

УДК 504.53.054-034:630*114.351

ВЛИЯНИЕ ОТДЕЛЬНЫХ ДЕРЕВЬЕВ НА pH И СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКЕ В УСЛОВИЯХ ПРОМЫШЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ*© 2009 г. **Е. Л. Воробейчик, П. Г. Пищулин***Институт экологии растений и животных УрО РАН,
620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202
e-mail: ev@ipae.uran.ru*

Поступила в редакцию 18.03.2008 г.

Рассмотрено влияние отдельных деревьев ели и березы на распределение тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) и иона водорода в лесной подстилке на территории, подверженной длительному промышленному загрязнению выбросами Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда Свердловской обл., южная тайга). На фоновой территории содержание элементов закономерно убывает от ствола дерева к окну древостоя, на загрязненной – такой зависимости либо нет (для концентраций металлов), либо она выражена существенно слабее (для запасов металлов и величин pH). Влияния деревьев на пространственное распределение металлов в подстилке элементноспецифично и различается в хвойных и лиственных биотопах.

ВВЕДЕНИЕ

Анализ влияния отдельных деревьев на морфологические, физико-химические и биологические свойства почвы – классическая задача лесного почвоведения [6, 7, 10, 11, 18, 51, 62]. Закономерности перераспределения кронами деревьев атмосферных осадков и содержащихся в них ионов макро- и микроэлементов активно изучаются в лесной гидрологии и биогеохимии лесных ландшафтов [5, 22, 29, 44–46]. Многочисленны работы по исследованию влияния деревьев на световой, тепловой и ветровой [43] режимы местообитаний, живой напочвенный покров [13] и возобновление древостоя [60]. Актуальность этого направления определяется тем, что получаемые в его рамках результаты позволяют пролить свет на механизмы формирования структуры почвенного покрова и лесной экосистемы в целом, понять закономерности биогеохимического круговорота веществ в лесных ландшафтах, уточнить параметры гидрологических и биогеохимических моделей для лесопокрытых территорий, сформировать корректные методические схемы опробования для оценки содержания элементов в окружающей среде.

В большинстве случаев исследования по данной проблеме выполнены в местах, не испытывающих сильных локальных техногенных нагрузок. В ряде работ рассмотрена роль деревьев в изменении химизма осадков в районах с высоким реги-

ональным уровнем поступления поллютантов [26, 34, 41, 53, 54]. Хотя структура потоков тяжелых металлов (ТМ) в лесных экосистемах изучена подробно [29], очень мало публикаций, где бы роль деревьев в модификации биогеохимического круговорота рассматривали в ярко выраженном градиенте загрязнения от точечных источников промышленных выбросов. Исключение составляют немногочисленные работы, выполненные возле плавильных комбинатов в Финляндии [50], Чили [36], Англии [58] и на Кольском полуострове [1, 16, 17, 19, 20]. Аналогичная ситуация сложилась и в отношении изучения влияния деревьев на микроклимат и подчиненные ярусы растительности, что для техногенных территорий рассмотрено только в нескольких работах [8, 32, 63]. Недостаток информации по участкам возле промышленных предприятий не позволяет прийти к заключению о том, насколько изменяется модифицирующая роль деревьев в условиях техногенного пресса.

Цель данной работы – анализ влияния деревьев на распределение pH и ТМ в лесной подстилке в условиях сильного промышленного загрязнения. В ходе работы проверяли две рабочие гипотезы, вытекающие из следующего. С одной стороны, хорошо документирован факт угнетения древесных растений в условиях промышленного загрязнения, которое выражается как в уменьшении густоты древостоя, так и изреживании крон [38]. С другой – существует положительная связь между степенью развитости кроны дерева и силой его средообразующего воздействия [44, 45]. Соответственно, первая гипотеза предпо-

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты 05-05-64703 и 07-04-96119) и программы развития ведущих научных школ (НШ-1022.2008.4).

лагает, что на техногенных территориях влияние деревьев на распределение поллютантов ослабевает по сравнению с ненарушенными участками; вторая – на техногенных территориях уменьшается разница между хвойными и лиственными деревьями по степени модифицирующего влияния.

В работе оценивали содержание в лесной подстилке четырех ТМ: Cu, Pb, Cd и Zn. Выбор именно этих элементов связан, во-первых, с их высокой токсичностью для наземной биоты, во-вторых, с их превалированием в составе твердой фазы выбросов рассматриваемого типа предприятий, в-третьих, с меньшими проблемами при аналитическом определении по сравнению с другими токсикантами (например, As и Hg). Выбор лесной подстилки обусловлен тем, что из-за высокой сорбционной емкости именно данный горизонт выступает основным депо поллютантов в лесной экосистеме. Рассмотрено два контрастных варианта биотопов, различающихся по степени эдификаторного воздействия доминирующих видов деревьев: более сильное – в сообществах с доминированием ели и пихты, относительно слабое – березы.

В разных научных школах сформировались различные системы понятий и терминов для описания горизонтальной структуры лесных экосистем. В отечественной биоценологии наибольшее распространение получил подход, в соответствии с которым горизонтальную структуру леса представляют как мозаику растительных парцелл [7] и почвенных тессер [10]. Многие авторы оперируют терминами концепции гар-динамики лесных экосистем [60] и patch-динамики [27]. В данной работе использовано понятие фитогенного поля (в терминологии других авторов – “экологического поля” [57]) – удобной теоретической конструкции, предложенной Урановым для описания совокупного влияния особи растения на абиотическое и биотическое окружение [13]. Фитогенное поле создается в процессе средообразующего действия надземных и подземных органов растений, а его напряженность определяется аллелопатической активностью растения, степенью трансформации светового, водного, температурного и ветрового режимов, перераспределением поступления элементов за счет изменения химизма кроновых и стволовых стоков и растительного опада; важнейшее свойство такого поля – постепенное убывание его напряженности по мере удаления от особи растения, в нашем случае – дерева.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Материал собран в 2003 г. в районе действия Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), расположенного на окраине г. Ревда Свердловской обл. (подзона южной тайги). Комбинат действует с 1940 г., в конце 1980-х выбрасывал более

135 тыс. т поллютантов в год. Основные ингредиенты выбросов – газообразные соединения серы и пылевые частицы с сорбированными токсичными элементами (Cu, Pb, Cd, Zn, As, Hg, Fe 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 более растянут и перекрывается с зонами воздействия от других источников (прежде всего от городской агломерации Екатеринбурга), исследования проводили в западном направлении от СУМЗа.

Были выбраны два варианта биотопов, широко распространенные в южной тайге Среднего Урала: ельники-пихтарники (ЕП) и вторичные березняки (ВБ). Почвенный покров исследованных участков представлен сочетаниями горно-лесных бурых, дерново-подзолистых и серых лесных почв, в разной степени трансформированных под действием техногенных факторов.

По состоянию высшей растительности выделены три зоны нагрузки: импактная (1 км от завода для ВБ, 2 км – для ЕП), буферная (5 км – для ВБ, 4 км – для ЕП) и фоновая (20 км – для ВБ, 30 км – для ЕП). Подробное описание характера изменения экосистем в районе СУМЗа приведено ранее [3, 4, 9]. Из многих аспектов техногенной деградации лесных биоценозов отметим угнетение древесного яруса (снижение густоты древостоя, его запаса и сомкнутости крон, увеличение доли сухостоя), уменьшение видового богатства и обилия травяно-кустарничкового яруса, замедление процессов разложения органического вещества из-за подавления активности сапротрофного блока почвенной биоты и, как следствие, увеличение мощности лесной подстилки. В разных зонах нагрузки выраженность этих процессов различна. Фоновая зона характеризует относительно ненарушенное состояние, обусловленное действием только региональных выпадений поллютантов. В буферной зоне происходят структурные перестройки экосистем, вызванные действием уже локального загрязнения; выпадение чувствительных видов и групп частично компенсируется развитием более устойчивых, в результате чего интенсивность продукционных и деструкционных процессов снижена не сильно. Наибольшего развития деградация экосистем достигает в импактной зоне, где представлены крайние варианты техногенной дигрессии сообществ, структура и функционирование которых кардинально отличаются от фонового состояния.

