

УДК 631.453:632.122.1

ОЦЕНКА И НОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

© 2021 г. И. О. Плеханова¹, *, О. А. Золотарева¹

¹ *Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, факультет почвоведения
119992 Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12, Россия*

**E-mail: irinaoplekhanova@mail.ru*

Поступила в редакцию 29.12.2020 г.

После доработки 03.02.2021 г.

Принята к публикации 10.04.2021 г.

Загрязнение серой лесной (Luvisols), чернозема выщелоченного (Chernozems Naplic) и каштановой (Castanozems) почв соединениями Pb, Zn и Cd вызвало снижение всхожести, биомассы и длины проростков горчицы белой, а также ингибирование дыхания исследованных почв. Наиболее токсичными для растений и микроорганизмов были соединения Cd и условия полиэлементного загрязнения. Наибольшая подвижность Pb, Zn и Cd отмечена при одновременном их поступлении в почвы, причем коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений этих элементов были в 1.5–2.0 раза больше, чем при монометалльном загрязнении почв. Наиболее чувствительным показателем загрязнения почв являлось поступление тяжелых металлов в растения.

Ключевые слова: загрязнение, тяжелые металлы, подвижность соединений, фитотестирование, биотестирование, экотоксичность.

DOI: 10.31857/S0002188121070085

ВВЕДЕНИЕ

Важнейшим компонентом, регулирующим состояние окружающей среды, является почвенный покров. Под экологическим состоянием почв понимают ее способность обеспечивать устойчивое функционирование естественных и антропогенных экосистем. Таким образом, нормирование экологического состояния окружающей среды в целом должно основываться на оценке выполнения почвами основных биогеохимических функций [1, 2].

Существующая система гигиенической регламентации является единственной законодательно утвержденной базой данных для оценки и нормирования концентраций загрязняющих веществ в почвах. Недостатком этих нормативов является отсутствие учета почвенно-экологических и геохимических условий образования и функционирования почв [3–5].

Многие исследователи считают, что нормативы содержания тяжелых металлов (ТМ) должны разрабатываться согласно конкретной почвенно-экологической обстановке [3, 6, 7]. Эти соображения учтены, отчасти, при разработке ОДК ТМ для 3-х групп почв: песчаных и супесчаных, су-

глинистых и глинистых, близких к нейтральным и нейтральным суглинистым и глинистым почвам [8]. Отсутствие дифференциации нормативов по природно-климатическим зонам и видам хозяйственного использования ограничивает возможности объективной оценки уровней загрязнения почв. Целью экологического нормирования является разработка научно обоснованных критериев и норм предельно допустимых концентраций, охватывающих все виды вредных воздействий на окружающую среду и почвы различного хозяйственного назначения. Токсическое действие загрязняющих веществ зависит от конкретной биогеохимической обстановки, поскольку существует перенос этих веществ между всеми компонентами окружающей среды, включая почву, растения, почвенных животных, микроорганизмы и воздух.

Система ПДК, основанная на дифференцированном изучении аналитическими методами отдельных веществ, не всегда отвечает современным принципам системности в экологии и не может в полной мере обеспечить сохранение приемлемого уровня экологической безопасности. Очень часто в окружающую среду поступает

целый набор загрязняющих веществ, идентифицировать каждое из которых весьма затруднительно, т.к. может наблюдаться эффект синергического действия загрязняющих веществ. В этом случае необходимо привлекать методы биотестирования и изучать отклик биологических систем на нагрузку с помощью выявления и анализа зависимости “доза–эффект” [9–11].

Пределом допустимой концентрации загрязняющих веществ в почвах является тот уровень, при котором начинает изменяться количество и качество живого вещества, т.е. биологическая продукция [4]. Этот уровень загрязнения почвы прямо или косвенно влияет на контактирующие сопредельные среды, что необходимо учитывать при разработке показателей экологического нормирования для реальных почв.

В настоящее время не существует общепринятой и хорошо разработанной теории экологического нормирования. Вместе с тем в последние десятилетия трудами многих отечественных и зарубежных ученых сделан существенный вклад в разработку этой концепции: предложены различные критерии для оценки качества водных и наземных экосистем, которые базируются на биотической концепции контроля качества природной среды [4, 6, 9–13]. Следует отметить, что выбор критериев для оценки экологического состояния почв является ключевым, поскольку определяет качество среды обитания, оцениваемое по показателям жизнедеятельности биологических систем. Если выбранные показатели удовлетворяют установленным критериям, то уровень антропогенной нагрузки можно считать приемлемым (допустимым). Почвенные критерии должны рассматриваться в качестве основных оценочных критериев состояния экосистемы, поскольку они определяют состояние и функционирование растений, комплекса почвенных микроорганизмов и животных, а также качество природных вод. Эти критерии должны включать характеристику химических, физических и биологических свойств почв, определение форм соединений металлов в почвах, что необходимо для оценки их влияния на окружающую среду, а также устойчивость почв к загрязнению ТМ. Основным показателем устойчивости почв к различным химическим воздействиям должно быть ее эколого-геохимическое состояние, обеспечивающее нормальное функционирование присущих данной биогеоценотической системе совокупностей живых организмов и качество создаваемой биологической продукции [4]. Это уникальное свойство почв зависит от буферности почв, которая определяется такими химически-

ми, физическими и биологическими свойствами, как кислотность, гранулометрический и минералогический состав, содержание гумуса, состав обменных катионов и пр., которые определяют реакцию почв на загрязнение и возможность осуществления экологических функций [4, 5, 11].

Одним из интегральных показателей загрязнения почвы является ее фитотоксичность (свойство почвы подавлять рост и развитие высших растений). Этот показатель характеризует границу, определяющую изменение продуктивности экосистемы, что является одним из основных критериев качества почв.

Цель работы – оценка и нормирование экологического состояния серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой почв при искусственном загрязнении соединениями Zn, Pb, Cd при отдельном и совместном их поступлении в почву по показателям состояния ТМ, микробиологической активности и фитотоксичности почв.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Были исследованы пробы из пахотных горизонтов почв: серой лесной (Тульская обл.), чернозема выщелоченного (Липецкая обл.) и каштановой (Волгоградская обл.). Гидролитическую кислотность, обменные соединения Ca и Mg определяли путем вытеснения их 1 н. раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ [14]. Содержание органического вещества в образцах почв определяли по методу Тюрина в модификации Никитина со спектрофотометрическим окончанием, рН водной и солевой вытяжек – потенциометрическим методом, гидролитическую кислотность – путем вытеснения 1 н. раствором CH_3COONa [14]. Основные химические свойства исследованных почв показаны в табл. 1.

