

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ КАК ФАКТОР ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПОЧВЕННЫЕ МИКРООРГАНИЗМЫ

В. Л. Самохвалова, А. И. Фатеев

ННЦ «Институт грунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського», м. Харків

ВАЖКІ МЕТАЛИ ЯК ФАКТОР ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ҐРУНТОВІ МІКРООРГАНІЗМИ

У польових умовах досліджено закономірності зміни біологічних властивостей ґрунтів в умовах поліелементного характеру забруднення важкими металами, які проявляються в інгібуванні основних показників біологічної активності ґрунтової системи. Показано, що на чорноземних ґрунтах реакція-відгук мікроорганізмів на дію важких металів виражається у відсутності в забрудненому ґрунті адаптивної здатності мікробного ценозу.

Ключові слова: біологічні властивості ґрунту, мікроорганізми, важкі метали, фітотоксичність, нітрифікаційна та целюлозолітична активність, актиномицети, гриби.

V. L. Samohvalova, A. I. Fateev

SRC «A. N. Sokolovsky' ISSA»

HEAVY METALS AS FACTOR OF TECHNOGENIC INFLUENCE ON THE SOILS MICROORGANISMS

The rules of changes of soils biological properties in the field environment were investigated. This investigations were made in conditions of the polyelemental pollution by the heavy metals. Metals that reveal themselves while inhibiting of the main biological activities indices of soil system. It was shown that the microbiological retaliatory reaction of microorganisms to heavy metals in chernozems soils being evaluated in absence of microbial coenosis adaptation in polluted soils.

Keywords: soils biological properties, microorganisms, heavy metals, phytotoxicity, nitrifying and cellulose destroying activity, actinomyces, soil fungi.

Известно, что почва является экологическим центром связей биосферы, в которой интенсивно протекает взаимодействие живой и неживой материи. На почве замыкаются процессы обмена веществ между земной корой, гидросферой, атмосферой, обитающими на суше организмами, важное место среди которых занимают почвенные микроорганизмы. Функционирование почвенного микробного ценоза в большой степени определяет биогеоценологические функции почвы (Микробиологические ..., 1997; Иерархическая ..., 1997). Микрофлора ризосферы играет специфическую роль в биологической активности почв и доступности питательных веществ. Она способна улучшать фосфатное питание растений (Lambert, Baker, Cole, 1979), влиять на потребление Zn, Cu и Sr растениями с участием микроорганизмов (Булавко, Наплекова, 1982; Евдокимова, Мозгова, 2000 и др.).

Многочисленные исследования показали, что антропогенная нагрузка на почвенную систему сопряжена с отрицательными последствиями, выражающимися не только в загрязнении почвы тяжелыми металлами (ТМ), но и включении металлов-токсикантов в трофические цепи при возможном одновременном усилении аккумулятивного эффекта загрязнителей. Исследователи, изучающие техногенное загрязнение почв ТМ, указывают на необходимость выявления реакции почвенных микроорганизмов на загрязнение. Микробиологические показатели в наибольшей степени подходят для ранней диагностики загрязнения почв (Lambert, Baker, Cole, 1979; Схема гигиенического ..., 1982; Гришко, Павлюкова, 1997 и др.). Поиск биологических индикаторов различных уровней загрязнения ТМ активно проводится по таким трем направлениям: поиск микробиологических показателей, определение уровня ферментативной активности, использование индикаторных культур биологических объектов.

Установлено, что при загрязнении почвы ТМ изменяется ее микробный ценоз, уменьшается активность микроорганизмов, а наибольший интерес представляют потенциально токсичные элементы – *Ni, Cu, Pb, Cd, Zn, Hg* (Bewley, Campbell, 1983; Кураков и др., 2000).

Актуальным является своевременное обнаружение изменения состояния биоты почвы и самой почвенной системы, влекущие за собой негативные последствия. Поэтому основной задачей при загрязнении почвы ТМ является поиск общих закономерностей функционирования почвенной биоты, обнаружение перехода количественных изменений в качественные, установление негативного характера этих изменений, что позволит корректно проводить диагностику уровней загрязнения ТМ почвы, вести поиск научных методов их оценки.