В каждой зоне нагрузки и варианте биотопа выбрали по 10 модельных деревьев: в ЕП – ели (*Picea obovata* Ledeb.), в ВБ – березы пушистой

(*Betula pubescens* Ehrh.) или повислой (*B. pendula* Roth.). Основным критерий их подбора – соседство, по крайней мере с одной из сторон, с окном в пологе леса (но не с крупными лесными полянами или опушками). Модельные деревья подбирали максимально схожими по габитусу (высота ствола не менее 15 м, диаметр – не менее 15 см для березы и 30 см для ели, хорошо развитая крона, отсутствие видимых механических повреждений). Расстояние между модельными деревьями в пределах одного биотопа в фоновой и буферной зонах составляло от 15 до 80 м, в импактной – от 10 до 150 м. Для каждого модельного дерева измерили диаметр, высоту и площадь горизонтальной проекции кроны (аппроксимация проекции по 8 радиусам). Визуально определили проективное покрытие травяно-кустарничкового и мохового ярусов (по 3 пробы 50 × 50 см для приствольного участка, периферии проекции кроны и окна).

Точки отбора проб располагали следующим образом. Возле каждого дерева под углом не менее 45° (обычно 90–120°) заложили три линии (не ориентируя их по сторонам света). На каждой линии отбирали по 4 пробы подстилки: место отбора первой (I) соответствовало приствольному участку (20–30 см от ствола), второй (II) – середине проекции кроны, третьей (III) – периферии проекции кроны, четвертой (IV) – окну древостоя. Всего было отобрано 720 проб возле 60 модельных деревьев. Пробы отбирали острым ножом с помощью рамки 10 × 10 см на всю глубину горизонта.

В лаборатории образцы сушили до воздушно-сухого состояния и измельчали до частиц размером 1–2 мм. В каждой пробе определили актуальную кислотность (водная вытяжка, соотношение подстилка : вода равно 1 : 25) и концентрацию подвижных форм Cu, Cd, Pb и Zn, которые экстрагировали 5%-ной HNO₃ (соотношение подстилка : кислота равно 1 : 10, время экстракции – сутки после однократного встряхивания). Данный экстрагент, как и другие сильные кислоты, позволяет анализировать не только доступные растениям формы ТМ, но и потенциально мобилизуемые [14], что лучше отражает общий уровень их техногенного поступления в среду по сравнению с другими экстрагентами (например, ацетатно-аммонийный буфер или комплексоны).

Концентрацию ТМ измерили с помощью атомно-абсорбционного спектрометра AAS Vario 6 фирмы “Analytic Jena” (Германия), pH – ионометрически. Аналитическая лаборатория аккредитована на техническую компетентность (аттестат РОСС.RU0001.515630). Для определения запасов подстилки и измерения pH образцы взвешивали с точностью 0.01 г, экстрагирования ТМ – 0.0001 г. Запас ТМ в подстилке (г/м²) рассчитан как произведение концентрации ТМ (мкг/г

или мг/кг) в пробе на запас подстилки в этой же пробе (кг/м²); из-за низких абсолютных значений запас Cd выражен в мг/м².

В качестве показателя, наглядно характеризующего направленность и силу влияния дерева на распределение того или иного параметра, использовали среднюю относительную разность (RD) между подкороновыми и межкороновыми участками, которую рассчитывали по формуле:

$$RD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i - W_i}{C_i + W_i} 100,$$

где C_i – среднее значение параметра под кроной i -го дерева (то есть для приствольного участка и середины проекции кроны), W_i – среднее значение параметра вне кроны i -го дерева (то есть для периферии проекции кроны и окна в пологе), n – количество деревьев. RD лежит в диапазоне от –100% (когда параметр под кроной равен нулю) до +100% (когда параметр вне кроны равен нулю). Данный показатель по ряду свойств (симметричность вклада положительных и отрицательных разностей) признан лучшим для решения аналогичной задачи – характеристики взаимодействия между видами в сообществе [25] и более предпочтителен по сравнению с другим традиционным индексом конкуренции, в котором разница нормируется к максимальному из двух значений [47]. При проведении ANOVA концентрации и запасы ТМ логарифмировали. Использовали непараметрические критерии: парный тест Вилкоксона для абсолютных значений, тест Манна-Уитни для сравнения относительных разностей.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Диаметр и высота модельных деревьев в фоновой и буферной зонах примерно одинаковы, тогда как в импактной – меньше (табл. 1). Площадь проекции кроны в ВБ уменьшается от фоновой зоны к импактной в 1.8 раза; соответственно, точки отбора проб в окне древостоя сдвигаются на 1.2–1.5 м ближе к стволу. В ЕП максимальную площадь проекции кроны имеют деревья в буферной зоне, минимальную – в фоновой, импактная зона занимает промежуточное положение; в то же время разница между зонами по положению двух крайних точек опробования не столь существенная по сравнению с ВБ (0.5–0.6 м). Различия в габитусе модельных деревьев между зонами нагрузки, неизбежные в случае сильного загрязнения, ограничивают возможность полной унификации схемы отбора проб, что необходимо учитывать при дальнейшей интерпретации результатов.

Проективное покрытие травяно-кустарничкового и мохового ярусов меняется как в

Таблица 1. Характеристика модельных деревьев в разных биотопах и зонах нагрузки

Параметр	Ельник-пихтарник			Березняк		
	фоновая	буферная	импактная	фоновая	буферная	импактная
Диаметр ствола, см	42.69 ± 3.16	43.58 ± 1.93	36.74 ± 1.75	26.97 ± 2.10	26.66 ± 1.33	17.57 ± 1.41
Площадь проекции кроны, м ²	17.93 ± 2.34	29.63 ± 2.51	23.00 ± 1.76	26.32 ± 3.03	20.81 ± 2.64	14.24 ± 2.74
Высота дерева, м	24.90 ± 0.73	25.75 ± 0.75	19.45 ± 0.78	22.45 ± 0.58	21.85 ± 0.65	15.05 ± 1.32
<i>D</i> , м:						
I	0.38 ± 0.02	0.61 ± 0.04	0.56 ± 0.13	0.32 ± 0.02	0.32 ± 0.01	0.26 ± 0.02
II	1.26 ± 0.10	1.76 ± 0.09	1.36 ± 0.08	1.69 ± 0.12	1.53 ± 0.12	1.16 ± 0.06
III	2.52 ± 0.23	3.18 ± 0.14	2.60 ± 0.12	3.48 ± 0.22	3.14 ± 0.26	2.31 ± 0.11
IV	4.27 ± 0.25	4.66 ± 0.21	4.17 ± 0.15	5.32 ± 0.40	5.01 ± 0.28	3.81 ± 0.08
Запас подстилки, кг/м ² :						
I	3.94 ± 0.42	9.03 ± 0.88	14.45 ± 0.73	2.19 ± 0.25	3.83 ± 0.31	5.81 ± 0.53
II	2.47 ± 0.24	6.39 ± 0.58	10.89 ± 0.63	0.91 ± 0.07	3.21 ± 0.23	3.97 ± 0.52
III	1.43 ± 0.14	3.57 ± 0.28	7.22 ± 0.47	0.80 ± 0.05	2.66 ± 0.19	3.20 ± 0.39
IV	1.09 ± 0.11	3.15 ± 0.26	4.92 ± 0.83	0.75 ± 0.05	2.70 ± 0.13	2.65 ± 0.44
ПП травяно-кустарничкового яруса, %:						
I	52.62 ± 4.71	1.25 ± 0.41	0.50 ± 0.18	39.17 ± 5.71	20.98 ± 5.43	7.00 ± 4.83
III	70.90 ± 4.78	13.48 ± 2.92	2.93 ± 0.75	75.14 ± 4.01	24.50 ± 4.57	15.17 ± 10.30
IV	78.84 ± 8.23	33.78 ± 4.74	5.60 ± 2.66	78.45 ± 9.39	30.60 ± 4.25	27.64 ± 13.79
ПП мохового яруса, %:						
I	11.60 ± 2.77	19.87 ± 7.38	4.33 ± 3.13	2.83 ± 0.92	1.97 ± 0.49	2.28 ± 0.48
III	11.03 ± 2.84	42.43 ± 6.59	39.52 ± 5.83	2.87 ± 0.59	1.08 ± 0.42	31.92 ± 8.33
IV	19.38 ± 4.32	15.80 ± 4.89	45.87 ± 7.70	2.92 ± 0.80	1.52 ± 0.47	32.68 ± 10.90

Примечание. *D* – расстояние от ствола до точки опробования, ПП – проективное покрытие. Здесь и в табл. 2, 3 – положение точки относительно ствола: I – пристволовой участок, II – середина проекции кроны, III – периферия проекции кроны, IV – окно в древесном пологе.

