

АГРОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ ОКУЛЬТУРИВАНИЯ ПЕСЧАНЫХ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ Pb И Cd

© 2019 г. А. И. Иванов^{1,2,*}, П. А. Суханов¹, Ж. А. Иванова¹, Т. И. Яковлева³

¹ Агрофизический научно-исследовательский институт
195220 Санкт-Петербург, Гражданский просп. 14, Россия

² Северо-Западный Центр междисциплинарных исследований проблем продовольственного обеспечения
196608 Санкт-Петербург—Пушкин, ш. Подбельского, 7, Россия

³ Станция агрохимической службы “Великолукская”
182100 Великие Луки Псковской обл., наб. Матросова, 1а, Россия

*E-mail: ivanovai2009@yandex.ru

Поступила в редакцию 24.07.2018 г.

После доработки 10.08.2018 г.

Принята к публикации 12.01.2019 г.

Песчаные дерново-подзолистые почвы (Retisols) отличаются низким естественным содержанием тяжелых металлов (ТМ). Их низкая буферность и неблагоприятное гумусное состояние повышают экологические риски при выраженном техногенном загрязнении. В условиях микрополевого опыта с люпином узколистным и овсом изучена способность песчаных дерново-подзолистых почв к переходу в безопасное состояние техногенных соединений Pb и Cd в зависимости от их генетических особенностей, степени окультуренности и уровня загрязнения ТМ. Установлена существенная положительная роль окультуривания как в процессах детоксикации почв, так и в отношении сокращения накопления Pb и Cd в растительной продукции. На процессы закрепления Pb в малодвижных соединениях сильнее влияла повышенная гумусированность окультуренной почвы, Cd — ее карбонатность и зафосфаченность. Через 3 года после загрязнения степень подвижности свинца в хорошо окультуренных почвах была на 10% меньше, чем в слабоокультуренных, кадмия — на 15%. Хорошая окультуренность почвы способствовала снижению содержания подвижных соединений Pb и Cd в Апах на 37 и 25% соответственно, увеличению продуктивности звена севооборота на загрязненном ТМ фоне на 43%, и, как следствие, сокращению уровня накопления Pb и Cd в продукции в 1.6–2.4 раза относительно слабоокультуренных почв.

Ключевые слова: окультуривание почв, песчаные дерново-подзолистые почвы, загрязнение, Pb, Cd.

DOI: 10.1134/S0002188119040070

ВВЕДЕНИЕ

Песчаные почвы подзолистого типа, не подвергшиеся техногенному загрязнению, характеризуются исключительно низким содержанием тяжелых металлов (ТМ) независимо от генезиса материнских пород и уровня окультуренности [1–3]. В то же время степень подвижности металлов в них относительно суглинистых разновидностей бывает повышенной [3–5]. Это связано со свойственными им от природы низкой буферностью, высокой кислотностью, неблагоприятным гумусным состоянием [6–8]. Вероятно, этим во многом и определяются особенности легких почв по отношению к поглощению фитотоксичных ТМ [8–13].

Однако экологические последствия техногенного химического загрязнения песчаных почв видятся не столь однозначными. Помимо концентрации загрязнителей, немалое значение должны иметь сильная промачиваемость профиля этих почв, разный уровень их антропогенной трансформации при окультуривании, физиологические особенности возделываемых растений и др. И хотя эти вопросы нельзя считать мало изученными, многое до настоящего времени остается не выясненным, особенно относительно песчаных почв [13, 14], занимающих в совокупности с супесчаными >40% пахотного фонда Псковской обл. [15]. В них на фоне промывного водного режима естественным образом сочетается относительно низкая опасность потенциального загрязнения ТМ вследствие их внутрпочвенной ми-

Таблица 1. Агрехимическая характеристика почв микрополевого опыта

Показатель	Дерново-подзолистая почва на бескарбонатном песке		Дерново-подзолистая почва на карбонатном песке	
	слабоокультуренная	хорошо окультуренная	слабоокультуренная	хорошо окультуренная
pH _{KCl}	5.25	7.10	5.95	5.90
H _T , смоль(экв)/кг	0.95	0.51	0.77	1.22
S, смоль(экв)/кг	2.7	9.9	3.06	6.8
V, %	74	96	80	85
Гумус, %	0.8	1.6	0.8	3.4
P ₂ O ₅ подв, мг/кг	73	935	90	183
K ₂ O подв, мг/кг	56	213	139	498
Pb _{HNO₃} , мг/кг	2.09	4.74	3.10	4.96
Pb _{ААБ} , мг/кг	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Cd _{HNO₃} , мг/кг	0.12	0.22	0.14	0.20
Cd _{ААБ} , мг/кг	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05

грации с резким обострением экологических проблем при выраженном техногенном загрязнении [5, 6, 10, 14, 16]. С определенной вероятностью последнего приходится считаться как вследствие трансграничного переноса с атмосферными выпадениями, так и в связи с необоснованным применением загрязненных удобрительных материалов [9–11, 14, 16–19]. В группу ТМ с максимальным потенциалом техногенного загрязнения почвенного покрова в настоящее время входят Pb и Cd, имеющие выраженные особенности поведения в системе почва–растение [3, 8, 9, 12–14, 16, 20].

