



Трансформация экосистем Ecosystem Transformation www.ecosysttrans.com

Влияние лесного пожара на содержание ртути в дерново-подбурах типичной лесостепи (Воронежская область, Россия)

Ю.Г. Удоденко^{1*}, В.Т. Комов¹, Ю.С. Горбунова²,
Т.А. Девятова²

¹ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, д. 109.

² Воронежский государственный университет, 394018, Россия, Воронежская обл., г. Воронеж, Университетская пл., д. 1.

*udu@mail.ru

Поступила в редакцию: 13.04.2018

Принята к печати: 14.09.2018

Опубликована онлайн: 17.02.2019

DOI: 10.23859/estr-180413

УДК УДК 574.4

URL: http://www.ecosysttrans.com/publikatsii/detail_page.php?ID=100

ISSN 2619-094X Print

ISSN 2619-0931 Online

Исследовано влияние лесного пожара на содержание валовой ртути в дерново-подбурах, сформировавшихся в условиях типичной лесостепи. Концентрация металла в почвах контрольного участка, незатронутого пожаром, на глубине 0–10 см составляет 0.063 ± 0.045 мг/кг, в почвах гари – 0.041 ± 0.008 мг/кг. Зависимость между содержанием органического углерода и количеством ртути в верхних 20 см профиля почв пожарищ не установлена ($r = 0.26$; $p = 0.19$). В почвах контрольного участка, напротив, выявлена положительная достоверная взаимосвязь между этими показателями ($r = 0.74$; $p \leq 0.05$). Расчетное количество ртути, выделяющейся из почвы во время пожара, составляет 3 мг/м². Площадь лесов, пострадавших от пожаров в 2010 году, в Воронежской области составила 15 910 га. Таким образом, количество ртути, поступившей в атмосферу в результате сгорания верхнего слоя почв, оценивается в 477.3 кг.

Ключевые слова: гарь, Усманский бор, органический углерод почв, обменные катионы.

Удоденко, Ю.Т., Комов, В.Т., Горбунова, Ю.С., Девятова, Т.А., 2019. Влияние лесного пожара на содержание ртути в дерново-подбурах типичной лесостепи (Воронежская область, Россия). *Трансформация экосистем* 2 (1), 75–85.

Введение

Ртуть – глобальный загрязнитель (Fitzgerald et al., 1998). Из-за своих свойств она обладает высокой способностью к биоаккумуляции (Rice et al., 2014). Как сам металл, так и его соединения высокотоксичны для животных и человека (Mason and Benoit, 2003). Избыточное содержание в организме ртути приводит к нарушениям работы нервной системы и репродуктивной дисфункции (Mahaffey, 1999). Концентрации ртути, сильно превышающие фоновые значения, могут негативно влиять

как на отдельные компоненты экосистем, так и на экосистемы в целом (Boening, 2000).

Кларк ртути в почвах мира – 0.01 мг/кг, кларк в литосфере – 0.08 мг/кг (Vinogradov, 1962). Среднее содержание ртути в почвах Европы выше среднемирового и составляет 0.04 мг/кг в поверхностных горизонтах и 0.02 мг/кг в иллювиальных горизонтах. Известно, что содержание ртути в большинстве почв в первую очередь определяется количеством органического вещества, мелкодисперсных и коллоидных частиц (Gruba et al.,

2014; Szopka et al. 2011). Естественное содержание ртути в почвах, сформировавшихся в разных экологических и географических условиях, широко варьирует – от следовых значений до 0.5 мг/кг (Удоденко и др., 2011a, b; Baidina, 2001; Gladkova and Malinina, 1999; Ivanov and Kashin, 2010).

В доиндустриальную эпоху ртути поступала в окружающую среду в основном из-за естественных процессов – выветривания горных пород, испарения с поверхности мирового океана, выбросов при вулканических извержениях (UNEP, 2013). С развитием промышленности основным источником ртути в биосфере стала деятельность человека: добыча и сжигание угля, металлургическое производство, использование ртути в технологических процессах (Swain et al., 2007). В отдельную категорию источников металла можно включить лесные пожары, возникающие как естественным путем, так и в результате антропогенного воздействия (UNEP, 2013).

По разным оценкам, в северном полушарии ежегодно огнем поражается от 3 до 22 млн га леса (Conard and Ivanova, 1997; Stocks et al., 2002; Sukhinin et al., 2004). На территории Российской Федерации ежегодно возникает 15–50 тыс. лесных пожаров. Во время одного пожара в атмосферу выбрасывается до 2 млн тонн продуктов горения, в состав которых входят парниковые газы, ароматические углеводороды, тяжелые металлы (Dymov and Gabov, 2015; Valendik, 1996). Их перенос от источника огня может достигать нескольких тысяч километров (Certini, 2005).

Во время низовых лесных пожаров воздействию огня подвергаются не только растения, но и почвы (Бобровский, 2010). Температура на поверхности почв может достигать 300–500 °С (Franklin et al., 1997). Наличие подстилки служит препятствием для поступления тепла в почву. Температура в верхних 5 см почвы редко превышает 150 °С, а профиль обычно не прогревается ниже 20–30 см (DeBano, 2000). Пожары оказывают влияние на физические, химические и биологические свойства почв (Certini, 2005). Наиболее контрастно в первый год после прохождения огня меняются свойства верхних горизонтов. Процессы пирогенной трансформации почв широко распространены, что делает их объектом внимания при изучении функционирования экосистем. В Российской Федерации большинство работ по исследованию изменений свойств почв в результате лесных пожаров проводится в таежной зоне на территории Сибири и севере европейской части страны (Badmazhapova and Gyninova, 2014; Dymov and Gabov, 2015; Dymov et al., 2015; Krasnoshchekov and Cherednikova, 2012; Tarasov et al., 2011). В то же время крайне мало работ по изучению влияния пожаров на почвенный покров в лесах лесостепи (Gorbunova et al., 2014; Maksimova et al., 2014).

Лесные пожары признаны одним из важных источников поступления ртути из наземных экосистем в атмосферу (Friedli et al., 2003; Sigler et al., 2003). Целью настоящего исследования является оценка различий содержания валовой ртути в дерново-подбурах иллювиально-железистых песчаных сосновых лесов типичной лесостепи под пожарищем и нетронутых огнем.

