

ОРИГИНАЛЬНЫЕ
СТАТЬИ

УДК 630*181.9:[504.5:669.2/.8]

**ВЛИЯНИЕ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА
НА ФОРМИРОВАНИЕ ЗАПАСА И РАЗЛОЖЕНИЕ КРУПНЫХ
ДРЕВЕСНЫХ ОСТАТКОВ В ЕЛОВО-ПИХТОВЫХ ЛЕСАХ***

© 2017 г. И. Е. Бергман, Е. Л. Воробейчик

Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

E-mail: 5554505@mail.ru, ev@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 30.11.2015 г.

Исследовано влияние промышленного загрязнения на запасы крупных древесных остатков (КДО) и их распределение по стадиям разложения в елово-пихтовых древостоях южной тайги на территории, подверженной воздействию атмосферных выбросов Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда, Свердловская обл.). Фоновые и импактные участки слабо различаются по общему запасу/числу стволов КДО (суммарно сухостой и валеж), хотя на уровне тенденции отмечено увеличение числа КДО по мере приближения к заводу. Механизмы формирования запаса КДО не одинаковы в разных зонах загрязнения: в импактной зоне запас КДО в первую очередь формируется за счет большего числа стволов низких ступеней толщины, в фоновой зоне – меньшего числа, но более крупных стволов. Доля числа КДО в общей совокупности живых и погибших деревьев составляет около 30% и в градиенте загрязнения значимо не различается. В то же время доля запаса КДО в общей совокупности живых и погибших деревьев выше возле завода в 1.9 раза по сравнению с фоном. Вблизи завода доля слабо разложившихся валежных стволов (суммарно первая и вторая стадии разложения по 5-балльной шкале) увеличена по сравнению с фоновой территорией в 3.2 раза (по числу) и 4.2 раза (по запасу), что свидетельствует о сильном торможении деструкции КДО. Статистически значимые различия в распределении числа стволов валежа по стадиям разложения между разными зонами загрязнения отмечены также для каждой размерной категории по объему.

Промышленное загрязнение, медеплавильный завод, тяжелые металлы, крупные древесные остатки, елово-пихтовый лес, деструкция древесины, сухостой, валеж.

Начиная с 1980-х годов во всем мире неуклонно растет число публикаций, посвященных изучению крупных древесных остатков (“Coarse woody debris”) (Sollins, 1982; Harmon et al., 1986; Sturtevant et al., 1997; Fridman, Walheim, 2000; Nilsson et al., 2002; Zell et al., 2009; Tuomi et al., 2011; Shorohova, Kapitsa, 2014; и др.). В России интерес к этому объекту возник несколько позже – в 1990-е годы – и также продолжает оставаться неизменно высоким (Алексеев, Бердси, 1994; Krankina, Harmon, 1995; Исаев, Коровин, 1997; Трейфельд, 2001; Карелин, Уткин, 2006; Воробьев, 2006; Замолодчиков, 2009; Климчен-

ко и др., 2011; Грабовский, Замолодчиков, 2012; Замолодчиков и др., 2013; Бобкова и др., 2015; и др.).

Под крупными древесными остатками (КДО) обычно понимают мертвое вещество стволов деревьев (сухостой, валеж, пни) всех стадий разложения, вплоть до его перехода в детрит. Интерес к их изучению не случаен и в первую очередь обусловлен важностью характеристики КДО при анализе процессов депонирования углерода (Karjalainen, Kuuluvainen, 2002; Замолодчиков, 2009), а также разработке программ сохранения биоразнообразия лесных экосистем (Siitonen, 2001; Stokland et al., 2012). Для России изучение КДО особенно актуально, поскольку экстенсивная форма ведения лесного хозяйства приводит

* Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (№ 14-04-31488) и Комплексной программы УрО РАН (№ 15-12-4-27).

к высокой захламленности насаждений (Воробьев, 2006).

Несмотря на огромное число публикаций по запасам КДО, работ, посвященных анализу влияния промышленного загрязнения на данный показатель, немного (Залесов и др., 2002; Цветков В., Цветков И., 2003; Бергман и др., 2015), а их результаты противоречивы: продемонстрирована как активизация процессов отпада по мере возрастания уровня загрязнения (Фимушин 1979; Ившин, 1993; Цветков В., Цветков И., 2003; и др.), так и отсутствие закономерных изменений (Поляков, Полякова, 2005; Тарханов, 2011; Бергман и др., 2015).

Аналогична ситуация и для исследований деструкции древесины в условиях загрязнения. Нам не известны работы, в которых бы оценивали скорость разложения КДО вблизи промышленных предприятий прямым методом (т.е. по убыли массы или плотности экспонируемых образцов древесины). Это резко контрастирует с ситуацией на ненарушенных территориях, для которых достаточно детально исследованы закономерности разложения этого субстрата (Карелин, Уткин, 2006; Мухин, Воронин, 2007; Шорохова и др., 2009; Мухортова и др., 2009; Zell et al., 2009; и др.). В условиях загрязнения деструкцию растительной органики изучали, используя ее быстро разлагающиеся фракции – лиственный опад (Strojan, 1978; Zwolinski, 1994; Медведева и др., 2006) или чистую целлюлозу (Воробейчик, 1991, 1995, 2002, 2007; Воробейчик, Пищулин, 2011), либо косвенным методом – на основе анализа распределения стволов деревьев по стадиям разложения, которые диагностируют визуально (Залесов и др., 2002; Ставишенко, 2010; Ставишенко, Кшнясев, 2013; Бергман и др., 2015).

Таким образом, можно констатировать существенный дефицит информации о влиянии промышленного загрязнения на формирование запаса КДО и скорость их разложения. Вместе с тем эта информация достаточно важна, поскольку дополняет картину трансформации лесных экосистем под действием загрязнения, что, в свою очередь, необходимо для развития экологии импактных регионов (Воробейчик, Козлов, 2012). Такие регионы формируются вблизи крупных промышленных предприятий и представляют собой специфические пространственные структуры, состоящие из участков с разным уровнем загрязнения и соответственно разной степенью трансформации экосистем. Работы в этой области актуальны не только из-за очевидных прикладных аспектов, но и с точки зрения фундамен-

тальной экологии, поскольку импактный регион можно рассматривать как результат длительного натурального эксперимента с экосистемами, начатого в момент пуска предприятия, что позволяет изучать механизмы устойчивости экосистем к сильным внешним воздействиям (Воробейчик, Козлов, 2012).

Цель настоящей работы – анализ изменения запасов КДО и трансформации распределения КДО по стадиям разложения в елово-пихтовых лесах южной тайги под действием промышленного загрязнения от мощного точечного источника эмиссии поллютантов (Среднеуральский медеплавильный завод, СУМЗ). В ходе работы мы проверяли несколько возможных альтернатив (уменьшение, увеличение, отсутствие различий) относительно изменения под действием загрязнения следующих параметров КДО: 1) запас/число стволов КДО (сухостой, валеж); 2) доля валежа одной из пяти стадий разложения.

В работе мы тестировали две гипотезы: 1) на загрязненных территориях запас/число стволов КДО выше, чем в аналогичных фоновых условиях (такое увеличение может быть связано как с интенсификацией отпада, так и торможением деструкции, но разделить эти процессы при данной методической схеме не представляется возможным); 2) распределение КДО по стадиям разложения вблизи завода изменено по сравнению с ненарушенными территориями, прежде всего за счет увеличения доли слаборазложившихся стволов. Гипотезы вытекают из хорошо документированных фактов угнетения древесных растений (Фимушин, 1979; Muhlbaier, 1987; Цветков В., Цветков И., 2003; Усольцев и др., 2012; и др.) и торможения деструкционных процессов (Воробейчик, 1991, 1995, 2002, 2007; Волчатова и др., 2007; Воробейчик, Пищулин, 2011) под действием промышленного загрязнения.

Данная работа важна и в методическом отношении. Ранее мы (Бергман и др., 2015) уже анализировали влияние СУМЗ на интенсивность отпада и распределение КДО по стадиям разложения. Однако в той работе, во-первых, рассмотрен несколько иной набор участков; во-вторых, при учете КДО не измерена длина фрагментов валежа (соответственно, запас КДО был рассчитан косвенно – по диаметру ствола на момент гибели дерева); в-третьих, использована достаточно грубая 3-балльная шкала степени разложения. Соответственно результаты настоящей работы позволяют оценить, в какой степени выводы зависят от точности методов (прямое или косвенное определение запасов КДО, грубая или более подробная

шкала для оценки разложения валежа) и схемы размещения пробных площадей.