Поэтому одно из направлений комплексного исследования природно-антропогенной трансформации соединений ТМ в песчаных почвах реализовали в микрополевого опыте с искусственным загрязнением Pb и Cd почв разного генезиса и окультуренности. Его целью была комплексная агроэкологическая оценка последствий такого загрязнения песчаных дерново-подзолистых почв в зависимости от их происхождения на карбонатных и бескарбонатных песчаных отложениях, уровня окультуренности песчаной почвы и дозы загрязняющего вещества. В круг основных задач при этом входило изучение особенностей поведения соединений Pb и Cd в системе почва–растение, в частности, динамики их валового содержания и подвижных соединений в почве, накопления в хозяйственной продукции, а также влияния на продуктивность культур звена полевого севооборота.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Двухфакторный микрополевого опыт проводили в 2002–2004 гг. в учхозе “Удрайское” Великолукского р-на Псковской обл. в полиэтиленовых сосудах без дна площадью сечения 0.25 м² и глубиной 0.5 м. Для реализации фактора А (генезис и уровень окультуренности почвы) в них была воссоздана верхняя часть профиля слабо- и хорошо окультуренных песчаных почв [21], сформированных на карбонатных и бескарбонатных песках: Апах – 0–20 см и А2В – 20–50 см. Таким образом, схема опыта для фактора А включала 4 варианта песчаной почвы (табл. 1). Характер и параметры изменения морфологических, агрохимических и токсикологических свойств объектов исследования в процессе окультуривания опубликованы ранее [4, 7]. Их агрохимические свойства соответствовали генезису и уровню антропогенного воздействия в ходе окультуривания в полевых и кормовых севооборотах. Среднегодовое внесение за предшествующий исследованию 30-летний период в слабо- и хорошо окультуренные почвы на бескарбонатном и карбонатном песке составило: органических удобрений – 3 и 18, 3 и 20 т/га, извести – 0.4 и 0.9, 0.1 и 0.4 т/га, действующего вещества минеральных удобрений – 85 и 140, 80 и 127 кг/га соответственно. Резко отличающаяся интенсивность применения известковых мелиорантов на почвах разного генезиса привела к выраженному нивелированию в группе показателей кислотно-основных свойств, что соответствующим образом повлияло на результаты исследования.

Почвы опыта характеризовались очень низким исходным содержанием Pb и Cd. Концентрации их подвижных соединений были меньше нижних пределов обнаружения. Схема опыта для фактора Б (уровень загрязнения Pb и Cd) включала варианты: 1 – контроль (без внесения ТМ), 2 – кадмий 1 мг/кг, 3 – кадмий 5 мг/кг, 4 – свинец 40 мг/кг, 5 – свинец 200 мг/кг. Соли в форме ацетатов Pb и Cd, обладающих некоторыми преимуществами (хорошей растворимостью, слабым влиянием на рН среды и питательный режим почвы [21]), вносили в виде растворов. Эту операцию выполняли за 3 нед до посева первой культуры звена севооборота – люпина узколистного (*Lupinus angustifolius* L.) на зеленую массу. Затем последовательно возделывали овес посевной (*Avena sativa* L.) и люпин узколистный (*L. angustifolius* L.) на зерно. В качестве объектов исследования использовали люпин узколистный сорта Кристалл и овес сорта Лос-3. Биомассу корней, зеленую массу, массу соломы и зерна учитывали сплошным весовым методом. Повторность в опыте четырехкратная.

Почвенные образцы отбирали тростьевым буром весной до внесения ТМ в год закладки и перед предпосевной обработкой почвы – в последующие годы, а также осенью перед проведением зяблевой обработки почвы. В настоящей статье приведены физико-химические и агрохимические показатели, в разной степени контролируемые уровни содержания и подвижности свинца и кадмия: обменная кислотность (определяли потенциометрическим методом), гидролитическая кислотность (по Каппену), сумма обменных оснований (по Каппену–Гильковицу) содержание гумуса (по Тюрину) и содержание подвижных фосфатов (по Кирсанову). Химические анализы на содержание ТМ выполнены в Центре агрохимической службы “Ленинградский” с использованием атомно-абсорбционного метода: валовое содержание – в вытяжке HNO_3 (1 : 1), подвижные соединения – в ацетатаммонийном буферном растворе рН 4.8 [22]. Подвижность соединений ТМ рассчитывали как долю содержания подвижных соединений от валового содержания, выраженную в %. Некоторые зарубежные авторы этот показатель относят к числу очень важных характеристик степени опасности ведения земледелия на загрязненных почвах и идентифицируют как оценочный код риска [5].

