

УДК 630*181.9:[504.5: 669.2/.8]

СТРУКТУРА ОТПАДА ЕЛОВО-ПИХТОВЫХ ДРЕВОСТОЕВ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВЫБРОСАМИ СРЕДНЕУРАЛЬСКОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2015 г. И. Е. Бергман¹, Е. Л. Воробейчик¹, В. А. Усольцев^{2,3}

¹ Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

² Ботанический сад УрО РАН

620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

³ Уральский государственный лесотехнический университет

620100, Екатеринбург, Сибирский тракт, 37

E-mail: 5554505@mail.ru, ev@ipae.uran.ru, usoltsev50@mail.ru

Поступила в редакцию 14.12.2014 г.

Исследовано влияние промышленного загрязнения на величину отпада (сухостой и валеж) и его распределение по стадиям разложения в елово-пихтовых древостоях южной тайги на территории возле Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда, Свердловская обл.). Не выявлено зависимости количества общего отпада и отпада по каждой категории крупности от расстояния до источника загрязнения. В то же время количество валежа значительно выше (в 1.9 раза) на загрязненной территории (2 и 4 км от завода) по сравнению с фоновой (30 км от завода). Значимых различий между участками по доле отпада от общего количества живых и мертвых деревьев не установлено, хотя на уровне тенденции отмечено увеличение данного показателя при приближении к заводу. Установлены значимые различия в распределении отпада по категориям крупности между участками фонового и среднего загрязнения, а также фонового и сильного загрязнения. Выявленные различия связаны с большей долей мелкого отпада вблизи завода – на 12 и 15 % по сравнению с участками среднего и фонового загрязнения соответственно, а также с двукратным снижением возле завода доли отпада средних и крупных размеров. Распределение живых деревьев по категориям крупности также связано с уровнем загрязнения. Средние диаметры как древостоя, так и элементов крупных древесных остатков (сухостой и валеж) на участках с разным уровнем загрязнения значительно не различаются. Для мелкого валежа с увеличением загрязнения доля слабо разложившихся стволов увеличивается, а сильно разложившихся – уменьшается. Распределение среднего и крупного валежа по стадиям разложения на участках с разным уровнем загрязнения не различается.

Ключевые слова: промышленное загрязнение, медеплавильный завод, тяжелые металлы, крупные древесные остатки, деструкция, древостой, отпад, валеж, сухостой, Средний Урал.

DOI: 10.15372/SJFS20150202

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы растет количество публикаций, посвященных изучению крупных древесных остатков (КДО) (Карелин, Уткин, 2006; Zell et al., 2009; Palviainen et al., 2010a, b; Tuomi et al., 2011; Shorohova and Kapitsa, 2014). Под КДО понимают мертвое древесное вещество (сухостой, валеж, пни) всех

стадий разложения до перехода в гумус. Интерес к этому вопросу не случаен и в первую очередь обусловлен важностью КДО в оценке депонирования углерода (Karjalainen and Kuuluvainen, 2002; Замолотчиков, 2009), а также при разработке программ сохранения биоразнообразия (Siitonen, 2001; Stokland et al., 2012). Для России изучение КДО особенно актуально, поскольку экстенсивная форма

ведения лесного хозяйства приводит к высокой захлапленности лесных территорий (Воробьев, 2006).

Несмотря на огромное количество публикаций по КДО, работ, посвященных влиянию промышленного загрязнения на изменение показателей КДО, немного (Залесов и др., 2002; Цветков В., Цветков И., 2003; Ставищенко, 2003, 2004; Волчатова и др., 2007). Результаты противоречивы: продемонстрировано как увеличение величины отпада/сухостоя по мере повышения уровня загрязнения (Фимушин 1979; Ившин 1993; Цветков В., Цветков И., 2003 и др.), так и отсутствие каких-либо изменений (Поляков, Полякова, 2005; Тарханов, 2011).

Ситуация аналогична и для исследований деструкции стволов деревьев в условиях загрязнения: прямые оценки скорости разложения, базирующиеся на изменении во времени массы или плотности образца, отсутствуют. Это резко контрастирует с ситуацией на ненарушенных территориях, закономерности разложения древесины на которых подробно исследованы (Карелин, Уткин, 2006; Мухин, Воронин, 2007; Zell et al., 2009). В условиях загрязнения деструкцию растительной органики изучают, используя быстро разлагающиеся фракции (лиственный и веточный опад, чистую целлюлозу) (Strojan, 1978; Воробейчик, 1991, 1995, 2002, 2007; Zwolinski, 1994; Медведева и др., 2006; Воробейчик, Пищулин, 2011), либо косвенным методом – на основе визуальных оценок стадий разложения стволов с последующим анализом их распределения (Залесов и др., 2002; Ставищенко и др., 2003, 2004; Ставищенко, Кшнясев, 2013).

Цель данной работы – анализ изменения величины отпада и его распределения по стадиям разложения в елово-пихтовых лесах южной тайги под действием поллютантов от мощного точечного источника эмиссии (медеплавильный завод). В ходе работы проверяли две рабочие гипотезы: первая заключается в предположении, что на загрязненных территориях количество отпада выше, чем в аналогичных фоновых древостоях, вторая – структура разложения валежа вблизи завода изменена по сравнению с ненарушенными

древостоями за счет увеличения доли слабо-разложившихся КДО. 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 и др., 1994; Воробейчик, 2002, 2007; Волчатова и др., 2007; Воробейчик, Пищулин, 2011) под действием промышленного загрязнения.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проведены в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), расположенного на окраине г. Ревды Свердловской обл., в 50 км к западу от г. Екатеринбурга. Предприятие действует с 1940 г. и считается одним из крупнейших источников атмосферного загрязнения в России: общий объем эмиссии в конце 1980-х гг. составлял более 140 тыс. т/год, к середине 2000-х гг. уменьшился до 25 тыс. т/год, а после кардинальной реконструкции предприятия в 2010 г. – до 5 тыс. т/год (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 в различной степени пораженных экосистем, формы которых частично совпадают с преимущественным направлением ветров в данном районе (с запада на восток). Поскольку в восточном направлении градиент загрязнения сильнее растянут и перекрывается зоной воздействия от городской агломерации Екатеринбурга, 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 кислотно-разнотравную к мертвопокровной и мохово-хвощевой. Почвенный покров исследованных участков представлен сочетаниями горно-лесных бурых, дерново-подзолистых и серых лесных почв, в разной степени транс-

формированных действием техногенных факторов. В данной работе части градиента объединены в три группы: сильного загрязнения – на удалении 2 и 4 км от источника выбросов, среднего – 7 и 10, фонового – 29 и 33 км. Подробное описание уровней загрязнения и характера изменения экосистем под влиянием загрязнения приведено ранее (Воробейчик и др., 1994; Кайгородова, Воробейчик, 1996; Усольцев и др., 2012; Воробейчик и др., 2014).

