

УДК 631.445:632.122.1

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

© 2020 г. И. О. Плеханова^{1,*}, О. А. Золотарева¹

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

*E-mail: irinaoplekhanova@mail.ru

Поступила в редакцию 15.03.2020 г.

После доработки 03.04.2020 г.

Принята к публикации 10.07.2020 г.

Концентрации тяжелых металлов (ТМ), способные оказывать достоверное негативное воздействие на растения и на почвенное микробное сообщество, выявлены при разных уровнях загрязнения дерново-подзолистой (Albeluvisols), и серой лесной (Luvisols) почв. Признаки экотоксичности проявляются при разных уровнях содержания ТМ для тест-растений и микробного сообщества. При загрязнении почв ацетатами Pb, Zn и Cd содержание их подвижных соединений увеличивалось в значительно большей степени, чем валовое содержание. Коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений этих элементов были в 1.5–2.0 раза больше, чем при загрязнении почв одним металлом.

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

DOI: 10.31857/S0002188120100099

ВВЕДЕНИЕ

Под экологическим состоянием почвы понимают ее способность обеспечивать устойчивое функционирование естественных и антропогенных экосистем. Экологическую норму состояния почв можно определить, как те предельные величины показателей экологического состояния, при которых еще обеспечивается допустимый уровень функционирования биогеоценозов. Таким образом, нормирование экологического состояния окружающей среды в целом должно основываться на оценке выполнения почвами основных биогеохимических функций [1].

В настоящее время наиболее разработан санитарно-гигиенический подход к оценке качества окружающей среды. 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 [2–4].

Многие исследователи считают, что нормативы содержания тяжелых металлов (ТМ) должны разрабатываться согласно конкретной почвенно-

экологической обстановке [3, 5, 6]. Эти соображения учтены, отчасти, при разработке ОДК ТМ для 3-х групп почв: песчаных и супесчаных, суглинистых и глинистых, близких к нейтральным и нейтральным суглинистым и глинистым почвам [7]. Отсутствие дифференциации нормативов по природно-климатическим зонам и видам хозяйственного использования ограничивает возможности объективной оценки уровней загрязнения почв

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 них 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” [6–8].

Таблица 1. Показатели химических свойств исследованных почв

Почва	Содержание гумуса, %	pH _{KCl}	pH _{H₂O}	Сумма обменных оснований, ммоль*экв/100 г почвы	ЕКО, мг*экв/100 г почвы	Гидролитическая кислотность, ммоль*экв/100 г почвы
Дерново-подзолистая	2.2	5.2	6.4	16	21.7	1.9
Серая лесная	5.0	5.7	6.7	15	28	3.2

Пределом допустимой концентрации загрязняющих веществ в почвах является тот уровень, при котором начинает изменяться количество и качество живого вещества, т.е. биологическая продукция [9]. 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: формируются основные подходы, принципы экологического контроля, предложены различные критерии для оценки качества водных и наземных экосистем, которые базируются на биотической концепции контроля качества природной среды [4, 7, 9–11]. 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.

Цель работы – оценка и нормирование экологического состояния дерново-подзолистой и серой лесной почв при искусственном загрязнении

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

Серая лесная почва					
Кратность ОДК	1	2	3	5	10
Pb	130	260	390	650	1300
Zn	220	440	660	1100	2200
Cd	2	4	6	10	20
Дерново-подзолистая почва					
Кратность ОДК	1	2	3	5	10
Pb	65	130	195	325	650
Zn	110	220	330	550	1100
Cd	1	2	3	5	10

соединениями Zn, Pb, Cd при отдельном и совместном их поступлении в почвы по показателям состояния тяжелых металлов, микробиологической активности и фитотоксичности почв.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследовали пробы из пахотных горизонтов почв: дерново-подзолистой (Eutric Albic Retisol (Loamic, Aric, Cutanic, Differentic, Ochric)) (Московская обл.), серой лесной (Eutric Retisol (Loamic, Aric, Cutanic, Ochric)) (Тульская обл.) и тест-культуры: 1 – овес посевной (*Avena sativa*), 2 – горчица белая (*Sinapis alba*), 3 – ячмень обыкновенный (*Hordeum vulgare*).