Установлено, что инактивация ферментной системы почвы снижает интенсивность процессов минерализации органического вещества, ведет к выраженной деградации почвенного плодородия (Иерархическая ..., 1997). Показательным критерием оценки техногенного загрязнения почв ТМ является ферментативная активность почв. Установлено, что ТМ ингибируют активность большинства почвенных ферментов – инвертазы, уреазы, каталазы, фосфатазы и других, играющих важную роль в биологических процессах в почве (Перцовская, Паникова, 1982; Колесников, Казеев, Вальков, 1999 и др.). Многочисленными исследованиями установлено также, что ТМ в значительной степени подавляют не только биохимическую активность почвенных микроорганизмов (Перцовская, 1982; Андреюк, Иутинская, 1997 и др.), но вызывают изменение их общей численности (Евдокимова, Мозгова, 2000). При этом отмечается снижение численности аммонифицирующих бактерий, некоторых споровых бактерий, актиномицетов (Bewley, Campbell, 1983). Относительно более высокая устойчивость характерна для целлюлозолитических бактерий в условиях техногенного прессинга (Булаво, Наплекова, 1982). Микрофлора почвы на загрязнение ТМ реагирует изменением состава активно функционирующих популяций, входящих в сообщество микроорганизмов. Однако вся совокупность населяющих почву микробных популяций обладает определенным гомеостатическим механизмом, обеспечивающим устойчивость их жизнедеятельности. Взаимосвязь между различными группами микроорганизмов осуществляется на основе потребления ресурсов питания, биохимических механизмов регуляции процессов разложения органического вещества. Потребности микроорганизмов в специфических источниках питания, факторах роста, микроэлементах делают их удобными объектами для использования в качестве биоиндикаторов загрязнения почв ТМ. Именно поэтому на изучении биологических свойств загрязненных черноземных почв Украины были сфокусированы наши исследования, которые носили комплексный характер: изучались основные эколого-трофические группы микроорганизмов, исследовался их таксономический состав, определялась общая биологическая активность почвы по интенсивности выделения диоксида углерода.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Трехлетние исследования биологических свойств почв при разном уровне загрязнения их ТМ проводились в полевых условиях. Объектами исследования были: чернозем оподзоленный тяжелосуглинистый на лессе (Левобережная Лесостепь, Харьковский район Харьковской обл.) и техногенно загрязненный чернозем обыкновенный (степь, зона действия завода «Укрцинк», г. Константиновка Донецкой обл.). Почвы стационарных опытов характеризуются следующими агрохимическими свойствами.

Чернозем оподзоленный. Гумус – 2,9 %; pH_{KCL} – 5,2; $Ca^{2+}_{обм}$ – 22,5 мэкв/100 г почвы; $N_{вал}$ – 0,24 %; $P_2O_5_{вал}$ – 0,12 %; $K_2O_{вал}$ – 2,77 %;

Чернозем обыкновенный. Гумус – 5,3 %; pH_{KCL} – 6,5; $Ca^{2+}_{обм}$ – 34,2 мэкв/100 г почвы; $N_{вал}$ – 0,27 %; $P_2O_5_{вал}$ – 0,13 %; $K_2O_{вал}$ – 2,3 %.

Моделльные опыты проводились в сосудах без дна (250×250×400). В опыте на черноземе оподзоленном моделировали различные уровни загрязнения почвы ТМ путем внесения эквивалентных количеств легкорастворимых солей *Cd, Pb, Ni, Cr*. Расчеты проводились исходя из превышения фонового содержания ТМ (*Cd* – 0,8 мг/кг; *Cr* –

56 мг/кг; *Ni* – 24 мг/кг; *Pb* – 10 мг/кг почвы) в пахотном слое почвы в 3, 5, 10 и 15 раз. Схема опыта включала 14 вариантов в трехкратной повторности. Биологическую активность почвы определяли диффузионным методом (Шарков, 1987), численность микроорганизмов, фитотоксичность, целлюлозолитическую и нитрификационную активность – в соответствии с общепринятыми методами в микробиологии (Звягинцев, 1980); ТМ – атомно-абсорбционным методом с использованием спектрофотометра С-115; подвижное органическое вещество – по Егорову. Статистическую обработку данных проводили по Доспехову с использованием корреляционного анализа. Проведение исследований в модельном опыте начато на второй год после загрязнения.