Серая лесная почва и чернозем характеризовались нейтральной реакцией среды, каштановая почва – щелочной реакцией, что возможно было связано с некоторым засолением этой почвы. В градациях ОДК не учитывают содержание гумуса, однако следует отметить, что в каштановой почве содержание органического вещества было в 2 раза меньше, чем в серой лесной и почти в 2.7 раза меньше, чем в черноземе выщелоченном.

Валовое содержание ТМ в почвах определяли после разложения их царской водкой ($\text{HCl} + \text{HNO}_3$ в соотношении 3 : 1) [15], подвижных фракций ТМ – в 1 н. азотнокислой и ацетатно-аммонийной вытяжках рН 4.8. Водную вытяжку готовили в соотношении почва : вода = 1 : 10. Определение содержания ТМ в вытяжках прово-

Таблица 1. Показатели агрохимических свойств почв опыта

Почва	Гумус, %	рН _{KCl}	рН _{H₂O}	Сумма обменных оснований	Гидролитическая кислотность
				ммоль экв/100 г почвы	
Серая лесная	5.0	5.7	6.7	15	3.2
Чернозем выщелоченный	6.8	5.9	6.8	28	3.0
Каштановая	2.5	6.8	7.7	17	1.3

дили на атомно-абсорбционном спектрофотометре “AAS-3” в пламени ацетилен–воздух с использованием дейтериевого корректора фона и методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой на приборе “Agilent ICP-MS 7100a”.

В соответствии с градациями ОДК исследованные почвы относятся к группе почв с нейтральной реакцией среды и суглинистым гранулометрическим составом, что определяет их близкую устойчивость к ТМ и одинаковые величины ОДК [4, 8, 16, 17] (табл. 2).

В почвы вносили водный раствор уксуснокислых солей ТМ из расчета следующих доз: 1 ОДК, 2 ОДК, 3 ОДК, 5 ОДК, 10 ОДК для Pb, Zn, Cd. Для варианта с комплексным загрязнением вносили одновременно раствор солей всех 3-х металлов в дозах от 1 до 10 ОДК. Соли уксусной кислоты были выбраны для опыта в связи с их хорошей растворимостью, что способствовало быстрому взаимодействию с почвенными компонентами, гидролиз этих солей не сопровождался резким сдвигом рН в область кислой реакции среды. Ацетат-ионы являются естественным продуктом метаболизма растений и незначительно изменяют питательный режим почв.

Почву инкубировали в течение 14 сут после внесения загрязняющего вещества при влажности 60% ПВ. Затем высаживали семена горчицы и семена овса по 30 шт./сосуд массой 500 граммов для определения уровня фитотоксичности почв и транслокационного показателя. Продолжительность вегетационных опытов составляла 40 сут. Опыты проводили в трехкратной повторности.

Для изучения динамики развития тест-культур определяли всхожесть семян, энергию прорастания, длину корней и проростков. Уровень фитотоксичности почв отмечали при концентрации ТМ, вызывающей подавление роста и развития растений на 20% от контроля.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Валовое содержание элементов в незагрязненных почвах находилось в пределах типичных изменений содержания микроэлементов (табл. 3) [7, 18].

Валовое содержание ТМ определяют для оценки уровней загрязнения почв с целью сравнения с фоновым, эталонным содержанием или с ПДК [4, 7, 19]. Содержание подвижных соединений определяли в ацетатно-аммонийной вытяжке из почв, тем более что ряд ПДК разработан только для подвижных соединений, которые извлекают ацетатно-аммонийным буфером рН 4.8. Эту вытяжку широко используют в агрохимии для определения доступных для растений соединений микроэлементов и ТМ. По мнению многих исследователей, степень загрязнения почв ТМ правильнее оценивать по содержанию их наиболее подвижных и доступных растениям форм [6, 7, 20]. По величине валового содержания ТМ в почве не всегда можно судить об экологической ситуации и влиянии загрязняющих веществ на растения. Если содержание ТМ превышает фоновый уровень в 2–3 раза, такие почвы не всегда можно отнести к загрязненным. Влияние на компоненты природной среды зависит от исходного содержания ТМ, которое может быть низким, и тогда это влияние может дать положительный эффект, или повышенным, и тогда могут возникать негативные последствия для живых организмов и качества сопредельных сред. Кроме этого, реакция почвы на загрязнение сильно зависит от свойств почвы и загрязняющих веществ. В процессе жизнедеятельности растения контактируют

Таблица 2. Уровни ОДК и дозы ТМ, внесенные в почвы, мг/кг

ТМ	Дозы ТМ, кратные ОДК				
	1	2	3	5	10
Pb	130	260	390	650	1300
Zn	220	440	660	1100	2200
Cd	2	4	6	10	20

Таблица 3. Валовое содержание ТМ в почвах опыта (мг/кг) и коэффициент концентрации ТМ (K_c) относительно контроля

Серая лесная почва						
Вариант	Zn	K_c	Pb	K_c	Cd	K_c
Контроль	47.5	1	10.5	1	0.2	1
1 ОДК	268	5.6	141	13.4	2.2	11
2 ОДК	488	10.3	271	25.8	4.2	21
3 ОДК	708	14.9	401	38.1	6.2	31
5 ОДК	1150	24.2	661	62.9	10.2	51
10 ОДК	2250	47.3	1310	125	20.2	101
Чернозем выщелоченный						
Контроль	71	1	25.7	1	0.28	1
1 ОДК	291	4.1	156	6	2.28	8.1
2 ОДК	511	7.2	286	11.1	4.28	15.3
3 ОДК	731	10.3	416	16.2	6.28	22.4
5 ОДК	1171	16.5	676	26.3	10.3	36.7
10 ОДК	2271	32	2230	86.6	20.3	72.4
Каштановая почва						
Контроль	48.8	1	15.5	1	0.13	1
1 ОДК	267	5.5	146	9.4	2.13	16.4
2 ОДК	487	9.9	276	17.8	4.13	31.8
3 ОДК	707	14.5	406	26.2	6.13	47.1
5 ОДК	1150	23.5	666	42.9	10.1	77.9
10 ОДК	2250	46	1320	84.9	20.1	155

в основном с доступными соединениями ТМ, количество которых, в свою очередь, тесно связано с буферностью почв, которая определяется кислотностью почв, содержанием органического вещества, составом обменных катионов и анионов, а также гранулометрическим и минералогическим составом почв [6].