В почвенных образцах определяли следующие показатели: содержание органического углерода фотометрическим методом по Тюрину в модификации ЦИНАО, pH – потенциометрическим методом, интенсивность “дыхания” в почве определяли методом газовой хроматографии на хроматографе модели 3700 с детектором по теплопроводности, гидролитическую кислотность – при вытеснении 1 н. раствором CH_3COONa , емкость катионного обмена – методом Бобко–Аскинази–Алешина в модификации ЦИНАО. Определение уровня загрязнения почв ТМ и их подвижности проводили после экстракции проб почв ацетатно-аммонийным буферным раствором pH 4.8, кислоторастворимые формы – 1 н. HNO_3 , валовое содержание ТМ – смесью HCl и HNO_3 в соотношении 3 : 1 [12]. Основные химические свойства исследованных почв приведены в табл. 1. С учетом свойств почв уровни ОДК, используемые для оценки дерново-подзолистой почвы, в 2 раза меньше, чем для серой лесной почвы [13] (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 и их смеси. 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 pH в область кислой реакции среды. Ацетат-ионы являются есте-

ственным 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 с массой почвы 500 г для определения уровня фитотоксичности почв и транслокационного показателя. Продолжительность вегетационных опытов составляла 40 сут. Опыты проводили в 3-х повторностях [14].

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. Полученные результаты анализов обрабатывали с помощью пакета программ “Excel”, “Statistica”.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Валовое содержание элементов в незагрязненных почвах находилось в пределах типичных изменений содержания микроэлементов [13, 15]. Содержание цинка в дерново-подзолистой почве было больше кларка по Виноградову (табл. 3), что соответствовало современной тенденции накопления этого элемента в почвах [15].

Валовое содержание ТМ определяют для оценки уровней загрязнения почв с целью сравнения с фоновым, эталонным содержанием или с ПДК [15–17]. 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, 13, 17]. По валовому содержанию 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. Кроме того, реакция почвы на загрязнение сильно зависит от ее свойств. В процессе жизнедеятельности растения контактируют в основном с доступными соединениями ТМ, количество которых, в свою очередь, тесно связано с буферностью почв [4], которая определяется кислотностью почв, содержанием органического вещества, составом обменных катионов и

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

Дерново-подзолистая почва						
Вариант	Zn	K_c	Pb	K_c	Cd	K_c
Контроль	56.3	1	9.4	1	0.12	1
1 ОДК	166	2.9	74.4	7.9	1.12	9.3
2 ОДК	276	4.9	139	14.4	2.12	17.7
3 ОДК	386	6.9	204	21.3	3.12	26
5 ОДК	606	10.8	334	35.1	5.12	42.7
10 ОДК	1160	20.5	659	70.1	10.1	84.3
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
10 ОДК	2250	46	1320	84.9	20.1	155

анионов, а также гранулометрическим и минералогическим составом почв.

При внесении в дерново-подзолистую почву Zn, Pb и Cd в дозе, равной 1 ОДК, их содержание относительно фона увеличилось в 3, 8 и 9 раз соответственно. Для серой лесной почвы эти коэффициенты были еще больше, т.е. допустимые концентрации перечисленных элементов превышали фоновое содержание в 5–10 раз (табл. 3). 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 20 раз, а содержание подвижных соединений – в 211 раз по сравнению с контрольными пробами (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 было связано с увеличением конкуренции ионов металлов за реакционные центры. Используемые экстрагенты не были селективными, что не позволило судить о преимущественном поглощении ТМ определенными компонентами почв. Однако способность соединений Pb к образованию прочных комплексных соединений с органическими соединениями позволило предположить, что именно эти

позиции в большей степени были заняты ионами Рb [13, 18, 19].

Следует отметить, что доля подвижных соединений в загрязненной дерново-подзолистой почве была больше, чем в серой лесной почве, несмотря на более низкое общее содержание ТМ. 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 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 [20], так и в результате адсорбции и избирательного поглощения клеточными стенками [21].

С ростом дозы загрязняющего вещества для всех почв отмечено увеличение подвижности соединений элементов, входящих в его состав, а также доля от валового содержания и, следовательно, возросла опасность загрязнения почв и сопредельных сред. Причем соединения Zn и Cd в исследованных почвах были более подвижными, чем соединения Рb, что, вероятно, связано с их более низким сродством к органическому веществу и более высокой растворимостью их соединений.

Подвижность Cd, как и других ТМ, в значительной степени зависела от рН, содержания и состава глинистых минералов. В дерново-подзолистой почве со слабокислой реакцией среды подвижность Cd была больше, чем в серой лесной почве, которая имела нейтральную реакцию и более высокое содержание илестой фракции. Несмотря на низкое содержание в почве, доля Cd, переходящего в вытяжку ААБ, была больше, чем Zn и Рb. С увеличением уровня загрязнения содержание подвижных форм Cd быстро возрастало.

Следует отметить, что наибольшая подвижность Рb, 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.