Необходимо подчеркнуть, что запас КДО и их распределение по стадиям разложения – это параметры, которые могут сильно зависеть от действия многих “мешающих” природных (ветровалы, буреломы) и антропогенных (рубки ухода, удаление КДО из древостоя и др.) факторов. Именно поэтому значительное внимание уделено корректному подбору исследуемых участков.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Исследования проведены в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода, расположенного на окраине г. Ревда Свердловской области, в 50 км к западу от г. Екатеринбург. Предприятие действует с 1940 г. и считается одним из крупнейших источников атмосферного загрязнения в России: общий объем эмиссии в конце 1980-х составлял более 140 тыс. т год⁻¹, к середине 2000-х он уменьшился до 25 тыс. т год⁻¹,

а после кардинальной реконструкции предприятия в 2010 г. он оценен менее чем в 5 тыс. т год⁻¹ (Воробейчик и др., 2014). Основные ингредиенты выбросов – SO₂ и пылевые частицы с сорбированными токсичными элементами (Cu, Pb, Cd, Zn, Fe, As, Hg и др.). В результате многолетнего воздействия вокруг завода сформировались зоны с различной степенью поражения экосистем, форма которых частично совпадает с преимущественным направлением ветров в данном районе (с запада на восток). Поскольку в восточном направлении градиент загрязнения сильнее растянут и перекрывается с зоной воздействия от городской агломерации г. Екатеринбург, исследования проводили к западу от СУМЗ.

Территория относится к подзоне южной тайги. Работы проведены в елово-пихтовых лесах разных растительных ассоциаций, закономерно меняющихся при приближении к заводу (от неморально-кисличной через кислично-разнотравную к мертвопокровной и мохово-хвощевой). Почвенный покров исследованных участков представлен

Таблица 1. Таксационная характеристика исследованных елово-пихтовых древостоев

Зона загрязнения	Удаление от завода, км	Номер пробной площади	Состав древостоя	Средний возраст, лет*	Средняя высота, м	Средний диаметр, см	Густота, шт./га	Сумма площадей сечений, м ² /га	Запас, м ³ /га
Фоновая	30	1	5Пх3Е1Ос1С+Б	100 (64–134) [14]	21.3	22.3	1244	48.4	487.6
		2	5Пх2Е2Ос1Б		20.9	21.6	1177	43.2	412.8
	3	6Е4Пх ед.Б	22.2		23.9	1110	49.6	465.2	
	4	4Пх3Е2Б1Ос ед.С	21.2		24.7	1070	51.4	522.5	
Буферная	10	1	3Е3Пх3Б1Лп+Ос	99 (37–64) [28]	15.9	18.4	1520	40.4	391.4
		2	5Е4Пх1Б+Лп		16.7	20.0	1055	33.2	304.1
		3	4Б3Е3Пх+Лп		17.3	21.3	1014	36.1	360.4
		4	4Е4Пх2Б+Лп+Ос		22.4	24.0	1062	48.2	472.4
	7	5	7Пх3Б ед.Ос		21.8	23.1	888	37.1	362.9
		6	5Пх3Е2Б		21.0	21.5	1049	38.2	367.5
		7	9Е1Пх ед.Б		21.5	24.2	802	36.9	354.5
		8	6Пх3Е1Б ед.Ос		15.4	14.3	2345	37.6	336.3
Импактная	3	1	3Е3Пх2С2Б	77 (44–130) [24]	14.9	15.8	1616	31.5	241.5
		2	5Пх4Е1Б+С		13.7	13.9	2006	30.4	200.4
		3	5Е3С1Б1Пх ед.Ив		15.1	16.9	1033	23.1	181.0
	2	4	5Е3Пх1Б1Ив+С		12.8	13.5	1207	17.3	112.6
		5	5Е4Пх1Б+С		14.5	16.0	1238	24.9	166.3

* Указан средний возраст, в круглых скобках – минимальный и максимальный возраст (оценен по модельным деревьям (Бергман, 2011)), в квадратных скобках – число деревьев.

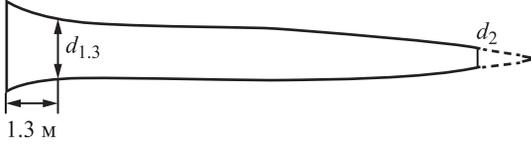
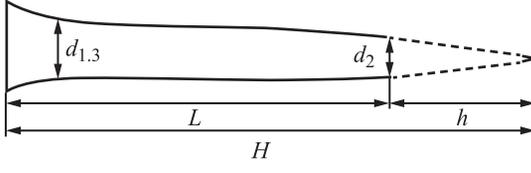
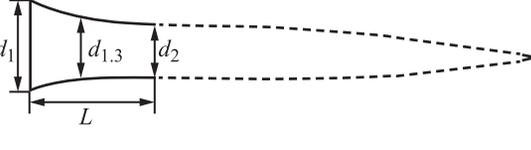
	<p style="text-align: right;">А</p> $V_{вал.} = V_{ств.} = a \cdot (d_{1.3})^b$ $d_2 \leq 3 \text{ см}$
	<p style="text-align: right;">Б</p> $V_{вал.} = V_{ств.} - V_{конуса}$ <p>где $V_{конуса} = \frac{1}{3} \times \pi \times (\frac{1}{4} \times [d_2]^2) \times h$,</p> $h = H - L$ $d_2 > 3 \text{ см,}$ $L \geq 2/3H$
	<p style="text-align: right;">В</p> $V_{вал.} = V_{усеч. конуса} =$ $= \frac{1}{3} \times \pi \times \left(\left(\frac{1}{4} \times [d_1]^2 \right) + \right.$ $\left. + \left(\frac{d_1}{2} \times \frac{d_2}{2} \right) + \left(\frac{1}{4} \times [d_2]^2 \right) \right) \times L$ $d_2 > 3 \text{ см,}$ $L < 2/3H$

Рис. 1. Схематичное изображение валежных стволов разной сохранности и соответствующие формулы расчета объема. Пунктиром показана отсутствующая (разложившаяся) вершина. $V_{вал.}$ – объем валежа, см³; $V_{ств.}$ – объем ствола дерева на момент падения, см³; $V_{конуса}$ – объем конуса (разложившейся вершины), см³; $V_{усеч. конуса}$ – объем усеченного конуса, см³; a и b – константы уравнения; $d_{1.3}$ – диаметр на высоте 1.3 м, см; d_2 – диаметр основания разложившейся вершины, см; h – высота разложившейся вершины, м; H – высота ствола на момент падения, см; L – длина валежа, см; d_1 – диаметр основания валежа, см

сочетаниями горно-лесных бурых, дерново-подзолистых и серых лесных почв, в разной степени трансформированных действием техногенных факторов. В данной работе части градиента объединены в три зоны загрязнения: импактную – на удалении 2 и 3 км от источника выбросов, буферную – 4, 7 и 10 км, фоновую – 20 и 30 км. При приближении к заводу концентрация Си в лесной подстилке увеличена более, чем в 100 раз, Рb – в 30–40, Cd – в 10–20 (Сморкалов, Воробейчик, 2011). Подробное описание характера изменения экосистем приведено в работах (Воробейчик и др., 1994, 2014; Кайгородова, Воробейчик, 1996; Усольцев и др., 2012).

Всего в градиенте загрязнения в разное время было заложено 30 постоянных пробных площадей размером 25×25 м, часть из которых мы использовали для данной работы. Если в пределах пробной площади присутствовали либо пни от спиленных или срубленных деревьев, либо следы сильных пожаров, она была исключена из анализа. Всего по этим критериям было исключено 13 пробных площадей; соответственно работы

выполнены на 17 пробных площадях. В определенной степени такой подход позволил минимизировать влияние “мешающих” факторов, связанных с хозяйственной деятельностью.