При внесении в серую лесную почву Zn, Pb и Cd в дозе, равной 1 ОДК, их содержание относительно фона увеличилось в 5, 13 и 11 раз соответственно, т.е. допустимые концентрации перечисленных элементов превышали фоновое содержание в 5–11 раз. При искусственном загрязнении почв соединениями Pb, Zn и Cd увеличивалось не только общее содержание этих металлов в почвах, но изменялось соотношение между формами соединений. Например, при внесении максимальной дозы Zn его общее содержание увеличилось в 47 раз, а содержание подвижных соединений увеличилось в 660 раз по сравнению с контролем (табл. 4). Значительно увеличилась подвижность соединений Pb, Zn и Cd в почвах при загрязнении, но наибольшие изменения произошли при комплексном загрязнении почв 3-мя металлами

одновременно. Вероятно, это связано с увеличением конкуренции ионов металлов за реакционные центры. Использованные экстрагенты не являются селективными, что не позволило судить о преимущественном поглощении ТМ определенными компонентами почв. Однако способность соединений Pb к образованию прочных комплексных соединений с органическими соединениями позволила предположить, что именно эти позиции в большей степени были заняты ионами Pb [7, 15, 20, 21].

Сравнение содержания подвижных соединений ТМ с ПДК показало, что при уровне загрязнения 1 ОДК количество подвижных соединений ТМ превышало этот показатель в 2.5–5.0 раза. ОДК для валового содержания элементов разработаны с учетом почвенных свойств и логично было ожидать, что при валовом содержании 1 ОДК ТМ, содержание подвижных соединений будет равным 1 ПДК. Несоответствие этих показателей для всех ТМ в исследованных почвах свидетельствовало о том, что и для подвижных соединений ТМ нормативное содержание зависит от свойств почв. Известно, что токсичность ТМ непосредственно связана с их биологической доступностью почвенным организмам, которая определяется пулом загрязняющих веществ, способных переходить в почвенный раствор. Корневая система растений способна усваивать не только растворимые в воде соединения, но и более прочно связанные, как за счет растворения их корневыми выделениями растений [22], так и в результате адсорбции и избирательного поглощения клеточными стенками [23].

С ростом дозы загрязняющего вещества для всех почв отмечено увеличение подвижности соединений элементов, входящих в его состав, а также доля от их валового содержания и, следовательно, росла опасность загрязнения почв и сопредельных сред. Причем соединения Zn и Cd в исследованных почвах были более подвижными, чем соединения Pb, что вероятно связано с их более низким сродством к органическому веществу и более высокой растворимостью их соединений. Несмотря на низкое содержание в почве, доля Cd, переходящего в вытяжку ААБ, была больше, чем Zn и Pb. С увеличением уровня загрязнения содержание подвижных форм Cd быстро возрастало.

Следует отметить, что наибольшая подвижность Pb, Zn и Cd отмечена при комплексном загрязнении почв ТМ. Этот факт следует учитывать, т.к. на практике чаще всего наблюдается полиэлементное загрязнение почв как в случае промышленного, так и транспортного загрязнения.

Таблица 4. Изменение содержания кислоторастворимых и подвижных соединений ТМ в почвах опыта и коэффициента концентрации ТМ (K_c) относительно контроля

Серая лесная почва											
Вариант	Zn				Pb				Cd		
	ААБ	K_c	1 н. HNO ₃	K_c	ААБ	K_c	1 н. HNO ₃	K_c	ААБ	1 н. HNO ₃	K_c
Контроль	1.7/3.3	1	6.8/14	1	1/9	1	3/27	1	0.02	0.022/11	1
1 ОДК	64/24	37.6	105/39	21.3	29/20	29	55/39	18.3	0.5/23	0.6/27	27
2 ОДК	145/30	85.3	200/41	29.4	54/20	54	114/42	38	1/24	1.2/29	54.5
3 ОДК	288/41	169	327/47	48.1	125/31	125	200/50	66.7	2/32	2.4/39	109
5 ОДК	490/43	288	591/52	86.9	195/30	195	330/50	110	3.4/33	5/49	227
10 ОДК	1130/51	667	1750/78	257	650/49	650	801/61	267	9.2/46	13/64	591
Полиэлементное загрязнение											
1 ОДК	75/28	44.1	141/53	20.7	34/24	34	69/49	23	0.6/27	1.1/45	50
2 ОДК	186/38	109	277/57	40.7	81/30	81	109/40	36.3	1.4/33	2.3/54	104
3 ОДК	301/43	177	422/60	62	148/37	148	198/50	66	2.2/35	3.4/55	154
5 ОДК	529/46	311	723/63	106	244/37	244	357/54	119	4/39	5.8/57	264
10 ОДК	1490/66	876	1790/80	263	765/58	765	911/70	304	13.1/64	17/84	773
Чернозем выщелоченный											
Вариант	Zn				Pb				Cd		
	ААБ	K_c	1 н. HNO ₃	K_c	ААБ	K_c	1 н. HNO ₃	K_c	ААБ	1 н. HNO ₃	K_c
Контроль	1.2/ 2.1	1	6.2/11	1	0.5/1.9	1	3/12	1	0.01	0.012/4	1
1 ОДК	111/38	92.5	138/47	22.2	15/10	30	38/24	12.7	0.8/35	1/44	66.7
2 ОДК	224/44	187	245/48	39.5	65/23	130	97/34	32.3	1.6/37	2/47	167
3 ОДК	357/49	298	397/54	64	108/26	216	165/40	55	2.4/38	3/48	250
5 ОДК	612/52	510	645/55	104	203/30	406	313/46	104	4.1/40	4.9/48	408
10 ОДК	1510/66	1260	1650/73	266	499/38	998	699/53	233	11/54	14.9/73	1240
Полиэлементное загрязнение											
1 ОДК	114/39	95	148/ 51	23.9	40/ 26	80	72/ 46	24	0.9/39	1.2/52	100
2 ОДК	253/49	211	294/57	47.4	100/35	200	147/51	49	1.8/42	2.6/60	217
3 ОДК	391/53	326	434/59	70	156/37	312	218/52	72.7	2.8/45	3.9/62	325
5 ОДК	662/56	552	724/ 62	122	279/41	558	360/ 53	120	4.8/ 47	6.5/63	542
10 ОДК	1750/77	1460	1840/81	296	669/50	1340	810/ 61	270	15.8/78	17.6/87	1470
Каштановая почва											
Вариант	Zn				Pb				Cd		
	ААБ	K_c	1 н. HNO ₃	K_c	ААБ	K_c	1 н. HNO ₃	K_c	ААБ	1 н. HNO ₃	K_c
Контроль	1.4/3	1	8.3/17	1	0.6/4	1	2.5/18	1	0.009	0.02/15	1
1 ОДК	124/46	88.6	148/55	17.8	30/21	50	59/41	23.6	0.7/33	1.2/56	60
2 ОДК	257/53	183.6	301/62	36.3	85/31	142	167/61	66.8	2.1/51	2.7/65	135
3 ОДК	411/58	294	519/73	62.5	210/52	350	257/64	103	3.7/60	4.3/70	215
5 ОДК	716/62	511	950/83	115	368/55	613	451/68	180	6.9/67	7.3/72	365
10 ОДК	1840/82	1310	2010/90	242	824/63	1370	909/69	363	15/74	15.4/76	770
Полиэлементное загрязнение											
1 ОДК	181/67	129	211/79	25.4	88/47	146	94/65	37.6	1.1/52	1.4/66	70
2 ОДК	329/68	235	382/78	46	155/56	258	184/67	73.6	2.5/60	3/73	150
3 ОДК	529/75	378	561/79	67.6	256/63	427	284/70	114	4/65	4.8/78	240
5 ОДК	900/78	643	928/81	112	441/66	735	482/72	193	7.3/72	8.1/80	405
10 ОДК	1890/84	1350	2050/91	247	956/73	1590	1020/78	409	16.2/80	18/89	900
ПДК	23				6				—		
подв. соед.											