Для ландшафтно-геохимической оценки загрязнения почв используют коэффициент аномалии (K_c) – отношение среднего содержания металла в загрязненной почве к его фоновому содержанию или местному геохимическому фону [3, 5, 22]. Эти коэффициенты были рассчитаны для валового содержания (табл. 3), подвижных и кислоторастворимых соединений в загрязненных почвах (табл. 4). Полученные величины 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 его 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 того, при полиэлементном загрязнении почв коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений ТМ были в 1.5–2.0 раза больше, чем при загрязнении почв одним металлом.

Таким образом, при загрязнении почв наблюдали резкое увеличение подвижности ТМ, 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 содержанием 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 возросла.

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%, для комплексного загрязнения 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 росла и доля кислоторастворимых соединений, которая достигала 70–90% при максимальном уровне загрязнения, что позволило использовать кислот-

Таблица 4. Содержание кислоторастворимых и подвижных соединений ТМ в почвах опыта и коэффициент концентрации ТМ (K_c) относительно контроля

Вариант	Zn				Pb				Cd		
	ААБ	K_c	1 М HNO ₃	K_c	ААБ	K_c	1 М HNO ₃	K_c	ААБ	1 М HNO ₃	K_c
Дерново-подзолистая почва											
Контроль	<u>2.1 ± 0.043</u> 4 ± 0.12	1	<u>4.5 ± 0.11</u> 8 ± 0.19	1	<u>0.6 ± 0.041</u> 5.5 ± 0.13	1	<u>1.2 ± 0.082</u> 20 ± 1.11	1	0.02	<u>0.03 ± 0.028</u> 16 ± 1.17	1
1 ОДК	<u>55 ± 2.1</u> 33 ± 1.1	26	<u>70 ± 2.45</u> 42 ± 1.47	15.5	<u>10 ± 1.12</u> 14 ± 1.18	16.6	<u>28 ± 1.12</u> 39 ± 2.22	23.3	<u>0.35 ± 0.005</u> 31 ± 1.12	<u>0.6 ± 0.02</u> 53 ± 1.41	20
2 ОДК	<u>118 ± 4.11</u> 43 ± 1.22	29.5	<u>145 ± 3.12</u> 52 ± 1.33	32.2	<u>34 ± 2.45</u> 25 ± 1.35	56.7	<u>55 ± 2.43</u> 41 ± 1.42	45.8	<u>0.8 ± 0.006</u> 38 ± 1.88	<u>1.2 ± 0.01</u> 57 ± 2.32	60
3 ОДК	<u>207 ± 5.72</u> 53 ± 1.48	51.7	<u>277 ± 6.14</u> 71 ± 2.31	61.6	<u>73 ± 2.41</u> 36 ± 1.42	122	<u>113 ± 2.43</u> 56 ± 1.33	94.2	<u>1.5 ± 0.035</u> 48 ± 1.42	<u>2 ± 0.02</u> 64 ± 2.32	100
5 ОДК	<u>374 ± 6.53</u> 62 ± 2.11	93.5	<u>437 ± 7.33</u> 72 ± 2.41	97.1	<u>121 ± 3.43</u> 37 ± 1.22	202	<u>210 ± 3.41</u> 64 ± 1.42	175	<u>3 ± 1.22</u> 58 ± 1.43	<u>3.6 ± 0.022</u> 70 ± 3.41	180
10 ОДК	<u>845 ± 7.22</u> 73 ± 2.12	211	<u>964 ± 6.28</u> 83 ± 1.35	214	<u>241 ± 4.22</u> 52 ± 1.26	401	<u>459 ± 4.42</u> 70 ± 2.43	383	<u>6.9 ± 0.01</u> 68 ± 2.32	<u>9.3 ± 0.22</u> 92 ± 2.43	465
Полиэлементное загрязнение											
1 ОДК	<u>69 ± 1.88</u> 41 ± 1.11	32.8	<u>106 ± 3.42</u> 63 ± 2.11	23.5	<u>24 ± 1.11</u> 34 ± 1.88	40	<u>45 ± 2.02</u> 64 ± 2.56	37.5	<u>0.4 ± 0.002</u> 36 ± 1.42	<u>0.7 ± 0.003</u> 63 ± 1.43	35