Чернозем обыкновенный тяжелосуглинистый с чрезвычайно опасным уровнем загрязнения ТМ был отобран в 1-км зоне от условного центра выбросов промышленного объекта. Содержание металлов, извлекаемых 1 н *HCl*, составило, мг/кг: *Zn* – 1250; *Cd* – 46,5; *Ni* – 15; *Fe* – 685; *Co* – 5,5; *Mn* – 800; *Pb* – 2100; *Cu* – 275; *Cr* – 14, а ацетатно-аммонийным буферным раствором с *pH* = 4,8 соответственно: 625; 6,3; 3,5; 850; *Co* – вне пределов обнаружения; 69; 30; 2,5 мг/кг почвы.

Почва контрольного варианта была отобрана в 12-км зоне от источника загрязнения и характеризовалась следующим содержанием ТМ, извлекаемых 1 н *HCl* (мг/кг почвы): *Zn* – 22,5; *Cd* – 0,5; *Ni* – 15; *Fe* – 525; *Co* – 6,5; *Mn* – 270; *Pb* – 17; *Cu* – 5,7; *Cr* – 10, ацетатно-аммонийным буферным раствором с *pH* 4,8 содержание ТМ составило соответственно: 1,6; 0,4; 0,1; 9; *Co* – вне пределов обнаружения; 2,5; 4,5; 0,5; 5 мг/кг почвы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В проведенных экспериментах исследовалось влияние уровней загрязнения почвы ТМ на ее биологическую активность (табл.1). Обнаружено, что численность нитрификаторов в загрязненной почве уменьшилась в два–четыре раза в зависимости от вида металла-загрязнителя. Наибольшее снижение наблюдалось под влиянием *Cd*. По уровню воздействия металлов на нитрификационную активность почвы металлы следует расположить в ряд:

$$Cd > Ni > Pb > Cr.$$

При этом токсическое действие *Cd* и *Ni* снижалось во времени, а *Pb* и *Cr* – увеличивалось. Очевидно, это связано с особенностями взаимодействия металлов с почвенными микроорганизмами, адаптацией последних к *Cd* и *Ni*, увеличением поступления металлов-загрязнителей в почвенный раствор. Данное предположение подтверждается и на третий год исследований при анализе биологической активности почвы (табл. 1), что свидетельствует об устойчивом характере проявления ответных реакций микробного ценоза на полиэлементное загрязнение почвы ТМ. Так, при минимальном уровне загрязнения *Cd* выделение *CO*₂ уменьшилось на 45 % в первый и на 56 % во второй срок определения при загрязнении *Pb* на 27 % и 33 % соответственно. Превышение содержания *Ni* в 5 раз выше фона снижало выделение *CO*₂ на 11 % и 13 %, а загрязнение почвы *Cr* снизило выделение *CO*₂ соответственно на 17 % и 20 %. Результаты исследований некоторых авторов свидетельствуют о том, что со временем микрофлора адаптируется к загрязнителям и подавления их жизнедеятельности не наблюдается (Lambert, Baker, Cole, 1979; Булавко, Наплекова, 1982). Однако полученные нами данные трехлетних исследований показали, что адаптация микроорганизмов на третий год исследований произошла только при минимальном уровне загрязнения – $NPK_{(60)} + Cd_3Pb_3Ni_3Cr_3$ (табл. 1). Биологическая активность в этом варианте опыта – на уровне фона, количество выделенного *CO*₂ – на 5 и 9 мг/м²·ч больше. Таким образом, снижение продуцирования двуокси углерода, являясь интегральным биологическим показателем, характеризует общую биологическую активность почвы и указывает на существующие кризисные явления в почвенной системе.

