

УДК 631.46:632.122.1

ИЗМЕНЕНИЕ ЦЕЛЛЮЛОЗОЛИТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ И МИКРОБНОГО ДЫХАНИЯ ПОЧВ РАЗНЫХ ТИПОВ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ИХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

© 2024 г. О. А. Золотарева¹, И. О. Плеханова^{1,*}

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 10.06.2023 г.

После доработки 11.07.2023 г.

Принята к публикации 15.11.2023 г.

Экспериментально установлено, что при загрязнении почв тяжелыми металлами граничные концентрации металлов, выше которых выявляются признаки экотоксичности, являются разными для микробного сообщества. Ингибирование дыхания исследованных почв наблюдалось при более низких дозах Pb, Zn и Cd, чем ферментативной целлюлазной активности. Наиболее токсичными для микроорганизмов являются соединения Cd и условия полиэлементного загрязнения. Выявлены концентрации тяжелых металлов, способные оказывать достоверное негативное воздействие на почвенное микробное сообщество при разных уровнях загрязнения дерново-подзолистой, серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой почв. По убыванию устойчивости к ТМ исследованные почвы можно расположить в следующий ряд: чернозем выщелоченный (Luvic Chernozem) > серая лесная (Eutric Retisol (Ochric)) > каштановая (Haplic Kastanozem) ≥ дерново-подзолистая (Eutric Albic Retisol (Ochric)).

Ключевые слова: загрязнение, целлюлазная активность, экотоксичность, нормирование, дыхание почв, Retisols, Luvisols. Chernozems, Kastanozems.

DOI: 10.31857/S0002188124020086

ВВЕДЕНИЕ

Важнейшим компонентом, регулирующим состояние окружающей среды, является почвенный покров. Под экологическим состоянием почв понимают ее способность обеспечивать устойчивое функционирование всех компонентов естественных и антропогенных экосистем. Следовательно, 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 ориентировочно-допустимых концентраций (ОДК) ТМ для 3-х групп почв: песчаных и супесчаных, суглинистых 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 (ПДК), 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, воду 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 них весьма затруднительно, т.к. может наблюдаться эффект синергического действия загрязняющих веществ. В этом случае необходимо 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 со средой, 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 их буферности, которая определяется такими химическими, 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].

Органическое вещество является источником энергии для почвенных микроорганизмов, в связи с этим актуальным является изучение динамики процесса разложения органических остатков. Одни из важных показателей биологической активности почвы — ее целлюлозолитическая активность и микробное дыхание.

Цель работы — оценка экологического состояния зональных почв: дерново-подзолистой, серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой — при искусственном загрязнении соединениями Zn, Pb, Cd в случаях раздельного и совместного поступления их в почву по показателю ферментативной целлюлазной активности и микробного дыхания почв.

Поставленная цель определила следующие задачи:

1 — изучить основные физико-химические свойства исследуемых почв; 2 — определить, что является основой для разработки критериев качества почв; 3 — определить уровни загрязнения почв, угнетающие биологическую активность почв по показателям интенсивности эмиссии CO_2 и целлюлозолитической активности.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Были исследованы 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.), чернозема выщелоченного (Luvic Chernozem (Laomic, Aric, Pachic)) (Липецкая обл.) и каштановой (Haplic Kastanozem (Loamic, Aric)) (Волгоградская обл.). Основные химические свойства исследованных почв показаны в табл. 1.

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, pH водной и солевой вытяжек — потенциометрическим методом, гидролитическую кислотность — путем вытеснения 1 н. раствором CH_3COONa [14].