2 ОДК	<u>128 ± 3.22</u> 46 ± 1.17	61	<u>187 ± 4.22</u> 67 ± 1.88	41.5	<u>55 ± 2.12</u> 41 ± 1.92	91.7	<u>77 ± 2.71</u> 57 ± 1.93	64.2	<u>0.9 ± 0.005</u> 43 ± 1.51	<u>1.5 ± 0.13</u> 70 ± 2.11	75
3 ОДК	<u>196 ± 4.22</u> 51 ± 1.18	93.3	<u>274 ± 5.33</u> 71 ± 2.13	60.9	<u>99 ± 3.42</u> 49 ± 2.11	165	<u>129 ± 3.42</u> 64 ± 2.11	108	<u>1.7 ± 0.01</u> 55 ± 1.88	<u>2.4 ± 0.18</u> 77 ± 2.17	120
5 ОДК	<u>395 ± 7.12</u> 65 ± 1.42	188	<u>469 ± 6.11</u> 77 ± 2.35	104	<u>186 ± 4.55</u> 56 ± 2.18	310	<u>221 ± 4.15</u> 67 ± 2.22	184	<u>3.3 ± 0.01</u> 65 ± 1.93	<u>4.0 ± 0.28</u> 78 ± 2.19	200
10 ОДК	<u>882 ± 10.1</u> 76 ± 2.11	420	<u>1010 ± 13.8</u> 87 ± 3.31	225	<u>426 ± 6.33</u> 65 ± 3.13	710	<u>510 ± 7.14</u> 78 ± 2.33	425	<u>7.6 ± 0.08</u> 75 ± 2.1	<u>9.5 ± 0.37</u> 94 ± 2.32	475
Серая лесная почва											
Контроль	<u>1.7 ± 0.021</u> 3.3 ± 0.032	1	<u>6.8 ± 0.21</u> 14 ± 0.82	1	<u>1 ± 0.02</u> 9 ± 1.33	1	<u>3 ± 0.02</u> 27 ± 1.17	1	0.02	<u>0.022 ± 0.0004</u> 11 ± 0.2	1
1 ОДК	<u>64 ± 2.12</u> 24 ± 1.22	37.6	<u>105 ± 3.11</u> 39 ± 1.25	21.3	<u>29 ± 1.23</u> 20 ± 1.11	29	<u>55 ± 2.42</u> 39 ± 2.88	18.3	<u>0.5 ± 0.03</u> 23 ± 1.11	<u>0.6 ± 0.03</u> 27 ± 1.1	27
2 ОДК	<u>145 ± 3.72</u> 30 ± 1.11	85.3	<u>200 ± 3.88</u> 41 ± 1.17	29.4	<u>54 ± 1.83</u> 20 ± 0.99	54	<u>114 ± 4.1</u> 42 ± 1.35	38	<u>1 ± 0.022</u> 24 ± 1.23	<u>1.2 ± 0.033</u> 29 ± 1.42	54.5
3 ОДК	<u>288 ± 4.12</u> 41 ± 1.14	169	<u>327 ± 5.13</u> 47 ± 1.17	48.1	<u>125 ± 2.88</u> 31 ± 1.11	125	<u>200 ± 4.12</u> 50 ± 1.82	66.7	<u>2.0 ± 0.02</u> 32 ± 1.23	<u>2.4 ± 0.03</u> 39 ± 1.28	109
5 ОДК	<u>490 ± 5.32</u> 43 ± 2.32	288	<u>591 ± 6.13</u> 52 ± 2.42	86.9	<u>195 ± 3.11</u> 30 ± 1.41	195	<u>330 ± 5.22</u> 50 ± 1.92	110	<u>3.4 ± 0.02</u> 33 ± 1.42	<u>5.0 ± 0.021</u> 49 ± 1.33	227
10 ОДК	<u>1130 ± 9.33</u> 51 ± 2.41	667	<u>1750 ± 14.1</u> 78 ± 3.13	257	<u>650 ± 8.72</u> 49 ± 2.33	650	<u>801 ± 10.12</u> 61 ± 2.11	267	<u>9.2 ± 0.21</u> 46 ± 1.58	<u>13 ± 0.82</u> 64 ± 2.11	591
Полиэлементное загрязнение											
1 ОДК	<u>75 ± 2.33</u> 28 ± 1.12	44.1	<u>141 ± 3.99</u> 53 ± 2.22	20.7	<u>34 ± 2.11</u> 24 ± 1.11	34	<u>69 ± 1.11</u> 49 ± 0.82	23	<u>0.6 ± 0.02</u> 27 ± 1.13	<u>1.1 ± 0.033</u> 45 ± 1.42	50
2 ОДК	<u>186 ± 4.22</u> 38 ± 1.33	109.4	<u>277 ± 5.33</u> 57 ± 2.18	40.7	<u>81 ± 2.31</u> 30 ± 1.11	81	<u>109 ± 1.32</u> 40 ± 0.72	36.3	<u>1.4 ± 0.022</u> 33 ± 1.11	<u>2.3 ± 0.011</u> 54 ± 2.12	104
3 ОДК	<u>301 ± 5.78</u> 43 ± 1.72	177	<u>422 ± 3.42</u> 60 ± 1.93	62	<u>148 ± 4.22</u> 37 ± 1.12	148	<u>198 ± 4.13</u> 50 ± 1.28	66	<u>2.2 ± 0.011</u> 35 ± 1.42	<u>3.4 ± 0.012</u> 55 ± 1.89	154
5 ОДК	<u>529 ± 8.13</u> 46 ± 1.88	311	<u>723 ± 9.42</u> 63 ± 2.32	106	<u>244 ± 2.43</u> 37 ± 0.88	244	<u>357 ± 3.23</u> 54 ± 1.88	119	<u>4.0 ± 0.33</u> 39 ± 1.11	<u>5.8 ± 0.1</u> 57 ± 1.1	264
10 ОДК	<u>1490 ± 17.2</u> 66 ± 2.72	876	<u>1790 ± 13.9</u> 80 ± 3.15	263	<u>765 ± 5.23</u> 58 ± 1.22	765	<u>911 ± 9.11</u> 70 ± 2.33	304	<u>13.1 ± 0.82</u> 64 ± 1.32	<u>17 ± 0.32</u> 84 ± 2.8	773
ПДК подвижных соединений	23				6				—		