Примечание. Над чертой – мг/кг воздушно-сухой почвы, под чертой – % от валового содержания.

Для ландшафтно-геохимической оценки загрязнения почв используют коэффициент аномалии – отношение среднего содержания металла в загрязненной почве к его фоновому содержанию или местному геохимическому фону [1, 4, 24]. Эти коэффициенты (K_c) были рассчитаны для валового содержания (табл. 3), подвижных и кислоторастворимых соединений в загрязненных почвах (табл. 4). Полученные показатели чрезвычайно контрастно отражали различия между загрязненными и незагрязненными почвами. При дозе, равной 1 ОДК, валовое содержание Zn в дерново-подзолистой почве увеличилось в 2.9 раза, а содержание подвижных и кислоторастворимых соединений возросло в 13.7 и 15.5 раза соответственно. Еще более значительное увеличение подвижности металлов наблюдали с ростом уровня загрязнения почв. Кроме этого, при полиэлементном загрязнении почв коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений ТМ были больше в 1.5–2.0 раза, чем при монометалльном загрязнении почв (табл. 4).

Таким образом, при загрязнении почв отмечали резкое увеличение подвижности ТМ, которое является чувствительным диагностическим признаком загрязнения почв. Это подтверждено сравнением величин коэффициентов концентрации металлов для валового содержания и для подвижных соединений. Масштабы изменения подвижности элементов были различными, что приводило к изменению соотношения между количеством отдельных элементов как в твердой, так и в жидкой фазе почв. Такая перестройка состояния ТМ несомненно приводила к изменению их поглощения растениями. Следует отметить, что при полиэлементном загрязнении разница между содержанием подвижных соединений в загрязненных и незагрязненных почвах значительно возрастала.

Для оценки уровня загрязнения почв используют разные показатели: один из них – доля подвижных соединений от валового содержания. Для фоновых почв эта доля составляла 2–10%, при уровне загрязнения, равном 1 ОДК, – 15–30%, при комплексном загрязнении этот показатель увеличивался до 30–40%. При дозе ТМ, равной 10 ОДК, в группу подвижных соединений переходило от 50 до 70% от валового содержания. С увеличением уровня загрязнения увеличивалась и доля кислоторастворимых соединений, которая достигала 70–90% при максимальном уровне загрязнения, что позволило использовать кислотную вытяжку из сильно загрязненных почв для характеристики общего содержания ТМ.

Несмотря на то, что показатели химического состояния почв чутко реагируют на загрязнение, основным критерием для экологического нормирования является реакция биологических систем на загрязнение. Определение концентраций загрязняющих веществ, которые не нарушают основные экологические функции почв, является основой для разработки критериев качества почв [9, 10, 12, 25]. Таким образом, для разработки критериев качества почв необходим системный подход, обеспечивающий уровень безопасного воздействия на живые организмы и качество сопредельных сред.

Оценка биологической активности незагрязненных почв по показателю базального дыхания показала, что для серой лесной почвы эмиссия CO_2 составила 2.1, для чернозема выщелоченного – 2.6, для каштановой почвы – 0.7 мкмоль/г/сут. Вероятно, это объясняется невысоким содержанием органического вещества и менее благоприятными физико-химическими свойствами каштановой почвы.

Внесение в почвы ТМ в дозе 1 ОДК вызвало небольшое увеличение интенсивности дыхания при загрязнении почв Zn, а при загрязнении Cd и смесью металлов наблюдали тенденцию к снижению активности дыхания. При увеличении уровня загрязнения было отмечено постепенное снижение интенсивности дыхания почв, которое было выражено сильнее при загрязнении почв соединениями Cd и при полиэлементном загрязнении.

При внесении ТМ в дозе 5 ОДК произошло заметное снижение интенсивности дыхания во всех вариантах опыта. Для серой лесной почвы, загрязненной соединениями Zn и Pb, интенсивность дыхания снизилась на 25%, а при таком же уровне загрязнения этой почвы Cd и смесью металлов – на 50% (рис. 1). Следует отметить более высокую токсичность соединений Cd и смеси металлов для всех почв. Таким образом, при уровне загрязнения, равном 5 ОДК, отмечено значительное угнетение микробиологической активности почв. При концентрации загрязняющих веществ, равной 10 ОДК, интенсивность почвенного дыхания была минимальной. Наибольшее снижение – до 80% – наблюдали при загрязнении почв соединениями Cd и комплексном загрязнении. Большой устойчивостью к загрязнению ТМ обладали чернозем и серая лесная почва, наименьшей – каштановая. Почвенное дыхание является чувствительным и информативным показателем функционального состояния почв, что показано во многих публикациях [26, 27].