пределах фитогенного поля, так и в градиенте загрязнения. Во всех зонах травяно-кустарничковый ярус наиболее развит в межкрупных участках, а при приближении к стволу дерева его проективное покрытие убывает. Под действием загрязнения обилие травяно-кустарничкового яруса снижается, а мохового – увеличивается. Разница между подкрупными участками и окном наиболее контрастно выражена в импактной зоне.

Запас подстилки в импактной зоне значительно выше, чем на фоновой территории: в ЕП разница составляет 3.7–5.1 раза, в ВБ – несколько меньше. Во всех зонах запас подстилки убывает по мере удаления от ствола дерева: соотношение запасов пристволовых и оконных участков в ЕП составляет 2.9–3.6 раза, в ВБ – 1.4–2.9 раза.

Значимость различий между зонами нагрузки ($F_{2;678} = 738 - 13764$, $P \ll 0.00001$), вариантами биотопа ($F_{1;678} = 20.6 - 1628.6$, $P < 0.00001$) и вариантами положения относительно ствола дерева ($F_{3;678} = 29.1 - 170.7$, $P < 0.00001$) в большинстве случаев превышает 5% уровень для концен-

траций и запасов ТМ. Исключение составляет запас Cd, который не различается между вариантами биотопа ($F = 0.8$, $P = 0.366$), а также концентрация Pb, на которую не влияет положение относительно ствола ($F = 1.4$, $P = 0.228$). Значимое взаимодействие “зона нагрузки × вариант биотопа” ($F_{2;678} = 9.0 - 270.5$, $P < 0.0001$) свидетельствуют о том, что разница между ЕП и ВБ неодинакова при разных уровнях загрязнения, а “зона нагрузки × положение относительно ствола” ($F_{6;678} = 2.3 - 17.2$, $P < 0.032$) – что загрязнение модифицирует характер распределения ТМ относительно ствола дерева.

Кислотность лесной подстилки на фоновой территории выше возле ствола дерева в обоих вариантах биотопов: разница между пристволовыми и оконными участками составляет 0.2 единицы рН в ЕП и 0.4 – в ВБ (табл. 2). Под действием загрязнения кислотность увеличивается в среднем на 0.7–1.2 единицы, но при этом сохраняется характер ее распределения относительно ствола дерева (взаимодействие факторов “зона нагрузки × положение относительно ство-

Таблица 2. Концентрации (мкг/г) металлов и pH в подстилке на разном удалении от ствола дерева в разных биотопах и зонах нагрузки

Параметр	Положение	Ельник-пихтарник			Березняк		
		фоновая	буферная	импактная	фоновая	буферная	импактная
Cu	I	119.36 ± 4.93	1829.15 ± 77.77	4258.33 ± 185.44	84.42 ± 6.68	1953.17 ± 96.16	5797.35 ± 261.58
	II	102.80 ± 6.82	1509.63 ± 75.36	4163.23 ± 211.60	53.21 ± 2.24	2395.85 ± 115.34	5875.44 ± 310.34
	III	56.09 ± 2.81	1323.19 ± 64.7	4609.73 ± 272.39	45.75 ± 1.64	2121.53 ± 93.95	5512.57 ± 315.74
	IV	53.49 ± 2.25	1227.41 ± 72.87	4306.65 ± 285.04	48.90 ± 2.30	2154.16 ± 95.81	4833.03 ± 390.26
Pb	I	108.22 ± 3.87	688.91 ± 25.92	1321.80 ± 50.31	123.90 ± 5.90	884.03 ± 26.48	1939.02 ± 95.47
	II	106.24 ± 4.85	710.8 ± 32.61	1445.42 ± 78.10	109.20 ± 4.83	1065.99 ± 34.91	2137.01 ± 121.32
	III	85.39 ± 4.46	773.26 ± 35.64	1440.61 ± 72.30	99.96 ± 3.80	1043.17 ± 32.08	1972.40 ± 118.70
	IV	92.32 ± 3.74	843.42 ± 40.77	1500.57 ± 96.82	109.74 ± 3.37	1111.98 ± 35.86	1759.26 ± 162.66
Cd	I	3.96 ± 0.17	9.34 ± 0.48	13.79 ± 0.97	4.23 ± 0.22	29.34 ± 0.82	26.27 ± 1.99
	II	3.76 ± 0.18	8.41 ± 0.61	15.54 ± 1.16	3.27 ± 0.12	32.38 ± 1.13	24.37 ± 2.72
	III	2.70 ± 0.12	7.66 ± 0.58	14.94 ± 1.18	2.81 ± 0.09	30.29 ± 0.85	18.06 ± 1.90
	IV	2.61 ± 0.08	6.89 ± 0.61	13.30 ± 1.35	2.92 ± 0.10	29.41 ± 0.71	15.07 ± 1.65
Zn	I	262.45 ± 8.33	448.08 ± 21.85	574.08 ± 32.69	550.54 ± 17.50	1697.89 ± 34.7	1147.11 ± 74.41
	II	234.18 ± 8.9	404.18 ± 24.88	630.57 ± 34.29	465.12 ± 17.25	1797.25 ± 52.07	1078.18 ± 122.26
	III	186.45 ± 6.78	364.09 ± 26.22	652.96 ± 43.51	407.74 ± 15.71	1767.90 ± 46.67	779.80 ± 68.42
	IV	176.37 ± 5.33	333.70 ± 28.43	579.65 ± 51.76	409.90 ± 14.57	1673.85 ± 37.27	657.95 ± 51.33
pH водный	I	4.98 ± 0.07	4.37 ± 0.04	4.20 ± 0.07	5.52 ± 0.07	5.43 ± 0.04	4.39 ± 0.05
	II	4.99 ± 0.08	4.54 ± 0.04	4.23 ± 0.06	5.83 ± 0.04	5.54 ± 0.03	4.59 ± 0.06
	III	5.21 ± 0.05	4.77 ± 0.04	4.47 ± 0.07	5.92 ± 0.04	5.57 ± 0.03	4.59 ± 0.05
	IV	5.21 ± 0.06	4.84 ± 0.03	4.50 ± 0.06	5.93 ± 0.05	5.57 ± 0.04	4.64 ± 0.05

Примечание. Здесь и табл. 3 приведено среднее ± ошибка, учетная единица – образец, $n = 30$.

ла” незначимо: $F_{6;678} = 0.2$, $P = 0.983$). Абсолютные различия между приствольными и оконными участками в импактной зоне в ЕП увеличиваются, а в ВБ – уменьшаются.

Концентрации ТМ подстилке ЕП импактной зоны превышают фоновые значение в 2.8 (Zn) – 52.3 (Cu) раза, буферной – в 1.8 (Zn) – 17.8 (Cu) раза (см. табл. 2). В ВБ разница между загрязненными и фоновыми участками выражена более контрастно. Отметим тот факт, что содержание двух элементов в подстилке ВБ буферной зоны выше значений в импактной зоне: Zn – в 1.9 раза, Cd – в 1.4 раза.

На фоновой территории концентрация Cu в подстилке ЕП выше по сравнению с ВБ, содержание Cd и Pb примерно одинаково, а Zn – ниже. В буферной и импактной зонах для всех ТМ более высокие концентрации зарегистрированы в ВБ по сравнению с ЕП.

В подстилке фоновых ЕП концентрации ТМ убывают от ствола дерева к окну. Среди рассматриваемых элементов наиболее четко это проявляется для Cu: концентрация в приствольном участке превышает значение в окне в 2.2 раза; со-

отношение для Cd и Zn составляет 1.5, Pb – 1.2 раза. Для ВБ фоновой зоны выявлена аналогичная, но менее выраженная зависимость.

В подстилке ЕП буферной зоны также прослеживается влияние дерева на распределение ТМ, но в меньшей степени, чем для фоновой территории. Максимальные концентрации Cu, Cd и Zn зарегистрированы в приствольном участке, минимальные – в окне. В противоположность другим элементам, максимальные концентрации Pb отмечены в окне, а минимальные – в приствольном участке (разница составляет 1.2 раза).