Таблица 1. Показатели химических свойств почв

Почва	Содержание гумуса, %	pH _{KCl}	pH _{H₂O}	Сумма обменных оснований	Гидролитическая кислотность
				ммоль · экв/100 г почвы	
Дерново-подзолистая	2.2	5.2	6.4	16	1.9
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

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

Почва	Серая лесная почва, каштановая и чернозем выщелоченный				
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

Серая лесная почва и чернозем характеризовались нейтральной реакцией среды, а для каштановой почвы величина pH находилась в щелочном интервале, что, возможно, 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]. Содержание ТМ определяли в 1 н. азотнокислой и ацетатно-аммонийной вытяжках pH 4.8. Водную вытяжку готовили в соотношении почва : вода = 1 : 10. Определение содержания ТМ в вытяжках проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-3 в пламени ацетилен–воздух с использованием дейтериевого корректора фона и методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой на приборе “Agilent ICP-MS7100a”.

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, 16–18] (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 смеси 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 способствует быстрому взаимодействию с почвенными компонентами, гидролиз этих солей не сопровождается резким сдвигом pH 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.

Целлюлозолитическую активность почвы определяли по интенсивности разложения льняного полотна [18]. Скорость разложения клетчатки в почве зависит от наличия в ней легкодоступного азота, поэтому данный метод позволяет судить об энергии мобилизации почвенных процессов в целом.

Ход работы при определении интенсивности разложения целлюлозы:

1. Стерильную тонкую льняную ткань площадью примерно 5×5 см взвешивали на весах. После взвешивания ткань пришили к стерильной полимерной пленке.

2. В горшочках с почвой делали углубление и к его вертикальной стенке плотно прижимали ткань. С обратной стороны полиэтилен

Таблица 3. Оценочная шкала интенсивности разрушения клетчатки

Убыль массы, %	Интенсивность разрушения клетчатки
<10	Очень слабая
10–30	Слабая
30–50	Средняя
50–80	Сильная
>80	Очень сильная

придавливали почвой, углубление засыпали. Ткань оставляли в почве на 1 мес.

Предварительно почвы инкубировали в течение 14 сут при влажности, равной 60% предельной влагоемкости (ПВ). Данную влажность поддерживали в почве на протяжении всего модельного эксперимента. Опыты проводили в двукратной повторности.

3. Через месяц полотно осторожно извлекали, освобождали от полиэтилена, отмывали от почвы и продуктов полураспада, подсушивали и взвешивали. Рассчитывали убыль массы ткани за 1 мес. (в %) и по этому показателю судили

об интенсивности процесса разрушения клетчатки, используя оценочную шкалу (табл. 3).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Валовое содержание элементов в незагрязненных почвах находилось в пределах типичных изменений содержания микроэлементов [7, 19] (табл. 4).

Валовое содержание ТМ определяют для оценки уровней загрязнения почв с целью сравнения с фоновым, эталонным содержанием или с ПДК [4, 7, 20]. 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, 21]. 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

Таблица 4. Валовое содержание ТМ в почвах опыта (мг/кг) и коэффициент концентрации ТМ (Кс) относительно контроля

Серая лесная почва						
Вариант	Zn	Кс _{Zn}	Pb	Кс _{Pb}	Cd	Кс _{Cd}
Контроль	47.5	1	10.5	1	0.2	1
1 ОДК	267.5	5.6	140.5	13.4	2.2	11
2 ОДК	487.5	10.3	270.5	25.8	4.2	21
3 ОДК	707.5	14.9	400.5	38.1	6.2	31
5 ОДК	1147.5	24.2	660.5	62.9	10.2	51
10 ОДК	2247.5	47.3	1310.5	124.8	20.2	101
Чернозем выщелоченный						
Контроль	71	1	25.7	1	0.28	1
1 ОДК	291	4.1	155.7	6	2.28	8.1
2 ОДК	511	7.2	285.7	11.1	4.28	15.3
3 ОДК	731	10.3	415.7	16.2	6.28	22.4
5 ОДК	1171	16.5	675.7	26.3	10.28	36.7
10 ОДК	2271	32	2225.7	86.6	20.28	72.4
Каштановая почва						
Контроль	48.8	1	15.5	1	0.13	1
1 ОДК	266.8	5.5	145.5	9.4	2.13	16.4
2 ОДК	486.8	9.9	275.5	17.8	4.13	31.8
3 ОДК	706.8	14.5	405.5	26.2	6.13	47.1
5 ОДК	1146.8	23.5	665.5	42.9	10.13	77.9
10 ОДК	2246.8	46	1315.5	84.9	20.13	154.8