Все результаты учетов и наблюдений в опыте обработаны статистически дисперсионным методом. Данные содержания соединений свинца и кадмия в почве представлены в форме $X \pm 2s$ (средние и их доверительный интервал) [23].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Практически все количество внесенных Pb и Cd в почву весной 2002 г. к концу вегетационного периода экстрагировали раствором разбавленной (1 : 1) азотной кислоты (табл. 2). В этом отношении существенных различий между изученными почвами не обнаружено, как по причине жесткости условий экстракции, так и в силу сходства почв по ряду физических и физико-химических свойств. Последующее изменение состояния ТМ определяли индивидуальные особенности последних, уровень загрязнения, различия в степени гумусированности, кислотности и зафосфаченности почв. При этом вынос Pb и Cd с хозяйственно используемой продукцией (зерном, соломой, зеленой массой) не имел существенного значения, т.к. за 3 года достиг всего 0.01–0.02 и 0.04–0.20% соответственно от внесенного в почву количества Pb и Cd.

Соединения Pb вымывались из пахотного горизонта всех почв почти одинаково, причем независимо от уровня загрязнения ТМ. Его валовое содержание в подпахотном горизонте увеличилось на 1.2–3.5 мг/кг (с 4.6–4.8 до 5.8–8.1 мг/кг), что количественно было меньше фиксируемого в анализах снижения его запаса в пахотном слое. Напротив, трансформация подвижных соединений Pb существенно зависела от окультуренности почвы. Уже к концу первого года исследования пахотный слой хорошо окультуренных почв содержал подвижного Pb на 32% меньше, чем слабоокультуренных почв. Степень подвижности металла в них составляла 42% против 61% в слабоокультуренных почвах. Через 3 года после внесения солей ТМ в почву преимущество окультуренных почв в поглотительной способности, сформированное длительным использованием органических, известковых и минеральных удобрений, выразилось 37%-ным снижением содержания подвижных соединений свинца и 10%-ным (абс.) уменьшением степени подвижности его соединений.

Динамика снижения этого показателя в хорошо окультуренных почвах на карбонатном и бескарбонатном песке на фоне загрязнения 200 мг Pb/кг имела некоторые отличия. На начальном этапе исследования содержание подвижных соединений Pb быстрее сокращалось в переизвесткованной сильнозафосфаченной почве на бескарбонатном песке за счет доминирования хемосорбционного механизма осаждения, что согласовалось с данными работ [24, 25]. Однако общая результативность процесса снижения подвижности токсиканта к концу опыта оказалась достоверно в 1.4 раза больше в хорошо окультуренной почве на

Таблица 2. Содержание соединений Pb и Cd в Апах и их подвижность во время проведения микрополевого опыта