Совершенно другая картина наблюдается в ВБ буферной зоны и в ЕП импактной зоны: концентрации элементов практически не зависят от положения точки относительно ствола дерева. Распределение Cd и Zn в ВБ импактной зоны сходно с их поведением на фоновой территории, а соотношение их концентраций в приствольном и оконном участке даже выше фонового значения. В то же время для Cu и Pb такие различия минимальны.

Запасы ТМ в подстилке, как и следовало ожидать, различаются между зонами нагрузки

Таблица 3. Запасы металлов в подстилке на разном удалении от ствола дерева в разных биотопах и зонах нагрузки

Параметр	Положение	Ельник-пихтарник			Березняк		
		фоновая	буферная	импактная	фоновая	буферная	импактная
Cu, г/м ²	I	0.49 ± 0.05	16.18 ± 1.16	62.75 ± 4.28	0.20 ± 0.03	7.70 ± 0.63	35.33 ± 3.30
	II	0.27 ± 0.03	9.37 ± 0.65	46.22 ± 3.53	0.05 ± 0.01	7.95 ± 0.64	25.90 ± 2.84
	III	0.08 ± 0.01	4.85 ± 0.49	33.49 ± 3.63	0.04 ± 0.01	5.81 ± 0.46	21.01 ± 2.25
	IV	0.06 ± 0.01	3.87 ± 0.35	26.91 ± 3.13	0.04 ± 0.01	5.96 ± 0.43	17.07 ± 2.05
Pb, г/м ²	I	0.43 ± 0.04	6.06 ± 0.39	19.01 ± 1.00	0.28 ± 0.03	3.39 ± 0.22	11.05 ± 0.76
	II	0.27 ± 0.02	4.44 ± 0.34	15.74 ± 1.09	0.10 ± 0.01	3.43 ± 0.22	8.77 ± 0.66
	III	0.12 ± 0.01	2.78 ± 0.25	10.08 ± 0.87	0.08 ± 0.01	2.78 ± 0.18	7.52 ± 0.79
	IV	0.10 ± 0.01	2.63 ± 0.21	9.53 ± 1.26	0.08 ± 0.01	3.05 ± 0.18	5.99 ± 0.67
Cd, мг/м ²	I	15.51 ± 1.27	84.92 ± 7.71	204.48 ± 18.45	9.60 ± 1.14	111.12 ± 6.54	155.73 ± 15.7
	II	9.30 ± 0.80	52.93 ± 5.54	174.84 ± 16.25	3.06 ± 0.23	104.21 ± 6.93	99.63 ± 12.3
	III	3.85 ± 0.32	28.44 ± 3.16	113.99 ± 17.26	2.28 ± 0.15	79.67 ± 4.13	72.33 ± 11.76
	IV	2.80 ± 0.28	22.84 ± 2.89	88.20 ± 14.22	2.16 ± 0.15	79.64 ± 3.79	51.05 ± 6.57
Zn, г/м ²	I	1.01 ± 0.07	4.06 ± 0.35	8.47 ± 0.67	1.21 ± 0.11	6.46 ± 0.36	6.87 ± 0.67
	II	0.57 ± 0.04	2.54 ± 0.23	7.04 ± 0.57	0.44 ± 0.03	5.80 ± 0.38	4.47 ± 0.56
	III	0.26 ± 0.02	1.35 ± 0.15	4.99 ± 0.72	0.33 ± 0.03	4.65 ± 0.24	3.05 ± 0.42
	IV	0.18 ± 0.02	1.10 ± 0.14	3.79 ± 0.57	0.30 ± 0.02	4.52 ± 0.20	2.31 ± 0.28

значительно сильнее, чем концентрации (табл. 3). В ЕП импактной зоны превышение фоновых уровней достигает 187 раз, буферной – 37 раз. В ВБ разница между загрязненными и фоновыми участками, как и по концентрациям, выражена еще сильнее. Почти во всех случаях при сравнении одноименных зон запасы ТМ в ЕП выше, чем в ВБ; исключение составляют Cd и Zn в буферной зоне.

По запасам ТМ различия между вариантами микробиотопов выражены более четко, чем по концентрациям: в фоновой зоне по мере удаления от ствола дерева к окну запасы снижаются от 3.5 раз (Pb) до 8.2 раза (Cu). В буферной и импактной зонах разница меньше, но ни в одном из случаев нельзя констатировать отсутствия зависимости запасов от положения точки относительно ствола.

Средняя относительная разница (*RD*) между подкороновыми и межкороновыми участками по содержанию ТМ максимальна на фоновой территории для Cu, достигая 35% при рассмотрении концентраций и 70% – запасов (рис. 1). В ЕП проявляется четкая закономерность: по мере увеличения загрязнения *RD* для концентраций и запасов ТМ снижается. В импактной зоне для концентраций всех ТМ отсутствуют значимые различия между подкороновыми и межкороновыми участками, тогда как для запасов – различия значимы, *RD* во всех случаях положительная, но существенно меньше по сравнению с фоновой территорией. В ВБ такая закономерность зарегистрирована

только для Cu и Pb, а для Cd и Zn наблюдается “инверсия” буферной и импактной зон: снижение *RD* в буферной зоне сменяется ее увеличением в импактной, а абсолютные значения либо равны фоновым (для запасов ТМ), либо даже их превышают (для концентраций).

RD для запаса подстилки и ее кислотности во всех случаях положительная (рис. 2). Для концентрации Н⁺ в ВБ наблюдается четко выраженное снижение *RD*, тогда как для запаса подстилки такого снижения нет, а в ЕП для концентрации Н⁺ *RD* увеличивается.

Различия между ЕП и ВБ по *RD* для концентраций Cu, запасов Cu и Pb значимы во всех зонах нагрузки, тогда как для концентраций Pb – нет. *RD* для запаса подстилки значимо различается между ЕП и ВБ только в буферной зоне. Для *RD* запасов Cd и Zn различия между ЕП и ВБ при переходе от фоновой зоны к импактной нивелируются, тогда как для *RD* концентраций этих элементов и Н⁺, напротив, усиливаются.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Хорошо известно, что пестрота почвенного покрова в лесу формируется в результате действия многих разнонаправленных процессов [10]. Если не рассматривать педотурбации различного генезиса, то для лесной подстилки приходная часть баланса химических элементов в конкретной точке пространства включает несколько составляющих: прямое осаждение аэрозолей; пря-