Материалы и методы

Исследование проводилось на территории Усманского бора – крупного лесного массива, расположенного в пределах Воронежской и Липецкой областей (Рис. 1). Его южная часть, находящаяся в непосредственной близости от г. Воронежа, является зоной отдыха, в которой размещены многочисленные туристические базы и детские оздоровительные лагеря. Также в этой части лесного массива находятся биологический учебно-научный центр Воронежского государственного университета «Веневитиново» и заказник федерального значения «Воронежский». Северная часть бора входит в состав Воронежского государственного природного биосферного заповедника.

Исследуемая территория по климатическим условиям соответствует зоне лесостепи, в пределах которой она расположена, однако по некоторым показателям (продолжительность снежного покрова, его мощность) приближается к условиям лесной зоны. Среднегодовая температура – 6.2 °С. Среднегодовое количество осадков – 620 мм. В течение года меньше всего осадков выпадает в марте и апреле, больше всего – в июне и сентябре (Базильская, 2007).

В геологическом отношении территория представляет собой молодую равнину, сформировавшуюся в четвертичное время, сложенную рыхлыми отложениями, лежащими на коренных девонских породах (Дроздов и Хмелев, 1983). Материнской породой для почв служат мелко- и среднезернистые древнеаллювиальные пески. Почвенный покров исследуемой территории довольно разнообразен и не обладает зональными чертами типичной лесостепи. В поймах, занятых ольховыми лесами и лугами, преобладают дерново-аллювиальные и перегнойно-глеевые почвы. На террасах под хвойными и широколиственными лесами сформировались подбуры, дерново-подбуры, серые и темно-серые почвы различных подтипов (Трегубов и Солнцев, 2012).

В 2010 г. незаповеданная часть лесного массива подверглась сильным пожарам. Для оценки влияния пожара на свойства почв на следующий год были обследованы участки на свежих гарях вблизи «Веневитиново», занятые дерново-подбурами. Для сравнения обследовались дерново-подбуры рядом с биологическим учебно-научным центром и на территории Воронежского

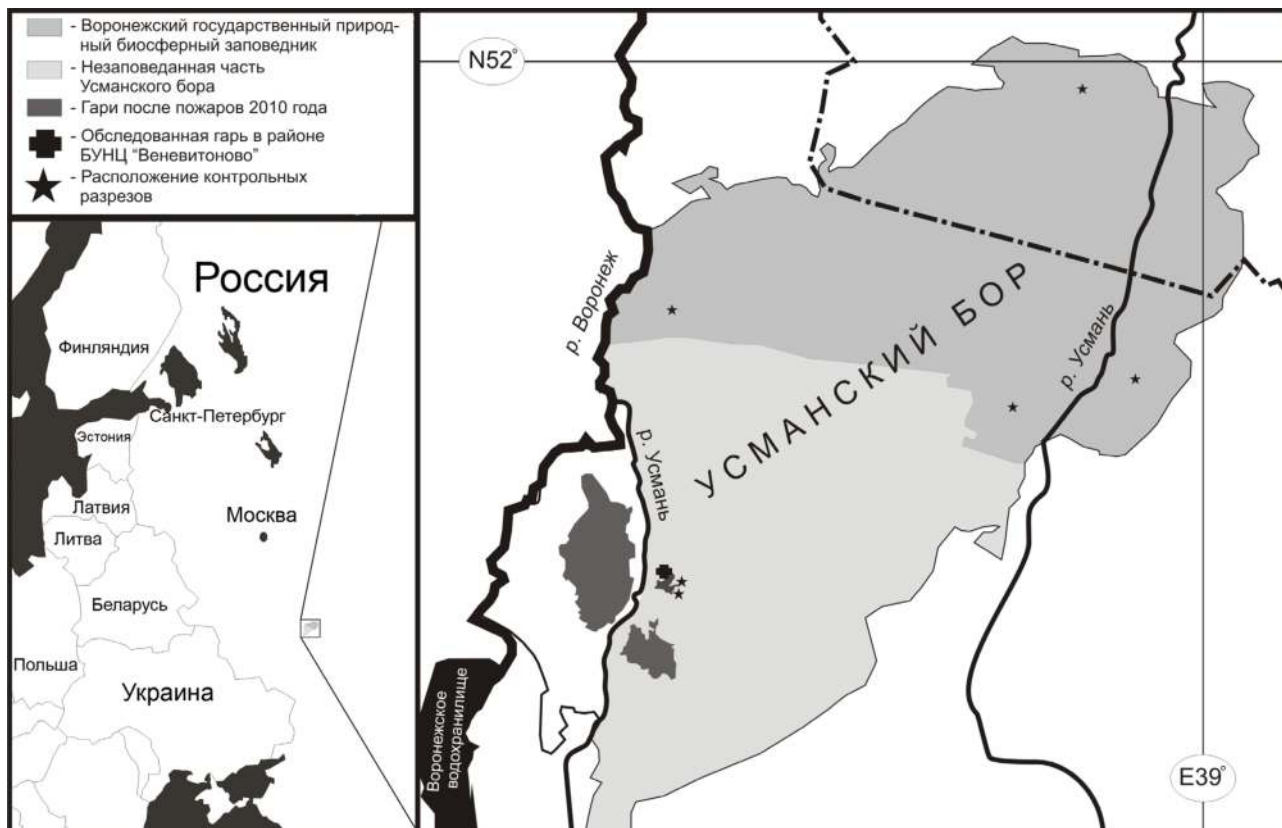


Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб.

заповедника, незатронутые пожаром. Всего было заложено 14 разрезов на горячих и 6 – на негоревших участках.

Образцы почв отбирались каждые 10 см до глубины 50 см. Корни, почвенная макрофауна, отмершие частицы растений удалялись из образцов. Образцы высушивались на воздухе и просеивались через сито с диаметром ячеек 1 мм. В образцах определялось общее содержание органического углерода, содержание обменных катионов кальция и магния, реакция среды, валовое содержание ртути.