Вариант	Валовое содержание, мг/кг			Содержание подвижных соединений, мг/кг			Подвижность Pb, %		
	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.
Pb									
Дерново-подзолистая слабоокультуренная почва на карбонатном песке									
Контроль	4.9 ± 0.5	4.7 ± 0.4	4.3 ± 0.5	<0.1	<0.1	<0.1	—	—	—
Pb, 40 мг/кг	46.0 ± 5.0	42.4 ± 4.3	36.9 ± 3.2	23.5 ± 2.0	24.6 ± 2.4	15.5 ± 1.4	51	58	42
Pb, 200 мг/кг	201 ± 22	195 ± 18	187 ± 18	114 ± 11	97 ± 10	82 ± 7	57	50	44
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва на карбонатном песке									
Контроль	5.1 ± 0.6	5.0 ± 0.6	4.8 ± 0.5	<0.1	<0.1	<0.1	—	—	—
Pb, 40 мг/кг	45.8 ± 4.9	47.1 ± 3.8	33.8 ± 3.9	19.8 ± 2.0	17.7 ± 1.5	12.4 ± 0.9	43	38	37
Pb, 200 мг/кг	206 ± 19	193 ± 20	181 ± 20	107 ± 12	54.0 ± 6.0	42.5 ± 4.4	50	28	23
Дерново-подзолистая слабоокультуренная почва на бескарбонатном песке									
Контроль	4.7 ± 0.5	4.1 ± 0.4	4.1 ± 0.4	<0.1	<0.1	<0.1	—	—	—
Pb, 40 мг/кг	46.4 ± 4.6	45.5 ± 4.7	38.5 ± 3.7	25.5 ± 2.3	22.5 ± 2.0	13.5 ± 1.0	55	49	35
Pb, 200 мг/кг	214 ± 20	201 ± 21	189 ± 17	169 ± 18	103 ± 12	92.1 ± 8.9	79	51	49
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва на бескарбонатном песке									
Контроль	4.8 ± 0.4	4.7 ± 0.5	5.2 ± 0.4	<0.1	<0.1	<0.1	—	—	—
Pb, 40 мг/кг	47.3 ± 5.2	36.6 ± 3.9	30.3 ± 2.6	17.0 ± 1.5	13.7 ± 1.2	11.6 ± 0.9	36	37	38
Pb, 200 мг/кг	208 ± 22	196 ± 20	184 ± 17	82.0 ± 7.9	71.4 ± 6.3	61.4 ± 5.5	39	36	33
ПДК	32			6.0					
Cd									
Дерново-подзолистая слабоокультуренная почва на карбонатном песке									
Контроль	0.12 ± 0.01	0.12 ± 0.01	0.10 ± 0.01	<0.05	<0.05	<0.05	—	—	—
Cd, 1 мг/ кг	1.14 ± 0.10	1.20 ± 0.11	1.08 ± 0.07	0.80 ± 0.06	0.67 ± 0.06	0.40 ± 0.01	70	56	37
Cd, 5 мг/ кг	5.27 ± 0.59	4.50 ± 0.51	3.65 ± 0.28	3.35 ± 0.28	2.70 ± 0.23	2.23 ± 0.18	64	60	61
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва на карбонатном песке									
Контроль	0.12 ± 0.02	0.12 ± 0.01	0.15 ± 0.02	<0.05	<0.05	<0.05	—	—	—
Cd, 1 мг/ кг	1.18 ± 0.14	1.20 ± 0.11	1.15 ± 0.09	0.73 ± 0.06	0.60 ± 0.05	0.20 ± 0.02	62	56	19
Cd, 5 мг/ кг	4.82 ± 0.35	4.50 ± 0.51	4.32 ± 0.27	2.84 ± 0.22	2.30 ± 0.15	1.90 ± 0.20	59	53	44
Дерново-подзолистая слабоокультуренная почва на бескарбонатном песке									
Контроль	0.12 ± 0.02	0.10 ± 0.01	0.10 ± 0.01	<0.05	<0.05	<0.05	—	—	—
Cd, 1 мг/ кг	1.20 ± 0.10	1.22 ± 0.11	1.06 ± 0.06	0.66 ± 0.05	0.50 ± 0.03	0.20 ± 0.02	44	41	19
Cd, 5 мг/ кг	5.07 ± 0.53	4.30 ± 0.44	4.10 ± 0.31	3.45 ± 0.29	2.60 ± 0.19	2.30 ± 0.19	68	60	56
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва на бескарбонатном песке									
Контроль	0.13 ± 0.02	0.10 ± 0.01	0.12 ± 0.01	<0.05	<0.05	<0.05	—	—	—
Cd, 1 мг/ кг	1.03 ± 0.08	1.20 ± 0.13	1.20 ± 0.08	0.68 ± 0.06	0.30 ± 0.02	0.15 ± 0.01	66	25	13
Cd, 5 мг/ кг	4.96 ± 0.39	4.80 ± 0.38	4.40 ± 0.43	2.73 ± 0.21	1.70 ± 0.12	1.62 ± 0.15	55	35	37
ОДК	0.5			—					

карбонатном песке, вероятно, за счет образования устойчивых комплексов с гуминовыми кислотами, превосходство в абсолютном содержании которых достигало 2.2 раза [7].

В варианте с загрязнением почвы кадмием из расчета 1 мг Cd/кг за 3 года достоверного сниже-

ния валового содержания последнего не обнаружено. Зато при 5-кратно большем уровне загрязнения Cd пахотный слой слабоокультуренных почв утрачивал за это время 1/4 первоначальных запасов Cd, содержание которого в подпахотном горизонте возрастало на 0.45–0.53 мг/кг (с 0.10 до

0.55–0.63 мг/кг). В хорошо окультуренных почвах, обладающих более высокой емкостью химического и физико-химического поглощения, потери кадмия пахотным слоем были менее значительными – на уровне 10–11%. Существенным оказалось преимущество хорошо окультуренных почв над слабоокультуренными и в направлении снижения подвижности соединений Cd. К концу первого года исследования в них содержание подвижного Cd было на 15% меньше, к концу опыта – на 25%. Уменьшение степени подвижности Cd при этом составило 15% (абс.).

За 3 года подвижность соединений Pb и Cd существенно понизилась и в слабоокультуренных почвах (на 18–19%). Но происходило это главным образом за счет вымывания растворимых соединений в подпахотный гор. А2В. В хорошо окультуренных видах почв снижение степени подвижности ТМ обеспечивалось наряду с этим и за счет механизмов химического и физико-химического поглощения. Для закрепления Pb в песчаной почве большее значение имела ее гумусированность, Cd – нейтральная реакция и высокое содержание подвижного фосфора. В силу того, что изученные почвы заметно отличались параметрами этих свойств, к концу исследования сильнозафосфаченная переизвесткованная почва из рода обычных дерново-подзолистых почв содержала подвижного Pb на 25% больше, Cd – на 16% меньше, чем высокогумусная остаточно-карбонатная почва.

Эта закономерность, согласуясь с данными об эффективных способах снижения подвижности кадмия [8, 26–29], находит свое объяснение в особенностях строения их атомов. Например, на внешнем *p*-подуровне атома Pb находятся 2 неспаренных электрона, легко вступающих во взаимодействия из-за большого радиуса атома. Вследствие этого Pb обладает повышенным сродством к комплексообразованию и специфическому связыванию гуминовыми кислотами [8, 12, 20, 21, 30, 31]. Cd на внешнем энергетическом уровне подобных свободных электронов не имеет, что способствует его преимущественно неспецифической адсорбции, образованию различных гидролизных форм, гидрокомплексов и снижает сорбционный эффект [24, 0, 32]. На фоне нейтральной реакции и высокой концентрации в почвенном растворе анионов ортофосфорной и угольной кислот данное обстоятельство выступает фактором усиления химического связывания Cd в виде соответствующих солей [3, 24, 29, 32, 33].