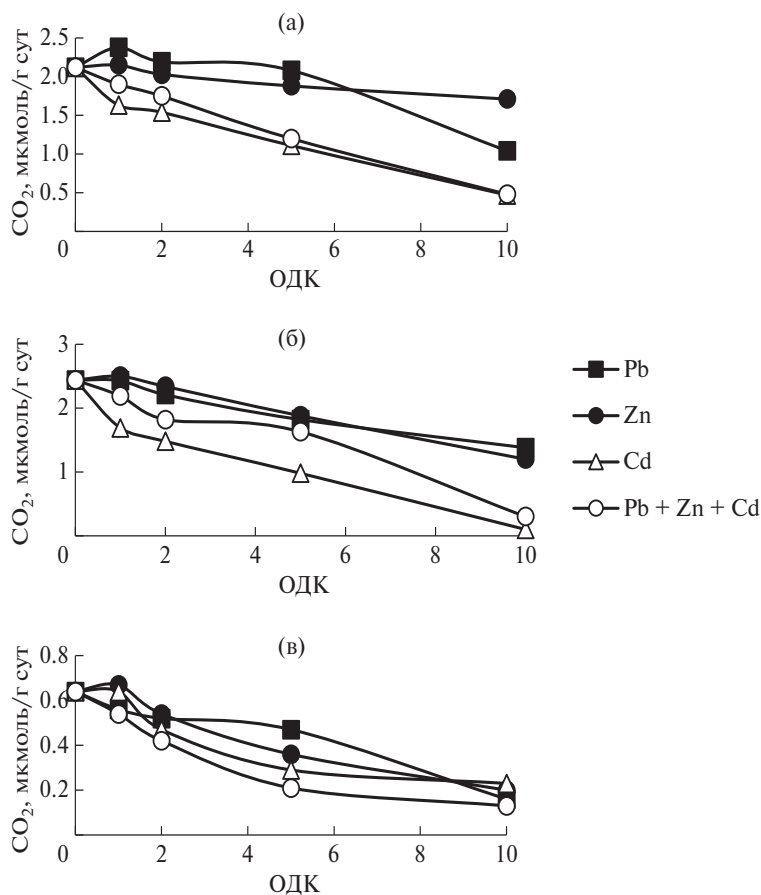


Рис. 1. Интенсивность эмиссии CO₂ при различном содержании ТМ: (а) – в серой лесной почве, (б) – в черноземе выщелоченном, (в) – в каштановой почве.

Фитотестирование часто используют в природоохранной практике для оценки экологического состояния природных сред [28]. Этот показатель характеризует границу, определяющую изменение продуктивности экосистемы, что является существенным для экологической оценки почв. По наблюдениям многих авторов, уровень фитотоксичности почв отмечается при более высоких концентрациях ТМ, чем величина ПДК [7, 17]. За минимальный уровень фитотоксичности почв обычно принимают такое загрязнение, при котором урожайность сельскохозяйственных культур снижается на 20%.

Результаты вегетационных опытов показали, что концентрации ТМ, оказавшие достоверное негативное воздействие на растения, выявлены при разных уровнях загрязнения для серой лесной почвы, чернозема выщелоченного и каштановой почвы. Различия проявились в количестве проросших семян, высоте растений и энергии прорастания. Максимальная всхожесть семян горчицы белой отмечена на черноземе выщело-

ченном, меньше – на серой лесной почве, еще меньше – на каштановой почве, что видимо отражало естественное плодородие и различную буферную способность изученных почв (рис. 2).

При загрязнении Zn серой лесной почвы в дозах 1 и 2 ОДК культура росла хорошо, всхожесть была близка к контролю, признаков угнетения не наблюдали на протяжении всего периода эксперимента. При уровне загрязнения 3 ОДК количество проростков тест-культуры было меньше чем в контроле всего на 20%. При концентрации Zn, равной 5 ОДК, отмечали резкое снижение всхожести семян – более чем на 50% по сравнению с контролем. Культура обладала небольшой энергией прорастания и к концу срока опыта наблюдали почти полное ингибирование роста горчицы. При максимальном уровне загрязнения (10 ОДК) количество проростков было на 74% меньше, чем в контроле. Проростки были ослабленными, отмечали замедление роста растений в высоту и к концу опыта наблюдали их гибель.

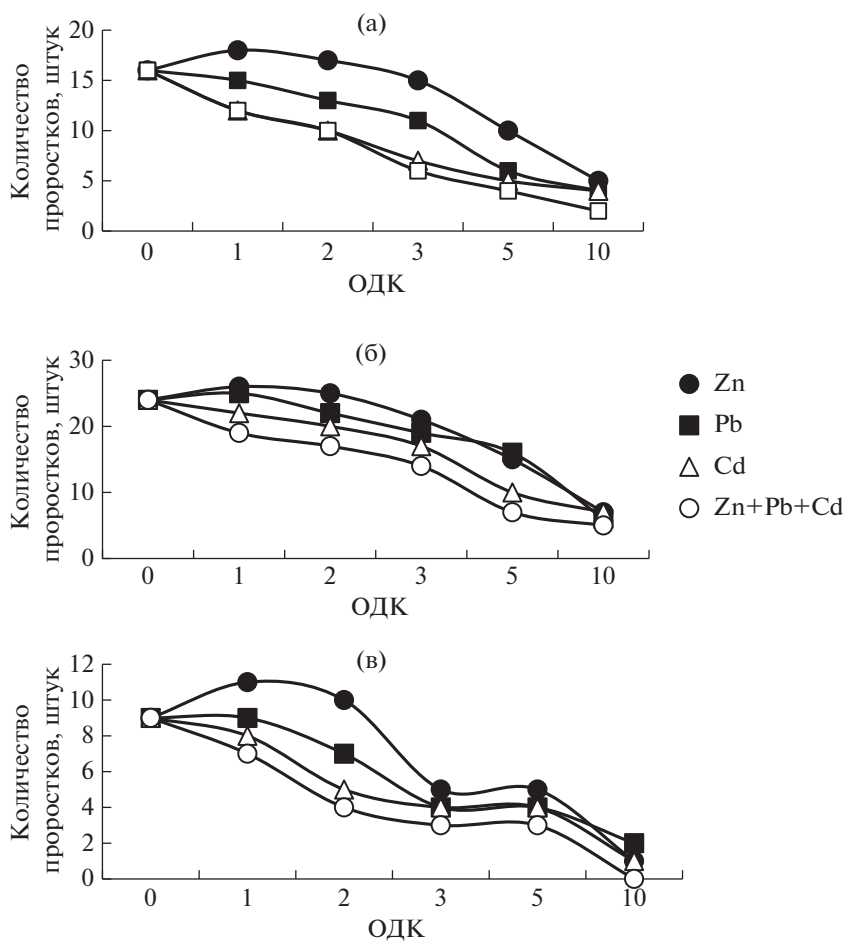


Рис. 2. Всхожесть *Sinapis alba* на почвах: (а) – серой лесной почве, (б) – черноземе выщелоченном, (в) – каштановой почве.