Всего в градиенте загрязнения заложено 18 пробных площадей (ПП) размером 25×25 м (по 3 ПП на каждом удалении). Таксационная характеристика древостоев приведена в табл. 1. Средние высота и запас древостоев рассчитаны по уравнениям, где в качестве независимой переменной используется диаметр модельного дерева (см), а зависимой – его высота (м) или объем (м³). Дан-

ные по модельным деревьям приведены в нашей работе (Бергман, 2011). Класс бонитета определен по шкале М. М. Орлова.

На каждой ПП выполнен сплошной пере-чет стволов погибших деревьев с разделением их по категориям (сухостой, валеж), размерам (мелкие, средние, крупные) и степени деструкции (сильная, средняя, слабая). Видовую принадлежность погибшего дерева не учитывали. Под сухостоем в данной работе понимается стоящее на корню мертвое дерево (как с сохранившимися ветвями, так и без них), под валежом – мертвое дерево, лежащее на поверхности почвы или частично погруженное в нее. Стволы погибших деревьев, зависшие в кронах, отнесены к валежу.

В пере-чет включали все погибшие деревья с диаметром ствола более 6 см, ступень толщины – 4 см. Диаметр измерен с помощью мерной вилки на расстоянии 1.3 м от места

Таблица 1. Таксационная характеристика исследованных елово-пихтовых древостоев

Уровень загрязнения	Удаление от завода, км	Концентрация С _ц , мкг/г*	№ ПП	Состав	Класс возраста**	Класс бонитета	Средняя высота, м	Средний диаметр, см	Густота, шт./га	Сумма площадей сечений, м ² /га	Запас, м ³ /га
Фоновый	33	31.6 (3.3)	1	5П4Е1Б	IV–VII	II–III	20.5	23.4	880	37.9	352
			2	5Е3П1Б1С			20.7	23.7	1088	48.2	459
			3	4П4Е2Б			19.5	21.4	818	29.4	275
	29	30.3 (0.8)	4	8П2Е			20.2	22.7	898	36.3	342
			5	7П2Е1Б			20.0	22.3	1085	42.5	399
			6	6П4Е			19.3	21.0	935	32.4	298
Средний	10	231.2 (67.0)	1	4Е3Б3П+С	II–VII	II–III	18.4	21.1	1152	40.3	376
			2	5Е4П1Б+Ос			18.1	20.5	935	30.8	283
			3	4Е3П2Б1Ос			18.9	22.1	901	34.5	317
	7	371.0 (27.0)	4	4Е3Б3П+Ос			18.6	21.6	1035	37.8	353
			5	7П3Б+Е			19.1	22.5	820	32.6	305
			6	6П2Е2Б			20.8	26.3	773	42.2	405
Сильный	4	1020.8 (46.7)	1	8Е1П1Б+Ос	III–IX	III–IV	19.9	23.5	870	37.8	346
			2	9Е1П+Б			14.9	15.6	1798	34.3	298
			3	5П3Е2Б+Ос			22.6	29.4	496	33.7	321
	2	5530.4 (312.8)	4	4С3Е2Б1П			14.2	16.6	740	16.1	139
			5	5Е4П1Б+Ив			12.6	13.9	1078	16.3	145
			6	5Е4П1Б+С			13.5	15.4	1170	21.8	191

Примечание. * – приведено среднее содержание подвижной формы меди в лесной подстилке (Сморкалов, Воробейчик, 2011), в скобках – среднее квадратическое отклонение, учетная единица – пробная площадь ($n = 3$); ** – представлены минимальный и максимальный классы возраста, определенные по модельным деревьям в пределах диапазона варьирования их диаметров на площади (всего 12–14 экз. на каждом удалении).

Таблица 2. Шкала для диагностики стадий деструкции валежа (по П. В. Гордиенко (1979) с изменениями)

Стадия деструкции	Визуальные признаки
Слабая	Древесина крепкая, с пятнами, по цвету отличающимися от живой древесины, волокна древесины с трудом отщепляются, кора обычно присутствует. При ударе топором обух с трудом проникает внутрь
Средняя	Древесина мягкая, волокна легко отщепляются, но в комок не скатываются, кора местами присутствует. При ударе топором обух легко проникает внутрь
Сильная	Древесина в виде трухи или остатков ядра ствола и ветвей, при этом может быть покрыта лишайниками, мхами или высшими растениями

слома упавшего ствола, для сухостоя – на высоте груди (около 1.3 м). Средний диаметр древостоя/элемента КДО на ПП рассчитан согласно принятой в лесной таксации формуле: $D_{cp} = \sqrt{G / (N * (\pi / 4))}$; где G – сумма площадей сечений, см²/га; N – число стволов, шт./га (Усольцев, Залесов, 2005). Если упавший ствол находился за пределами ПП, но его пень – в пределах ПП, то ствол включали в перечет. Приняты следующие категории крупности: мелкие – $6 \text{ см} < d_{1.3} \leq 18$, средние – $18 < d_{1.3} \leq 42$, крупные – $d_{1.3} \geq 42$. Объем погибшего ствола рассчитан на момент падения по уравнениям зависимости объема ствола живого дерева от диаметра на высоте 1.3 м, полученным нами ранее для данного района (Бергман, 2011). В основу диагностики стадий разложения положена шкала П. В. Гордиенко (1979), редуцированная с пяти до трех стадий (табл. 2).