Таким образом, окультуривание песчаных почв можно рассматривать одним из важных условий ускорения их детоксикации в случае ан-

тропогенного загрязнения Pb и Cd. Хотя за 3 года и в окультуренных видах почв не удалось добиться снижения содержания этих металлов до безопасных уровней только за счет естественных процессов детоксикации и возделывания сельскохозяйственных культур.

Следует отметить, что загрязнение почвы изученными ТМ не имело критических последствий для урожайности люпина и овса. В среднем в вариантах опыта оно привело к снижению продуктивности звена севооборота на 5–9% на слабоокультуренных и на 1–2% – на хорошо окультуренных почвах, что вполне согласуется с данными работы [26] (табл. 3). Более существенное снижение урожайности было связано с высоким уровнем загрязнения почвы ТМ. В этом случае в отдельных вариантах оно достигло 26% к контролю. При этом определенной зависимости в реакции разных культур на загрязнение почвы не установлено. Имевшие место различия не носили системного характера и могли быть связаны с особенностями погодных условий в соответствующие годы. Известно, что последние существенно влияют на окислительно-восстановительный потенциал почвы, а через него и на подвижность ТМ.

Основные качественные показатели сельскохозяйственной продукции также мало зависели от концентрации ТМ в почве. В этом случае значительно сильнее влиял уровень окультуренности. В частности, содержание сырого протеина в зеленой массе люпина, выращенного на хорошо окультуренных почвах, превышало соответствующий показатель для слабоокультуренных почв на 7%, а содержание зольных элементов – на 40%.

Установлено (табл. 4), что кормовая продукция в контрольных вариантах опыта была абсолютно благополучной по содержанию Pb и Cd, достигавшему от 0.2 до 0.6 МДУ (временного максимально допустимого уровня) [14]. Загрязнение почвы сопровождалось повышением концентрации токсикантов в 1.8–17.3 раза. При этом транслокация ТМ в растительную продукцию на хорошо окультуренных почвах была меньшей относительно слабоокультуренных для всех выращиваемых культур: в зеленую массу люпина – в 2.4, в зерно овса – в 1.6, в зерно люпина – в 1.7 раза. Закономерного действия в этом направлении природной карбонатности почвы на фоне выполненного ранее известкования не наблюдали. Зерно, в сравнении с соломой и зеленой массой, отличалось меньшим (до 3-х раз) содержанием Cd, а Pb накапливался и распределялся в продукции гораздо равномернее. Вероятно, положительное действие повышения эффективного плодородия песчаной почвы при окультурировании в направлении огра-

Таблица 3. Продуктивность культур и звена севооборота в микрополевоом опыте

Вариант опыта (фактор Б)	Люпин на зеленую массу			Овес				Люпин на зерно		Продуктивность звена	
	урожайность а.с.в., г/м ²	прибавка, %	урожайность а.с.в., г/м ²	урожайность а.с.в., г/м ²		прибавка, %	урожайность а.с.в., г/м ²	прибавка, %	г з.е./м ² в год	прибавка, %	
				зерно	солома						
Дерново-подзолистая остаточно-карбонатная почва, слабоокультуренная (фактор А)											
Контроль	310	-	138	126	-	398	-	338	-		
Cd, 1 мг/кг	303	-2	131	113	-5	410	3	339	0		
Pb, 40 мг/кг	310	0	140	128	1	366	-8	324	-4		
Cd, 5 мг/кг	271	-13	131	131	-5	349	-12	301	-11		
Pb, 200 мг/кг	285	-8	125	107	-9	377	-6	315	-7		
Среднее	296	-6	133	121	-4	380	-6	323	-5		
Дерново-подзолистая остаточно-карбонатная почва, хорошо окультуренная (фактор А)											
Контроль	490	-	239	292	-	425	-	455	-		
Cd, 1 мг/кг	483	-1	230	333	-4	455	7	468	3		
Pb, 40 мг/кг	480	-2	224	286	-6	392	-8	431	-5		
Cd, 5 мг/кг	452	-8	200	257	-16	452	6	441	-3		
Pb, 200 мг/кг	468	-4	225	268	-6	434	2	445	-2		
Среднее	475	-4	224	287	-8	432	2	448	-2		
Дерново-подзолистая обычная почва, слабоокультуренная (фактор А)											
Контроль	254	-	140	144	-	470	-	356	-		
Cd, 1 мг/кг	260	2	140	146	0	502	7	373	5		
Pb, 40 мг/кг	242	-5	124	130	-11	467	-1	345	-3		
Cd, 5 мг/кг	220	-13	123	124	-12	345	-26	279	-22		
Pb, 200 мг/кг	206	-19	124	123	-11	403	-14	302	-15		
Среднее	236	-9	130	133	-9	437	-9	331	-9		
Дерново-подзолистая обычная почва, хорошо окультуренная (фактор А)											
Контроль	540	-	209	214	-	492	-	487	-		
Cd, 1 мг/кг	520	-4	201	207	-4	518	5	489	0		
Pb, 40 мг/кг	533	-1	187	178	-11	526	7	491	1		
Cd, 5 мг/кг	505	-6	187	189	-11	549	12	494	2		
Pb, 200 мг/кг	520	-4	182	171	-13	443	-10	445	-9		
Среднее	524	-4	193	192	-10	506	3	481	-1		
НСР ₀₅											
(фактор А)	36		18			38					
(фактор Б)	57		28			46					