Примечание. Над чертой – мг/кг воздушно-сухой почвы, под чертой – % от валового содержания; приведены средние величины ± стандартная ошибка.

ную вытяжку из сильно загрязненных почв для характеристики общего содержания ТМ.

Для оценки экологического состояния загрязненных почв одни авторы предлагают коэффициент подвижности металлов, показывающий соотношение непрочносвязанных и прочносвязанных соединений ТМ [18]. Другие авторы [23] предлагают использовать коэффициент защитных свойств почв (*КЗ*) по отношению к ТМ, который показывает, какая доля металла от его валового содержания в почве находится в недоступной для растений форме:

$$KЗ = 100 - C_{\text{подв}}/C_{\text{вал}} \times 100.$$

На примере исследованных почв коэффициент защитных свойств с увеличением уровня загрязнения почв уменьшался от 80–90% до 10–15%.

Все предложенные показатели уровня загрязнения почв являются достаточно чувствительными, они объективно отражают изменения в состоянии ТМ в почвах и могут являться характеристикой уровня загрязнения почв. Однако большое разнообразие почвенных свойств, взаимное влияние соединений металлов друг на друга и взаимодействие с компонентами окружающей среды усложняют процедуру нормирования.

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 [5, 7–11]. 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 мкмоль/г/сут, для дерново-подзолистой была в 3.5 раза меньше. Вероятно, это объясняется невысоким содержанием органического вещества и менее благоприятными физико-химическими свойствами дерново-подзолистой 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. Интенсивность дыхания дерново-подзолистой почвы снизилась на 30–40% при загрязнении Zn и Pb, на 50–60% – при загрязнении Cd и при полиэлементном загрязнении. Для серой лесной почвы, загрязненной соединениями Zn и Pb, интенсивность дыхания снизилась на 25%, при таком же уровне загрязнения этой почвы Cd и смесью металлов интенсивность дыхания снизилась на 50% (рис. 1). Следует отметить более высокую токсичность соединений Cd и смеси металлов для 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 кадмия и комплексном загрязнении. Большой устойчивостью к загрязнению ТМ обладала серая лесная почва. Почвенное дыхание является чувствительным и информативным показателем функционального состояния почв, что показано во многих публикациях [24, 25].

Фитотестирование часто используют в природоохранной практике для оценки экологического состояния природных сред. Этот показатель характеризует границу, определяющую изменение продуктивности экосистемы, что является существенным для экологической оценки почв. По наблюдениям многих авторов, уровень фитотоксичности почв отмечают при более высоких концентрациях ТМ, чем ПДК [4, 13, 19]. Уровень фитотоксичности почв обычно отмечают при снижении урожайности сельскохозяйственных растений на 20%.

Результаты вегетационных опытов показали, что концентрации ТМ, оказывающие достоверное негативное воздействие на растения, выявлены при разных уровнях загрязнения для дерново-подзолистой и серой лесной почв. Различия проявились по количеству проросших семян, высоте растений и энергии прорастания. Максимальная всхожесть семян горчицы белой отмечена на серой лесной почве, меньшая – на дерново-подзолистой, что, видимо, отражало естественное плодородие и различную буферную способность изученных почв (рис. 2).