Статистический анализ данных выполнен в программах STATISTICA V.8.0. и AtteStat. Для сравнения средних использовали критерий Манна–Уитни (учетная единица ПП). Распределение отпада по категориям крупности и стадиям разложения анализировали с помощью таблиц сопряженности, для оценки различий использовали критерий χ^2 Пирсона. При определении однородности слабонасыщенных таблиц (частоты в некоторых ячейках не превышали 5) использовали диагностику Симонова–Цай, по результатам которой определяли допустимость аппроксимации χ^2 . Если возникала проблема с аппроксимацией χ^2 , использовали критерий Фримана–Холтона (расширение точного критерия Фишера). Для определения однородности таблиц 2×2 использовали точный критерий Фишера.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Общее количество отпада вблизи завода в среднем в 1.4 раза выше, чем в фоновых древостоях, причем для сухостоя зарегистрировано обратное соотношение (в 1.5 раза). Однако как в первом, так и во втором случае различия оказались статистически незначимы ($p > 0.05$). Количество валежа значительно выше ($p < 0.05$) на территориях с сильным и средним уровнем загрязнения по сравнению с фоновыми участками (в 1.9 и 1.8 раза соответственно). Значимых различий между участками по доле отпада от общего количества живых и мертвых деревьев не выявлено ($p > 0.08$), хотя на уровне тенденции можно отметить увеличение данного показателя при приближении к заводу (табл. 3).

Количество мелкого валежа возрастает по мере увеличения загрязнения (табл. 4): различия между сильно загрязненными и фоновыми участками значимы ($p = 0.01$). В отношении сухостоя и общего отпада низких ступеней толщины различия статистически незначимы. Аналогична ситуация для КДО средних и крупных размеров, за исключением сухостоя средней категории крупности, которого оказалось меньше в 6 раз ($p = 0.01$) на участке сильного загрязнения по сравнению с фоновой территорией.

Распределение отпада по категориям крупности статистически неоднородно ($\chi^2(4) = 20.2$; $p < 0.01$) и связано с уровнем загрязнения (рис. 1): значимые различия выявлены между участками сильного и среднего загрязнения ($\chi^2(2) = 14.6$; $p < 0.01$), а также сильного и фонового ($\chi^2(2) = 17.5$; $p < 0.01$); различия между участками среднего и фонового загрязнения отсутствуют ($\chi^2(2) = 0.4$;

Таблица 3. Характеристика отпада в градиенте загрязнения

Уровень загрязнения	Удаление от завода, км	№ ПП	Сухостой, шт./га	Валеж, шт./га				Итого отпад, шт./га	$\frac{\text{Отпад}}{\text{Отпад} + \text{древостой}} \times 100 \%$
				Степень разложения			Итого		
				слабая	средняя	сильная			
Фоновый	33	1	96	48	128	176	352	448	34
		2	256	0	96	176	272	528	33
		3	123	27	41	300	368	491	38
	29	4	244	128	141	128	397	641	42
		5	288	26	118	118	262	550	34
		6	307	44	117	131	292	599	39
Среднее \pm SE			219 \pm 36	46 \pm 18	107 \pm 14	172 \pm 28	324 \pm 23	543 \pm 29	36 \pm 1.5
Средний	10	1	48	80	384	224	688	736	39
		2	60	45	90	181	316	376	29
		3	32	48	193	129	370	402	31
	7	4	144	157	275	157	589	733	41
		5	347	193	328	222	743	1090	57
		6	124	41	345	331	717	841	52
Среднее \pm SE			126 \pm 48	94 \pm 27	269 \pm 45	207 \pm 29	571 \pm 75	696 \pm 111	42 \pm 4.6
Сильный	4	1	75	37	298	248	583	658	43
		2	15	15	233	219	467	482	21
		3	29	86	144	374	604	633	56
	2	4	309	401	139	108	648	957	56
		5	274	757	0	64	821	1095	50
		6	203	559	0	17	576	779	40
Среднее \pm SE			151 \pm 52	309 \pm 127	136 \pm 49	172 \pm 54	617 \pm 48	767 \pm 92	45 \pm 5.4

Примечание. SE – ошибка среднего.

$p = 0.19$). Выявленные различия связаны с большей долей мелкого отпада вблизи завода – на 12 и 15 % по сравнению с участками среднего и фонового загрязнения соответственно, а также двукратным снижением у завода крупного и среднего отпада.

Распределение живых деревьев по категориям крупности также статистически неоднородно ($\chi^2(4) = 71.9$; $p < 0.001$) и связано с уровнем загрязнения: значимые различия установлены между участками сильного и среднего загрязнения ($\chi^2(2) = 50.3$; $p < 0.001$), а также сильного и фонового ($\chi^2(2) = 60.6$; $p < 0.001$). Как и в случае с отпадом, различия объясняются увеличенной долей мелких деревьев и уменьшенной – средних и крупных. Для всех уровней загрязнения значимы различия между распределением по категориям крупности живых деревьев и распре-

лением отпада ($\chi^2(2) = 21.5 - 51.4$; $p < 0.001$) (см. рис. 1).

Средние диаметры как древостоя, так и элементов КДО между уровнями загрязнения значимо не различаются ($p > 0.07$) (табл. 5). Средний диаметр древостоя на всех участках превышает средний диаметр того или иного элемента КДО, но разница не всегда значима.