При загрязнении почв Pb в дозах 1 и 2 ОДК признаков угнетения не наблюдали. Однако всхожесть и энергия прорастания были несколько меньше, чем в контроле. При дозе 3 ОДК всхожесть была меньше контроля на 40%. При более высоких концентрациях свинца (5 и 10 ОДК) растения имели угнетенный вид и небольшую биомассу. Количество проростков было меньше на 75%, чем в контроле.

На серой лесной почве тест-культура отличалась довольно высокой всхожестью и энергией прорастания. Отмечено незначительное стимулирование роста растений при загрязнении почвы в дозах 1 и 2 ОДК Pb и Zn, признаков угнетения тест-культуры не было отмечено в течение всего опыта. При загрязнении почвы, равном 3 ОДК Pb и Zn, отмечено снижение всхожести растений, а на 30-е сут количество жизнеспособных проростков начало сокращаться.

Наибольший токсический эффект был отмечен при загрязнении почв Cd и смесью металлов.

При дозе, равной 2 ОДК, отмечено снижение всхожести на 32% и 41% соответственно по сравнению с контролем. При 5 ОДК наблюдали сильное подавление роста растений и уменьшение всхожести семян, более чем в 2 раза при всех типах загрязнения.

Таким образом, для исследованных почв были определены критические уровни загрязнения, оказывающие негативное воздействие на всхожесть и нормальное функционирование растений горчицы белой при разных видах загрязнения. Длина корней и проростков горчицы является чувствительным показателем загрязнения почв ТМ. Даже при дозе 1 ОДК наблюдали некоторое снижение длины проростков, а при дозах 3–5 ОДК отмечали резкое угнетение тест-культуры. При загрязнении почв Cd отмечали пожелтение надземной части растений и уменьшение длины корней (рис. 3). Следует отметить, что Cd является наиболее токсичным элементом, который оказывает максимальное угнетающее действие на

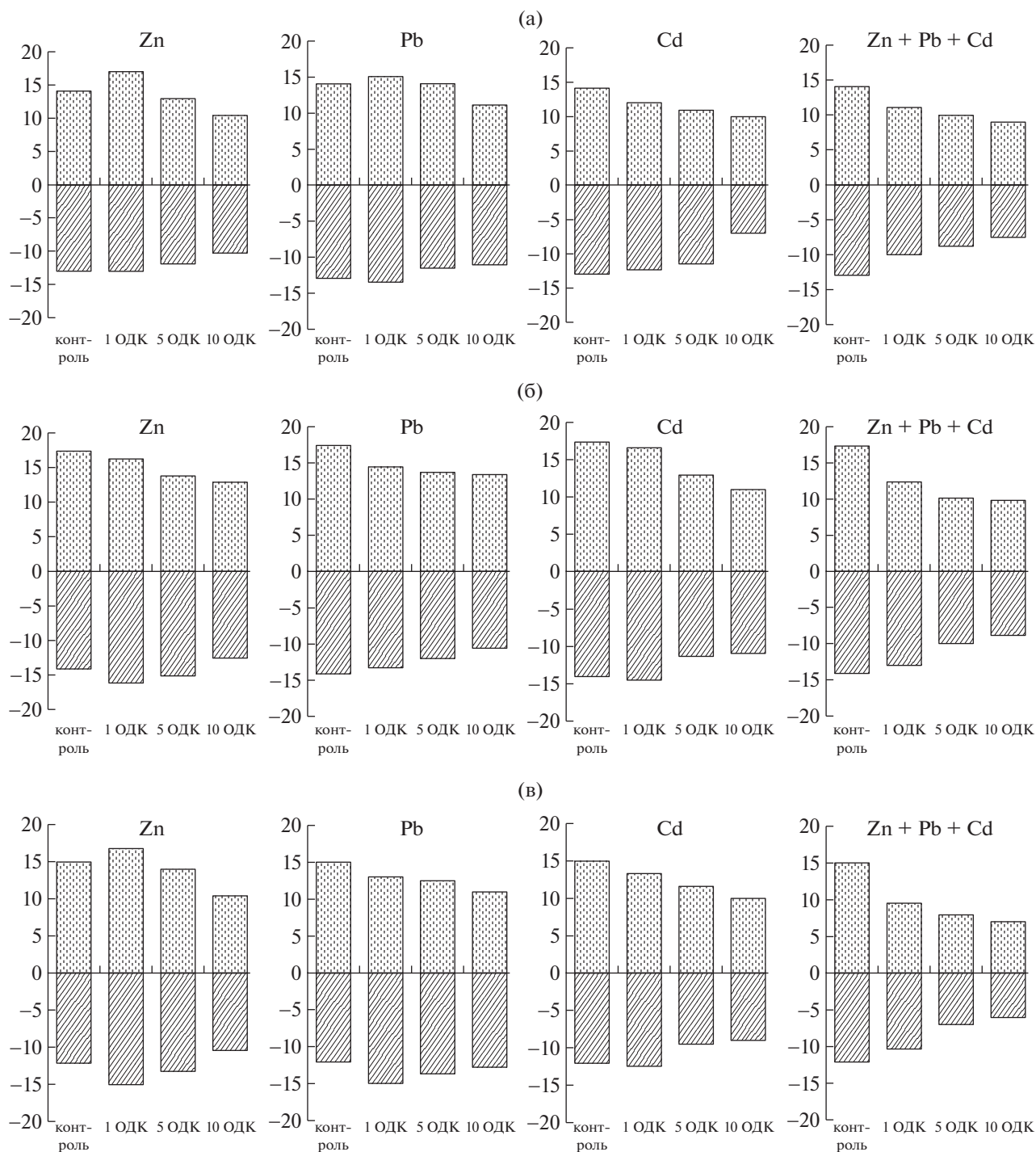


Рис. 3. Длина корней и проростков овса: (а) — на серой лесной почве, (б) — на черноземе выщелоченном, (в) — на каштановой почве.