В августе 2014 г. на каждой пробной площади был выполнен сплошной пересчет живых деревьев, а также КДО. К основному ярусу относили деревья с диаметром на высоте 1.3 м не менее 5 см. Лесотаксационные показатели древостоя рассчитаны по стандартным формулам (Усольцев, Залесов, 2005). Средний диаметр древостоя (D , см) рассчитан как $D = \sqrt{G(N \times (\pi/4))}^{-1}$, где G – сумма площадей сечений на пробной площади, см²; N – число деревьев на пробной площади, экз. При помощи высотомера (Haglöf Electronic, Швеция) на каждом удалении измеряли высоту (с точностью 10 см) у 22–24 живых деревьев во всем диапазоне варьирования их диаметров. По этим данным была построена зависимость высоты дерева от его диаметра на высоте 1.3 м, описываемая поллогарифмической функцией, которую в дальнейшем использовали для определения средней высоты древостоя. Запас древесины живых деревьев

Таблица 2. Шкалы для диагностики стадий деструкции валежа

Показатель	Стадия разложения				
	I	II	III	IV	V
Шкала, используемая П. В. Гордиенко (1979)					
Кора	Плотная, без изменений	Плотная, в основном не повреждена	Большая часть отпала	Отсутствует	Отсутствует
Состояние древесины	Плотное сложение, без признаков гниения	Плотное сложение, видимые признаки гниения	Верхний слой мягкий, выраженное гниение	Гниль проникает на значительную глубину, слои древесины мягкие	Остается только форма ствола
Эпифиты	Нет	Нет	Нет	Начинают развиваться синузии мхов и лишайников	Синузии мхов и лишайников хорошо развиты
Шкала R. Fogel с соавт. (1973)					
Кора	Не повреждена	Не повреждена	Частично сохранилась, отшелушивается	Отсутствует	Отсутствует
Структура древесины	Не повреждена	В основном сохранилась, частично мягкая	Твердая, распадается на большие куски	Мягкая, распадается на маленькие куски	Мягкая и мучнистая
Эпифиты	Нет	Нет	Всходы хвойных	Мох, всходы хвойных	Мох, всходы хвойных
Наличие мелких ветвей ($d < 3$ см)	Присутствуют	Отсутствуют	Отсутствуют	Отсутствуют	Отсутствуют
Цвет древесины	Оригинальный	Оригинальный	Оригинальный или красно-коричневый	От светло-коричневого до красноватого	От красно-коричневого до темно-коричневого

определен на основе ранее построенных для района исследования зависимостей объема ствола от его диаметра на высоте 1.3 м (Бергман, 2011). Возраст определен с модельных деревьев во всем диапазоне варьирования их диаметров. Таксационная характеристика древостоев приведена в табл. 1.

КДО подразделяли на две категории: 1) сухой – отмершие, но не упавшие деревья с диаметром ствола на высоте 1.3 м не менее 5 см; 2) валеж – в разной степени разложившиеся деревья (или их фрагменты), расположенные на поверхности или частично погребенные с диаметром большего основания не менее 5 см. Стволы погибших деревьев, зависшие в кронах соседних деревьев, также отнесены к валежу. Поскольку валеж на последних стадиях деструкции по сути представляет собой древесную труху, покрытую мхами и лишайниками, определение его видовой принадлежности было невозможно. Поэтому на более ранних стадиях деструкции валеж по видам также не разделяли.

При учете сухостоя измеряли его диаметр (с точностью 0.5 см), а согласно графику высот оцени-

вали высоту дерева на момент гибели. В основу определения запаса сухостоя, как и для живых деревьев, положены зависимости объема ствола дерева от его диаметра на высоте 1.3 м (Бергман, 2011). Для сухостоя и валежа были приняты следующие размерные категории по диаметру на высоте 1.3 м: тонкомер – $5 \text{ см} < d_{1.3} \leq 18 \text{ см}$, среднемер – $18 \text{ см} < d_{1.3} \leq 28 \text{ см}$, крупномер – $d_{1.3} > 28 \text{ см}$.

При учете валежа измеряли его длину (с точностью 1 см) и диаметр на высоте 1.3 м (с точностью 0.5 см), для частично сохранившихся стволов – диаметры противоположных концов фрагмента (с точностью 0.5 см). Если упавший ствол находился за пределами пробной площади, но его пень – в ее границах, его включали в перечет.

Для нахождения запаса валежа часто применяют формулу объема усеченного конуса (Трефилова и др., 2009; Клименко и др., 2011), однако ее использование в случае хорошо сохранившихся стволов из-за высокой сбежистости в комлевой части (Бергман, 2016) может приводить к завышению их объемов. Поэтому объем валежных

стволов в зависимости от степени их сохранности был определен нами тремя различными способами (рис. 1). Объем слабо разложившихся стволов с уцелевшей или незначительно разложившейся вершиной (диаметр ее основания менее 3 см) (рис. 1, А) рассчитывали как объем ствола на момент падения с использованием зависимости объема от диаметра на высоте 1.3 м (Бергман, 2011). Объем ствола с сильно разложившейся вершиной (диаметр ее основания больше 3 см), но с хорошо сохранившимися нижней и средней частями рассчитывали как разность объема ствола на момент падения и объема недостающей (разложившейся) части (рис. 1, Б). Объем сильно разложившихся стволов рассчитывали по формуле объема усеченного конуса (рис. 1, В).

В дальнейшем анализе фрагменты валежа по объему разделили на три размерные категории по принципу равной представленности – по 154 экз. в каждой категории: мелкие (объем фрагмента 0.010–0.055 м³), средние (0.056–0.159 м³) и крупные (более 0.160 м³).

Диагностику стадий разложения валежа выполнили по шкале, используемой в работе П.В. Гордиенко (1979), которая близка к широко используемой за рубежом шкале R. Fogel с соавт. (1973). Сравнительная характеристика двух шкал представлена в табл. 2.

Статистический анализ данных выполнен в программах STATISTICA v.8.0. и AtteStat (версия от 24.02.2013). Для сравнения средних использовали критерий Манна – Уитни (учетная единица – пробная площадь). Распределение КДО по стадиям разложения анализировали с помощью таблиц сопряженности, для оценки различий использовали критерий χ^2 Пирсона. При возникновении потенциальной проблемы аппроксимации χ^2 (частота в ячейках менее 5) применяли критерий Фримана – Холтона.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Число и запас КДО. Наибольший общий запас КДО (т.е. суммарно сухостоя и валежа) отмечен в буферной зоне, что несколько выше значений в фоновой зоне (в 1.5 раза) и значимо ($p < 0.05$) выше, чем в импактной (в 1.9 раза). Это связано с большим запасом валежа (в 4.2 раза выше, чем в фоновой, и в 2.9 раза выше, чем в импактной), тогда как запас сухостоя в буферной зоне наименьший (в 2.3 раза ниже, чем в фоновой, и в 1.2 раза ниже, чем в импактной) (табл. 3).

Иная картина наблюдается при рассмотрении числа стволов КДО. Общее число КДО несколь-

ко выше (в 1.3 раза) вблизи завода по сравнению с фоновыми древостоями, тогда как для сухостоя зарегистрировано обратное соотношение (в 1.1 раза); однако эти различия статистически не значимы ($p > 0.05$). Число стволов валежа значимо выше ($p < 0.05$) в импактной и буферной зонах по сравнению с фоновой (в 2.4 и 2.3 раза соответственно) (табл. 3).

Распределение числа КДО (суммарно сухостой и валеж) по размерным категориям статистически неоднородно ($\chi^2(4) = 35.6$; $p < 0.001$) и связано с зоной загрязнения (рис. 2). Значимые различия установлены между импактной и буферной ($\chi^2(2) = 28.4$; $p < 0.001$), а также буферной и фоновой ($\chi^2(2) = 14.3$; $p < 0.001$) зонами, тогда как импактные и фоновые участки не различаются ($\chi^2(2) = 2.51$; $p = 0.29$). Выявленные различия связаны с большей долей среднемерного и крупномерного отпада при умеренном загрязнении – в 2.1–2.6 раза по числу стволов и в 1.3–1.9 раза по запасу в сравнении с древостоями фоновой и импактной зон соответственно (рис. 2).