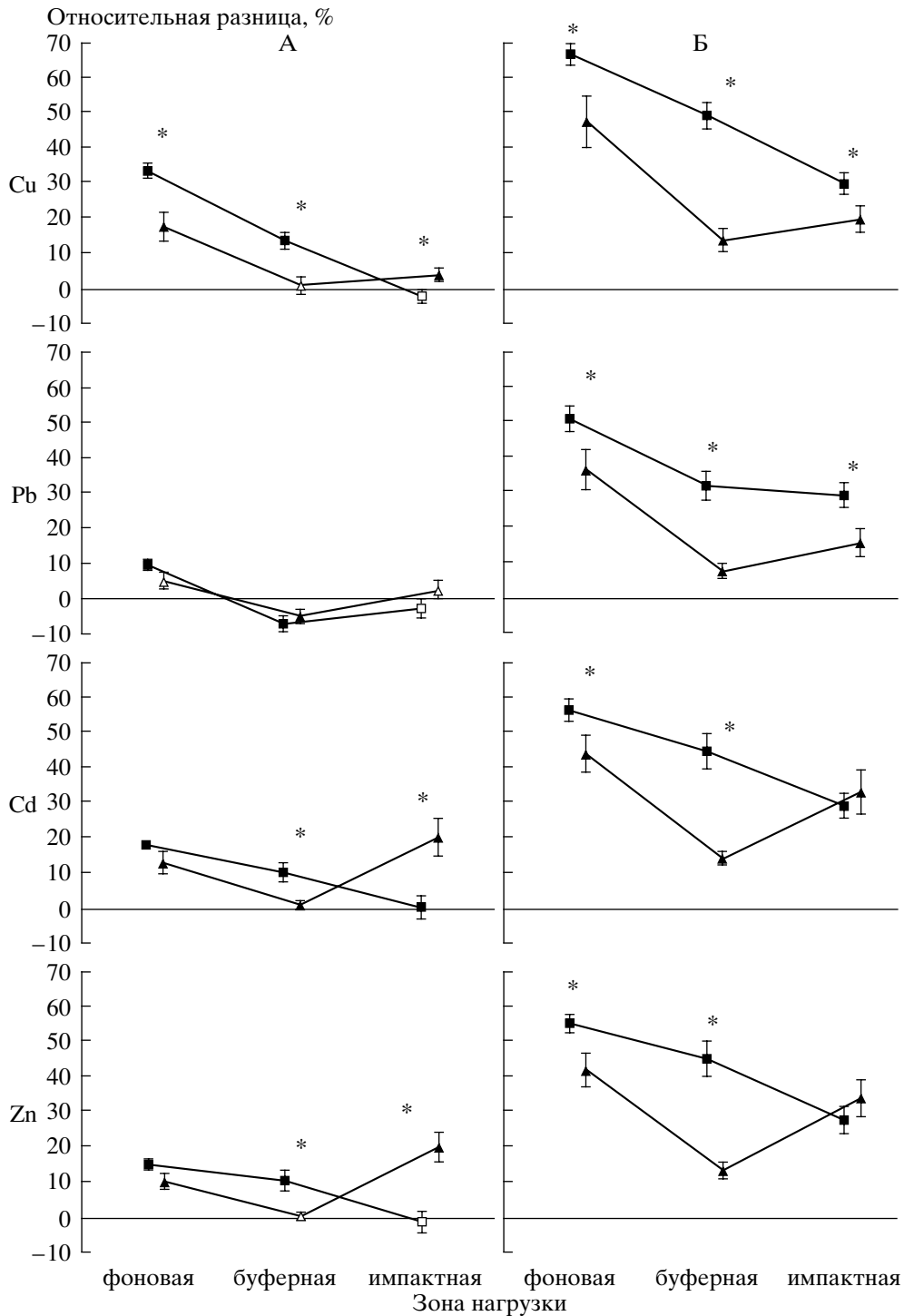


Рис. 1. Относительная разница концентраций (А) и запасов (Б) металлов в разных зонах нагрузки в ельниках-пихтарниках (квадраты) и березняках (треугольники). Здесь и на рис. 2: заполненный символ – разница по абсолютным значениям между подкروновыми и межкroновыми участками значима ($P < 0.05$) по критерию Вилкоксона, пустой – разница незначима; * – разница по *RD* между ельниками-пихтарниками и березняками значима ($P < 0.05$) по критерию Манна-Уитни; вертикальные линии – стандартная ошибка ($n = 10$).

мое поступление жидких и твердых осадков с растворенными элементами и сорбированными пылевыми частицами; сток осадков по стволу и

через кроны, обогащенный за счет смыва пылевых частиц и вымывания элементов из растительных тканей; поступление с растительным опадом,

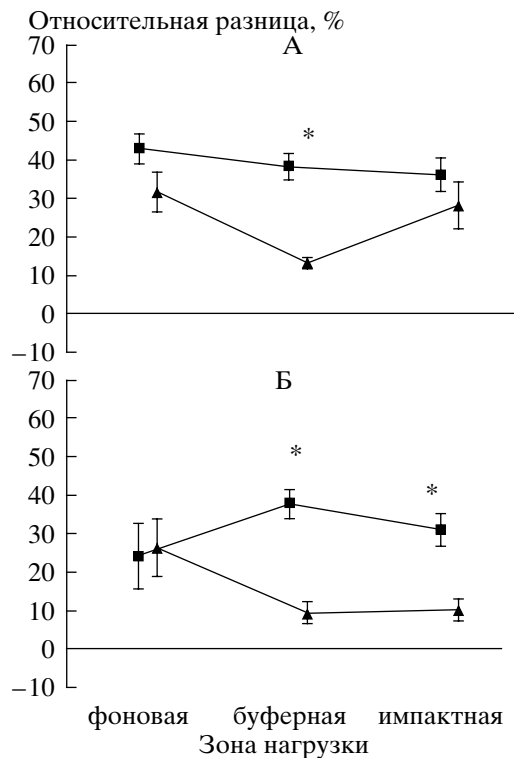


Рис. 2. Относительная разница запаса подстилки (А) и концентраций H⁺ (Б) в разных зонах нагрузки в ельниках-пихтарниках (квадраты) и березняках (треугольники).

в котором элементы сорбированы на пылевых частицах и инкорпорированы в растительных тканях. Основные составляющие расходной части включают вертикальную миграцию в минеральные почвенные горизонты (за счет водного переноса, биогенной деструкции органического вещества, механического переноса фрагментов растительного опада почвенными животными, всасывания тонкими корнями растений) и горизонтальную миграцию (за счет водного, ветрового и зоогенного переноса).

Соотношение составляющих потока химических элементов различно в разных частях фитогенного поля дерева и зависит от многих факторов – размера и структуры кроны, густоты и структуры древостоя, размера и конфигурации окон, мезо- и микрорельефа, теплового, водного и ветрового режима местообитаний, погодных условий. Вертикальные составляющие потока усиливают пестроту почвенного покрова, а горизонтальные, в отсутствии выраженных топографических градиентов, – сглаживают. Повышенное поступление ТМ на техногенных территориях чрезвычайно усложняет эту и без того сложную картину, поскольку загрязнение прямо или косвенно может влиять как на все составляю-

щие баланса элементов, так и на все факторы, которые модифицируют биогеохимические потоки.

Деревья в лесу – классический пример “экосистемных инженеров” [39]. Поэтому неудивительно, что на фоновой территории в обоих вариантах биотопов видна четкая закономерность: содержание как иона водорода, так и всех ТМ максимально возле ствола дерева и постепенно убывает к окну древостоя. В результате этого под пологом леса формируется регулярная горизонтальная структура, состоящая из закономерно сменяющих друг друга концентрических микрозон с повышенным, средним и пониженным содержанием элементов. Такая структура, начиная с работы Зинке [62], была описана многими авторами, для крупных деревьев и распределения рН [6, 10, 11, 18, 21, 28, 31, 33, 35, 40, 42, 48, 54, 59, 62], емкости катионного обмена, содержания обменных кальция, магния, марганца, алюминия, калия [11, 15, 21, 23, 31, 33, 35, 42, 59, 62], общего азота [23, 31, 48, 62], фосфора [31, 51], органического углерода [6, 11, 31, 33, 35, 51], сульфат-иона и иона аммония [48, 52], общей серы [31] и ряда других почвенных параметров. Из ТМ повышенные концентрации в почве возле ствола дерева зарегистрированы для Cu и Pb (но не для Zn) в фоновом районе Чехии [53], в подстилке (но не в почве) для Cu и Ni (но не Pb) в фоновом районе Кольского полуострова [1]. В ряде случаев сообщается об отсутствии зависимости почвенных параметров от расстояния до ствола дерева, например, рН [52], общего азота и углерода [42], либо о разнонаправленных трендах для органогенных и минеральных горизонтов [1, 15, 16, 23].

Большинство авторов объясняют убывание содержания элементов от ствола дерева к окну тем, что под кронами выше поступление элементов. Это происходит по нескольким причинам. Во-первых, деревья перехватывают атмосферные осадки и аэрозоли, что увеличивает их сток по стволу и через кроны [29, 44, 45]. Во-вторых, сток по стволу и через кроны обогащен элементами, которые вымываются из листьев и коры [18, 44, 45]. В-третьих, листовая опад с сорбированными и инкорпорированными элементами, несмотря на горизонтальный перенос, локализуется преимущественно под кронами [37]. В-четвертых, внутри крон и под ними могут складываться специфические микроклиматические условия [43], способствующие сорбции ТМ на аэрозольных частицах, агрегации частиц и, соответственно, их более интенсивной седиментации [5, 22]. Нельзя исключить и того, что в окнах древостоя выше вертикальная миграция элементов из подстилки в нижележащие минеральные горизонты почвы за счет большей скорости деструкции органического вещества [7, 40]. Кроме того, по крайней мере для микроэлементов (Cu и Zn), можно предположить, что в окнах происходит их

более интенсивное всасывание растениями: хотя количество тонких корней деревьев экспоненциально убывает с увеличением расстояния до ствола [49], бурное развитие травяно-кустарничкового яруса в окнах с избытком компенсирует это снижение и суммарное поглощение в этих микробиотопах может быть повышено.