Содержание органического углерода определялось методом мокрого сжигания в хромовой кислоте с последующим титрованием солью Мора (Pansu and Gautheyrou, 2006). Реакция среды измерялась в водной вытяжке при соотношении почва/вода 1/2.5 с использованием микропроцессорного иономер-рН-метра И-500 («Аквилон», Москва). Содержание обменных катионов Ca^{2+} и Mg^{2+} определяли комплексометрическим методом. Содержание валовой ртути определяли атомно-абсорбционным методом на спектрометре с зеемановской коррекцией для определения ртути в различных средах «РА-915+» с пиролитической приставкой «ПИРО-915+» («Люмэкс», Санкт-Петербург). Точность аналитических методов измерения контролировали с использованием сертифицированных образцов почв СДПС ГСО

2498-83-2500-83 (НПО «Тайфун», г. Обнинск, Россия).

Статистическая обработка результатов анализа включала расчет средних значений содержания органического углерода, обменных катионов и валовой ртути в каждом слое образцов на горячих и контрольных негоревших участках. При оценке взаимосвязи содержания ртути и количества органического углерода использовали коэффициент корреляции Спирмена. Долю влияния измеренных параметров почв на концентрацию валовой ртути оценивали методом пошаговой множественной регрессии.

Для оценки количества металла, попавшего в атмосферу с продуктами горения, были использованы усредненные значения плотности твердой фазы почв Усманского бора, полученные в более ранних исследованиях (Доклад., 2011). Их средняя плотность в верхней части профиля составляет 1.36 г/см^3 . На основании этих данных можно вычислить массу ртути в одном гектаре профиля почв по стандартной формуле для расчета запаса химических элементов с последующим пересчетом на 1 квадратный метр (Орлов и др., 2005):

$$M = 1000 \cdot h \cdot D \cdot X, \quad (1)$$

где M – количество элемента, кг/га; h – мощность слоя почвы, см; D – плотность почвы, г/см^3 ; X – содержание элемента в слое, %.

Таблица 1. Аналитическая характеристика исследованных почв. n – количество проб; $C_{\text{орг}}$ – количество органического углерода; рН – реакция среды водной вытяжки; Ca^{2+} – обменный кальций; Mg^{2+} – обменный магний. Над чертой – среднее \pm ошибка среднего; под чертой – минимальное и максимальное значения.

Глубина, см	n	$C_{\text{орг}}, \%$	рН	Ca^{2+} , ммоль(экв)/100 г	Mg^{2+} , ммоль(экв)/100 г
Гарь					
0–10	14	3.11 ± 0.33	4.80–5.96	7.22 ± 0.44	1.34 ± 0.56
		2.38–3.85		6.88–7.57	1.24–1.45
10–20	14	3.45 ± 0.22	4.90–6.08	6.16 ± 0.49	1.31 ± 0.73
		2.79–4.12		5.77–6.57	1.22–1.44
20–30	14	2.18 ± 0.18	5.77–6.60	5.06 ± 0.31	1.19 ± 0.05
		1.84–2.51		4.84–5.25	1.16–1.23
30–40	14	1.20 ± 0.07	6.55–6.73	4.45 ± 0.25	1.16 ± 0.08
		1.13–1.27		4.36–4.53	1.14–1.17
40–50	14	0.86 ± 0.08	6.89–6.96	4.09 ± 0.25	1.11 ± 0.06
		0.79–0.94		4.07–4.11	1.09–1.14
Контроль					
0–10	6	8.75 ± 0.54	4.12–5.21	4.45 ± 0.63	2.90 ± 0.79
		3.21–28.62		0.0005–8.40	0.0005–11.0
10–20	6	2.57 ± 0.33	4.27–5.34	3.55 ± 0.69	2.98 ± 1.03
		1.35–4.26		0.90–8.70	0.3–13.9
20–30	6	1.50 ± 0.27	4.60–6.50	2.02 ± 0.44	0.85 ± 0.07
		0.17–2.89		0.70–5.25	0.3–1.28
30–40	6	0.91 ± 0.10	4.51–6.72	1.99 ± 0.37	0.82 ± 0.11
		0.24–1.72		0.0005–4.49	0.0005–1.40
40–50	6	0.75 ± 0.12	4.75–6.90	1.83 ± 0.35	0.71 ± 0.09
		0.19–1.72		0.0005–4.21	0.0005–1.14

Результаты

Почвы пожарищ и негоревших участков характеризуются высоким содержанием органического углерода (Табл. 1). Во всех случаях отмечается его снижение с глубиной. Содержание углерода в верхних 10 см почв на гарях ниже, чем в почвах негоревших участков, составляет в среднем $3.11 \pm 0.33\%$ и $8.75 \pm 0.54\%$, соответственно. С глубины более 20 см по содержанию углерода дерново-подбуры пожарищ и негоревших участков не имеют достоверных различий и сопоставимы между собой.

Дерново-подбуры Усманского бора характеризуются кислой реакцией среды в верхней части профиля, с постепенным смещением в нейтральную сторону с глубиной. Воздействие огня способствует уменьшению кислотности (Табл. 1). Наиболее существенная разница наблюдается в верхних 30 см профиля.

Почвы негоревших участков и почвы гарей отличались по содержанию обменных катионов кальция и магния. Среднее содержание обменного кальция в почвах пожарищ выше, чем в почвах негоревших участков, и снижается от 7.22 ± 0.44 в верх-

них 10 см профиля до 4.09 ± 0.25 ммоль(экв)/100 г в нижележащих горизонтах. Для почв, не подвергшихся пожару, характерен более широкий диапазон варьирования Ca^{2+} – от следовых количеств до 8.40 ммоль(экв)/100 г в поверхностных горизонтах и 4.21 ммоль(экв)/100 г в нижележащих. Обменный магний относительно равномерно распределен в профиле почв гари и незначительно снижается с глубиной, в среднем составляя 1.34 ± 0.56 ммоль(экв)/100 г в верхних 10 см и 1.11 ± 0.06 ммоль(экв)/100 г в материнской породе. В контрольных почвах содержание Mg^{2+} в верхних 20 см профиля выше – 2.90 ± 0.79 ммоль(экв)/100 г. Для магния, как и для иона кальция, характерна сильная вариация между предельными значениями – от следовых количеств до 11.0 ммоль(экв)/100 г. Глубже 30 см содержание обменного магния ниже, чем в почвах гари, и составляет в материнской породе 0.71 ± 0.09 ммоль(экв)/100 г.