Доля числа стволов КДО (суммарно сухостой и валеж) в общей совокупности живых и погибших деревьев составляет около 30% и в градиенте загрязнения значимо не различается ($\chi^2(2) = 0.759$; $p = 0.32$) (рис. 3, А). В то же время установлены значимые различия в изменении доли запаса КДО (рис. 3, Б) между фоновой (12.2%) и импактной (22.7%), а также фоновой (12.2%) и буферной (20.1%) территориями (критерий Манна – Уитни, $p < 0.05$).

Полученные нами величины запаса КДО (отпада) в фоновой зоне (51.3–78.9 м³ га⁻¹) несколько выше значений, зарегистрированных в других районах, например, в средневозрастных и приспевающих хвойных древостоях Ленинградской области – 26 м³ га⁻¹ (Трейфельд, 2001), лесах южной тайги – 39.4 м³ га⁻¹ (Швиденко и др., 2009). В то же время показано, что для умеренной и бореальной зон при отсутствии сильных природных нарушений запас КДО может достигать 150 м³ га⁻¹ (Norden et al., 2004; Rouvineb et al., 2002).

Как мы уже отметили ранее, результаты изучения процессов отпада в подверженных атмосферному загрязнению древостоях не однозначны. Согласно одним материалам (Фимушин, 1979; Ившин, 1993; Цветков В., Цветков И., 2003; и др.) с ростом загрязнения величина отпада увеличивается, согласно другим (Поляков, Полякова, 2005; Тарханов, 2001) – каких-либо закономерных изменений запасов КДО по мере приближения к источнику выбросов не выявлено. Резуль-

Таблица 3. Изменение числа стволов и запаса КДО в градиенте загрязнения

Зона загрязнения	№ пробной площади	Число стволов, шт. га ⁻¹			Запас, м ³ га ⁻¹		
		валеж	сухостой	итого КДО	валеж	сухостой	итого КДО
Фоновая	1	154	385	539	18.6	53.5	72.2
	2	92	445	536	9.3	50.3	59.5
	3	175	453	628	24.3	54.6	78.9
	4	149	119	267	19.7	31.6	51.3
Среднее ±SE		142±18 а	350±79 а	493±78 а	18.0±3.2 а	47.5±5.4 а	65.5±6.2 ab
Буферная	1	384	64	448	55.8	2.5	58.3
	2	256	90	347	53.6	3.2	56.8
	3	241	32	274	49.9	5.3	55.2
	4	341	249	590	61.4	34.6	96.1
	5	425	396	820	114.4	49.4	163.8
	6	318	276	594	81.3	59.6	141.0
	7	335	44	379	81.0	0.8	81.8
	8	316	72	388	101.6	7.6	109.2
Среднее ±SE		327±21 b	153±48 b	480±63 а	74.9±8.4 b	20.4±8.4 ab	95.3±14.4 а
Импактная	1	235	188	424	17.5	23.8	41.3
	2	172	345	517	18.9	35.9	54.8
	3	339	308	648	24.1	23.1	47.2
	4	515	467	982	34.1	22.7	56.8
	5	441	305	746	33.3	17.2	50.5
Среднее ±SE		341±63 b	323±45 а	663±97 а	25.6±3.5 а	24.6±3.1 b	50.1±2.8 b

Примечание. SE – ошибка среднего. Одинаковые буквы означают отсутствие значимых различий между зонами загрязнения по критерию Манна – Уитни. Учетная единица – пробная площадь.

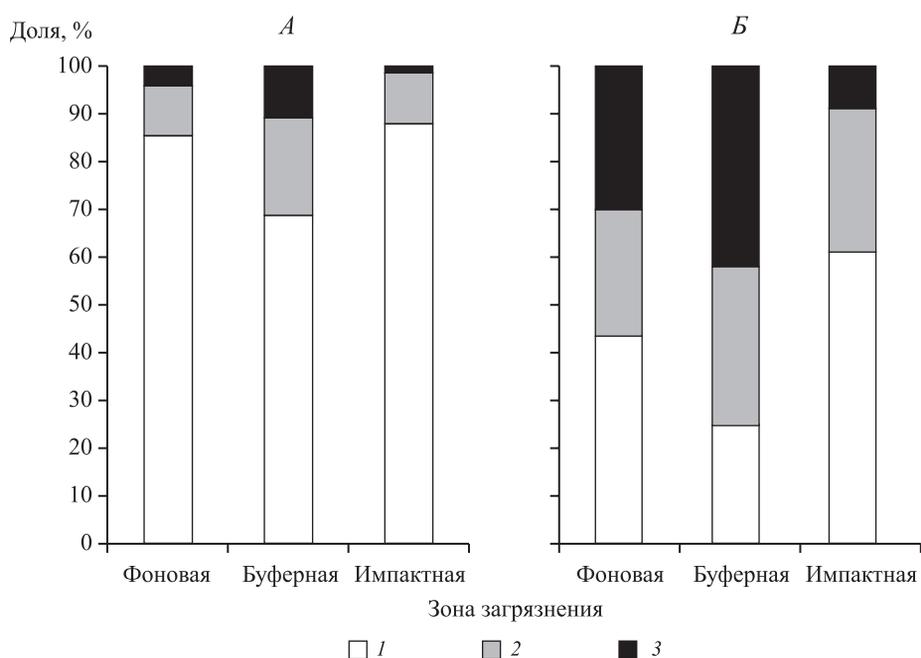


Рис. 2. Распределение числа стволов (А) и запаса (на момент гибели дерева) (Б) КДО по размерным категориям (по диаметру) в разных зонах загрязнения, 1 – тонкомер; 2 – среднемер; 3 – крупномер

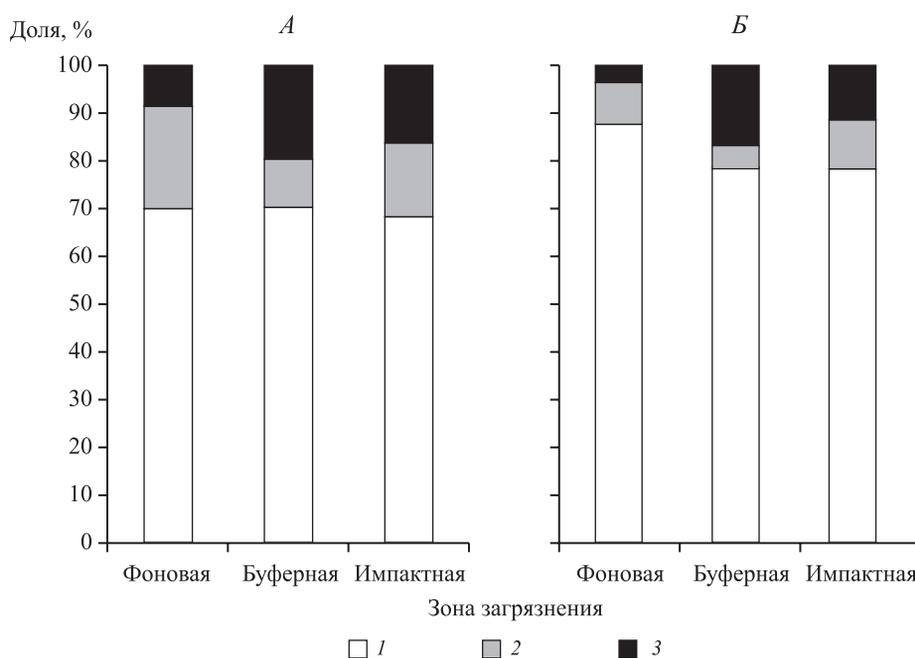


Рис. 3. Распределение числа стволов (А) и запаса (Б) живых деревьев (1), сухостоя (2) и валежа (3) в разных зонах загрязнения

таты как настоящего исследования, так и ранее выполненного нами в этом же районе (Бергман и др., 2015) не установили четких значительных различий между участками градиента загрязнения ни по числу, ни по запасу КДО. Тем не менее общее число КДО (суммарно сухостой и валеж), как и предполагалось, максимально в импактной зоне, однако максимум запаса смещен в буферную зону (табл. 3). Примечательно, что общий запас КДО минимален в импактной зоне. Таким образом, наша первая рабочая гипотеза подтвердилась лишь частично.