В фоновых условиях на одно сухостойное дерево приходилось от 1 до 4 единиц валежа. По мере приближения к заводу увеличивается разброс данного соотношения: до 2–14 при среднем загрязнении и 2–32 – при сильном (см. табл. 3). Полученная таблица сопряженности статистически неоднородна ($\chi^2(2) = 39.6$; $p < 0.01$): установлены значимые различия в соотношении сухостойных деревьев и валежа между участками с силь-

Структура отпада елово-пихтовых древостоев в условиях загрязнения выбросами
Среднеуральского медеплавильного завода

Таблица 4. Количество и доля отпада по категориям крупности в градиенте загрязнения

Уровень загрязнения	Категория крупности	Сухостой	Валеж	Итого отпад
Фоновый	Мелкие	175 ± 39 (54–263) 75 (44–95)	219 ± 32 (136–359) 69 (37–95)	394 ± 66 (191–590) 71 (39–93)
	Средние	44 ± 11 (13–80) 25 (5–56)	90 ± 31 (13–191) 27 (5–52)	134 ± 36 (38–259) 26 (6–53)
	Крупные	0 0	14 ± 6 (0–41) 4 (0–11)	14 ± 6 (0–41) 3 (0–8)
Средний	Мелкие	106 ± 37 (32–270) 88 (67–100)	417 ± 67 (166–598) 72 (52–87)	523 ± 95 (226–869) 74 (60–86)
	Средние	17 ± 13 (0–77) 7 (0–22)	142 ± 28 (66–262) 26 (11–43)	159 ± 27 (92–262) 24 (13–36)
	Крупные	3 ± 3 (0–16) 5 (0–33)	12 ± 4 (0–29) 2 (0–5)	15 ± 4 (0–29) 2 (0–4)
Сильный	Мелкие	143 ± 51 (14–293) 89 (50–100)	532 ± 64 (335–773) 85 (64–95)	675 ± 113 (350–1047) 86 (64–96)
	Средние	8 ± 4 (0–17) 11 (0–50)	78 ± 25 (31–187) 14 (5–31)	86 ± 26 (46–201) 13 (4–32)
	Крупные	0 0	7 ± 5 (0–29) 1 (0–5)	7 ± 5 (0–29) 1 (0–5)

Примечание. Приведено среднее \pm ошибка ($n = 6$), в скобках – минимальное и максимальное значения. В числителе – шт./га, в знаменателе – %.

Доля, %

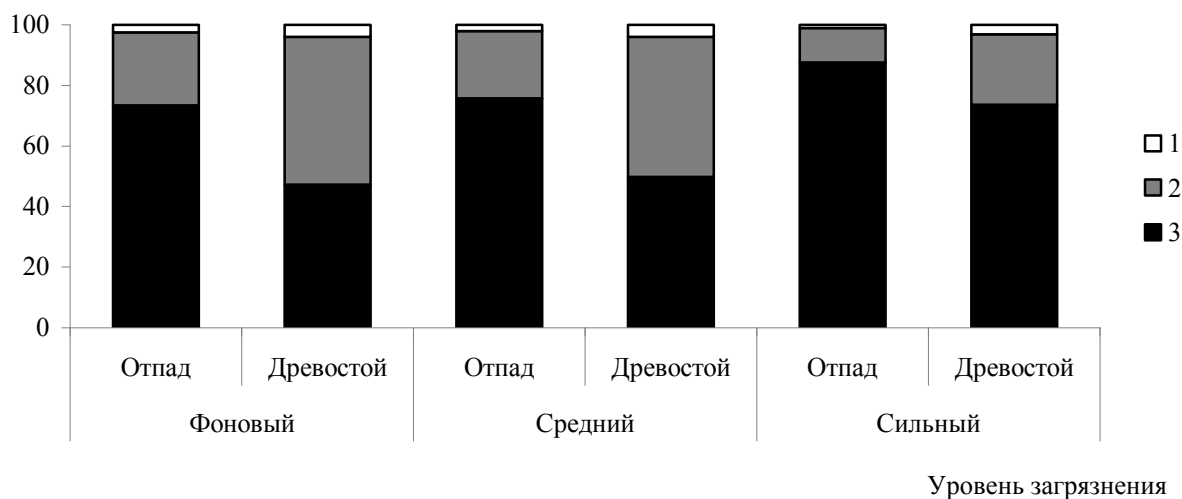


Рис. 1. Распределение отпада и живых деревьев (древостой) по категориям крупности и уровням загрязнения. Категории: 1 – крупные, 2 – средние, 3 – мелкие.

Таблица 5. Значения средних диаметров (см) древостоя и элементов КДО в градиенте загрязнения

Уровень загрязнения	Древостой	Сухостой	Валеж	Отпад (сухостой+валеж)
Фоновый	22.4 ± 0.4	16.2 ± 1.9	18.2 ± 2.2	17.5 ± 2.1
Средний	22.3 ± 0.9	14.7 ± 2.6	18.2 ± 1.2	17.7 ± 0.9
Сильный	19.1 ± 2.5	11.9 ± 1.4	14.1 ± 1.6	14.1 ± 1.5

Примечание. Приведено среднее \pm ошибка ($n = 6$). Значимые отличия ($p < 0.05$) среднего диаметра элемента КДО от среднего диаметра древостоя выделены жирным шрифтом.

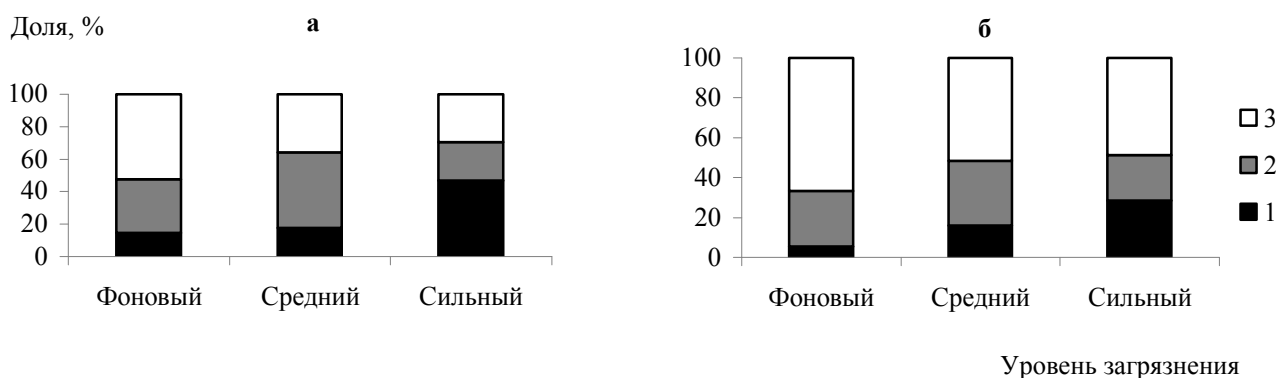


Рис. 2. Распределение валежа по стадиям разложения в разных зонах загрязнения (а – оценка по количеству стволов, б – по запасу). Стадии разложения: 1 – слабая; 2 – средняя; 3 – сильная.