На загрязненных территориях зависимость содержания ТМ в подстилке от расстояния до ствола менее выражена. Это можно интерпретировать как свидетельство справедливости первой рабочей гипотезы о снижении влияния деревьев на распределение элементов. Первопричиной снижения средообразующей роли деревьев в условиях сильного промышленного загрязнения можно считать их угнетение и соответствующее изреживание крон, в том числе из-за сокращения продолжительности жизни хвои. Определенное значение может иметь также уменьшение абсолютных размеров крон. В результате деревья менее эффективно перехватывают осадки и аэрозоли, соответственно, химический состав стока по стволу и через крону менее изменен по сравнению с осадками, выпадающими непосредственно на поверхность почвы.

Возможно, на техногенных территориях, особенно в непосредственной близости от источника выбросов, значительно большую роль по сравнению с фоновыми участками играет прямое осаждение крупных пылевых частиц на поверхность подстилки. На такое осаждение очень слабо влияет градиент фитогенного поля, особенно при явном снижении экранирующей роли травяно-кустарничкового яруса. В пользу этого объяснения может служить и то обстоятельство, что влияние деревьев на содержание иона водорода, распространение которого существенно меньше связано с крупными пылевыми частицами, сохраняется неизменным во всех зонах нагрузки. Нельзя исключить и вторичного перераспределения крупных пылевых частиц, уже осевших на поверхности, ветровым переносом, что также уменьшает неоднородность, обусловленную градиентом фитогенного поля. Помимо отмеченных причин, снижение роли деревьев может быть связано с нивелированием различий в скоростях вертикальной миграции элементов в разных частях фитогенного поля из-за подавления функционирования почвенной биоты, что хорошо документировано для данной территории [3, 4, 9].

В то же время ситуация с уменьшением влияния деревьев на распределение элементов оказалась значительно более сложной, чем это исходно предполагалось. Заключение о степени снижения влияния зависит от трех аспектов – способа выражения содержания элементов (концентрация или запас), конкретного элемента и конкретного варианта биотопа.

Концентрации ТМ в подстилке на загрязненных участках, практически, не зависят от положения точки относительно ствола. В то же время для запасов ТМ можно констатировать лишь небольшое уменьшение силы влияния дерева. Причина этого очевидна: во всех зонах нагрузки запас подстилки значительно выше в приствольном участке по сравнению с оконным за счет накопления опада непосредственно под кронами деревьев как из-за его большего поступления, так и замедленного разложения. Соответственно, различия запасов ТМ между вариантами положения относительно ствола в первую очередь определяются разницей в запасах подстилки, а не в концентрациях ТМ. Другими словами, запасы ТМ максимальны возле ствола не потому, что подстилка в этом месте сильнее загрязнена, а потому, что ее здесь больше.

Полученные результаты сходны с данными других авторов. Благодатская с соавт. [1] отметили сглаживание различий между подкروновыми и межкроновыми участками по концентрациям Cu, Ni и Pb в подстилке возле медно-никелевого комбината на Кольском полуострове. Никонов и Лукина [16, 17, 19, 20] подробно исследовали изменение химизма атмосферных осадков, проходящих через кроны деревьев, а также лизиметрических вод из разных почвенных горизонтов возле нескольких предприятий цветной металлургии на Кольском полуострове. По их данным поступление с осадками и вынос из подстилки Cu и Ni были выше под кронами по сравнению с межкроновыми участками как на фоновой территории, так и в зоне сильного промышленного загрязнения. Увеличение роли деревьев в перехвате Cu, Ni и Fe с атмосферными осадками (при снижении общего количества перехватываемых осадков) зарегистрировано вблизи медно-никелевого завода в Финляндии [50]. Более высокие концентрации Cu, Cd, Zn, Pb, Ni в верхнем слое минерального горизонта почвы зарегистрированы под кронами деревьев по сравнению с межкроновыми участками вблизи медеплавильного завода в Англии [58]. Сходные результаты получены возле медеплавильного завода в Чили, где концентрация Cu в почве была выше под древовидными кустарниками по сравнению с открытыми участками [36]. В районах с повышенным региональным уровнем атмосферного загрязнения в Швейцарии [54] и Австрии [41] концентрации в почве Cu, Pb и Zn также были выше возле ствола дерева по сравнению с окнами.

Косвенно эти материалы свидетельствуют о том, что поступление и содержание ТМ в подстилке выше под кронами при всех уровнях загрязнения. На первый взгляд, это противоречит результатам данной работы. Однако, если сделать обоснованное допущение о том, что концентрации элементов в лизиметрических водах из

подстилки или в минеральных горизонтах почвы более тесно связаны с их запасами в подстилке, чем с концентрациями, то между результатами других авторов и нашими нет противоречия: они свидетельствуют об одном и том же – распределение запасов элементов в подстилке под кронами, в отличие от их концентраций, слабо модифицировано на загрязненных территориях.

В отношении кислотности подстилки наши результаты не совпадают с материалами по Кольскому полуострову [1, 16], где выявлена сложная и противоречивая картина межпарцеллярных различий при техногенном загрязнении. Скорее всего, это связано со спецификой Al-Fe-гумусовых подзолов северной тайги [15].

Влияние деревьев на распределение ТМ в подстилке элементоспецифично. Можно выделить три “группы” ТМ, различающихся по своему поведению: первая включает Cu, вторая – Pb, третья – Cd и Zn. Логично объяснить разделение на эти группы различием в химических свойствах элементов, а также тем, что они ассоциированы с пылевыми частицами разного размера и входят в разные соединения, выбрасываемые комбинатом [61]. Эти различия могут определять пути как поступления, так и дальнейшей транслокации элементов в лесной подстилке. Грубодисперсные аэрозольные частицы оседают преимущественно вблизи источников выбросов, тогда как более мелкодисперсные – переносятся на значительные расстояния [24]. Хотя минералогия пылевых частиц промышленного происхождения развита пока слабо, известно, что ТМ изоморфно замещают железо в кристаллической решетке ферромагнетиков (гематит, магнетит, маггемит и др.), входящих в состав относительно крупных техногенных сферул [2]. Показано, что Cu ассоциирован с грубодисперсными аэрозолями, тогда как Pb и Cd – с более мелкодисперсными [24, 61]. Подвижность Cd и Zn в почве сильнее зависит от кислотности, тогда как Cu и Pb – от концентрации органического вещества [29].

В отношении различий между хвойными и лиственными биотопами отметим, что у хвойных деревьев суммарная площадь листовой поверхности в пересчете на единицу горизонтальной проекции кроны выше по сравнению с лиственными [56], соответственно, хвойные деревья сильнее перехватывают осадки и аэрозоли [29, 45]. Прямые измерения показывают, что потенциальная пылезадерживающая способность у ели в 18 раз выше, чем у березы [12]. Кроме того, хвойные сильнее модифицируют химизм осадков, проходящих через их кроны, по сравнению с лиственными деревьями [45, 46]. Можно было бы ожидать, что под кронами хвойных деревьев будут и более высокие концентрации ТМ по сравнению с лиственными. Однако такое соотношение мы на-

блюдаем только на фоновой территории, тогда как на загрязненных участках ситуация противоположная. Возможно, это связано со следующими обстоятельствами. Во-первых, в ЕП выше кислотность и, следовательно, подвижность элементов, из-за чего они более интенсивно мигрируют из подстилки в нижележащие горизонты почвы [29]. Во-вторых, листовые пластинки сильнее подвержены механической деформации и биохимической трансформации по сравнению с хвоей, что определяет большую сорбционную емкость лиственной подстилки и более полное осаждение пылевых частиц (соответственно, закрепление ТМ) при фильтрации через нее осадков. В-третьих, в ВБ обычно выше скорость разложения органического вещества [55], что приводит к “концентрированию” ТМ в подстилке.

При рассмотрении запасов элементов соотношение хвойных и лиственных биотопов, в большинстве случаев, меняется на противоположное, что связано с существенно большими запасами подстилки в ЕП по сравнению с ВБ. Это, в свою очередь, обусловлено сходными причинами: различия в физико-химических свойствах определяют меньшую скорость деструкции хвои, а менее благоприятные гидротермические условия в ЕП – пониженную активность в них сапротрофного блока почвенной биоты. Кроме того, в ЕП, как правило, больше величина поступления опада по сравнению с ВБ [30].