Противоречивость результатов может быть связана с разнообразием ситуаций возле разных источников выбросов, которые различаются продолжительностью и силой воздействия, но в первую очередь – с динамикой процессов отпада, поскольку результат во многом зависит от того, на каком этапе развития древостой находится в конкретный момент времени. Хорошо известно, что “величина отпада носит характер флуктуаций, последовательно идущих друг за другом периодов возрастания и снижения интенсивности отмирания” (Катаев, 1990, С. 39). Несмотря на визуальную однородность исследуемых нами древостоев, соотношение слагающих их возрастных поколений может различаться (табл. 1), что, в свою очередь, приводит к неодинаковой интенсивности отпада в разных частях градиента загрязнения.

Неоднократно было показано, что основная численность КДО в темнохвойных лесах приходится на фрагменты низких ступеней толщины (Дыренков, 1971; Гусев, 1977); с этим согласуются и полученные нами данные (рис. 2, А) не только по фоновой, но и по импактной территории. Мы не обнаружили, как ранее (Бергман и др., 2015), увеличения в импактной зоне доли тонкомерных стволов в общем отпаде. Скорее всего это связано с различиями в наборе пробных площадей в 2009 и 2014 гг., поскольку из рассмотрения были исключены несколько объектов по причине наличия на них в последние годы различного рода хозяйственной деятельности.

Разнонаправленность изменений в градиенте загрязнения числа и запаса КДО может быть связана с различиями в механизмах формирования пула КДО в разных зонах нагрузки. В импактной зоне КДО в первую очередь формируются за счет большого числа угнетенных загрязнением деревьев низких ступеней толщины, постоянно накапливающихся на поверхности почвы, как из-за увеличенной интенсивности отпада, так и вследствие низкой деструкции. В фоновой зоне запас КДО формируется за счет меньшего числа, но более крупных деревьев, которые не испытывают негативного влияния загрязнения.

Почти двукратное увеличение доли КДО в общем запасе живых и погибших деревьев по мере приближения к заводу косвенно может свиде-

тельствоваться об угнетении и продолжающемся распаде древостоя вблизи завода. В то же время доля КДО по числу стволов в общей совокупности живых и погибших деревьев не сильно различается в градиенте загрязнения (рис. 3, А). Более того, можно отметить положительную динамику данного параметра: по сравнению с результатами 2009 г. (Бергман и др., 2015) (т.е. спустя 5 лет) он снизился с 36 до 30% в фоновой зоне и с 45 до 32% – в импактной.

Распределение валежа по стадиям разложения. Распределение числа стволов валежа по стадиям разложения меняется по мере приближения к источнику выбросов ($\chi^2(6) = 113.43; p < 0.001$) (рис. 4, А). Парные контрасты между максимально загрязненной территорией и менее загрязненными участками статистически значимы ($p < 0.001$): импактная/буферная – $\chi^2(3) = 106.4$; импактная/фоновая – $\chi^2(3) = 42.0$. Фоновая и буферная зоны не различаются ($\chi^2(3) = 2.2, p = 0.48$). Доля (по числу стволов) слабо разложившегося валежа (т.е. суммарно первая и вторая стадии разложения) в древостое вблизи завода в 3.2 раза выше по сравнению с фоновой территорией. Распределение запасов валежа по стадиям разложения аналогично распределению по численности валежа (рис. 4).

Статистически значимые различия в распределении числа стволов валежа по стадиям разложения между разными зонами загрязнения отмечены не только в целом, но и для каждой

размерной категории по объему – для мелких ($\chi^2(6) = 40.09; p < 0.001$), средних ($\chi^2(6) = 46.5; p < 0.001$) и крупных ($\chi^2(6) = 15.60; p < 0.03$) фрагментов (рис. 5). Парные контрасты импактная/буферная и импактная/фоновая зоны также значимы для каждой размерной категории ($\chi^2(3) = 9.47–44.27; p < 0.025$). Исключение составляют крупные образцы импактной и фоновой зон, различие в распределении по стадиям разложения которых оказалось статистически не значимым ($\chi^2(3) = 6.28; p = 0.10$) из-за их небольшого числа стволов. Доля (по числу стволов) слабо разложившихся (т.е. суммарно первая и вторая стадии) мелких фрагментов валежа в импактной зоне в 3.7 раза выше, чем в фоновой зоне, средних – в 2.2, крупных – в 4.2. Как и в целом для валежа, значимых различий между фоновой и буферной зонами не установлено ни для одной из размерных категорий ($\chi^2(3) = 0.14–5.23; p = 0.16–0.22$).

Согласно нашим результатам, в фоновом древостое доля (по объему) валежа на начальных этапах разложения (первая и вторая стадия) составляла 18%, а на последних (четвертая и пятая) – 60%. Эти значения укладываются в диапазон, который приводит В.Г. Стороженко (2012) для еловых древостоев южной тайги: по его данным объем валежа первой и второй стадий составляет 19–46%, четвертой и пятой стадий – 32–70%.

С приближением к источнику загрязнения мы зарегистрировали четко выраженное смеще-

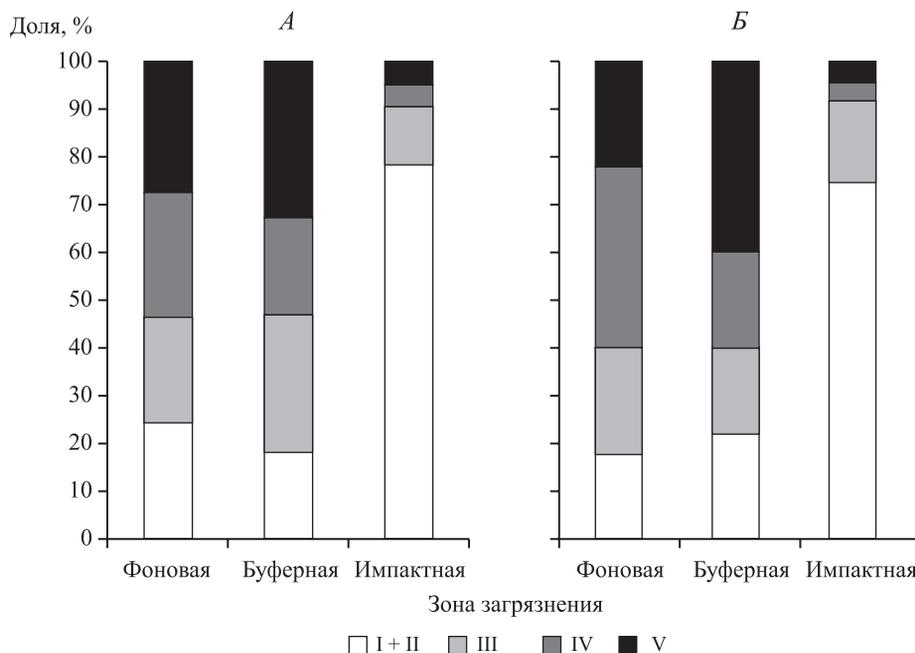


Рис. 4. Распределение числа стволов (А) и запаса (Б) валежа по стадиям разложения (I – V, см. табл. 2) в разных зонах загрязнения

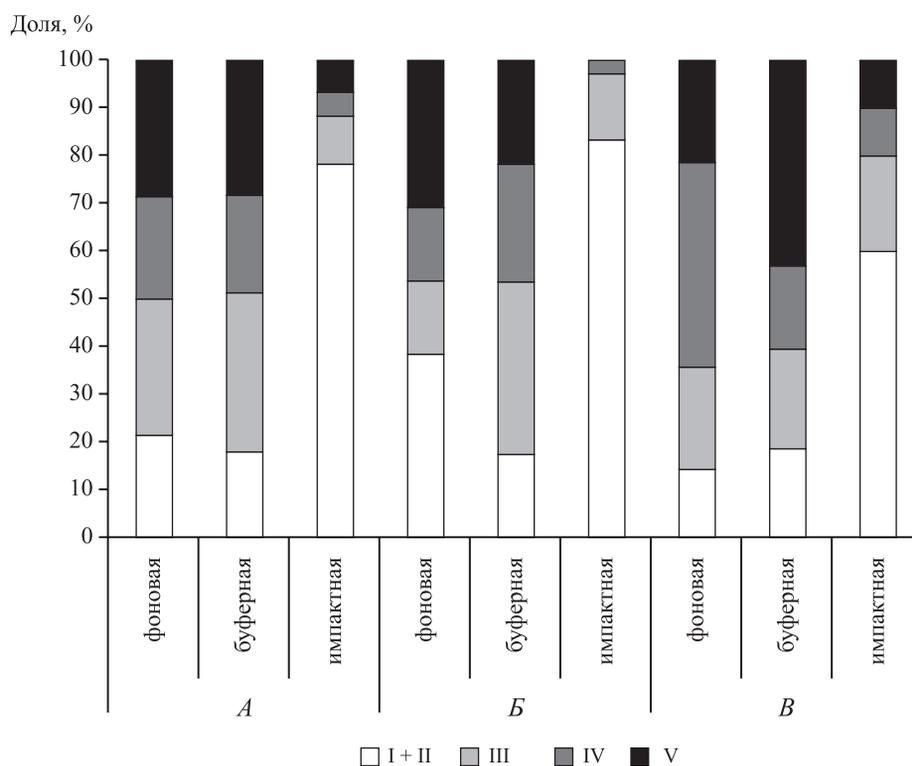


Рис. 5. Распределение числа стволов валежа по стадиям разложения (I – V, см. табл. 2) разных размерных категорий (по объему) (А – мелкие, Б – средние, В – крупные) в трех зонах загрязнения