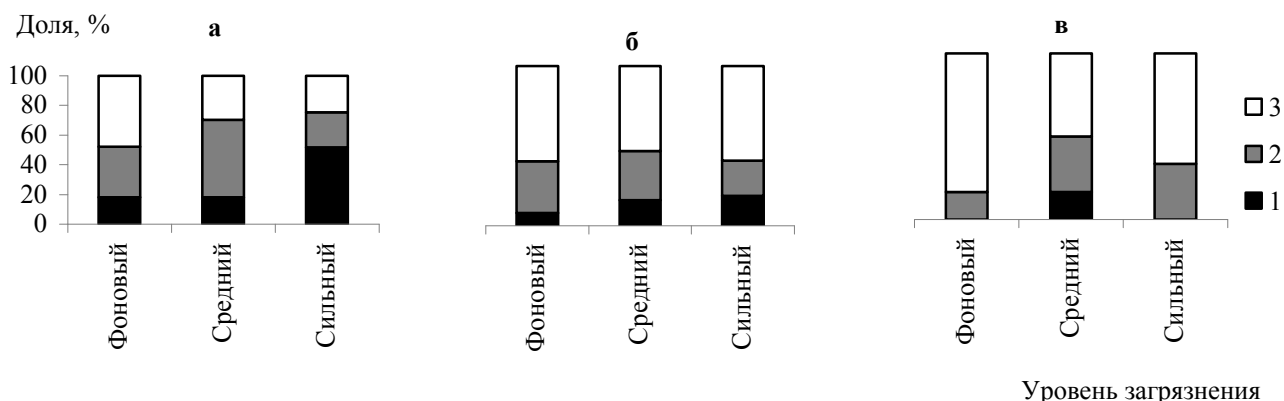


Рис. 3. Распределение мелкого (а), среднего (б) и крупного (в) валежа по стадиям разложения. Учетная единица – шт. Стадии разложения: 1 – слабая; 2 – средняя; 3 – сильная.

ным и фоновым загрязнением ($\chi^2(1) = 29.9$; $p < 0.01$), а также средним и фоновым ($\chi^2(1) = 27.9$; $p < 0.01$). Распределение валежа по стадиям разложения меняется по мере приближения к источнику выбросов ($\chi^2(4) = 82.1$; $p < 0.01$). Все парные контрасты между уровнями загрязнения значимы ($p < 0.05$): сильный/средний – $\chi^2(2) = 54.3$; сильный/фоновый – $\chi^2(2) = 41.1$; средний/фоновый – $\chi^2(2) = 10.8$. Это связано с тем, что доля слабо-разложившегося валежа (без учета категории крупности) увеличивается по мере приближения к заводу, тогда как доля сильно-разложившегося уменьшается (рис. 2, а); распределение запасов (m^3) валежа по стадиям разложения аналогично (рис. 2, б). Если рассматривать распределение валежа по стадиям разложения для разных категорий крупности (рис. 3), то статистически значимые различия между уровнями загрязнения отмечены лишь у мелкого валежа ($\chi^2(4) = 76.6$; $p < 0.05$), причем все парные контрасты значимы ($p < 0.05$): сильный/средний –

$\chi^2(2) = 54.6$; сильный/ фоновый – $\chi^2(2) = 31.6$; средний/фоновый – $\chi^2(2) = 10.5$. Значимых различий для среднего ($\chi^2(4) = 2.5$; $p = 0.37$) и крупного валежа ($\chi^2(4) = 2.4$; $p = 0.68$ по Фриману–Холтону) между уровнями загрязнения не установлено.

Прямое сопоставление полученных результатов с данными других авторов затруднено из-за различий в условиях проведения работы, методических подходах и т. п. Тем не менее полученные нами абсолютные и относительные величины отпада в фоновых условиях 448–641 шт./га (доля от числа живых деревьев – 49–71 %) близки к значениям, регистрируемым в разновозрастных еловых лесах Архангельской обл.: 204 шт./га (21 %) и 334 шт./га (60 %) (Цветков В., Цветков И., 2009); 43 % (Огибин, Демидова, 2009). По нашим оценкам, доля участия сухостоя от общего количества живых деревьев в фоновых условиях составляет 11–33 % (96–307 шт./га), что также близко к величинам, которые приводят другие авторы. Так, доля

сухостоя в этом же древостое 20 лет назад составляла 17 % (563 шт./га) (Воробейчик, Хантемирова, 1994), в разновозрастных притундровых ельниках – 3–41 % (25–350 шт./га) (Манов, Бобкова, 2010), в северо-таежных ельниках Кольского п-ова – 6 % (73 шт./га) (Лукина, Никонов, 1991), в еловых лесах Западных Карпат – до 32 % (Zielonka, 2006). Нами установлено, что основной отпад в древостое фоновой территории составляют деревья низких ступеней толщины, что также согласуется с результатами других работ (Дыренков, 1971; Гусев, 1977). Полученные нами соотношения сухостойных деревьев и валежа в фоновых условиях (1:1–4) сходны с данными, полученными в других работах (1:1–3) (Nilsson et al., 2002; Кудеяров и др., 2007).

Считается общепринятым, что с увеличением уровня атмосферного загрязнения возрастают величина отпада и его интенсивность (Фимушин, 1979; Ившин, 1993; Цветков В., Цветков И., 2003 и др.). В Мурманской обл. средняя интенсивность отпада по количеству деревьев в зоне сильного загрязнения была в 4–9 раз выше, чем в контрольных древостоях, а участие сухостойных деревьев – в 5 раз выше (Цветков В., Цветков И., 2003). По другим данным (Лукина, Никонов, 1991), вблизи источника загрязнения количество сухостоя было в 8 раз выше, чем в фоновых древостоях. По результатам наших исследований каких-либо значимых различий между участками с разным уровнем загрязнения по величине общего отпада и сухостоя нет, аналогичные результаты получены ранее (Поляков, Полякова, 2005; Тарханов, 2011). Противоречивость результатов может быть объяснена различиями в уровнях техногенной нагрузки и продолжительности воздействия предприятий, но в первую очередь – динамикой процесса отпада, поскольку результат исследования во многом зависит от того, на каком этапе развития находится древостой в конкретный момент времени.