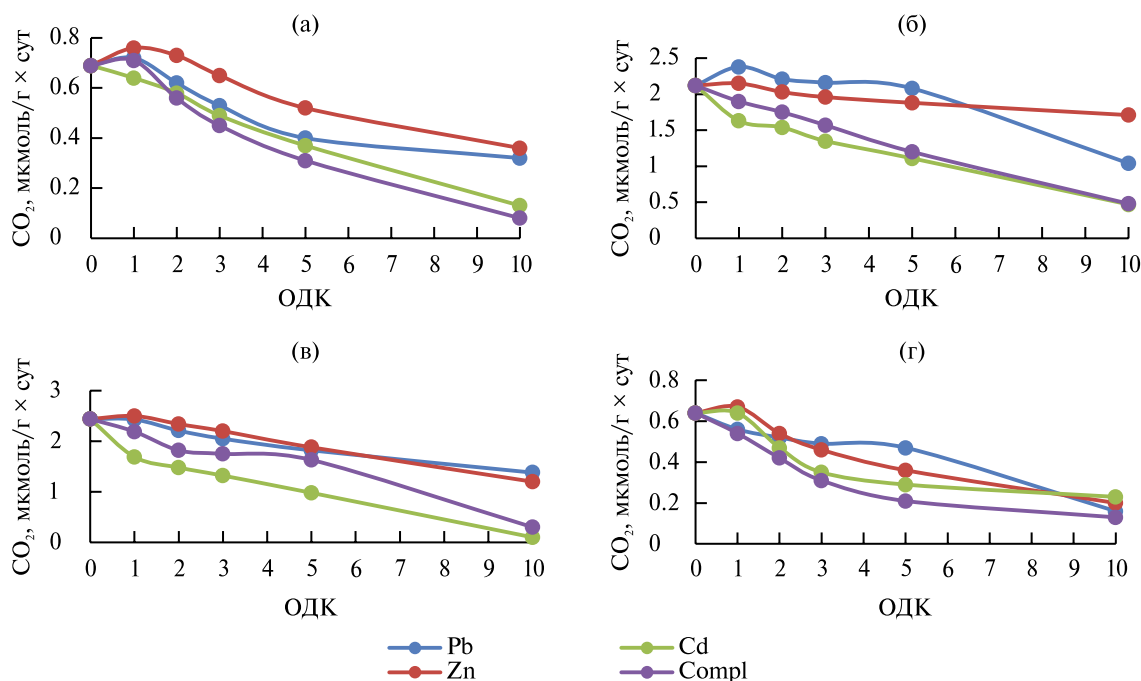


Рис. 1. Интенсивность эмиссии CO₂ при различном содержании тяжелых металлов в дерново-подзолистой почве (а) серой лесной (б), черноземе выщелоченном (в) и каштановой (г) почвах.

показала, что для дерново-подзолистой почвы эмиссия CO₂ составила 0.69, серой лесной почвы — 2.12, чернозема выщелоченного — 2.44 и каштановой почвы — 0.64 мкмоль/г/сут. Такая величина, вероятно, 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, при загрязнении Cd и смесью металлов наблюдали тенденцию к снижению активности дыхания. При увеличении уровней 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 полиэлементном загрязнении. 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 типов

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. Большей устойчивостью к загрязнению ТМ обладали чернозем выщелоченный и серая лесная почва, наименьшей — дерново-подзолистая и каштановая почвы. Почвенное дыхание является чувствительным и информативным показателем функционального состояния почв, что показано во многих публикациях [22–25].

Один из важных показателей биологической активности почвы — ее целлюлозолитическая активность, которая является чувствительным комплексным показателем нарушения деятельности микробиоценоза почв в результате ее загрязнения и в целом отражает экологическую ситуацию.