ние распределения валежа в сторону начальных (первой и второй) стадий разложения, особенно заметное для мелких фрагментов (рис. 5). Это полностью подтверждает нашу вторую рабочую гипотезу. Торможение деструкции растительной органики в условиях промышленного загрязнения было продемонстрировано во многих работах (Strojan, 1978; Zwolinski, 1994; Волчатова и др., 2007), в том числе выполненных в районе СУМЗ (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, 1991, 1995, 2002, 2007; Воробейчик, Пищулин, 2011). Однако во всех случаях в экспериментах применялись относительно быстроразлагающиеся субстраты (листовой опад, чистая целлюлоза). Те же немногие работы (Ставишенко, 2010; Ставишенко, Кшняев, 2013), в которых оценивали влияние загрязнения на деструкцию КДО, не обнаружили явной зависимости в увеличении доли валежа начальных этапов разложения при приближении к источнику выбросов. Это противоречие, скорее всего, связано с различиями в методических подходах, которые мы обсуждаем в следующем разделе.

Общепринято, что разложение органического вещества в природных условиях определяют три группы факторов – качество субстрата, активность биоты и физико-химические условия местообитания (Biology..., 1974; Swift et al., 1979).

Рассмотрим с этой точки зрения возможные причины зарегистрированного нами торможения деструкции КДО под действием выбросов.

Качество субстрата до начала работы завода вряд ли сильно различалось между разными зонами (близкое соотношение видов деревьев на всех участках позволяет предположить отсутствие, по крайней мере, сильных различий по таким параметрам, как плотность древесины, содержание азота, лигнина и т.п.). С другой стороны, длительное поступление с атмосферными выбросами тяжелых металлов и металлоидов, в том числе Cu и As, на момент сбора материала сформировало существенные различия в качестве субстрата между разными зонами загрязнения. Известно, что консерванты на основе соединений меди, хрома и мышьяка, обладающие сильной фунгицидной активностью, широко используются в хозяйственной деятельности для защиты древесины от разрушения грибами (Schultz et al., 2007). Другими словами, загрязнение тяжелыми металлами от выбросов медеплавильного завода можно рассматривать как своеобразный аналог противогрибковой обработки древесины такими консервантами. Скорее всего, именно эту “обработку” есть основания считать главной причиной снижения качества субстрата и, соответственно, торможения деструкции КДО вблизи завода.

Как известно, основные агенты деструкции мертвой древесины в бореальных лесах – это деструктурирующие грибы (Biology..., 1974; Мухин, 1993). Исследования состояния сообществ ксилотрофных базидиомицетов в условиях атмосферного загрязнения, проводившиеся на территории Свердловской области (Ставишенко, 2010), свидетельствуют о явном угнетении роста базидиом вблизи источников выбросов по сравнению с фоновыми участками. Так, обилие грибов на березе и пихте на максимально приближенных к предприятиям участках было снижено в 3 раза по сравнению с фоновым уровнем, на ели – почти в 2 раза, на сосне – более чем в 5 раз (Ставишенко, 2010). Результаты работы, выполненной непосредственно в районе СУМЗ (Брындина, 2000), также констатировали деградацию сообществ ксилотрофных базидиомицетов под действием загрязнения.

Наконец, вблизи источников выбросов обычно более пессималны микроклиматические условия (Kozlov, 2002; Воробейчик, Пищулин, 2011; Воробейчик и др., 2014) вследствие увеличенной фрагментированности местообитаний (Мухачева и др., 2012). По нашим наблюдениям частота встречаемости открытых участков (“окон в древостое”) в импактной зоне значительно выше, чем в фоновой, что увеличивает амплитуду колебаний температуры и влажности КДО, а это, в свою очередь, может отрицательно сказываться на разложении органического вещества (Uvarov et al., 2006). Косвенно в пользу этого свидетельствует более выраженное торможение деструкции у мелких стволов, в которых стабильность гидротермического режима явно меньше, чем у крупных.

Кроме того, более крупные стволы деревьев на фоновой территории с низкой долей участия кроны в общей надземной фитомассе (Усольцев и др., 2010; Бергман, 2011) при падении легко переламывают собственные ветви и, соответственно, сразу соприкасаются с почвой. В отличие от них стволы деревьев в импактной зоне (как правило, низких ступеней толщины) длительное время “зависают” в собственной кроне, а это отодвигает момент их контакта с почвой, и тем самым тормозит заселение грибами.

Таким образом, торможение деструкции КДО может быть связано с действием всех трех факторов. Скорее всего, роль первопричины играет увеличение токсичности субстратов, которое вызывает снижение активности грибов, а более пессимальный микроклимат усиливает действие первых двух факторов.

Методические аспекты изучения КДО. На процессы формирования пула КДО оказывает влияние множество факторов, как естественных (ветровалы, пожары, повреждение болезнями и энтомофагами), так и антропогенных (рубки ухода, очистка от порубочных остатков, сбор валежа и т.п.). Исходя из этого основное значение для получения несмещенных результатов имеет корректный подбор пробных площадей, поскольку в противном случае возможное влияние загрязнения на процессы формирования и трансформации КДО будет “закамуфлировано” действием “мешающих” факторов.

Подтверждением этого тезиса может служить отмеченное выше расхождение между нашим выводом о торможении деструкции КДО вблизи предприятия и результатами других авторов (Ставишенко, 2010; Ставишенко, Кшняев, 2013), не обнаруживших этого факта в этом же районе. Во-первых, в цитируемых работах в силу специфики использованного авторами маршрутного метода в перечень включали, как правило, фрагменты валежа только средних и крупных размеров, что явно занижало долю слаборазложившихся элементов КДО в импактной зоне. Во-вторых, маршрутный учет не предполагал исключения из анализа участков, подверженных действию природных и антропогенных факторов. Именно отсутствие стандартизации условий (учетная трансекта длиной около 100 м, как правило, охватывает большое разнообразие ситуаций в древостое) могло привести к “затушеванию” влияния загрязнения как такового. В-третьих, авторы использовали “укороченный” градиент загрязнения: наиболее удаленные от завода пробные площади они расположили на расстоянии всего 7 км. В качестве фоновых участков использована территория Висимского заповедника, удаленная на несколько сотен километров от СУМЗ и к тому же испытывавшая в недавнем прошлом массовый ветровал. Наша методика (сплошной перечень фрагментов КДО на пробных площадях без видимых признаков хозяйственной деятельности) также не может гарантировать полного исключения влияния “мешающих” факторов, однако тщательный подбор пробных площадей, на наш взгляд, позволяет по крайней мере свести их действие к минимуму.

По сравнению с нашим предыдущим исследованием (Бергман и др., 2015) в настоящей работе были использованы более точные (но и более трудоемкие) подходы как для оценки запаса КДО, так и для характеристики распределения валежа по стадиям разложения. Так, запас фрагментов валежа определен прямым методом, а не кос-

венным (на момент падения); диаметр измерен с точностью 0.5 см, а не по ступеням толщины в 4 см; степень разложения субстрата определена по пятибалльной шкале вместо использованной ранее трехбалльной. В целом, как показали результаты данной работы, на качественном уровне наши выводы оказались вполне воспроизводимы при разных методических схемах и разном наборе пробных площадей. Впрочем, определение объема КДО прямым методом позволило, во-первых, получить более точную оценку их запасов, во-вторых, сделать вывод о значительном вкладе крупных деревьев в запас КДО, и, в-третьих, выявить статистически значимые различия между зонами загрязнения в распределении по стадиям разложения не только мелких (Бергман и др., 2015), но также средних и крупных фрагментов валежа.