растения. Загрязнение почв Zn или Pb менее токсично влияет на тест-культуру, чем загрязнение Cd или смесью ТМ. Невысокая фитотоксичность Pb возможно связана с наличием действующей в растении системы инактивации элемента, проникающего в корневую систему. Основная часть

свинца задерживается в корнях растений, как показано в работах [7, 17].

Важнейшей характеристикой качества растительной продукции является содержание ТМ в биомассе (рис. 4). Поступление ТМ в растения зависит от свойств почв, содержания подвижных

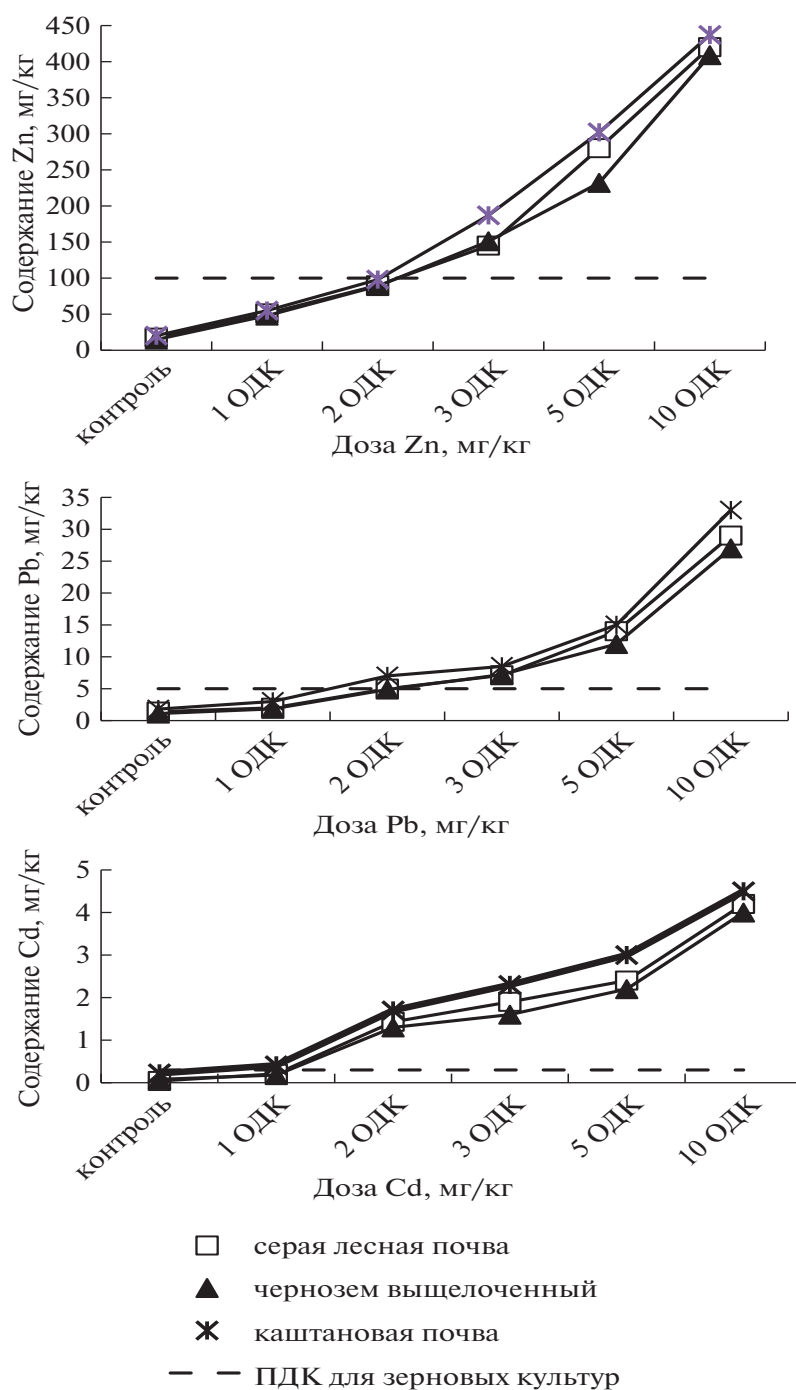


Рис. 4. Накопление ТМ в зеленой массе проростков овса.

соединений металлов и физиологических особенностей растений [7, 17, 29]. Между содержанием металлов в почвах и поглощением их корнями растений существует определенная зависимость [30]. Содержание Zn и Pb в зеленой массе овса достигло ПДК при дозе этих элементов в почвах равной 2 ОДК. Вероятно, это явление связано с достаточно строгими нормативами содержания

этих элементов в почвах. При загрязнении почв кадмием содержание этого элемента в зеленой массе овса достигло ПДК для растений при дозе 1 ОДК. Таким образом, поглощение ТМ растениями является наиболее чувствительным показателем загрязнения почв и проявляется при дозе 1–2 ОДК ТМ в почве. Показатели функционирования растений и почвенных микроорганизмов дают раз-

Таблица 5. Биологические показатели экотоксичности почв, загрязненных ТМ

Почва	Показатели экотоксичности почв								Микробиологический показатель			
	уменьшение длины проростков/корней <i>Sinapis alba</i>				снижение всхожести семян <i>Sinapis alba</i>				эмиссия CO ₂			
	критерий											
	20% от контроля								25% от контроля			
	Pb	Zn	Cd	ΣТМ	Pb	Zn	Cd	ΣТМ	Pb	Zn	Cd	ΣТМ
	дозы тяжелых металлов, кратные ОДК											
Серая лесная	2	2	1	1	3	3	2	2	4	4	3	3
Чернозем выщелоченный	2	2	1	1	3	3	2	2	4	4	3	3
Каштановая	2	2	1	1	3	3	2	2	3	3	3	3

личные границы экотоксичности почв, загрязненных ТМ. Снижение всхожести *Sinapis alba* при загрязнении почв Pb или Zn отмечали при дозах этих металлов равных 3 ОДК, а при загрязнении почв Cd или смесью металлов – при дозах 2 ОДК. Угнетение почвенного дыхания было отмечено при более высоком уровне загрязнения почв (табл. 5).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При загрязнении почв тяжелыми металлами (ТМ) отмечали резкое увеличение их подвижности, которое было наиболее чувствительным диагностическим признаком загрязнения почв. Это подтверждено сравнением величин коэффициентов концентрации металлов для валового содержания и для подвижных соединений. Масштабы изменения подвижности элементов были различными, что приводило к изменению соотношения между количеством отдельных элементов как в твердой, так и в жидкой фазе почв. Следует отметить, что при полиэлементном загрязнении разница между содержанием подвижных соединений в загрязненных и незагрязненных почвах значительно возрастала. Этот факт следует учитывать, т.к. на практике чаще всего наблюдают полиэлементное загрязнение почв как в случае промышленного, так и транспортного загрязнения.