* а.с.в. — абсолютно сухое вещество. То же в табл. 4.

Таблица 4. Накопление Pb и Cd в продукции в условиях загрязнения песчаных дерново-подзолистых почв

Вариант (фактор Б)	Содержание Pb в а.с.в., мг/кг				Содержание Cd в а.с.в., мг/кг			
	люпин		овес		люпин		овес	
	зеленая масса	зерно	зерно	солома	зеленая масса	зерно	зерно	солома
Дерново-подзолистая слабоокультуренная почва на карбонатном песке (фактор А)								
Контроль	3.2	2.0	1.6	1.3	0.15	0.10	0.08	0.10
Загрязнение – 1-й уровень*	8.4	7.4	6.2	8.4	1.04	0.80	0.50	0.80
Загрязнение – 2-й уровень**	20.1	18.3	16.2	22.2	2.48	1.30	0.60	1.43
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва на карбонатном песке (фактор А)								
Контроль	3.2	2.1	1.6	1.3	0.13	0.10	0.08	0.08
Загрязнение – 1-й уровень*	4.1	4.1	3.2	4.9	0.65	0.73	0.25	0.60
Загрязнение – 2-й уровень**	10.9	8.1	12.2	20.3	1.59	1.23	0.40	1.00
Дерново-подзолистая слабоокультуренная почва на бескарбонатном песке (фактор А)								
Контроль	2.2	1.9	1.5	1.2	0.17	0.13	0.10	0.09
Загрязнение – 1-й уровень*	6.3	4.3	3.2	4.6	1.54	0.80	0.40	0.70
Загрязнение – 2-й уровень**	26.6	18.6	15.3	17.3	3.08	1.31	0.70	1.00
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная почва на бескарбонатном песке (фактор А)								
Контроль	1.6	1.6	1.4	1.2	0.13	0.10	0.06	0.06
Загрязнение – 1-й уровень*	4.5	3.5	3.0	3.8	0.30	0.80	0.30	0.50
Загрязнение – 2-й уровень**	7.6	6.4	10.0	15.4	0.77	0.90	0.27	1.00
<i>HCP</i> ₀₅ (фактор А)	0.7	0.7	0.5	1.1	0.12	0.15	0.11	0.23
(фактор Б)	1.2	1.1	0.8	1.5	0.19	0.21	0.15	0.31
МДУ*** для корней	5.0				0.30			

*Вариант загрязнения почвы Pb до 40 мг/кг и Cd – до 1 мг/кг.

**Вариант загрязнения почвы Pb до 200 мг/кг и Cd – до 5 мг/кг.

***Максимально допустимый уровень [14].

ничения поступления в продукцию Pb и Cd было связано не только с установленным снижением подвижности их почвенных соединений, но и с усилением физиологических барьерных функций растений, выражавшихся во внутриклеточной инактивации токсикантов [34].

Говоря о кормовой пригодности полученной в условиях искусственного загрязнения почвы растительной продукции, можно констатировать, что ее относительное благополучие обеспечивалось только при первом уровне загрязнения хорошо окультуренных почв, да и то не всех культур.

ВЫВОДЫ

1. Агроэкологическое значение окультуривания загрязненных Pb и Cd песчаных дерново-подзолистых почв связано с выраженным снижением подвижности их соединений и поступления в растения, предотвращением ингибирования продукционного процесса посевов и улучшением

основных качественных показателей продукции. Значение обогащенности материнской породы таких почв карбонатами в их детоксикации при искусственном загрязнении нивелировалось оптимизацией комплекса физико-химических и агрохимических свойств при окультуривании.

2. Способность песчаных почв к переводу токсичных соединений Pb и Cd в безопасное состояние зависела от их свойств и уровня загрязнения. За 3 года подвижность соединений Pb и Cd в слабоокультуренных почвах снизилась на 18–19% преимущественно за счет вымывания растворимых соединений в подпахотный гор. А2В. В условиях промывного водного режима среднегодовое снижение валового содержания Pb на фоне возделывания узколистного люпина и овса составляло в целом в опыте 5.6 мг/кг (4.7% от внесенного), Cd – 0.15 мг/кг (5.0% от внесенного), а содержание подвижных соединений уменьшалось на 9.4 и 0.26 мг/кг соответственно. При этом почти весь

вымываемый из пахотного слоя Cd и значительная доля Pb обнаружены в гор. А2В.