Среднее содержание ртути в почвах пожарищ меньше, чем в негоревших почвах, и составляет 0.021 ± 0.01 и 0.026 ± 0.04 мг/кг соответственно (Табл. 2). Во всех случаях наблюдается снижение содержания металла с глубиной. Максимальные

Таблица 2. Некоторые статистические параметры распределения ртути в профиле исследованных почв. n – количество образцов; $\bar{x} \pm S_x$ – среднее \pm ошибка среднего; lim – пределы концентраций; V – коэффициент вариации.

Глубина, см	$\bar{x} \pm S_x$, мг/кг	lim , мг/кг	V , %
Гарь			
0–10 ($n = 14$)	0.041 \pm 0.008	0.026–0.058	20.2
10–20 ($n = 14$)	0.030 \pm 0.006	0.022–0.041	20.1
20–30 ($n = 14$)	0.017 \pm 0.001	0.013–0.022	17.4
30–40 ($n = 14$)	0.011 \pm 0.001	0.009–0.013	11.8
40–50 ($n = 14$)	0.006 \pm 0.002	0.002–0.009	43.2
Контроль			
0–10 ($n = 6$)	0.063 \pm 0.045	0.010–0.127	71.4
10–20 ($n = 6$)	0.022 \pm 0.016	0.002–0.045	74.5
20–30 ($n = 6$)	0.008 \pm 0.008	0.001–0.020	103.7
30–40 ($n = 6$)	0.004 \pm 0.002	0.001–0.007	55.9
40–50 ($n = 6$)	0.003 \pm 0.002	0.001–0.005	73.0

концентрации везде зарегистрированы в верхних 20 см профиля. В почвах гарей отмечается меньшее варьирование концентраций металла. Разница между предельными значениями до глубины 30 см не превышает двух раз. В почвах, не попавших под воздействие пожара, содержание ртути находится в широком диапазоне. Это наиболее выражено в верхних 30 см профиля, где разница между наименьшей и наибольшей концентрациями металла достигает 12–20 раз. На глубинах ниже 30 см различие между предельными значениями во всех почвах менее контрастно. Более высокие концентрации ртути характерны для почв гарей: 0.011 ± 0.001 и 0.006 ± 0.002 мг/кг для глубин 30–40 и 40–50 см, соответственно. Средние концентрации в негоревших почвах для тех же глубин составляют 0.004 ± 0.002 и 0.003 ± 0.002 мг/кг.

Достоверная зависимость между количеством органического углерода и концентрацией ртути в верхних 20 см профиля пирогенно измененных почв нами не установлена ($r = 0.26$; $p = 0.19$) (Рис. 2А). Начиная с глубины 20 см отмечается положительная статистически достоверная зависимость концентрации металла от содержания органического углерода ($r = 0.74$; $p \leq 0.05$) (Рис. 2В). В контрольных почвах положительная достоверная связь установлена как на глубине 0–20 см ($r = 0.74$; $p \leq 0.01$), так и на глубине 20–50 см ($r = 0.57$; $p \leq 0.01$) (Рис. 2С, D).

Методом пошаговой множественной регрессии были получены уравнения зависимости количества аккумулированной в почвах ртути от их свойств. В почвах, не подвергшихся пожару, содержание металла линейно положительно сопряжено с содержанием общего углерода и обменного кальция:

$$[Hg] = -0.00350662 + 0.00200163[Ca^{2+}] + 0.00666087[C], \quad (2)$$

$R^2 = 62.6$; $F = 15.0$; $p = 0.004$,
где $[Hg]$ – количество аккумулированной ртути, мг/кг; $[Ca^{2+}]$ – содержание обменного кальция, ммоль(экв)/100 г; $[C]$ – количество органического углерода, %.

В почвах гарей содержание ртути было положительно сопряжено только с содержанием кальция:

$$[Hg] = -0.0395419 + 0.0111677[Ca^{2+}], \quad (3)$$

$R^2 = 58.7$; $F = 37.1$; $p < 0.001$,
где $[Hg]$ – количество аккумулированной ртути, мг/кг; $[Ca^{2+}]$ – содержание обменного кальция, ммоль(экв)/100 г; $[C]$ – количество органического углерода, %.

Обсуждение результатов

Полученные результаты согласуются с установленными ранее данными, что пожары в первую очередь изменяют характеристики поверхностных горизонтов почв (Bezkorovainaya et al., 2007; Krasnoshchekov and Cherednikova, 2012). Наибольшее воздействие испытывают подстилка и гумусово-аккумулятивные горизонты, прогорание которых приводит к минерализации органического вещества и, как следствие, к снижению содержания углерода. Известно, что значительнее всего содержание углерода уменьшается в торфяных почвах, причиной чего может быть сгорание торфянистого материала (Tsibart and Gennadiev, 2008). В грубогумусных подзолах кедровых лесов южного Прибайкалья снижение содержания углерода на 7–8 летних гарях составляет 26–34%, а при пожарах высокой интенсивности – до 80% (Krasnoshchekov and Cherednikova, 2012). В буроземах Приангарья содержание углерода в верхних горизонтах почв после пожара снижается на 13.9% (Bogorodskaya et al., 2011). В дерново-подбурях Усманского бора после пожара содержание