Торможение деструкции органики в условиях промышленного загрязнения продемонстрировано во многих работах (Strojan, 1978; Zwolinski, 1994; Волчатова и др., 2007; Ставищенко, Кшнясев, 2013), в том числе вы-

полненных в районе СУМЗ (Воробейчик, 1991, 1995, 2002, 2007; Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, Пищулин, 2011). Так, установлено, что скорость разложения чистой целлюлозы в ельниках-пихтарниках снижается от 2.7 (Воробейчик, Пищулин 2011) до 10.3 раза (Воробейчик, 1991), мощность лесной подстилки увеличивается при приближении к источнику загрязнения в 2–3 раза (Воробейчик, 1995).

Основные агенты деструкции мертвой растительной органики в бореальных лесах – сапротрофные грибы (Biology..., 1974; Звягинцев и др., 2005). Исследования состояния сообществ ксилотрофных грибов в условиях атмосферного загрязнения, проводившиеся на территории Свердловской области (Ставищенко, 2010), свидетельствуют о явном угнетении роста базидиом вблизи источника загрязнения по сравнению с фоновыми условиями. Так, обилие грибов в консорциях березы и пихты на участках леса, максимально приближенных к предприятиям, снижено почти в 3 раза в сравнении с фоновой территорией, в консорциях ели – почти в 2 раза, в консорциях сосны – более чем в 5 раз (Ставищенко, 2010). Результаты работы, выполненной в районе СУМЗ (Брындина, 2000), также констатируют деградацию сообществ ксилотрофных базидиомицетов вблизи источника выбросов. Исходя из этого логично было бы предположить, что по мере приближения к источнику выбросов доля сильноразложившейся древесины начнет снижаться, а слаборазложившейся – увеличиваться. Наши результаты подтвердили эту гипотезу (см. рис. 2). К аналогичному заключению пришли и другие авторы (Залесов и др., 2002; Ставищенко, 2004). В то же время И. В. Ставищенко (2003), выполнявший работы в районе СУМЗ, не выявил увеличения доли слаборазложившегося валежа по мере увеличения техногенной нагрузки. Это противоречие, скорее всего, связано с различиями в методических подходах: в цитированной работе использован маршрутный учет вместо площадного, что определило более высокий диаметр стволов КДО, вошедших в пересчет; кроме того, рассмотрен «укороченный» градиент загрязнения (до 7 км).

При интерпретации полученных результатов необходимо учитывать, что помимо действия поллютантов на древостой оказывает влияние множество естественных факторов, сила действия которых может различаться как в разных частях градиента загрязнения, так и в разные периоды времени. В развитии сложных разновозрастных еловых древостоев неизбежны периоды усиления или ослабления интенсивности отпада (Цветков В., Цветков И., 2003). Хорошо известно, что величина отпада носит характер флуктуаций, последовательно идущих друг за другом периодов возрастания и снижения интенсивности отмирания (Катаев, 1990). Несмотря на визуальную однородность исследуемых нами древостоев, соотношение слагающих их возрастных поколений может существенно различаться (см. табл. 1), что может приводить к неодинаковой интенсивности отпада на разных участках градиента загрязнения. Кроме того, может различаться и повреждение древостоя болезнями и энтомофиторами. Например, в районе действия никелеплавильного завода на Кольском п-ове на фоновых участках гнилевыми и раковыми болезнями повреждено 50–60 % деревьев, а вблизи завода – 87–92 % (Цветков В., Цветков И., 2003).

Загрязнение наряду с отрицательным воздействием, вызывающим гибель деревьев, может создавать условия, способствующие уменьшению величины отпада. Как известно, корневая система ели и пихты поверхностная, что делает эти виды (особенно их крупных представителей) крайне неустойчивыми к ветровалам. Характеристика наших ПП (см. табл. 1) говорит о том, что с приближением к источнику выбросов уменьшаются средние значения высоты и диаметра деревьев, падает биологическая продуктивность древостоев (Бергман, 2011), вследствие чего невысокие деревья (количество которых больше при сильном загрязнении) могут быть менее подвержены ветровалу, нежели крупные на фоновой территории (Воробейчик и др., 2014).

Причина увеличения в отпаде доли деревьев низких ступеней толщины вблизи источника загрязнения, на наш взгляд, сле-

дующая: за время существования завода (около 80 лет) сформироваться среднему или крупному дереву (с последующим переходом в отпад) в подверженных загрязнению древостоях значительно сложнее, чем за аналогичный период в фоновых условиях. Поэтому количество потенциального отпада среднего и крупного размера всегда будет меньше в древостоях вблизи источника загрязнения, а количество мелкого отпада – выше возле СУМЗ по сравнению с фоновой территорией.

Отсутствие различий в распределении среднего и крупного валежа по стадиям разложения между участками градиента загрязнения, на наш взгляд, связано с неодинаковой динамикой отпада по категориям крупности на исследуемых территориях (о возможных причинах которой уже сказано), нежели с отсутствием влияния загрязнения как такового.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучение динамики отпада и структуры его разложения важно для понимания механизмов функционирования лесных экосистем в условиях загрязнения. Вопреки ожидаемому оказалось, что разные участки градиента загрязнения слабо различаются и по общему количеству отпада, и по количеству сухостоя. Вторая исходная гипотеза – об увеличении доли слаборазложившегося валежа по мере увеличения уровня загрязнения – подтвердилась, но только за счет мелких древесных остатков. Различий в структуре разложения среднего и крупного валежа по участкам градиента загрязнения не выявлено.