3. В хорошо окультуренных видах дерново-подзолистых песчаных почв в снижении степени подвижности соединений Pb и Cd существенно большее значение имели механизмы химического и физико-химического поглощения. Они почти не допустили инфильтрационных потерь Cd пахотным слоем при уровне загрязнения 1 мг Cd/кг и ограничили их в 5.4 раза при загрязнении 5 мг Cd/кг. Но на вымывании соединений Pb окультуренность песчаной почвы сказывалась незначительно. На процессы закрепления Pb сильнее влияла повышенная гумусированность окультуренной почвы, Cd – ее карбонатность и зафосфаченность. Через 3 года после загрязнения степень подвижности свинца в хорошо окультуренных почвах была на 10% меньше, чем в слабоокультуренных, кадмия – на 15%.

4. Высокая окультуренность песчаной почвы обеспечивала повышение продуктивности звена севооборота на 34%, в условиях загрязнения – на 43%. Достоверное снижение урожайности овса и люпина (на 13–19%) отмечено лишь при сильном загрязнении слабоокультуренных почв. Транслокация тяжелых металлов в растительную продукцию, полученную на хорошо окультуренных почвах, была меньшей (относительно слабоокультуренных почв) в 1.6–2.4 раза, но и при этом преодолеть последствия загрязнения (особенно кадмием) не удалось.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ахметова Г.В.* Тяжелые металлы в почвах Карелии. Петрозаводск: Карел. НЦ РАН, 2015. 222 с.
2. *Гагарина Э.И.* Почвы и почвенный покров Северо-Запада России. СПб.: Изд-во СПбГУ, 1995. 236 с.
3. *Иванов А.И., Суханов П.А., Иванова Ж.А., Цыганова Н.А., Яковлева Т.И.* Тяжелые металлы в песчаных почвах Псковской области // *Агрохимия*. 2017. № 1. С. 71–79.
4. *Иванов А.И., Иванов И.А., Надточий И.А., Сорокина И.Ю.* Оценка мелиорирующего эффекта сапропелевых удобрений на загрязненных кадмием дерново-подзолистых почвах // *Агрохимия*. 2008. № 2. С. 77–85.
5. *Favas P.* Environmental risk associated with heavy metal pollution in soils based on geochemical fractionation // 13 GeoConference on ecology, economy, education and legislation (SGEM 2013), Albena, June 16–22, 2013: Conference Proceed. V. 1. Sofia, 2013. P. 417–422.
6. *Духанин Ю.А.* Агрохимия, биология и экология песчаных и супесчаных дерново-подзолистых почв. М.: Росинформагротех, 2003. 239 с.
7. *Иванов И.А., Иванов А.И., Цыганова Н.А.* Изменение свойств подзолистых и дерново-подзолистых почв на песчаных породах при окультуривании // *Почвоведение*. 2004. № 4. С. 489–499.
8. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва–растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 220 с.
9. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в агроландшафте. СПб.: Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
10. *Белоус Н.М., Шаповалов В.Ф.* Продуктивность пашни и реабилитация песчаных почв. Брянск: Брянск. ГСХА, 2006. 432 с.
11. *Иванов И.А., Кравчук Е.И., Лебедев Д.Л.* О возможности использования осадка городских сточных вод в качестве органического удобрения // *Агрохимия*. 1996. № 3. С. 85–91.
12. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва–растение // *Почвоведение*. 2007. № 9. С. 112–119.
13. *Карпова Е.А., Минеев В.Г.* Тяжелые металлы в агроэкосистеме. М.: КДУ, 2015. 251 с.
14. *Ветеринарно-санитарные нормы и требования к качеству кормов для непродуктивных животных*. М., 1997.
15. *Иванов И.А., Спасов В.П., Иванов А.И.* Почвы Псковской области и их сельскохозяйственное использование. Великие Луки, 1997. 273 с.
16. *Руэце К., Кырстя С.* Борьба с загрязнением почвы. М.: Агропромиздат, 1990. 228 с.
17. *Витковская С.Е.* Оценка риска загрязнения агроэкосистем тяжелыми металлами // *Агрохимия*. 2013. № 11. С. 78–85.
18. *Kraepiel A.M.L., Dere A.L., Herndon E.M., Brantley S.L.* Natural and anthropogenic processes contributing to metal enrichment in surface soils of central Pennsylvania // *Biogeochemistry*. 2015. V. 123. № 1–2. P. 265–283.
19. *Xiuying, Chen Dongmei, Zhong Taiyang, Zhang Xiomin* Assessment of cadmium (Cd) concentration in arable soil in China // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015. V. 22. № 7. P. 4932–4941.
20. *Савич В.И., Седых В.А., Никиточкин Д.Н., Сердюкова А.В., Шестакова Е.И., Саидов А.К.* Агроэкологическая оценка состояния свинца в системе почва–растение. М.: ВНИИА, 2012. 359 с.
21. *Манджиева С.С., Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Головатый С.Е., Мирошниченко Н.Н., Лукашенко Н.К., Фатеев А.И.* Фракционно-групповой состав соединений цинка и свинца как показатель экологического состояния почв // *Почвоведение*. 2014. № 5. С. 632–640.
22. *Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства*. М.: ЦИНАО, 1992.
23. *Минеев В.Г.* Практикум по агрохимии. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
24. *Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В.* Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // *Почвоведение*. 2015. № 5. С. 536–553.
25. *Xie W.J., Wang H.Y., Xia Z.G.* Influence of N, P and K application on *Zea mays* L. growth Cu and Pb accumulation // *Plant Soil Environ.* 2011. V. 57. № 3. P. 128–134.