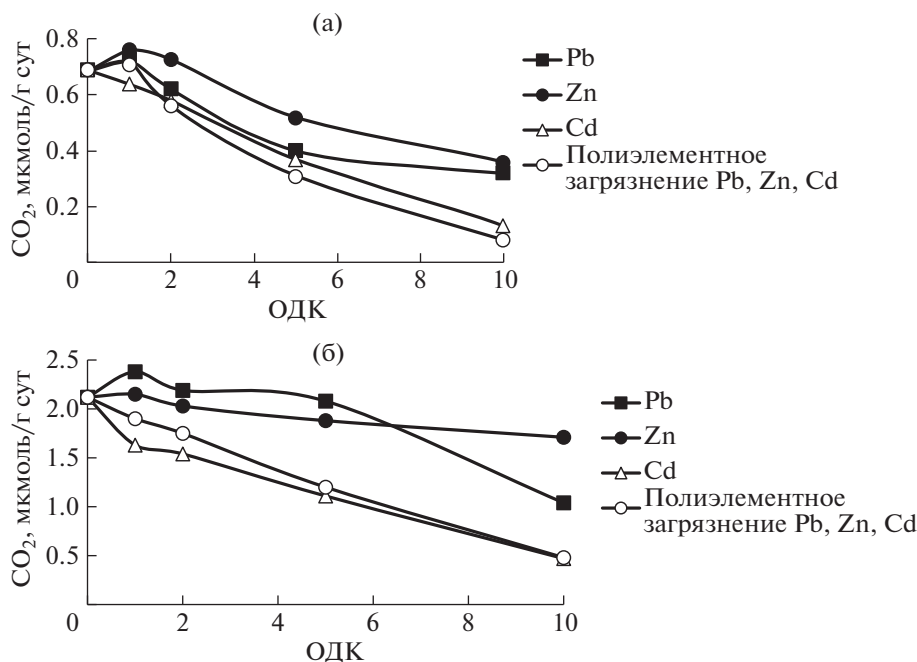


Рис. 1. Интенсивность эмиссии CO₂ при различном содержании тяжелых металлов в дерново-подзолистой (а) и серой лесной почве (б).

При загрязнении дерново-подзолистой почвы Zn в дозах 1 и 2 ОДК культура росла хорошо, всхожесть была близкой 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 16%. 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 растений горчицы. При максимальном уровне загрязнения (10 ОДК) количество проростков было на 74% меньше, чем в контроле. Проростки были ослаблены, отмечали замедление роста растения в высоту и к концу опыта наблюдали гибель растений.

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 на 40%, чем в контроле. При более высоких концентрациях свинца (5 и 10 ОДК) растения имели угнетенный вид и небольшую биомассу. Количество проростков было на 75% меньше, чем в контроле.

При загрязнении дерново-подзолистой почвы соединениями Cd и смесью металлов достоверное снижение всхожести отмечали уже при дозе

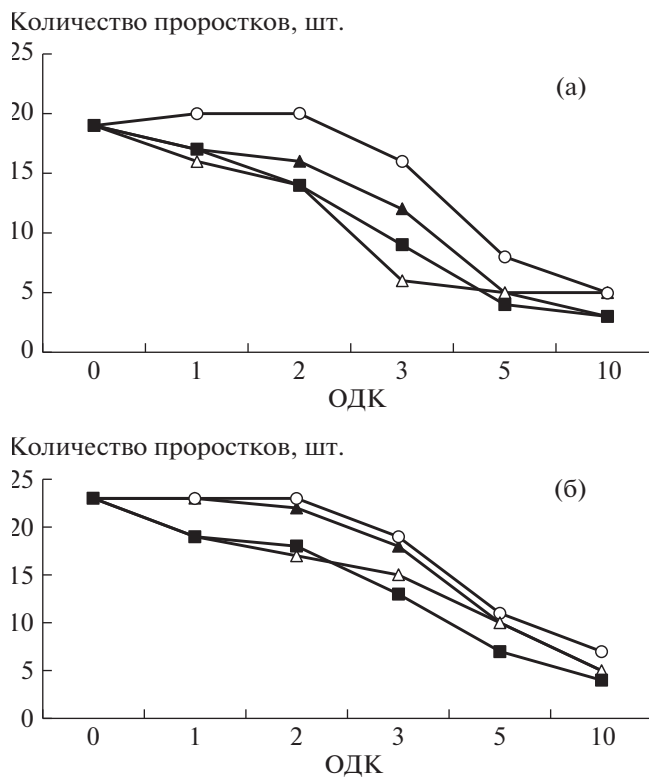


Рис. 2. Всхожесть семян *Sinapis alba* на почвах: дерново-подзолистой (а), серой лесной (б).
 ○ Загрязнение соединениями Zn.
 ▲ Загрязнение соединениями Pb.
 △ Загрязнение соединениями Cd.
 ■ Полиэлементное загрязнение Zn, Pb и Cd.