Изучение интенсивности разложения целлюлозы дает возможность судить о скорости распада растительных остатков, в состав которых всегда входит значительное количество клетчатки, а также до некоторой степени об обеспеченности почвы азотом, т.к. интенсивность этого процесса невозможна без достаточного количества связанных форм азота [26, 27].

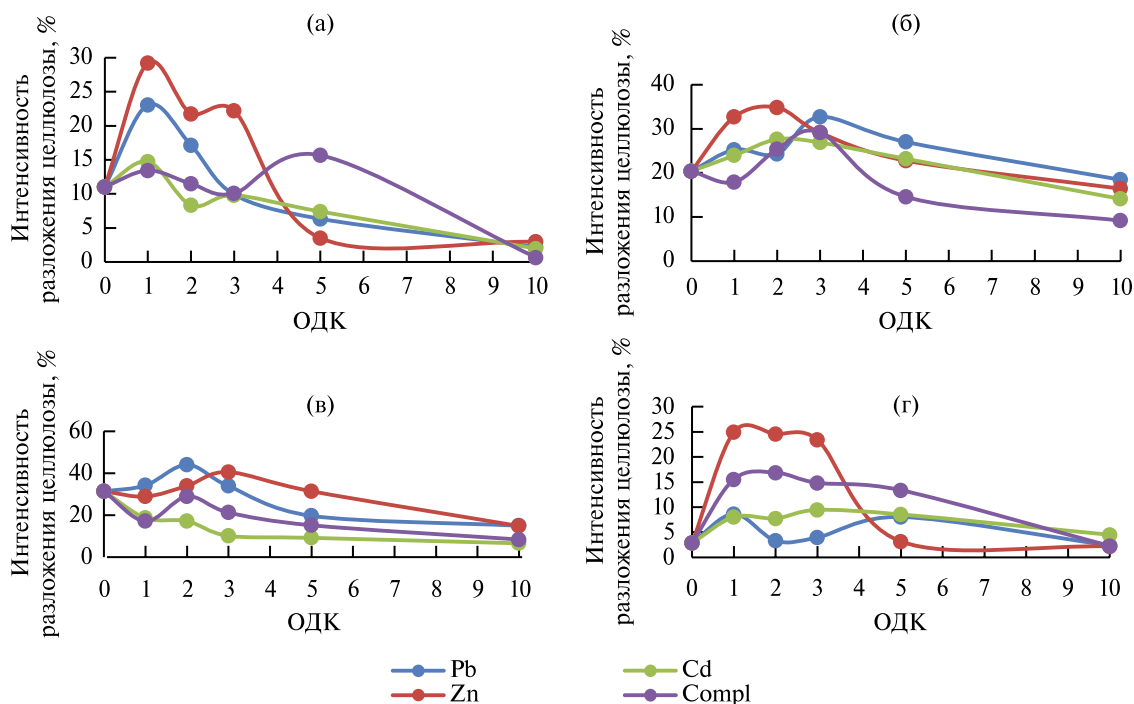


Рис. 2. Интенсивность разрушения целлюлозы при различном содержании тяжелых металлов в дерново-подзолистой почве (а) серой лесной (б), черноземе выщелоченном (в) и каштановой (г) почвах.

В настоящее время достаточно хорошо изучено влияние ТМ на целлюлозолитическую активность почв [28]. В литературе отмечено увеличение целлюлозолитической активности почвы при загрязнении ТМ, т.к. в данном случае ТМ выступают в качестве микроэлементов, стимулирующих разложение целлюлозы [29].

Результаты вегетационных опытов показали, что концентрации ТМ, оказывающие достоверное негативное воздействие на микробное сообщество, выявлены при разных уровнях загрязнения для дерново-подзолистой, серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой почв. Максимальная интенсивность разрушения клетчатки была отмечена в черноземе, немного меньше — в серой лесной почве, еще меньше — в дерново-подзолистой и каштановой почвах. Этот ряд, видимо, отражает естественное плодородие изученных почв (рис. 2).

