S., Garnier E., Gurvich D. E., Kazakou E., Klein J. A., Read J., Reich P. B., Soudzilovskaia N. A., Vaieretti M. V., Westoby M.* Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide // Ecol. Lett. 2008. V. 11. Iss. 10. P. 1065–1071.
- Evdokimenko M. D.* Pyrogenic disturbances of the hydrothermic regime of cryogenic soils under light coniferous forests in southeastern Siberia // Euras. Soil Sci. 2013. V. 46. Iss. 2. P. 117–126.
- Heim A., Frey B.* Early stage litter decomposition rates for Swiss forests // Biogeochemistry. 2004. V. 70. Iss. 3. P. 299–313.
- Hobbie S. E., Gough L.* Litter decomposition in moist acidic and non-acidic tundra with different glacial histories // Oecologia. 2004. V. 140. Iss. 1. P. 113–124.
- Holden S. R., Berhe A. A., Treseder K. K.* Decreases in soil moisture and organic matter quality suppress microbial decomposition following a boreal forest fire // Soil Biol. Biochem. 2015. V. 87. P. 1–9.
- Kloss S., Sass O., Geitner C., Prietzel J.* Soil properties and charcoal dynamics of burnt soils in the Tyrolean Limestone Alps // CATENA. 2012. V. 99. P. 75–82.
- Makkonen M., Berg M. P., Handa I. T., Hättenschwiler S., van Ruijven J., van Bodegom P. M., Aerts R.* Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient // Ecol. Lett. 2012. V. 15. Iss. 9. P. 1033–1041.
- Nearly D. G., Klopatek C. C., DeBano L. F., Ffolliott P. F.* Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis // For. Ecol. Manag. 1999. V. 122. Iss. 1–2. P. 51–71.
- Pan Y., Birdsey R. A., Fang J., Houghton R., Kauppi P. E., Kurz W. A., Phillips O. L., Shvidenko A., Lewis S. L., Canadell J. G., Ciais P., Jackson R. B., Pacala S. W., McGuire A. D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S., Hayes D.* A large and persistent carbon sink in the world's forests // Science. 2011. V. 333. Iss. 6045. P. 988–993.
- Pimm S., Roulet N., Weaver A.* Boreal forests' carbon stores need better management // Nature. 2009. V. 462. P. 276.
- Prescott C. E.* Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? // Biogeochemistry. 2010. V. 101. Iss. 1–3. P. 133–149.
- Preston C. M., Bhatti J. S., Flanagan L. B., Norris C.* Stocks, chemistry, and sensitivity to climate change of dead organic matter along the Canadian boreal forest transect case study // Climatic Change. 2006. V. 74. Iss. 1–3. P. 223–251.
- The R Project for Statistical Computing. R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing, 2011. <http://www.Rproject.org/>
- Watanabe T., Fukuzawa K., Shibata H.* Temporal changes in litterfall, litter decomposition and their chemical composition in Sasa dwarf bamboo in a natural forest ecosystem of northern Japan // J. For. Res. 2013. V. 18. Iss. 2. P. 129–138.
- Yasin M. S. Salah, Mary C. Scholes.* Effect of temperature and litter quality on decomposition rate of Pinus patula needle litter // Proced. Environ. Scien. 2011. V. 6. P. 80–193.

## LITTER DECOMPOSITION IN THE POST-FIRE LARCH FORESTS OF THE TUKURINGRA RANGE (UPPER PRIAMURIE)

**E. R. Abramova, S. V. Bryanin, A. V. Kondratova**

*Institute of Geology and Nature Management, Russian Academy of Sciences, Far Eastern Branch  
Pereulok Relochny, 1, Blagoveshchensk, 675000 Russian Federation*

---

E-mail: abramova.sci@gmail.com, bruainin@gmail.com, kondratova.ava@gmail.com

Boreal forests are one of the main carbon (C) pools on the planet. Decomposition of the litter is a main mechanism of C accumulation in soil. This process is often influenced by fires. Thus, we need to enhance our understanding about decomposition of the litter in post-fire forests to better understand the mechanism of C accumulation in boreal forests. Here, we studied initial stages of decomposition of litter in the post-fire forest (12 years after fires) and in the background larch forest located in the Tukuringra mountain range in the northern part of the Amur oblast. We present the results of a field experiment on the decomposition of the main typical fractions of larch forest. We used the litter bags method for studying rate of decomposition litter (leaves, grass, branches and needles). After 150 days mass loss of litter was 36.7 % of initial mass in the post-fire forest and 39.9 % in the background forest. Mass loss was most rapid in the first 75 days of the experiment in the both cases. In both plots the rate of decomposition of litter was decreased in order: grass – leaves – needles – branches. In both the post-fire and background forests, rate of litter decomposition is a function of moisture. Soil acidity was higher in post-fire forest than background forest (5.3 and 4.8, respectively,  $p < 0.01$ ). However, this soil property does not influence early stages of litter decomposition in either case.

**Keywords:** *forest fires, decomposition, plant litter, moisture, boreal forests.*

**How to cite:** *Abramova E. R., Bryanin S. V., Kondratova A. V. Litter decomposition in the post-fire larch forests of the Tukuringra Range (Upper Priamurie) // Sibirskij Lesnoj Zurnal (Sib. J. For. Sci.). 2018. N. 2. P. 71–77 (in Russian with English abstract).*