Сочетание естественных и антропогенных факторов затрудняет анализ влияния атмосферного загрязнения на рассматриваемые процессы. Кроме того, следует учитывать, что визуальная оценка стадий разложения – весьма грубая характеристика, способная вызывать смещение оценок структуры разложения валежа. Смещение может возникать также из-за более интенсивного разложения на фоновой территории, из-за чего полностью разложившиеся стволы деревьев могли недоучесть. Но даже столь грубый ин-

струмент анализа позволил выявить закономерности в изменении процессов деструкции валежа под действием промышленного загрязнения.

Авторы признательны канд. с.-х. наук А. Ф. Уразовой за участие в сборе материала, канд. биол. наук В. С. Микрюкову за помощь в статистической обработке данных, канд. биол. наук А. В. Нестеркову за обсуждение и комментарии к тексту рукописи. Работа завершена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 14-04-31488), а также при поддержке Программы фундаментальных исследований УрО РАН (проект № 15-12-4-27).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бергман И. Е.* Биологическая продуктивность ели и пихты в градиенте атмосферных загрязнений на Урале: сравнительный анализ и составление таксационных таблиц: дис. канд. с.-х. наук. Екатеринбург: УГЛТУ, 2011. 156 с.
- Брындина Е. В.* Действие выбросов медеплавильного завода на сообщества ксилотрофных базидиомицетов южной тайги // Сиб. экол. журн. 2000. № 6. С. 679–684.
- Волчатова И. В., Александрова Г. П., Хамитуллина Е. А., Медведева С. А.* Микогенный ксилолиз 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 // Изв. РАН. Сер. биол. 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., Пищулин П. Г.* Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в условиях 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: УИФ 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.
- Воробейчик Е. Л., Хантемирова Е. В.* Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимости доза–эффект // Экология. 1994. № 3. С. 31–43.
- Воробьев О. Н.* Структура, пространственное распределение и депонирование углерода в древесном детрите сосняков Марийского Заволжья: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Йошкар-Ола, 2006. 23 с.
- Гордиенко П. В.* Экологические особенности дереворазрушающих грибов в лесных биогеоценозах среднего Сихотэ-Алиня: дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 1979. 149 с.
- Гусев И. И.* Закономерности строения еловых древостоев европейского Севера. Методические рекомендации по дипломному проектированию по лесной таксации. АЛТИ, 1977. 44 с.
- Дыренков С. А.* Структура и динамика древостоев еловых лесов европейского Севера // Тр. ЛенНИИЛХ. 1971. Вып. 13. С. 106–120.
- Залесов С. В., Кряжевских Н. А., Крутинин Н. Я., Крючков К. В., Лопатин К. И., Луганский В. Н., Луганский Н. А., Морозов А. Е., Ставищенко И. В., Юсупов И. А.* Деградация и демутиация лесных экосистем в условиях нефтегазодобычи. Екатеринбург: УГЛТУ, 2002. Вып. 1. 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.

- Звягинцев Д. Г., Бабьева И. П., Зенова Г. М.* Биология почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 445 с.
- Ивишин А. П.* Влияние атмосферных выбросов Норильского горно-металлургического комбината на состояние елово-лиственничных древостоев: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Екатеринбург, 1993. 25 с.
- 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 опада в древостоях ели // Лесоведение. 1990. № 6. С. 33–40.
- Кудеяров В. Н., Заварзин Г. А., Благодатский С. А., Борисов А. В., Воронин П. Ю., Демкин В. А., Демкина Т. С., Евдокимов И. В., Замолотчиков 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. М.: Наука, 2007. 315 с.
- Лукина Н. В., Никонов В. В.* Изменение первичной продуктивности еловых древостоев под влиянием техногенных загрязнений на Кольском Севере // Лесоведение. 1991. № 4. С. 37–45.
- Манов А. В., Бобкова К. С.* Жизненное состояние древесных растений в ельниках притундровой зоны Печорского бассейна // Вестник Ин-та биологии Коми-НЦ УрО РАН. 2010. № 6. С. 2–6.
- Медведева М. В., Бахмет О. Н., Яковлев А. С.* Процессы деструкции опада ели в условиях аэротехногенного загрязнения // Лесоведение. 2006. № 4. С. 75–77.
- Мухин В. А., Воронин П. Ю.* Микогенное разложение древесины и эмиссия углерода в лесных экосистемах // Экология. 2007. № 1. С. 24–29.
- Огибин Б. Н., Демидова Н. А.* Причины и особенности распада коренных ельников водораздела рек Северная Двина – Пинега в Архангельской области // Хвойные леса северных широт – от исследования к экологически ответственному лесному хозяйству / Под ред. Х. Кауханена, В. Нешатаева, Э. Хухты, М. Вуопио. Копиювя, 2009. 172 с.
- 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.* Антропогенная трансформация сообществ ксилотрофных грибов в таежных лесах Среднего Урала: отчет по гранту РФФИ «Урал» № 02-04-96425 / И. В. Ставищенко, Д. В. Веселкин, Н. В. Ушаков, К. А. Фефелов // Региональный конкурс РФФИ «Урал» Свердлов. обл.: результаты научных работ, полученные за 2002 г.: аннот. отчеты / РФФИ, УрО РАН и др. Екатеринбург, 2003. С. 449–505.
- Ставищенко И. В.* Антропогенная трансформация сообществ ксилотрофных грибов в таежных лесах Среднего Урала: отчет по гранту РФФИ «Урал» № 02-04-96425 / И. В. Ставищенко, Д. В. Веселкин, Н. В. Ушаков, К. А. Фефелов // Региональный конкурс РФФИ «Урал» Свердлов. обл.: результаты научных работ, полученные за 2003 г.: аннот. отчеты / РФФИ, УрО РАН и др. Екатеринбург, 2004. С. 449–505.
- Ставищенко И. В.* Состояние лесных сообществ ксилотрофных грибов под воздействием промышленных аэрополлютантов // Экология. 2010. № 5. С. 397–400.
- Ставищенко И. В., Кишняев И. А.* Реакция лесных сообществ ксилотрофных грибов на аэротехногенное загрязнение: мульти-модельный вывод // Изв. РАН. Сер. биол. 2013. № 4. С. 1–11.
- Тарханов С. Н.* Состояние лесных экосистем в условиях атмосферного загрязнения на европейском Севере: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Сыктывкар, 2011. 38 с.
- Усольцев В. А., Воробейчик Е. Л., Бергман И. Е.* Биологическая продуктивность