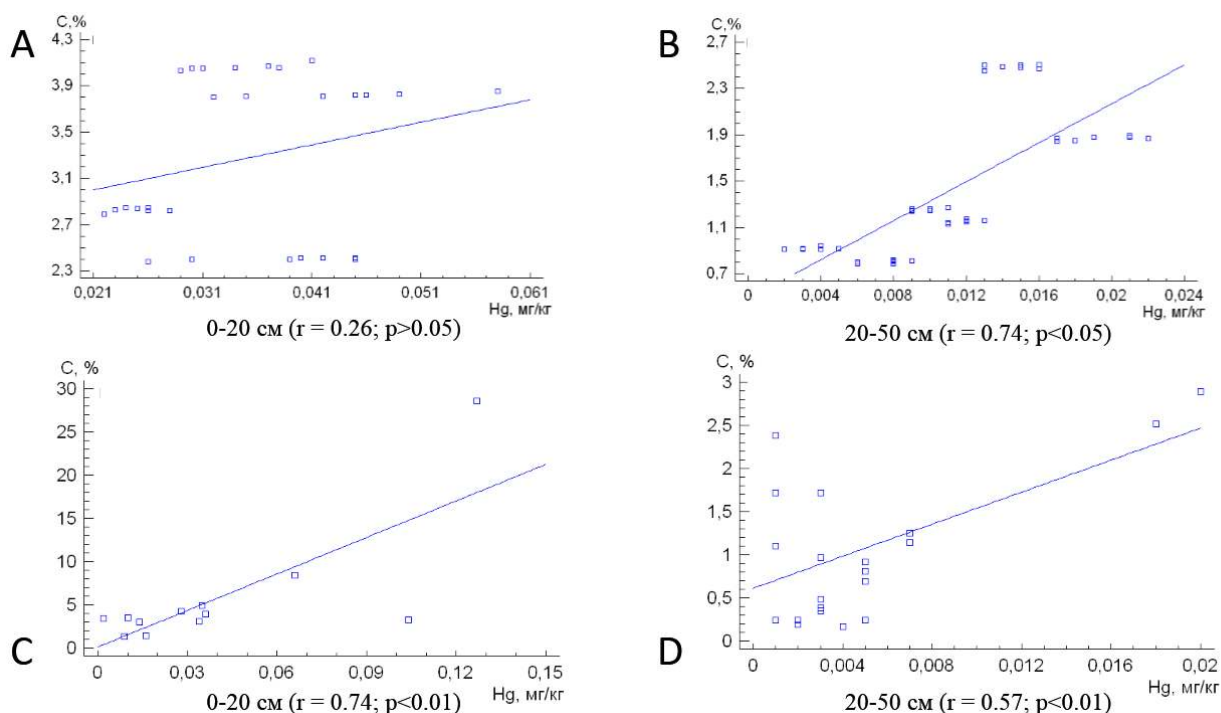


Рис. 2. Зависимость содержания ртути от количества углерода на разных глубинах в дерново-подбурях гарей (A, B) и контроля (C, D).

органического углерода снизилось более чем на 50% в верхних 10 см профиля, что в целом характерно для лесных почв на свежих гарях других регионов.

В то же время в почвах, пройденных пожаром, часто отмечается увеличение содержания углерода (Пшеничникова и Пшеничников, 1998; Gorbachev and Popova, 1996; Tsi bart and Gennadiev, 2008). Особенно хорошо это проявляется при воздействии на почву верхового пожара, что, вероятно, связано с увеличением количества поступающих обугленных остатков деревьев на поверхность почвы (Maksimova et al., 2014). Повышенное содержание углерода на глубинах выше 20 см в пирогенных почвах по сравнению с фоновыми может быть результатом разложения подземных органов погибших растений. Считается, что увеличение содержания гумуса в почвах после пожара связано с ускоренным разложением, возникающим в результате активизации биологических процессов и увеличения скорости деструкции растительных остатков, а также с обогащением глуболежащих горизонтов тонкодисперсными фракциями древесных углей, проникающих из выгоревших поверхностных горизонтов. В нашем случае подобного эффекта не отмечено. Наблюдаемое повышенное содержание органического углерода в почвах гари по сравнению с негоревшими участками, скорее всего, возникает в результате естественной вариации содержания органического углерода в альфегумусовых почвах в процессе гумусового иллювиования.

Увеличение реакции среды почв пожарных ранее фиксировалось в литературе как следствие выгорания подстилки и поступления на поверхность почвы большого количества золы (Тарабукина и Саввинов, 1990). Часто реакция среды в зависимости от интенсивности пожаров становится щелочной. Это отмечалось в пирогенных почвах Приангарья и Якутии, в лесных почвах г. Тольятти (Bogorodskaya et al., 2011; Gorbachev and Popova, 1996; Maksimova et al., 2014). Сразу после пожара реакция среды достигает 7.9–8.0. Тенденция роста значений pH после пожара объясняется тем, что зольные легкорастворимые соединения проникают в почву, насыщая почвенный поглощающий комплекс щелочноземельными элементами, и тем самым вызывают смещение реакции среды в нейтральную и щелочную сторону (Badmazharova and Gyninova, 2014). Однако уже через год pH возвращается в норму, приобретая значения, которые были до пожаров. Это связано с тем, что за год атмосферные осадки выносят продукты горения из почвенного профиля. Несмотря на то, что в нашем случае реакция среды в почвах гари сдвинута в щелочную сторону, можно предположить, что в достаточно короткий срок она вернется к значениям, типичным для негоревших почв.

Основным источником подвижных катионов является сгоревшая подстилка и опад. Равномерное распределение обменных кальция и магния в почвах исследуемой гари говорит о схожей интенсивности процессов их выноса и поступления. В то же время дерново-подбурья негоревших участ-

ков характеризуются различной скоростью поступления и миграции веществ вниз по профилю. Возможно, это объясняется тем, что в контрольную группу почв, взятую случайным образом из различных участков лесного массива со сходными экологическими условиями, попали дерново-подбур, подвергшиеся влиянию пожара некоторое время назад.

В целом содержание ртути в дерново-подбур Усманского бора выше принятого в России кларка для почв, но ниже кларка для литосферы (Vinogradov, 1962). Значения, превышающие кларк для литосферы, отмечаются только в лесных подстилках на территории Воронежского заповедника. Так как исследуемая территория весьма компактна, скорее всего, поступление на нее ртути с естественным атмосферным осаждением достаточно равномерно. Поэтому нельзя исключать, что повышенное содержание ртути в подстилках негоревших почв является следствием осаждения металла, поступившего в атмосферу в результате пожара. Ранее было показано, что в поверхностных горизонтах почв гарей содержание ртути снижается по сравнению с затронутым огнем участком и почти в 2 раза увеличивается в почвах территорий, попавших под дымовой шлейф (Shcherbov et al., 2008). Концентрации ртути в материнской породе ниже, чем принятые в России кларки для литосферы и для почв. Причиной этого служит ее песчаный гранулометрический состав, а следовательно, пониженное содержание илистых частиц, способных сорбировать ртуть.