При загрязнении образцов дерново-подзолистой почвы Zn в дозах 1 ОДК, 2 ОДК и 3 ОДК, при загрязнении Pb в дозах 1 ОДК, 2 ОДК, при загрязнении Cd в дозах 1 ОДК, а также при комплексном загрязнении в дозах от 1 ОДК до 5 ОДК интенсивность разложения целлюлозы была слабой (от 10 до 29%), а при загрязнении Zn в дозах 5 ОДК, 10 ОДК, при загрязнении Pb в дозе 3 ОДК, 5 ОДК и 10 ОДК, при загрязнении Cd в дозах 2 ОДК, 3 ОДК, 5 ОДК и при комплексном

загрязнении в дозе 10 ОДК интенсивность разрушения клетчатки была очень слабой (от 1 до 28%).

В вегетационном опыте с серой лесной почвой убыль массы ткани за 1 мес. была более интенсивной. Наблюдали стимулирование целлюлозолитической активности при загрязнении почвы в дозах 1, 2 ОДК Zn, при загрязнении Pb в дозе 3 ОДК интенсивность разрушения целлюлозы оценивали как среднюю (33, 35, 33% соответственно). В контрольном образце и при загрязнении почвы, равном 3, 5 и 10 ОДК Zn, 1, 2, 5 и 10 ОДК Pb, 1–10 ОДК Cd и 1–5 ОДК при комплексном загрязнении интенсивность разрушения целлюлозы оценивали как слабую, при уровне загрязнения 10 ОДК смесью металлов — очень слабую (средняя интенсивность разрушения целлюлозы была равна 9%).

В образцах чернозема выщелоченного интенсивность разложения клетчатки оценивали как среднюю в контроле при уровне загрязнения Zn в дозах 2–5 ОДК и Pb в дозах 1–3 ОДК (от 31 до 44% соответственно). При уровнях загрязнения Zn в дозах 1 и 10 ОДК, а также при загрязнении Pb в дозах 5 ОДК и 10 ОДК, при загрязнении Cd в дозах 1–3 ОДК и при комплексном загрязнении в дозе 1–5 ОДК интенсивность разрушения целлюлозы была слабой (от 10 до 29%), при загрязнении почв Cd в дозах 5 и 10 ОДК и комплексном загрязнении в дозе 10 ОДК интенсивность

Таблица 5. Биологические показатели экотоксичности почв, загрязненных ТМ

	Микробиологический показатель											
Показатели	Интенсивность разрушения целлюлозы				Оценка интенсивности разрушения целлюлозы				Эмиссия CO ₂			
Критерии	25% от контроля, пороговая концентрация «доза—эффект»											
Элементы	Pb	Zn	Cd	ΣMe	Pb	Zn	Cd	ΣMe	Pb	Zn	Cd	ΣMe
Почвы	дозы ТМ (кратность ОДК)				оценка				дозы ТМ (кратность ОДК)			
Дерново-подзолистая	2.5	4.2	2	7	Очень слабая	Слабая	Очень слабая	Слабая	4	3	2	2
Серая-лесная	10	9	9	4	Слабая				4	4	3	3
Чернозем выщелоченный	4	7	1.5	1					4	4	3	3
Каштановая	2	3.5	8	8	Очень слабая				3	3	3	3

загрязнения была очень слабой (от 7 до 9%). Благодаря высокой буферности чернозема токсическое действие ТМ на микробное сообщество проявлялось только при высоких уровнях их содержания.

В каштановой почве интенсивность разрушения целлюлозы была меньше, чем в других почвах. Ее оценивали как очень слабую в контроле, при загрязнении Zn в дозах 5–10 ОДК, Pb и Cd при всех уровнях загрязнения (в дозах 1–10 ОДК) и комплексном загрязнении в дозе 10 ОДК (от 2 до 10%). При всех остальных уровнях загрязнения Zn в дозе 1–3 ОДК и смесью ТМ в дозе 1–5 ОДК интенсивность разложения целлюлозы оценили как слабую (от 13 до 25%). Каштановая почва обладает меньшим природным плодородием и меньшей устойчивостью к загрязнению ТМ.