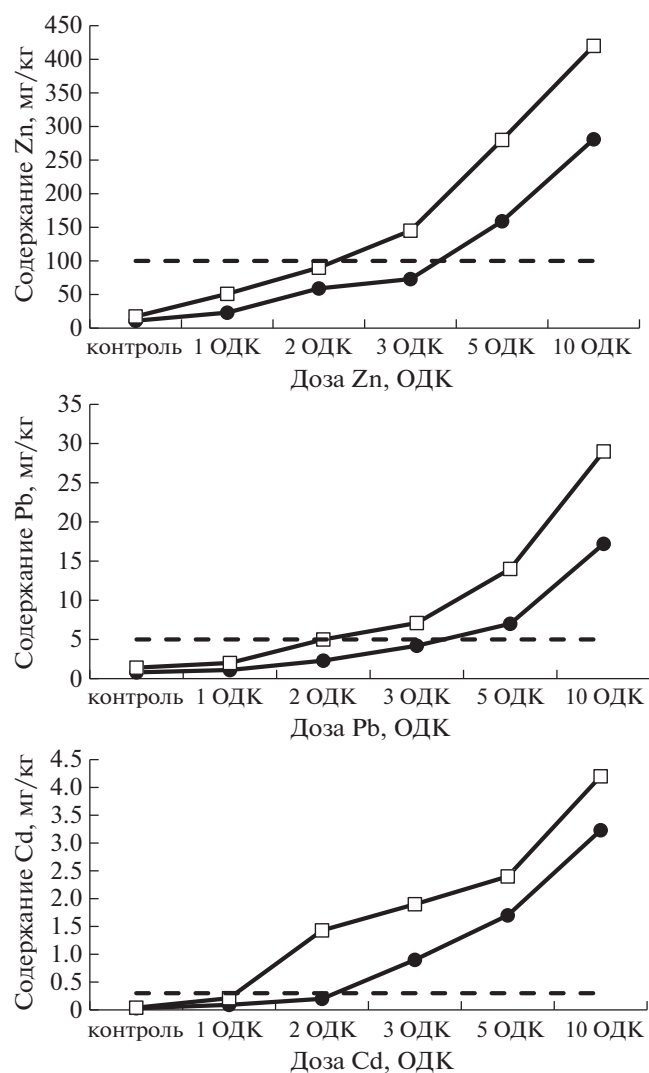


Рис. 3. Содержание Pb, Zn и Cd в зеленой массе проростков овса.

● Дерново-подзолистая почва.

□ Серая лесная почва.

---- ПДК для зерновых культур.

2 ОДК. Всхожесть и энергия прорастания были меньше контроля на 26%. При дозах 5 и 10 ОДК всхожесть горчицы составляла 25% от контроля, а к концу эксперимента было отмечено практически полное ингибирование роста тест-культуры, что свидетельствовало о высокой токсичности Cd и смеси металлов.

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 в этих вариантах не было отмечено в течение всего опыта. При загрязнении

почвы, равном 3 ОДК Pb и Zn, показано снижение всхожести растений, а на 30-е сут количество жизнеспособных растений 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 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. Причем при загрязнении почв Cd отмечали пожелтение надземной части растений. Следует отметить, что Cd является наиболее токсичным элементом, который оказывает максимальное угнетающее действие на растения. Загрязнение почв Zn или Pb оказывает меньшее токсическое действие на тест-культуру, чем загрязнение Cd или смесью ТМ. Невысокая фитотоксичность Pb, возможно, связана с наличием действующей в растениях системы инактивации элемента, проникающего в корневую систему. Основная часть свинца задерживается в корнях растений, как показано в работах [13, 19].

Важнейшей характеристикой качества растительной продукции является содержание ТМ в биомассе. Поступление ТМ в растения зависит от свойств почв, содержания подвижных соединений металлов и физиологических особенностей растений [13, 17, 19]. Между содержанием металлов в почвах и поглощением их корнями растений существует определенная зависимость (рис. 3). Содержание Zn и Pb в зеленой массе горчицы достигло ПДК при дозе этих элементов в почвах, равной 2 ОДК, несмотря на высокую чувствительность горчицы к загрязнению. Вероятно, это явление связано с достаточно строгими нормативами содержания этих элементов в почвах. При загрязнении почв кадмием содержание этого элемента в горчице достигло ПДК для растений при дозе 1 ОДК.