Взаимосвязь аккумулированной в почве ртути с содержанием органического углерода почв выявлена многими авторами (Удоденко и др., 2011a, b; Koegel-Knabner et al., 1988; Obrist et al., 2009; Pant and Allen, 2007). Статистически достоверная зависимость между содержанием ртути и органическим веществом установлена в загрязненных почвах Теннесси ($r = 0.52$) и для незагрязненных минеральных почв Сьерра-Невады ($r = 0.83$). Однако такая связь обнаруживается не всегда. В гумусовых горизонтах серых лесных почв и черноземов Забайкалья и лесных почвах Швейцарии установлена слабая взаимосвязь между содержанием ртути и углерода (Ivanov and Kashin, 2010; Rieder et al., 2011). Маловероятно, что отсутствие достоверной зависимости в данном исследовании вызвано большим количеством мелкодисперсной фракции в минеральной части дерново-подбур, подвергшихся пожарам. Можно предположить, что это связано со сгоранием органического вещества верхнего слоя почв.

Результаты применения метода пошаговой множественной регрессии показывают, что содержание ртути взаимосвязано с различными свойствами почв пожарищ и почв, не попавших в очаг пожара. Согласно (2) концентрация ртути в

дерново-подбур, не подвергшихся воздействию огня, линейно положительно сопряжена с содержанием углерода и обменным кальцием. В почвах гари, согласно (3), ртуть положительно сопряжена только с обменным кальцием. Снижение количества органического углерода в результате пирогенного воздействия объясняет отсутствие достоверной зависимости между ртутью и углеродом в верхних 20 см дерново-подбур на гари. На негоревших участках в нижней части профиля зависимость содержания ртути от количества углерода статистически достоверна. Ранее было показано, что в гумусово-аккумулятивном горизонте концентрация ртути определяется выщелачиванием или биогенной аккумуляцией, приводящей к ее связыванию с гуминовыми кислотами. В результате образуются комплексные соединения, удерживающие 70–80% валовой ртути (Zvonarev and Zyrin, 1983). В подзолистых почвах Центрально-лесного заповедника около 90% ртути представлено ее соединениями с органическим веществом (Gladkova and Malinina, 2005).

Полученные данные позволяют говорить о том, что пожары способствуют высвобождению ртути и поступлению ее в атмосферу при сгорании поверхностных горизонтов. В результате расчетов установлено оценочное среднее количество аккумулированного металла в верхних 10 см профиля дерново-подбур. Для почв контрольного участка оно составляет 8.6 мг/м^2 , для почв гари – 5.6 мг/м^2 . Разница между этими значениями – 3.0 мг/м^2 – принята нами за среднее количество металла, поступающего в атмосферу в результате пожара из верхних 10 см профиля почв. Таким образом, в ходе пожара с 1 гектара лесной почвы в атмосферу поступает 30 г ртути. Площадь сгоревших лесов в Воронежской области в 2010 году составила 15 910 га и превышает значения 2005–2009 гг. в 10–50 раз (Доклад..., 2011). На основании этих данных количество ртути, поступившей в атмосферу из верхнего слоя почвы с продуктами горения в результате лесных пожаров, на территории Воронежской области в 2010 году оценивается в 477.3 кг (Табл. 3).

Ранее предполагалось, что количество ртути, попадающей в атмосферу в результате лесных пожаров, составляет 0.15 мг/м^2 (Sigler et al., 2003). Более поздние расчеты, в которых учитывалось большое количество накопленного металла в торфяных горизонтах лесных почв и торфяниках, показали, что оценочное количество ртути, поступающей в атмосферу в результате лесных пожаров в бореальной зоне, составляет $1.55\text{--}7.01 \text{ мг/м}^2$ (Turetsky et al., 2006). Полученное в настоящем исследовании количество ртути соответствует последним оценкам, находясь в средней части оценочного диапазона. По мнению этих же авторов ежегодно в циркумполярной области Северного

Таблица 3. Площадь лесных пожаров в Воронежской области (Доклад..., 2011) и оценочное количество поступившей в атмосферу ртути из верхних 10 см профиля.

Год	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Площадь, га	352	387	1556	1530	1194	15910
Количество ртути, кг	10.56	11.61	46.68	45.90	35.82	477.30

полушария из-за пожаров может высвободиться до 340.8 тонн ртути. Таким образом, доля ртути, поступившей в атмосферу в результате пожаров в Воронежской области в 2010 году, составила 0.13% от максимальной оценочной.

Заключение

На основании вышеизложенного можно сделать следующие выводы о влиянии пожаров на содержание ртути в дерново-подбурях Усманского бора:

1. Наблюдается уменьшение содержания валовой ртути в почвах гарей по сравнению с почвами контрольных участков. Основное количество металла поступает в атмосферу из поверхностных горизонтов. Пожары не оказывают влияния на содержание ртути в иллювиальных горизонтах и почвообразующей породе.

2. Содержание ртути в почвах тесно связано с содержанием органического вещества. С уменьшением его количества в результате сгорания содержание металла снижается.

3. В почвах гарей из рассмотренных свойств почв основным параметром вариации содержания ртути служит количество обменного кальция. В дерново-подбурях, не попавших в очаг пожара, основным фактором, с которым взаимосвязано содержание ртути, является количество органического углерода.

Список литературы

Базильская, И.В., 2007. Закономерности и отклонения в годовом цикле климатического режима Воронежского заповедника. *Труды Воронежского заповедника* **24**, 6–21.

Бобровский, М.В., 2010. Лесные почвы европейской России: биотические и антропогенные факторы формирования. КМК, Москва, Россия, 359 с.

Доклад о состоянии окружающей среды на территории Воронежской области в 2010 году, 2011. Управление по экологии г. Воронежа, Россия, 94 с.