Вторая рабочая гипотеза – о том, что на техногенных территориях нивелируются различия между хвойными и лиственными биотопами по силе влияния деревьев на распределение элементов – так же как и первая, подтверждается лишь частично. Для ряда показателей в условиях загрязнения разница между ЕП и ВБ уменьшается (запас Cd и Zn), для других – увеличивается (концентрация Cd, Zn, H⁺), либо остается неизменной (концентрация Cu и Pb).

Наиболее неожиданным представляется результат, связанный с “инверсией” импактной и буферной зон в ВБ, которая, в основном, и определяет неполное подтверждение исходных рабочих гипотез. Эта “инверсия” выражается в том, что сила влияния дерева на распределение Cd и Zn в буферной зоне снижается, а в импактной вновь возрастает. Другое важное обстоятельство заключается в том, что концентрации этих элементов, в противоположность остальным, выше в буферной зоне по сравнению с импактной. Следовательно, если сопоставлять силу влияния дерева не с зоной нагрузки, а с абсолютными величинами концентраций, то “инверсия” исчезает и все становится на свои места: сила влияния деревьев на распределение Cd и Zn в ВБ, как и по другим элементам, закономерно снижается при увеличении техногенной нагрузки. Возможным объяснением

данного феномена могут быть отмечены выше специфика поведения Cd и Zn и изменение структуры потока поллютантов в условиях загрязнения. Учитывая, что эти элементы ассоциированы, вероятнее всего, с частицами меньшего размера по сравнению с Cu [24, 61] и, соответственно, переносятся на большие расстояния от источника выбросов, характер их распространения в буферной зоне аналогичен характеру распространения Cu в импактной.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На фоновой территории деревья играют важную роль в пространственном распределении иона водорода и ТМ в лесной экосистеме. Как в хвойных, так и в лиственных биотопах содержание элементов в лесной подстилке закономерно убывает при удалении от ствола дерева. Под действием промышленного загрязнения влияние деревьев на распределение элементов ослабевает, но не исчезает полностью. Концентрации ТМ в подстилке на загрязненных территориях не зависят от положения точки относительно ствола, что свидетельствует о снижении роли деревьев в трансформации потоков ТМ. С другой стороны, из-за накопления опада преимущественно под кронами деревьев при всех уровнях загрязнения запас ТМ убывает от ствола дерева к окну. Характер зависимости содержания иона водорода в подстилке от расстояния до ствола также сохраняется неизменным при загрязнении. Следовательно, один из основных выводов данной работы заключается в том, что ответ на вопрос: “изменяет ли загрязнение роль деревьев в распределении ТМ?” – неоднозначен и зависит от того, что принимать в качестве показателя их содержания – концентрации или запасы в лесной подстилке.

Подчеркнем, что важны оба этих аспекта. С точки зрения изучения биогеохимических циклов элементов, моделирования миграции ТМ в лесной экосистеме, прогнозирования процессов трансформации нижележащих минеральных горизонтов почвы необходимо оценивать запасы элементов в подстилке. Для понимания закономерностей функционирования связанной с подстилкой биоты (растения, корневые системы которых сосредоточены в данном горизонте, почвенная фауна и микрофлора) следует рассматривать концентрации. Отметим, что микромасштабное пространственное варьирование токсичности почвы, которая зависит как от запасов, так и от концентраций, считают важным фактором, определяющим выживаемость биоты в условиях сильного загрязнения [36, 58].

При интерпретации полученных результатов необходимо учитывать, что деревья, кроны которых граничат с окнами в пологе леса, – это лишь модель, удобная для изучения влияния древостоя

на свойства почвы. Как и любая модель, данная – это упрощение реальной ситуации. Впрочем, еще более грубыми моделями могут служить одиночные деревья на открытых пространствах, занятых травянистой растительностью, которые служат традиционным объектом изучения в рамках данной проблемы [51]. Перекрытие крон деревьев, имеющее место в условиях реальных лесных экосистем, может определенным образом затушевывать влияние отдельных деревьев, делая его менее выраженными [6].

К сожалению, очень мало работ, в которых анализируют распределение ТМ в зависимости от расстояния до ствола дерева на техногенных территориях. Сопоставляя результаты работы и данные других авторов по концентрациям ТМ в подкороновых и лизиметрических водах [16, 17, 19, 20], в органогенных [1] и минеральных горизонтах почвы [36, 58], можно сделать вывод о совпадении выявленных закономерностей. Однако фрагментарность информации по другим источникам выбросов не позволяет пока судить о степени их общности.

Отметим, что на представленном материале нельзя строго дифференцировать вклад различных составляющих приходной и расходной частей баланса химических элементов на территориях с разным уровнем поступления поллютантов. Соответственно, все заключения относительно возможных механизмов имеют спекулятивный характер. В то же время наличие обнаруженных отклонений от простой картины – одинакового для всех параметров и вариантов биотопов снижения роли деревьев по мере увеличения загрязнения – может свидетельствовать о том, что в основе механизмов лежит именно изменение структуры потоков элементов. Рассмотрение этого должно составить предмет отдельного исследования.

Благодарность. Авторы признательны аналитикам Э.Х. Ахуновой за измерение концентраций ТМ и Е.В. Прокопович – за измерение pH в части образцов, О.В. Дуле – за геоботанические описания, В.С. Безелю, С.Ю. Кайгородовой, И.Н. Михайловой, М.Р. Трубиной (Институт экологии растений и животных УрО РАН) и М.В. Козлову (Университет г. Турку, Финляндия) – за обсуждение проблемы и рассмотрение рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Благодатская Е.В., Пампура Т.В., Богомолова И.Н., Копчик Г.Н., Лукина Н.В.* Влияние выбросов медно-никелевого комбината на микробные сообщества почв лесных биогеоценозов Кольского полуострова // Изв. РАН. Сер. биологическая. 2008. № 2. С. 232–242.
2. *Водяницкий Ю.Н., Добровольский В.В.* Железистые минералы и тяжелые металлы в почвах. М.: Почв. ин-т РАСХН, 1998. 216 с.