Заключение. В противоположность ожидаемому установлено, что фоновые и импактные участки слабо различаются по общему запасу/числу стволов КДО, хотя на уровне тенденции отмечено увеличение числа КДО по мере приближения к медеплавильному заводу. Механизмы формирования запаса КДО не одинаковы в разных зонах загрязнения: в импактной зоне запас КДО в первую очередь формируется за счет большего числа стволов низких ступеней толщины, в фоновой – меньшего их числа, но более крупных фрагментов.

В градиенте загрязнения существенно меняется распределение валежа по стадиям разложения. Вблизи завода резко увеличена – в 3.2 раза по числу и в 4.2 раза по запасу – доля фрагментов на начальных этапах разложения, что свидетельствует о сильном торможении деструкции КДО. Наиболее выражено такое торможение для мелких фрагментов.

Сравнивая материалы настоящей работы с полученными нами ранее (Бергман и др., 2015), можно констатировать, что на качественном уровне результаты оказались воспроизводимы при разных методических схемах и разном наборе участков. В определенной степени это может служить гарантией надежности наших выводов.

* * *

Авторы благодарны канд. биол. наук А.И. Ермакову и канд. биол. наук А.В. Нестеркову за помощь в проведении полевых работ, канд. биол. наук В.С. Микрюкову, канд. биол. наук И.В. Ставищенко и П.Г. Пищулину за обсуждение и комментарии к тексту рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексеев В.А., Бердси Р.А. Углерод в экосистемах лесов и болот России. Красноярск: Институт леса СО РАН, 1994. 224 с.

Бергман И.Е. Биологическая продуктивность ели и пихты в градиенте атмосферных загрязнений на Урале: сравнительный анализ и составление таксационных таблиц: Дисс. ... канд. с.-х. наук (спец. 06.03.02). Екатеринбург: Уральский гос. лесотех. университет, 2011. 156 с.

Бергман И.Е. Влияние выбросов медеплавильного завода на форму ствола ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) и пихты сибирской (*Abies sibirica* Ledeb.) // Поволжский экологический журнал. 2016. № 1. С. 1728.

Бергман И.Е., Воробейчик Е.Л., Усольцев В.А. Структура отпада елово-пихтовых древостоев в условиях загрязнения выбросами Среднеуральского медеплавильного завода // Сибирский лесной журнал. 2015. № 2. С. 20–32.

Бобкова К.С., Кузнецов М.А., Осипов А.Ф. Запасы крупных древесных остатков в ельниках средней тайги Европейского Северо-Востока // Известия высших учебных заведений. Лесной журнал. 2015. № 2 (344). С. 9–21.

Брындина Е.В. Действие выбросов медеплавильного завода на сообщества ксилотрофных базидиомицетов южной тайги // Сибирский экологический журнал. 2000. № 6. С. 679–684.

Волчатова И.В., Александрова Г.П., Хамитуллина Е.А., Медведева С.А. Микогенный ксилотрофиз в условиях антропогенного загрязнения // Лесоведение. 2007. № 5. С. 27–31.

Воробейчик Е.Л. Изменение интенсивности деструкции целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // Экология. 1991. № 6. С. 73–76.

Воробейчик Е.Л. Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284.

Воробейчик Е.Л. Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в условиях атмосферного загрязнения лесных экосистем // Известия РАН. Серия биологическая. 2002. № 2. С. 368–379.

Воробейчик Е.Л. Сезонная динамика пространственного распределения целлюлозолитической активности почвенной микрофлоры в условиях атмосферного загрязнения // Экология. 2007. № 6. С. 427–437.

Воробейчик Е.Л., Козлов М.В. Воздействие точечных источников эмиссии поллютантов на наземные экосистемы: методология исследований, экспериментальные схемы, распространенные ошибки // Экология. 2012. № 2. С. 83–91.

Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г. Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в услови-

ях промышленного загрязнения // Почвоведение. 2011. № 5. С. 597–610.

Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.

Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е. Многолетняя динамика лесной растительности в период сокращения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2014. № 6. С. 448–458.

Воробьев О.Н. Структура, пространственное распределение и депонирование углерода в древесном детрите сосняков Марийского Заволжья: Автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук (спец. 06.03.02). Йошкар-Ола: Марийский гос. техн. университет, 2006. 23 с.

Гордиенко П.В. Экологические особенности разрушающих грибов в лесных биогеоценозах среднего Сихотэ-Алиня: Дисс. ... канд. биол. наук (спец. 03.00.05). М.: Московский гос. университет, 1979. 149 с.

Грабовский В.И., Замолодчиков Д.Г. Модели оценки запасов валежа по данным учетов на трансектах // Лесоведение. 2012. № 2. С. 66–73.

Гусев И.И. Закономерности строения еловых древостоев Европейского Севера. Архангельск: Архангельский лесотех. институт, 1977. 40 с.

Дыренков С.А. Структура и динамика древостоев еловых лесов Европейского Севера // Тр. ЛенНИИ лесн. хоз-ва. 1971. Вып. 13. С. 106–120.

Залесов С.В., Кряжевских Н.А., Крупинин Н.Я., Крючков К.В., Лопатин К.И., Луганский В.Н., Луганский Н.А., Морозов А.Е., Ставищенко И.В., Юсупов И.А. Деградации и демутация лесных экосистем в условиях нефтегазодобычи. Екатеринбург: Уральский гос. лесотех. университет, 2002. 436 с.

Замолодчиков Д.Г. Оценка пула углерода крупных древесных остатков в лесах России с учетом влияния пожаров и рубок // Лесоведение. 2009. № 4. С. 3–15.

Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Каганов В.В. Натурная и модельная оценки углерода валежа в лесах Костромской области // Лесоведение. 2013. № 4. С. 3–11.

Ившин А.П. Влияние атмосферных выбросов Норильского горно-металлургического комбината на состояние елово-лиственничных древостоев: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук (спец. 03.00.16). Екатеринбург: Институт экологии растений и животных УрО РАН, 1993. 25 с.

Исаев А.С., Коровин Г.Н. Депонирование углерода в лесах России // Углерод в биогеоценозах. Чтения памяти акад. В.Н. Сукачева. М.: ВНИИЦлесресурс, 1997. Вып. XV. С. 59–98.

Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л. Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187–193.

Карелин Д.В., Уткин А.И. Скорость разложения крупных древесных остатков в лесных экосистемах // Лесоведение. 2006. № 2. С. 26–33.

Катаев О.А. Динамика естественного отпада в древостоях ели // Лесоведение. 1990. № 6. С. 33–40.

Климченко А.В., Верховец С.В., Слинкина О.А., Кошурникова Н.Н. Запасы крупных древесных остатков в среднетаежных экосистемах Приенисейской Сибири // География и природные ресурсы. 2011. № 2. С. 91–97.

Медведева М.В., Бахмет О.Н., Яковлев А.С. Процессы деструкции опада ели в условиях аэротехногенного загрязнения // Лесоведение. 2006. № 4. С. 75–77.

Мухачева С.В., Давыдова Ю.А., Воробейчик Е.Л. Роль гетерогенности среды в сохранении разнообразия мелких млекопитающих в условиях сильного промышленного загрязнения // Доклады АН. 2012. Т. 447. № 1. С. 106–109.

Мухин В.А. Биота ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины. Екатеринбург: Наука, 1993. 231 с.

Мухин В.А., Воронин П.Ю. Микогенное разложение древесины и эмиссия углерода в лесных экосистемах // Экология. 2007. № 1. С. 24–29.

Мухортова Л.В., Кирдянов А.В., Мыглан В.С., Гуггенбергер Г. Трансформация древесины сухостойных деревьев в условиях лесотундры Средней Сибири // Известия РАН. Серия биологическая. 2009. № 1. С. 70–78.