Дроздов, К.А., Хмелев, К.Ф., 1983. Усманский бор. В: Мильков, Ф.Н. (ред.), *Природа и ландшафты Подворонья*. Воронежский университет, Воронеж, Россия, 77–100.

Орлов, Д.С., Садовникова, Л.К., Суханова, Н.И., 2005. Химия почв. Высшая школа, Москва, Россия, 558 с.

Пшеничникова, Н.Ф., Пшеничников, Б.Ф., 1998. Пирогенно-эрозионная эволюция буроземов ландшафтов японского побережья. В: Урусов, В.М. (ред.), *Исследование и конструирование ландшафтов Дальнего Востока и Сибири*. Владивостокский государственный университет экономики и сервиса, Владивосток, Россия, 12–16.

Тарабукина, В.Г., Саввинов, Д.Д., 1990. Влияние пожаров на мерзлотные почвы. Наука, Новосибирск, Россия, 120 с.

Трегубов, О.В., Солнцев, В.Н., 2012. Воронежский государственный природный биосферный заповедник. В: Добровольский, Г.В. (ред.), *Почвы заповедников и национальных парков Российской Федерации*. Фонд «Инфосфера»–НИА-Природа, Москва, Россия, 103–106.

Удоденко, Ю.Г., Трегубов, О.В., Комов, В.Т., Девятова, Т.А., 2011а. Ртуть в гидроморфных почвах Воронежского государственного природного биосферного заповедника. *Вестник воронежского государственного университета. Серия: химия, биология, фармацевтика* **2**, 148–154.

Удоденко, Ю.Г., Трегубов, О.В., Гремячих, В.А., Комов, В.Т., Девятова, Т.А., 2011б. Содержание ртути в почвах разных биотопов Воронежского заповедника. *Проблемы региональной экологии* **4**, 105–110.

Badmazhapova, I.A., Gyninova, A.B., 2014. Fire-induced transformation of bog soils in the Ust'-Selenginskaya depression. *Geography and Natural Resources* **3**, 236–242.

Baidina, N.L., 2001. Concentration and compounds of Hg in soils of the southern part of the West Siberia. *Agriculture chemistry* **11**, 59–63.

Bezkorovainaya, I.N., Krasnoshchekova, E.N., Ivanova, G.A., 2007. Transformation of soil invertebrate complex after surface fires of different intensity. *Biology Bulletin* **5**, 517–522.

- Boening, D.W., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere* **40**, 1335–1351. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00283-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00283-0).
- Bogorodskaya, A.V., Ivanova, G.A., Tarasov, P.A., 2011. Post-fire transformation of the microbial complexes in soils of larch forests in the lower Angara River region. *Eurasian Soil Science* **1**, 49–55.
- Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* **143**, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Conard, S.G., Ivanova, G.A., 1997. Wildfire in Russian boreal forests – Potential impacts of fire regime characteristics on emissions and global carbon balance estimates. *Environmental Pollution* **98** (3), 305–313. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00140-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00140-1).
- DeBano, L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellence in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* **23**, 1195–206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3).
- Dymov, A.A., Gabov, D.N., 2015. Pyrogenic alterations of Podzols at the Northeast European part of Russia: Morphology, carbon pools, PAH content. *Geoderma* **241–242**, 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.021>.
- Dymov, A.A., Dubrovskii, Yu.A., Gabov, D.N., Zhangurov, E.V., Nizovtsev, N.A., 2015. Fire Impact on Soil Organic Matter in Spuce Stand in Northern Taiga. *Russian Forest Sciences* **1**, 52–62.
- Fitzgerald, W.F., Engstrom, D.R., Mason, R.P., Nater, E.A., 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental Science and Technology* **32**, 1–7. <https://doi.org/10.1021/es970284w>.
- Franklin, S.B., Robertson, P.A., Fralish, J.S., 1997. Small-scale fire temperature patterns in upland *Quercus* communities. *Journal of Applied Ecology* **34**, 613–630. <https://doi.org/10.2307/2404911>.
- Friedli, H.R., Radke, L.F., Prescott, R., Hobbs, P.V., Sinha, P., 2003. Mercury emissions from the August 2001 wildfires in Washington State and an agricultural waste fire in Oregon and atmospheric mercury budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* **17** (2), 1039. <https://doi.org/10.1029/2002GB001972>.
- Gladkova, N.S., Malinina, M.S., 1999. Statistical evaluation of the spatial variation of mercury content in the upper horizons of forest soils of the Central-Forest State Biospheric Reserve. *Eurasian soil science* **10**, 1133–1139.
- Gladkova, N.S., Malinina, M.S., 2005. A model for the total mercury distribution in a forest podzolic soil profile. *Eurasian Soil Science* **8**, 848–854.
- Gorbachev, V.N., Popova, E.P., 1996. Fires and soil formation. In: Goldammer, J.G., Furyaev, V.V. (eds.), *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Springer, Netherlands, 331–336.
- Gorbunova, J.S., Devyatova, T.A., Grigorjevskaya, A.Y., 2014. Fire influence on the soil and plant cover of forests in the Central Chernozem Region of Russia. *Arid Ecosystems* **4** (4), 285–293.
- Gruba, P., Blonska, E., Lasota, J., 2014. Predicting the concentrations of total Mercury in mineral horizons of forest soil varying in organic matter and mineral fine fraction content. *Water, Air, Soil Pollution* **225**, 1924. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-1924-y>.
- Ivanov, G.M., Kashin, V.K., 2010. Mercury in humus horizons of soils in the Transbaikal region. *Eurasian soil science* **1**, 24–29.
- Koegel-Knabner, I., Zech, W., Hatcher, P.G., 1988. Chemical composition of the organic matter in forest soils: The humus layer. *Journal of plant nutrition and soil science* **155** (5), 331–340. <https://doi.org/10.1002/jpln.19881510512>.
- Krasnoshchekov, Y.N., Cherednikova, Y.S., 2012. Postpyrogenic transformation of soils under *Pinus sibirica* forests in the southern Lake Baikal basin. *Eurasian Soil Science* **10**, 929–938.
- Mahaffey, K., 1999. Methylmercury: A new look at the risks. *Public Health Reports* **114** (5), 396–413.
- Maksimova, E.Y., Tsibart, A.S., Abakumov, E.V., 2014. Soil properties in the Tol'yatti pine forest after the 2010 catastrophic wildfires. *Eurasian soil science* **9**, 940–951.
- Mason, R.P., Benoit, J.M., 2003. Organomercury compounds in the environment. In: Craig, P. (ed.), *Organometallic Compounds in the Environment*. John Wiley and Sons, 57–99.
- Obrist, D., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., 2009. Mercury concentrations and pools in four Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen. *Biogeosciences* **6**, 765–777. <https://doi.org/10.5194/bg-6-765-2009>.