В нашем опыте небольшой положительный эффект малых доз загрязнения Pb, Cd и смесью металлов был выявлен во всех вариантах почв. Вероятно, это могло быть связано с тем, что небioфильные элементы, связываясь компонентами почвы, вытесняют из органо-минеральных комплексов биофильные элементы, улучшая тем самым питание растений.

Таким образом, для исследованных почв были определены критические уровни загрязнения, оказывающие негативное воздействие на микробиологическое сообщество. Максимальная биологическая активность была замечена в черноземе выщелоченном. Наименее устойчивой к загрязнению ТМ была каштановая почва, но следует отметить, что уровни загрязнения дерново-подзолистой почвы были в 2 раза ниже, остальных почв. Вероятно, для каштановой почвы нормативный уровень содержания ТМ должен быть меньше, чем для чернозема и серой лесной почвы. Черноземы наиболее устойчивы к загрязнению, вследствие высокой буферности, обусловленной большим содержанием органического вещества, тяжелосуглинистым

гранулометрическим составом и нейтральной реакции среды. Полученные данные позволяют расположить почвы по убыванию устойчивости к ТМ в следующий ряд: чернозем выщелоченный, серая лесная, каштановая, дерново-подзолистая почва.

Показатели функционирования почвенных микроорганизмов дали различные границы экотоксичности почв, загрязненных ТМ. Угнетение целлюлозной активности отмечено при более высоком уровне загрязнения почв, чем уменьшение показателя почвенного дыхания (табл. 5).

Следует отметить, что биологические показатели часто дают более высокие критические уровни содержания ТМ, чем разработанные санитарно-гигиенические ПДК, что зависит от устойчивости микробиоценоза и почв к загрязнению. Показали, что уровень фитотоксичности почв, определяемый разными авторами, также обычно выше, чем ПДК для сельскохозяйственных растений [5, 7, 22, 23, 30–35], поэтому свойства почв и устойчивость различных групп микроорганизмов необходимо учитывать при разработке нормативных показателей для почв различного функционального назначения и природопользования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

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. Исследованные почвы различались по гранулометрическому составу, кислотности и содержанию гумуса, наиболее высокое содержание гумуса и нейтральная реакция среды были характерны для серой лесной почвы и чернозема, поэтому концентрации ТМ, способные оказывать достоверное негативное воздействие

на почвенную микробиоту, выявлены при разных уровнях загрязнения дерново-подзолистой, серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой почв. По убыванию устойчивости к ТМ исследованные почвы можно расположить в ряд: чернозем выщелоченный, серая лесная, каштановая, дерново-подзолистая почва.

Результаты исследования показали, что токсичность соединений ТМ в значительной степени зависела от свойств почвы, что необходимо учитывать при разработке нормативных показателей почв различного функционального назначения и природопользования. Показатели функционирования почвенных микроорганизмов также дали различные границы экотоксичности почв, загрязненных ТМ. Угнетение целлюлозной активности отмечено при большем уровне загрязнения исследованных почв, чем ингибирование их дыхания.