Поляков В.И., Полякова Г.Г. Особенности развития средневозрастных пригородных сосняков Красноярска // Лесная таксация и лесоустройство. 2005. Вып. 1 (34). С. 44–49.

Сморкалов И.А., Воробейчик Е.В. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // Экология. 2011. № 6. С. 429–435.

Ставищенко И.В. Состояние лесных сообществ ксилотрофных грибов под воздействием промышленных аэрополлютантов // Экология. 2010. № 5. С. 397–400.

Ставищенко И.В., Киняев И.А. Реакция лесных сообществ ксилотрофных грибов на аэротехногенное загрязнение: мультимодельный вывод // Известия РАН. Серия биологическая. 2013. № 4. С. 474–484.

Стороженко В.Г. Характеристика древесного отпада в коренных ельниках восточноевропейской тайги // Лесоведение. 2012. № 3. С. 43–50.

Тарханов С.Н. Состояние лесных экосистем в условиях атмосферного загрязнения на европейском севере: Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук (спец. 03.02.08). Сыктывкар: Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, 2011. 38 с.

Трейфельд Р.Ф. Запасы и масса крупного древесного детрита (на примере лесов Ленинградской области):

Дисс. канд. с.-х. наук (спец. 06.03.02). СПб.: Санкт-Петербургская лесотех. академия, 2001. 147 с.

Трефилова О.В., Ведрова Э.Ф., Оскорбин П.А. Запас и структура крупных древесных остатков в сосняках Енисейской равнины // Лесоведение. 2009. № 4. С. 16–23.

Усольцев В.А., Бергман И.Е., Уразова А.Ф., Борников А.В., Жанабаева А.С., Воробейчик Е.Л., Колтунова А.И. Изменение продуктивности ассимиляционного аппарата деревьев в градиенте промышленных загрязнений на Среднем Урале // Известия Оренбургского гос. аграрного университета. 2010. № 1 (25). С. 40–43.

Усольцев В.А., Воробейчик Е.Л., Бергман И.Е. Биологическая продуктивность лесов Урала в условиях техногенного загрязнения: исследование системы связей и закономерностей. Екатеринбург: Уральский гос. лесотех. университет, 2012. 365 с.

Усольцев В.А., Залесов С.В. Методы определения биологической продуктивности насаждений. Екатеринбург: Уральский гос. лесотех. университет, 2005. 147 с.

Фимушин Б.С. Закономерности роста сосновых древостоев и методика оценки ущерба, наносимого им промышленными выбросами в условиях пригородной зоны Свердловска: Дисс. ... канд. с.-х. наук (спец. 06.03.03). Свердловск: Уральский государственный лесотехнический институт, 1979. 169 с.

Цветков В.Ф., Цветков И.В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения. Архангельск: Б. и., 2003. 354 с.

Швиденко А.З., Щепаченко Д.Г., Нильссон С. Оценка запасов древесного детрита в лесах России // Лесная таксация и лесоустройство. 2009. № 1 (41). С. 133–147.

Шорохова Е.В., Капица Е.А., Кузнецов А.А. Микогенный ксилолиз пней и валежа в таежных ельниках // Лесоведение. 2009. № 4. С. 24–33.

Biology of plant litter decomposition / Eds C.H. Dickinson, G.J.F. Pugh. London; New York: Academic Press, 1974. 775 p.

Fogel R., Ogawa M., Trappe J.M. Terrestrial decomposition: a synopsis. US/IBP Coniferous Forest Biome Report 135. Washington: University of Washington, 1973. 12 p.

Fridman J., Walheim M. Amount, structure and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden // Forest Ecology and Management. 2000. V. 131. P. 23–36.

Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregori S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins K.W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems // Advances in Ecological Research. 1986. V. 15. P. 133–302.

Karjalainen L., Kuuluvainen T. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo Wilderness,

Eastern Fennoscandia // *Silva Fennica*. 2002. V. 36. N 1. P. 147–167.

Kozlov M.V. Changes in wind regime around a nickel-copper smelter at Monchegorsk, northwestern Russia // *International Journal of Biometeorology*. 2002. V. 46. N 2. P. 76–80.

Krankina O.N., Harmon M.E. Dynamics of the dead wood carbon pool in Northwestern Russian Boreal forests // *Water, Air & Soil Pollution*. 1995. V. 82. P. 227–238.

Muhlbaier D.J. Measurement of dry deposition to surfaces in deciduous and pine canopies // *Environmental Pollution*. 1987. V. 44. N 4. P. 261–277.

Nilsson S.G., Niklasson M., Hedin J., Aronsson G., Gutowski J.M., Linder P., Ljungberg H., Mikusinski G., Ranius T. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests // *Forest Ecology and Management*. 2002. V. 161. P. 189–204.

Norden B., Gotmark F., Tonneberg M., Ryberg M. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps // *Forest Ecology and Management*. 2004. V. 194. P. 235–248.

Rouvinen S., Kuuluvainen T., Karjalainen L. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia // *Canadian Journal of Forest Research*. 2002. V. 32. P. 2184–2200.

Schultz P., Nicholas D., Preston A.F. A brief review of the past, present and future of wood preservation // *Pest Management Science*. 2007. V. 63. N 8. P. 784–788.

Shorohova E., Kapitsa E. Influence of the substrate and ecosystem attributes on the decomposition rates of coarse woody debris in European boreal forests // *Forest Ecology and Management*. 2014. V. 315. P. 173–184.

Siitonen J. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example // *Ecological Bulletins*. 2001. V. 49. P. 11–41.

Sollins P. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington // *Canadian Journal of Forest Research*. 1982. N 12. P. 18–28.

Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. Biodiversity in dead wood. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. 509 p.

Strojan C.L. Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter // *Oecologia*. 1978. V. 32. N 2. P. 203–212.

Sturtevant B.R., Bissonette J.A., Long J.N., Roberts D.W. Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland // *Ecological Applications*. 1997. V. 7. N 2. P. 702–712.

Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M. Decomposition in terrestrial ecosystem. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1979. 372 p.

Tuomi R., Laiho R., Repo A., Liski J., Wood decomposition model for boreal forests // *Ecological Modelling*. 2011. V. 222. P. 709–718.

Uvarov A. V., Tiunov A. V., Scheu S. Long-term effects of seasonal and diurnal temperature fluctuations on carbon dioxide efflux from a forest soil // *Soil Biology and Biochemistry*. 2006. V. 38. N 12. P. 3387–3397.

Zell Y., Kandler G., Hanewinkel M. Predicting constant decay rates of coarse woody debris – meta-analysis approach with a mixed model // *Ecological Modelling*. 2009. V. 220. P. 904–912.

Zwolinski J. Rates of organic matter decomposition in forests polluted with heavy metals // *Ecological Engineering*. 1994. V. 3. N 1. P. 17–26.

The effect of the copper plant on the growing stock and decomposition of coarse woody debris in the spruce and fir woodland

I. E. Bergman, E. L. Vorobeichik

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences

8-Marta st. 202, Yekaterinburg, 620144

E-mail: 5554505@mail.ru, ev@ipae.uran.ru

Received 30.11.2015

We studied the share of coarse woody debris (CWD) reserves at different stages of decomposition in the spruce and fir woodland within the impact area of aerial pollution from the Central Urals Copper Plant (Revda, Sverdlovsk oblast). Control and impact areas slightly differed in total reserves and number of trunks of CWD (sum of standing and fallen dead wood). However, the number of CWD tended to grow in proximity of the plant. The mechanisms involved in CWD reserves formation differ between impact and control sites. A larger number of relatively thin stems prevail in CWD reserves of impact sites compared to the lower number of thick trunks at control sites. CWD share of 30% in total number of dead and alive trees did not differ across pollution loads. However the share of CWD reserves in total stock are 1.9 times higher near the plant than at the control site. The share of trunks at the initial stages of decomposition (total of stages one and two out of 5 stages of decomposition) was 3.2 times higher in terms of CWD number and 4.2 times higher in terms of CWD reserves than at the control sites. This pointed to the strong suppression of CWD destruction. Pattern of decomposition stages of all sizes of fallen trees significantly differs in volume across pollution load zones.

Industrial pollution, copper plant, heavy metal, coarse woody debris, spruce and fir woodland, timber destruction, dead wood, standing dead wood.