3. Воробейчик Е.Л. Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // Лесоведение. 2003. № 2. С. 32–42.
4. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
5. Глазовский Н.Ф., Учватов В.П. Химический состав атмосферной пыли и его изменение после осаждения на кроны деревьев // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллин, 1982. Ч. II. С. 67–87.
6. Дмитриев Е.А., Рекубратский И.В., Горелова Ю.В. Пространственная организация влажности почв под покровом елей // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 1999. № 4. С. 7–15.
7. Дылис Н.В. Основы биогеоценологии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1978. 152 с.
8. Дуля О.В. Фитогенное поле дерева в условиях химического загрязнения // Экология в меняющемся мире. Екатеринбург, 2006. С. 53–62.
9. Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л. Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187–193.
10. Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы. М.: Лесн. пром-сть, 1981. 262 с.
11. Карпачевский Л.О., Зубкова Т.А., Ташинова Л.Н., Руденко Р.Н. Почвенный покров и парцеллярная структура лесного биогеоценоза // Лесоведение. 2007. № 6. С. 107–113.
12. Кретицин В.М., Селянина З.М. Задержание пыли листьями деревьев и кустарников и ее накопление в светло-каштановых почвах под лесными полосами // Почвоведение. 2006. № 3. С. 373–377.
13. Крышень А.М. Фитогенное поле: теория и проявления в природе // Изв. АН. Сер. биол. 2000. № 4. С. 437–443.
14. Ладонин Д.В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения // Почвоведение. 2003. № 6. С. 682–692.
15. Лукина Н.В., Горбачева Т.Т., Никонов В.В., Лукина М.А. Пространственная изменчивость кислотности Al-Fe-гумусовых подзолов // Почвоведение. 2002. № 2. С. 163–176.
16. Лукина Н.В., Горбачева Т.Т., Никонов В.В., Лукина М.А. Пространственная изменчивость кислотности почв в процессе техногенной сукцессии лесных биогеоценозов // Почвоведение. 2003. № 1. С. 33–47.
17. Лукина Н.В., Горбачева Т.Г., Никонов В.В., Стайннес Е. Почвенные воды // Рассеянные элементы в бореальных лесах. М., 2004. С. 113–150.
18. Мина В.Н. Влияние осадков, стекающих по стволам деревьев на почву // Почвоведение. 1967. № 10. С. 44–48.
19. Никонов В.В., Лукина Н.В. Влияние ели и сосны на кислотность и состав атмосферных выпадений в северо-таежных лесах индустриально-развитого региона // Экология. 2000. № 2. С. 97–105.
20. Никонов В.В., Лукина Н.В. Взаимодействие атмосферных выпадений с древесным пологом // Рассеянные элементы в бореальных лесах. М., 2004. С. 66–75.
21. Пуртова Л.Н., Зимина М.П. Изменчивость физико-химических показателей бурых лесных почв в пределах фитогенных полей деревьев (юг Дальнего Востока) // Почвоведение. 2007. № 1. С. 31–37.
22. Учватов В.П., Глазовский Н.Ф. Трансформация химического состава природных вод в лесном ландшафте как показатель его биогеохимического функционирования // Изв. АН СССР. 1984. № 1. С. 101–109.
23. Федорец Н.Г., Морозова Р.М., Солодовников А.Н. Пространственная изменчивость почвенного покрова в сосняке лишайниковом // Лесоведение. 2006. № 3. С. 64–79.
24. Цибульский В.В., Яценко-Хмелевская М.А. Сток тяжелых металлов из атмосферы // Рассеянные элементы в бореальных лесах. М., 2004. С. 47–57.
25. Armas C., Ordiales R., Pugnaire F.I. Measuring plant interactions: a new comparative index // Ecology. 2004. V. 85. P. 2682–2686.
26. Avila A., Rodrigo A. Trace metal fluxes in bulk deposition, throughfall and stemflow at two evergreen oak stands in NE Spain subject to different exposure to the industrial environment // Atmos. Environ. 2004. V. 38. P. 171–180.
27. Belsky A.J., Canham C.D. Forest gaps and isolated savanna trees – an application of patch dynamics in two ecosystems // Bioscience. 1994. V. 44. P. 77–84.
28. Beniamino F., Ponge J.F., Arpin P. Soil acidification under the crown of oak trees. 1. Spatial-distribution // Forest Ecol. Manag. 1991. V. 40. P. 221–232.
29. Bergkvist B., Folkesson L., Berggren D. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. A literature review // Water, Air, Soil Pollut. 1989. V. 47. P. 217–286.
30. Bray J.R., Gorham E. Litter production in forests of the world // Adv. Ecol. Res. 1964. V. 2. P. 101–157.
31. Eldridge D.J., Wong V.N.L. Clumped and isolated trees influence soil nutrient levels in an Australian temperate box woodland // Plant Soil. 2005. V. 270. P. 331–342.
32. Eränen J.K., Kozlov M.V. Competition and facilitation in industrial barrens: variation in performance of mountain birch seedlings with distance from nurse plants // Chemosphere. 2007. V. 67. P. 1088–1095.
33. Falkengren-Grerup U. Effect of stemflow in beech forest soils and vegetation in southern Sweden // J. Appl. Ecol. 1989. V. 26. P. 341–352.
34. Fisak J., Skrivan P., Tesar M., Fottova D., Dobesova I., Navratil T. Forest vegetation affecting the deposition of atmospheric elements to soils // Biologia. 2006. V. 61. P. S255-S260.
35. Gersper P.L., Holowaychuck N. Some effects of stem flow from forest canopy trees on chemical properties of soils. Ecology. 1971. V. 52. P. 691–702.
36. Ginocchio R., Carvallo G., Toro I., Bustamante E., Silva Y., Sepulveda N. Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in central Chile // Environ. Pollut. 2004. V. 127. P. 343–352.

37. *Hirabuki Y.* Heterogeneous dispersal of tree litterfall corresponding with patchy canopy structure in a temperate mixed forest // *Vegetatio*. 1991. V. 94. P. 69–79.
38. *Innes J.L.* Forest health: its assessment and status. Wallingford: CAB International, 1993. 677 p.
39. *Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M.* Organisms as ecosystem engineers // *Oikos*. 1994. V. 69. P. 373–386.
40. *Kaneko N., Kofuji R.* Effects of soil pH gradient caused by stemflow acidification on soil microarthropod community structure in a Japanese red cedar plantation: an evaluation of ecological risk on decomposition // *J. For. Res.* 2000. V. 5. P. 157–162.
41. *Kazda M., Glatzel G.* Schwermetallanreicherung und Schwermetallverfügbarkeit im Einsickerungsbereich von Stammablaufwasser in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*) des Wienerwaldes // *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 1984. V. 147. P. 743–752.
42. *Koch A.S., Matzner E.* Heterogeneity of soil and soil solution chemistry under Norway spruce (*Picea abies* Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) as influenced by distance from the stem basis // *Plant Soil*. 1993. V. 151. P. 227–237.
43. *Lee X.* Air motion within and above forest vegetation in non-ideal conditions // *Forest Ecol. Manag.* 2000. V. 135. P. 3–18.
44. *Levia Jr.D.F., Frost E.E.* A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems // *J. Hydrology*. 2003. V. 274. P. 1–29.
45. *Levia Jr.D.F., Frost E.E.* Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems // *Progr. Phys. Geogr.* 2006. V. 30. P. 605–632.
46. *Mahendrappa M.K.* Impacts of forests on water chemistry // *Water, Air, Soil Pollut.* 1989. V. 46. P. 61–72.
47. *Markham J.H., Chanway C.P.* Measuring plant neighbour effects // *Funct. Ecol.* 1996. V. 10. P. 548–549.
48. *Moody A., Jones J.A.* Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath *Quercus agrifolia* on Santa Cruz Island, California // *Appl. Soil Ecol.* 2000. V. 14. P. 269–281.
49. *Muller K.H., Wagner S.* Fine root dynamics in gaps of Norway spruce stands in the German Ore Mountains // *Forestry*. 2003. V. 76. P. 149–158.
50. *Nieminen T.M., Derome J., Helmisaari H.S.* Interactions between precipitation and Scots pine canopies along a heavy-metal pollution gradient // *Environ. Pollut.* 1999. V. 106. P. 129–137.
51. *Rhoades C.C.* Single-tree influences on soil properties in agroforestry: lessons from natural forest and savanna ecosystems // *Agroforestry Systems*. 1997. V. 35. P. 71–94.
52. *Seiler J., Matzner E.* Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (*Picea abies*, Karst.) stand // *Plant Soil*. 1995. V. 176. P. 139–147.
53. *Skrivan P., Rusek J., Fottova D., Burian M., Minarik L.* Factors affecting the content of heavy metals in bulk atmospheric precipitation, throughfall and stemflow in central Bohemia, Czech Republic // *Water, Air, Soil Pollut.* 1995. V. 85. P. 841–846.
54. *Stöckli H.* Influence of stemflow upon the decomposing system in two beech stands // *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 1991. V. 28. P. 265–286.
55. *Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M.* Decomposition in terrestrial ecosystem. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1979. 372 p.
56. *Teske M.E., Thistle H.W.* A library of forest canopy structure for use in interception modeling // *Forest Ecol. Manag.* 2004. V. 198. P. 341–350.
57. *Walker J., Sharpe P.J.H., Penridge L.K., Wu H.* Ecological Field Theory: the concept and field tests // *Vegetatio*. 1989. V. 83. № 1–2. P. 81–95.
58. *Watmough S.A., Dickinson N.M.* Dispersal and mobility of heavy-metals in relation to tree survival in an aerially contaminated woodland soil // *Environ. Pollut.* 1995. V. 90. P. 135–142.
59. *Wittig R.* Acidification phenomena in beech (*Fagus sylvatica*) forests of Europe // *Water, Air, Soil Pollut.* 1986. V. 31. P. 317–323.
60. *Yamamoto S.I.* Forest gap dynamics and tree regeneration // *J. For. Res.* 2000. V. 5. P. 223–229.
61. *Zdanowicz C.M., Banic C.M., Paktunc D.A., Kliza-Petelle D.A.* Metal emissions from a Cu smelter, Rouyn-Noranda, Quebec: characterization of particles sampled in air and snow // *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. 2006. V. 6. P. 147–162.
62. *Zinke P.J.* The pattern of influence of individual forest trees on soil properties // *Ecology*. 1962. V. 43. P. 130–133.
63. *Zvereva E.L., Kozlov M.V.* Facilitative effects of top-canopy plants on four dwarf shrub species in habitats severely disturbed by pollution // *J. Ecol.* 2004. V. 92. P. 288–296.