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. 364 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. соврем. 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 // Environm. Sci. Pollut. Res. 2011. V. 18(6). P. 958–967.
14. Соколова А.В. Агрохимические методы исследования почв. 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. <https://doi.org/10.1134/S1064229310090073>
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. Волкова И.Н., Кондакова Г.В. Экологическое почвоведение: Лабораторные занятия для студентов-экологов (бакалавров): Метод. указ. Ярославль, ЯрГУ, 2002. 35 с.
19. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.
20. Сан ПиН 4266-87. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами.
21. Adriano D.C. Trace elements in the terrestrial environment. N.Y.: Springer-Verlag, 1986. 533 p.
22. Плеханова И.О., Золотарева О.А. Экологическое нормирование состояния почв, загрязненных тяжелыми металлами // Агрохимия. 2020. № 10. С. 79–88.
23. Плеханова И.О., Золотарева О.А. Оценка и нормирование экологического состояния почв, загрязненных тяжелыми металлами // Агрохимия. 2021. № 7. С. 83–94.
24. 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.
25. Schlesinger W.H., Andrews J.A. Soil respiration and global carbon cycle // Bioge-ochemistry. 2000. V. 48. P. 7–20.
26. Пряженникова О.Е. Целлюлозолитическая активность почв в условиях городской среды. Кемерово: Сибир. изд. группа, 2011. 141 с.
27. <https://murzim.ru/nauka/biologiya/mikrobiologiya/25518-analiz-fiziologicheskikh-grupp-bakteriy.html>
28. Кузина А.А. Целлюлозолитическая активность почв Черноморского побережья Кавказа в усло-

- виях химического загрязнения // Изв. Самар. НЦ РАН. 2016. Т. 18. № 2(2). С. 422–425.
29. Рылова Н.Г., Степун Н.Ф. Изменение целлюлазной активности почв в результате загрязнения тяжёлыми металлами // Вестн. Удмурт. ун-та. Сер. 6: Биология. Науки о Земле. 2005. № 10. С. 65–70.
 30. Плеханова И.О., Золотарева О.А., Тарасенко И.Д. Применение методов биотестирования при оценке экологического состояния почв // Вестн. МГУ. Сер. 17: Почвоведение. 2018. № 4. С. 36–46.
 31. Plekhanova I.O., Zolotareva O.A., Tarasenko I.D. Application of biotesting methods at assessment of ecological state of soils // Moscow Univ. Soil Sci. 2018. V. 73. № 4. P. 163–173.
 32. Плеханова И.О., Золотарева О.А., Тарасенко И.Д., Яковлев А.С. Оценка экотоксичности почв в условиях загрязнения тяжёлыми металлами // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1243–1258.
 33. Plekhanova I.O., Zolotareva O.A., Tarasenko I.D., Yakovlev A.S. Assessment of the ecotoxicity of soils contaminated with heavy metals // Euras. Soil Sci. 2019. V. 52. № 10. P. 1274–1288.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319100089>
 34. Яковлев А.С., Макаров О.А., Рыбальский Н.Г., Барсегян А.Г., Вавилова В.М., Гендугов В.М., Гладкова М.М., Глазунов Г.П., Долгинова В.А., Евдокимова М.В., Медведева О.Е., Муравьева Е.В., Плеханова И.О., Попечиц О.А., Рыбальский Н.Н., Самогесов Е.Д., Сизов А.П., Сладкопечев С.А., Соколин А.С., Терехова В.А., Титарев П.П., Шестакова М.В. Охрана почв и земель: коллект. монограф. М.: НИИ-Природа, 2015. 556 с.

Changes in the Cellulolytic Activity and Microbial Respiration of Soils of Different Types under Conditions of Contamination with Heavy Metals

O. A. Zolotareva^a, I. O. Plekhanov^{a,#}

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

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

It has been experimentally established that when soils are polluted with heavy metals, the boundary concentrations of metals above which signs of ecotoxicity are detected are different for the microbial community. Inhibition of respiration of the studied soils was observed at lower doses of Pb, Zn and Cd than enzymatic cellulase activity. Cd compounds and polyelement contamination conditions are the most toxic for microorganisms. Concentrations of heavy metals have been identified that can have a significant negative impact on the soil microbial community at different levels of contamination of sod-podzolic, gray forest, leached chernozem and chestnut soils. In descending order of resistance to TM, the studied soils can be arranged in the following row: leached chernozem (Luvic Chernozem) > grey forest (Eutric Retisol (Ochric)) > chestnut (Haplic Kastanozem) ≥ sod-podzolic (Eutric Albic Retisol (Ochric)).

Keywords: pollution, cellulase activity, ecotoxicity, rationing, soil respiration, Retisols, Luvisols. Chernozems, Kastanozems.