При изучении суммарного действия ТМ (*Cd*, *Pb*, *Ni*, *Cr*) в полевых условиях было обнаружено снижение целлюлозолитической активности почвы. Так, при загрязнении *Cd*, *Pb*, *Ni* целлюлозолитическая активность почвы достигает 44–54 %, а при поступлении *Cr* в количестве, превышающем фоновый уровень его содержания в почве в 15 раз, она составляет 22 % по сравнению с 66 % на контроле (табл. 1). Таким

образом, по уровню токсического воздействия на тест-показатель изученные ТМ следует расположить в следующий ряд:

$$Cr > Cd > Ni > Pb.$$

Таблица 1

Влияние различных уровней загрязнения на биологическую активность почвы

Варианты опыта	Фитотоксичность, % к фону		Нитрификаторы, млн/г		Нитрификационная активность, % к фону		Целлюлозная активность, %	Скорость выделения CO ₂ , мг/м ² ·ч	
	I срок	II срок	I срок	II срок	I срок	II срок		I срок	II срок
НПК (60)-фон	–	–	1280	500	–	–	–	240,2	180,3
Фон + Cd ₃ Pb ₃ Ni ₃ Cr ₃	–	–	1160	740	–	–	66	245,6	189,4
Фон + Cd ₃ Pb ₃ Ni ₃ Cr ₃	18,9	16	580	213	50	30	53	132	79,2
Фон + Cd ₁₀ Pb ₃ Ni ₃ Cr ₃	19	19	580	213	50	27	51	–	–
Фон + Cd ₁₅ Pb ₃ Ni ₃ Cr ₃	22	24	–	–	–	–	51	–	–
Фон + Pb ₅ Cd ₃ Ni ₃ Cr ₃	45	43	260	147	22	19	47	174,8	122
Фон + Pb ₁₀ Cd ₃ Ni ₃ Cr ₃	19	22	760	147	65	19	44	–	–
Фон + Pb ₁₅ Cd ₃ Ni ₃ Cr ₃	19	24	–	–	–	–	55	–	–
Фон + Ni ₅ Cd ₃ Pb ₃ Cr ₃	37	33	340	67	29	8	50	214,4	157,2
Фон + Ni ₁₀ Cd ₃ Pb ₃ Cr ₃	16	21	520	113	45	16	47	–	–
Фон + Ni ₁₅ Cd ₃ Pb ₃ Cr ₃	22	24	–	–	–	–	45	–	–
Фон + Cr ₅ Cd ₃ Pb ₃ Ni ₅	38	36	320	100	28	14	46	201,2	144
Фон + Cr ₁₀ Cd ₃ Pb ₃ Ni ₅	28	27,4	460	80	40	11	48	–	–
Фон + Cr ₁₅ Cd ₃ Pb ₃ Ni ₅	59	52	–	–	–	–	22	–	–

В опыте на техногенно загрязненном черноземе обыкновенном с чрезвычайно опасным уровнем загрязнения ТМ (суммарный показатель загрязнения ТМ – $Z_{C(НС)} = 643$ (8), $Z_{C(буф. р-р)} = 2478,5$ (6)) наблюдалось изменение численности микроорганизмов, усваивающих органический азот (что, очевидно, связано с увеличением содержания лабильного органического вещества почвенной системы в условиях техногенного загрязнения ТМ), снижением количества микроорганизмов (бактерии, актиномицеты), потребляющих минеральный азот, снижением содержания грибов (табл. 2). Последнее находит свое объяснение в том, что избыток содержания в почве ТМ (*Cd*, *Pb*, *Ni*, *Cr*) влияет на процессы трансформации азота, снижение активности и количества нитрификаторов, следствием чего явилось замедление процессов разложения в почве азотсодержащих веществ и снижение использования минеральной формы азота.