- Pansu, M., Gautheyrou, J., 2006. Handbook of Soil Analysis. Mineralogical, Organic, and Inorganic methods. Springer-Verlag Heilderberg, Berlin, Germany, 995 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-31211-6>.
- Pant, P., Allen, M., 2007. Interaction of soil and mercury as a function of soil organic carbon: some field evidence. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **78** (6), 539–542. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9186-7>.
- Rice, K.M., Walker, E.M., Wu, M., Gillette, C., Blough, E.R., 2014. Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health* **47**, 74–83. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74>.
- Rieder, S., Brunner, I., Horvat, M., Jacobs, A., Frey, B., 2011. Accumulation of mercury and methylmercury by mushrooms and earthworms from forest soils. *Environmental Pollution* **159**, 2861–2869. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.040>.
- Shcherbov, B.L., Strakhovenko, V.D., Sukhorukov, F.V., 2008. The ecogeochemical role of forest fires in the Baikal region. *Geography and Natural Resources* **2**, 150–155.
- Sigler, J.M., Lee, X., Munger, W., 2003. Emission and long-range transport of gaseous mercury from a large-scale Canadian boreal forest fire. *Environmental Science and Technology* **37**, 4343–4347. <https://doi.org/10.1021/es026401r>.
- Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L., Skinner, W.R., 2002. Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research* **108**, 8149. <https://doi.org/10.1029/2001JD000484>.
- Sukhinin, A.I., French, N.H.F., Kasischke, E.S., Hewson, J.H., Soja, A.J., Csiszar, I.A., Hyer, E.J., Loboda, T., Conrad, S.G., Romasko, V.I., Pavlichenko, E.A., Miskiv, S.I., Sinkina, O.A., 2004. AVHRR-based mapping of fires in eastern Russia: New products for fire management and carbon cycle studies. *Remote Sensing of Environment* **93**, 546–564. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.08.011>.
- Swain, E.B., Jakus, P.M., Rice, G., Lupi, F., Maxson, P.A., Pacyna, J.M., Penn, A., Spiegel, S.J., Viega, M.M., 2007. Socioeconomic consequences of mercury use and pollution. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **36**, 45–61. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[45:SCOMUA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[45:SCOMUA]2.0.CO;2).
- Szopka, K., Karczewska, A., Kabała, C., 2011. Mercury accumulation in the surface layers of mountain soils: a case study from the Karkonosze Mountains, Poland. *Chemosphere* **83**, 1507–1512. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.049>.
- Tarasov, P.A., Ivanov, V.A., Ivanova, G.A., Krasnoshchekova, E.N., 2011. Post-pyrogenic changes in the hydrothermal parameters of soils in middle-taiga pine forests. *Eurasian Soil Science* **7**, 731–738.
- Tsibart, A.S., Gennadiev, A.N., 2008. The influence of fires on the properties of forest soils in the Amur River basin (the Norskii Reserve). *Eurasian Soil Science* **7**, 686–693.
- Turetsky, M.R., Harden, J.W., Freidli H.R., Flannigan, M., Payne, N., Crock, J., Radke, L., 2006. Wildfires threaten mercury stocks in northern soils. *Geophysical research letters* **33** (16), L16403. <https://doi.org/10.1029/2005GL025595>.
- UNEP, 2013. Global Mercury Assessment 2018. Web document. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/25462/GMA%202018-ReviewDraft_250518_CLEAN_SEC.pdf?sequence=1&isAllowed=y (accessed: 15.10.2018).
- Valendik, E.N., 1996. Ecological aspects of forest fires in Siberia. *Siberian Ecological Journal* **1**, 1–8.
- Vinogradov, A.P., 1962. Average contents of chemical elements in the principal types of igneous rocks of the earth's crust. *Geochemistry* **7**, 641–664.
- Zvonarev, B.A., Zyrin, N.G., 1983. Regularities of mercury sorption by soils. Isotherms of mercury sorption by humus horizons of soils. *Moscow University Soil Science Bulletin* **38**, 49–55.

Effect of forest fire on mercury content in soddy podburs of typical forest-steppe environments (Voronezh region, Russia)

Yuri G. Udodenko^{1*}, Viktor T. Komov¹,
Yuliya S. Gorbunova², Tatyana A. Devyatova²

¹ I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok 109, Nekouz District, Yaroslavl region, 152742 Russia

² Voronezh State University, Universitetskaya pl. 1, Voronezh, Voronezh Region, 394018 Russia

* udu@mail.ru

The influence of forest fire on the gross mercury content in soddy podburs formed in typical forest-steppe conditions is studied. The metal concentration in the soils of the control area not affected by the fire is 0.063 ± 0.045 mg/kg at a depth of 0–10 cm, compared to 0.041 ± 0.008 mg/kg in soils of the burnt forest area. The relationship between the content of organic carbon and the amount of mercury in the top 20 cm of the soil profile of burnt areas has not been established ($r = 0.26$; $p = 0.19$). In the soils of the control plot, on the contrary, these indicators showed a significant positive correlation ($r = 0.74$; $p \leq 0.05$). The estimated amount of mercury released from the soil during a fire is 3 mg/m². The area of forest affected by fires in 2010 in the Voronezh Region was 15,910 ha. Thus, the amount of mercury released into the atmosphere as a result of the combustion of the upper soil layer is estimated at 477.3 kg.

Keywords: cinder, Usman Forest, soil organic carbon, exchange cations.