- лесов Урала в условиях техногенного загрязнения: исследование системы связей и закономерностей. Екатеринбург: УГЛТУ, 2012. 365 с.
- Усольцев В. А., Залесов С. В. Методы определения биологической продуктивности насаждений. Екатеринбург: УГЛТУ, 2005. 147 с.
- Фимущин Б. С. Закономерности роста сосновых древостоев и методика оценки ущерба, наносимого им промышленными выбросами в условиях пригородной зоны Свердловска: дис. канд. с.-х. наук. Свердловск: УГЛТИ, 1979. 169 с.
- Цветков В. Ф., Цветков И. В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения. Архангельск, 2003. 354 с.
- Цветков В. Ф., Цветков И. В. Структурная перестройка старовозрастных ельников Архангельской области в результате их массивированного пятнистого усыхания // Хвойные леса северных широт – от исследования к экологически ответственному лесному хозяйству / Под ред. Х. Кауханена, В. Нешатаева, Э. Хухты, М. Вуопио. Копиювя, 2009. 172 с.
- Biology of plant litter decomposition / Eds. C. H. Dickinson, G. J. F. Pugh. London, New York, 1974. 775 p.
- 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.
- Muhlbaier D. J. Measurement of dry deposition to surfaces in deciduous and pine canopies // *Environ. Pollut.* 1987. V. 44. N. 4. P. 261–277.
- Nilsson S. G., Niklasson M., Hedin J. et al. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests // *For. Ecol. Manage.* 2002. V. 161. P. 189–204.
- Palviainen M., Finér L., Laiho R., Shorohova E., Kapitsa E., Vanha-Majamaa I. Carbon and nitrogen release from decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps // *For. Ecol. Manage.* 2010a. V. 259. P. 390–398.
- Palviainen M., Finér L., Laiho R., Shorohova E., Kapitsa E., Vanha-Majamaa I. Phosphorus and base cation accumulation and release patterns in decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps // *For. Ecol. Manage.* 2010b. V. 260. P. 1478–1489.
- Shorohova E., Kapitsa E. Influence of the substrate and ecosystem attributes on the decomposition rates of coarse woody debris in European boreal forests // *For. Ecol. Manage.* 2014. V. 315. P. 173–184.
- Sittonen J. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: fennoscandian boreal forests as an example // *Ecol. Bull.* 2001. V. 49. P. 11–41.
- Stokland J. N., Sittonen J., Jonsson B. G. Biodiversity in Dead Wood. Cambridge Univ. 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.
- Tuomi R., Laiho R., Repo A., Liski J. Wood decomposition model for boreal forests // *Ecol. Model.* 2011. V. 222. P. 709–718.
- Zell Y., Kandler G., Hanewinkel M. Predicting constant decay rates of coarse woody debris – meta-analysis approach with a mixed model // *Ecol. Model.* 2009. V. 220. P. 904–912.
- Zielonka T. Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland // *Can. J. For. Res.* 2006. V. 36. P. 2614–2622.
- Zwolinski J. Rates of organic matter decomposition in forests polluted with heavy metals // *Ecol. Eng.* 1994. V. 3. N. 1. P. 17–26.

The Structure of Spruce-Fir Tree Stands Mortality Under Impact of the Middle Ural Copper Smelter Emissions

I. E. Bergman¹, E. L. Vorobeichik¹, V. A. Usoltsev^{2,3}

¹ Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Sciences, Ural Branch
8 Marta str., 202, Yekaterinburg, 620144 Russian Federation

² Botanical Garden, Russian Academy of Sciences, Ural Branch
8 Marta str., 202, Yekaterinburg, 620144 Russian Federation

³ Ural State Forest Engineering University
Sibirskii trakt, 37, Yekaterinburg, 620100 Russian Federation
E-mail: 5554505@mail.ru, ev@ipae.uran.ru, usoltsev50@mail.ru

The influence of industrial pollution on mortality values (dead fallen wood and dead standing trees) and its distribution by degrees of decomposition were investigated in spruce-fir forest stands in the vicinity of the Middle Ural copper smelter (the city of Revda, Sverdlovsk region). The total mortality and mortality in each size category did not depend on the distance to the source of pollution. At the same time, the amount of dead fallen wood was significantly greater (1.9 times) in the polluted area (2 and 4 km from the smelter) as compared with the background territory (30 km from the smelter). Mortality proportion out of the total number of the trees (both live and dead) did not differ significantly between the sites, although this parameter tended to increase nearer the smelter. The distribution of mortality by size categories revealed significant differences between background territory and site with average level of contamination, as well as background territory and highly contaminated site. Observed differences are associated with an increased proportion of lesser mortality near the smelter (by 15 % and 12 % as compared with areas of background and middle levels of contamination, respectively), as well as because of double-declining of medium- and large-sized mortality near the smelter. The distribution of the living tree stands by size categories also has a connection with level of contamination. The average diameters of the living tree stand and the elements of coarse woody debris (dead fallen wood and dead standing trees) do not differ significantly between sites with different levels of contamination. For the small-sized dead fallen wood, the proportion of weakly decomposed stems increased with the level of pollution, while proportion of strongly decomposed stems decreased. The distribution of medium- and large-sized dead fallen wood on the stages of decomposition does not vary between sites with different levels of pollution.

Keywords: *industrial pollution, copper smelter, heavy metals, coarse woody debris, decomposition, tree stand, mortality, dead fallen wood, dead standing trees, Middle Ural.*

How to cite: *Bergman I. E., Vorobeichik E. L., Usoltsev V. A. The structure of spruce-fir tree stands mortality under impact of the Middle Ural copper smelter emissions // Sibirskij Lesnoj Zurnal (Siberian Journal of Forest Science). 2015. N. 2: 20–32 (in Russian with English abstract).*