Для оценки загрязнения почв используют коэффициент концентрации – отношение среднего содержания металла в загрязненной почве к его фоновому содержанию или местному геохимическому фону. Эти коэффициенты чрезвычайно контрастно отражали различия между загрязненными и незагрязненными почвами. При полиэлементном загрязнении почв коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений ТМ были в 1.5–2.0 раза больше, чем при монометалльном загрязнении почв.

Основным критерием для экологического нормирования является реакция биологических систем на загрязнение. Определение концентраций загрязняющих веществ, которые не нарушают основные экологические функции почв, является основой для разработки критериев их качества.

Концентрации тяжелых металлов, способные оказывать достоверное негативное воздействие на растения и почвенную микробиоту, выявлены при разных уровнях загрязнения для серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой почв. Результаты исследования показали, что токсичность соединений ТМ в значительной степени зависела как от свойств почвы, так и от чувствительности тест-культур, что необходимо учитывать при разработке любых нормативных показателей.

Показатели функционирования растений и почвенных микроорганизмов дали различные границы экотоксичности почв, загрязненных ТМ. Ингибирование дыхания исследованных почв наблюдали при более высоких дозах ТМ, чем снижение всхожести и длины проростков горчицы белой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Добровольский В.В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова // Почвоведение. 1999. № 3. С. 639–645.
2. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экология почв. Учение об экологических функциях почв. М.: Изд-во МГУ, 2012. 410 с.
3. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368–375.
4. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям: Метод. пособ. М.: Изд-во МГУ, 1997. 102 с.
5. Ильин В.Б. О нормировании тяжелых металлов в почве // Почвоведение. № 9. 1986. С. 90–98.

6. Ильин В.Б. Буферные свойства почвы и допустимый уровень ее загрязнения тяжелыми металлами // Агрохимия. 1997. № 11. С. 65–70.
7. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах растений. М.: Мир, 1989. 439 с.
8. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. 2006.
9. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Усп. совр. биол. 2002. Т. 122. № 2. С. 115–135.
10. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
11. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование качества почв и управление их качеством // Почвоведение. 2011. № 5. С. 582–596.
12. Coleman D.C. From peds to paradoxes: linkages between soil biota and their influences on ecological processes // Soil Biol Biochem. 2008. V. 40. P. 271–289.
13. Wang M., Markert B., Shen W., Peng C., Ouyang Z. Microbiol biomass carbon and enzyme activities of urban soils in Beijing // Environ. Sci. Pollut. Res. 2011. V. 18 (6). P. 958–967.
14. Агрохимические методы исследования почв / Под ред. Соколова А.В. М., 1975. 436 с.
15. Плеханова И.О., Бамбушева В.А. Экстракционные методы изучения состояния тяжелых металлов в почвах и их сравнительная оценка // Почвоведение. 2010. № 9. С. 1081–1088.
16. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. 2011.
17. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
18. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 237 с.
19. Сан ПиН 4266–87. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами.
20. Манджиева С.С., Минкина Т.М., Мотузова Г.Н., 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.
21. Плеханова И.О. Влияние условий увлажнения на фракционный состав соединений тяжелых металлов в агродерново-подзолистых почвах, загрязненных осадком сточных вод // Почвоведение. 2012. № 7. С. 735–743.
22. Соколова Т.А. Специфика свойств почв в ризосфере: Анализ литературы // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1097–1111.
23. Meychik N.R., Yermakov I.P. Exchange properties of plant root cell walls // Plant and Soil. 2001. V. 234. № 2. P. 181–193.
24. Саен Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
25. Adriano D.C. Trace elements in the terrestrial environment. N.Y.: Springer-Verlag, 1986. 533 p.
26. Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудяров В.Н., Валентини Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077–1088.
27. Schlesinger W.H., Andrews J.A. Soil respiration and global carbon cycle // Biogeochemistry. 2000. V. 48. P. 7–20.
28. Карпунин А.И., Бушуев Н.Н. Влияние применения удобрений на содержание тяжелых металлов в почвах длительных полевых опытов // Агрохимия. 2007. № 5. С. 76–84.
29. Плеханова И.О., Кутукова Ю.Д., Обухов А.И. Накопление тяжелых металлов растениями при загрязнении почв осадком сточных вод // Почвоведение. 1995. № 12. С. 1530–1536.
30. Водяницкий Ю.Н., Плеханова И.О. Биогеохимия тяжелых металлов в загрязненных переувлажненных почвах (аналитический обзор) // Почвоведение. 2014. № 3. С. 273–282.

Assessment and Regulation of the Ecological State of Soils Contaminated with Heavy Metals

I. O. Plekhanova^{a,*} and O. A. Zolotareva^a

^a M.V. Lomonosov Moscow State University, Faculty of Soil Science
Leninskie Gory 1, bld. 12, Moscow 119992, Russia

*E-mail: irinaoplekhanova@mail.ru

Contamination of forest gray (Luvisols), leached chernozem (Chernozems Haplic) and chestnut (Castanozems) soils with Pb, Zn and Cd compounds caused a decrease in germination, biomass and length of white mustard seedlings, as well as inhibition of respiration of the studied soils. Cd compounds and polyelement contamination conditions were the most toxic to plants and microorganisms. The greatest mobility of Pb, Zn, and Cd was observed at their simultaneous entry into the soil, and the concentration coefficients of mobile and acid-soluble compounds of these elements were 1.5–2.0 times higher than in the case of monometallic soil contamination. The most sensitive indicator of soil contamination was the ingress of heavy metals into plants.

Key words: pollution, heavy metals, mobility of compounds, phytotesting, biotesting, ecotoxicity.