Показатели функционирования растений и почвенных микроорганизмов дают различные границы экотоксичности почв, загрязненных ТМ

Таблица 5. Биологические показатели экотоксичности почв, загрязненных тяжелыми металлами

Показатели состояния почв	Показатели фитотоксичности почв								Микробиологический показатель			
	Уменьшение длины проростков/корней <i>Sinapis alba</i>				Снижение всхожести <i>Sinapis alba</i>				Эмиссия CO ₂			
Критерии	20% от контроля								25% от контроля			
Элементы	Pb	Zn	Cd	ΣMe	Pb	Zn	Cd	ΣMe	Pb	Zn	Cd	ΣMe
Дозы тяжелых металлов (кратность ОДК)												
Тип почвы												
Дерново-подзолистая	2	2	1	1	3	3	2	2	4	3	2	2
Серая лесная	2	2	1	1	3	3	2	2	4	4	3	3

(табл. 5). 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.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, при загрязнении почв отмечали резкое увеличение подвижности ТМ, которое является наиболее чувствительным диагностическим признаком загрязнения почв. Это подтверждено сравнением величин коэффициентов концентрации металлов для валового содержания и для подвижных соединений. Масштабы изменения подвижности элементов различны, что приводило к изменению соотношения между содержаниями 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.

С ростом дозы загрязняющего вещества для всех почв отмечено увеличение подвижности соединений элементов, входящих в его состав, а также доля от валового содержания и, следовательно, возрастала опасность загрязнения почв и сопредельных сред. 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 наблюдают полиэлементное загрязнение почв как в случае промышленного, так и транспортно-загрязнения.

Для оценки загрязнения почв был использован 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 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.

При полиэлементном загрязнении почв коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений ТМ были в 1.5–2.0 раза больше, чем при загрязнении почв одним элементом.

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.

Концентрации тяжелых металлов, способные оказывать достоверное негативное воздействие на растения и почвенную микробиоту, выявлены при разных уровнях загрязнения для дерново-подзолистой и серой лесной почвы. Результаты исследования показали, что токсичность соединений ТМ в значительной степени зависела как от свойств почвы, так и от чувствительности выращиваемых 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 Г.В., Никитин Е.Д.* Экология почв. Учение об экологических функциях почв. М.: Изд-во МГУ, 2012. 412 с.
2. *Водяницкий Ю.Н.* Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368–375.
3. *Глазовская М.А.* Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям: Метод. пособ. М.: Изд-во МГУ, 1997. 102 с.
4. *Ильин В.Б.* Буферные свойства почвы и допустимый уровень ее загрязнения тяжелыми металлами // Агрохимия. 1997. № 11. С. 65–70.
5. *Добровольский В.В.* Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова // Почвоведение. 1999. № 3. С. 639–645.
6. *Ильин В.Б.* О нормировании тяжелых металлов в почве // Почвоведение. № 9. 1986. С. 90–98.
7. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. 2006.
8. *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.
9. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений. Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
10. *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.
11. *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.
12. Агрохимические методы исследования почв / Под ред. Соколова А.В. М., 1975. 436 с.
13. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах растений. М.: Мир, 1989. 439 с.
14. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. 2011.
15. *Виноградов А.П.* Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 276 с.
16. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. 2006.
17. *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.
18. *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.
19. *Ильин В.Б., Сысо А.И.* Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
20. *Соколова Т.А.* Специфика свойств почв в ризосфере: Анализ литературы // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1097–1111.
21. *Mejchik N.R., Yermakov I.P.* Exchange properties of plant root cell walls // Plant and Soil. 2001. V. 234. № 2. P. 181–193.
22. *Саев Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
23. *Карпунин А.И., Бушуев Н.Н.* Влияние применения удобрений на содержание тяжелых металлов в почвах длительных полевых опытов // Агрохимия. 2007. № 5. С. 76–84.
24. *Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васнев 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.
25. *Schlesinger W.H., Andrews J.A.* Soil respiration and global carbon cycle // Biogeochemistry. 2000. V. 48. P. 7–20.

Ecological Regulation of the State of Soils Contaminated Heavy Metal

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

^aLomonosov Moscow State University, Faculty of Soil Science
Leninskie Gory 1, bld. 12, Moscow 119992, Russia

[#]E-mail: irinaoplekhanova@mail.ru

Concentrations of heavy metals (HM) that can have a significant negative impact on plants and soil microbiota were identified at different pollution levels for sod-podzolic, gray forest. Signs of ecotoxicity are manifested at different levels of TM content for test plants and the microbial community. When soils are contaminated with Pb, Zn, and Cd acetates, the content of their mobile compounds increases to a much greater extent than the total content. Concentration coefficients of mobile and acid-soluble compounds of these elements are 1.5–2.0 times higher than with monometrical soil contamination.

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