26. Бабкин В.В., Кирпичников Н.А. Устойчивость агроценозов к загрязнению тяжелыми металлами в зависимости от окультуренности дерново-подзолистой почвы и применения мелиорантов // Удобрения и химические мелиоранты в агроэкосистемах. М.: Изд-во МГУ, 1992. С. 404–409.
27. Кижаскин П.П., Валитова А.Р., Большева Т.Н., Лебедева Л.А. Влияние различных методов мелиорации почв, загрязненных кадмием, на продуктивность и экологическое качество культур севооборота // Совершенствование организации и методологии агрохимических исследований в Географической сети опытов с удобрениями. М.: ВНИИА, 2006. С. 106–110.
28. Fernandez-Caliani J.C., Barba-Brioso C., Gonzalez I., Galan E. Heavy metal pollution in soils around the abandoned mine sites of the Iberian pyrite belt (Southwest Spain) // Water Air Soil Pollut. 2009. V. 200. № 1–4. P. 211–226.
29. Houben D., Evrard L., Sonnet P. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar // Chemosphere. 2013. V. 92. № 11. P. 1450–1457.
30. Ладонин Д.В., Марголина С.Е. Взаимодействие гуминовых кислот с тяжелыми металлами // Почвоведение. 1997. № 7. С. 806–811.
31. Fleming M., Tai Y., Zhuang P., Mc Bride Murray B. Extractability and bioavailability of Pb and As in historically contaminated orchard soil: Effects of compost amendments // Environ. Pollut. 2013. V. 177. P. 90–97.
32. Cui H., Zhou Q., Si Y., Mao J., Fang G., Liang J. Fractions of Cu, Cd, and enzyme activities in a contaminated soil as affected by applications of micro- and nano-hydroxyapatite // J. Soils Sediment. 2013. V. 13. № 4. P. 742–752.
33. Hong C.O., Owens V.N., Kim Y.G., Lee S.M. Soil pH-effect on phosphate induced cadmium precipitation in arable soil // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2014. V. 93. № 1. P. 101–105.
34. Лебедева Л.А., Арзамасова А.В. Теоретические основы снижения содержания кадмия в растениях под влиянием агрохимических средств (на примере ячменя) // Пробл. агрохим. и экол. 2008. № 1. С. 17–21.

Value of Agro-Ecological Cultivation of Sandy Sod-Podzolic Soils at Pollution of Pb and Cd

A. I. Ivanov^{a,b,#}, P. A. Suhanov^a, J. A. Ivanova^a, and T. I. Yakovleva^c

^a Agrophysical Research Institute

Grazhdanskiy prosp. 14, St. Petersburg 195220, Russia

^b The North-West Centre for Interdisciplinary Research Food Security Problems
sh. Podbelskogo 7, St. Petersburg-Pushkin 196608, Russia

^c Agrochemical Service station “Velikolukskiy”
nab. Matrosova 1a, Pskov region, Velikiye Luki 182100, Russia

[#] E-mail: ivanovai2009@yandex.ru

Sandy sod-podzolic soils (Retisols) have low natural content of heavy metals (HM). Their low buffering and not-favourable humus as environmental risks increase when you through the world of man-made pollution. The ability of sandy sod-podzolic soils to transfer to a safe state of technogenic compounds Pb and Cd depending on their genetic characteristics, the degree of occlusion and the level of TM pollution was studied in the conditions of micro-field experience with lupin and oat. A significant positive role of cultivation both in the processes of soil detoxification and in reducing the accumulation of Pb and Cd in plant products has been established. In the process of fixing Pb to rigid joints stronger influence for increased quasiresonant cultivated soil, Cd – its carbonate content and satisfactory. 3 years after the pollution, the degree of mobility of lead in well-cultivated soils was 10% less than in poorly cultivated soils, cadmium – 15%. Good culture net soil provided the decrease in the content of their mobile compounds in Stages 37 and 25%, respectively, to increase the productivity of crop rotation link in the strongly contaminated TM background at 43%, and, as a consequence, reduce the level of savings deposits of Pb and Cd in product 1.6–2.4 times compared to low cultivated soils.

Key words: soil cultivation, sandy sod-podzolic soils, pollution, Pb, Cd.