Ранее нами установлено (Богачова, 1996; Samokhvalova, Fateev, 2001), что влияние фактора загрязнения почвы ТМ на растения агроценозов отражается соответственно на их биологическом азотонакоплении и урожае. Вопрос азотонакопления бобовыми культурами в условиях загрязнения почв ТМ до сих пор до конца не выяснен, не разработано и единых общепринятых методов определения размера азотфиксации бобовыми. В основе всех существующих методов лежит разностный принцип. Условно все известные методы определения размеров азотфиксации следует разделить на следующие: а) метод баланса; б) инокуляции; в) использования ¹⁵N; г) сравнения бобовых культур со злаковыми (по выносу азота), близкими по длине вегетационного периода и требованиям к свойствам почвы. Последний метод использовался в наших исследованиях азотфиксации клубеньковыми бактериями. Установлено,

что в качестве основного критерия азотфиксации следует избрать, по нашему мнению, уровень урожайности и содержания азота в бобовых растениях, которые выращены на незагрязненных территориях с дальнейшим сравнительным анализом активности симбиотической азотфиксации в условиях загрязнения. Именно такой подход обеспечивает корректное определение активности клубеньковых бактерий и биологического потенциала азотфиксации.

Таблица 2

Влияние уровня загрязнения тяжелыми металлами чернозема обыкновенного на численность микроорганизмов

Загрязнение	Микроорганизмы, усваивающие азот, млн /г				Грибы, тыс/г	Всего		Подвижное органическое вещество (С), %
	Органический	Минеральный				эвтрофы, млн/г	олиготрофы, млн/г	
		Бактерии	Актиномицеты	Всего				
Допустимое	2,78	10,9	3,62	14,5	26,6	17,3	14,9	0,09
Чрезвычайно опасное	3,11	7,13	5,62	12,8	14,9	15,9	34,6	0,15
НСР _{0,05}	2,03	4,1	2,3		2,1	3,0	2,5	0,05

Учитывая то, что симбиотическая азотфиксация не является лимитирующим фактором в азотном питании бобовых культур, при загрязнении почв ТМ происходит уменьшение содержания азота в почве, что приводит к ускорению адаптации бобовых растений к условиям загрязнения почвы и переходу на молекулярный тип азотного питания, но с дальнейшим уменьшением его уровня под действием ТМ. Подтверждением служат результаты проведенных модельных исследований (рис. 1) разного уровня и характера загрязнения ТМ, которые свидетельствуют об уменьшении количества клубеньков на корнях бобовых культур (визуальный показатель), снижении симбиотической азотфиксации (расчетный показатель). Данные показатели предложены нами к использованию в разработанном способе оценки токсичности ТМ в системе почва – растение (Фатеев, Самохвалова, 2004).

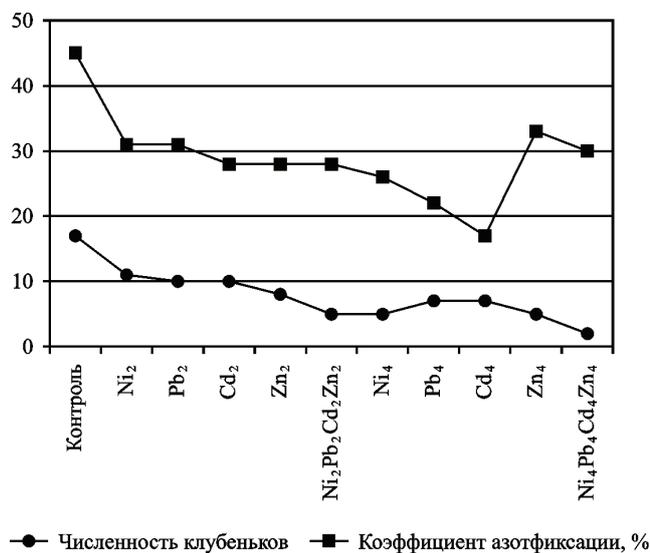


Рис. 1. Индикаторные показатели функционирования симбиотической системы при разных уровнях и характере загрязнения почвы ТМ

Иллюстрацией ингибирующего действия ТМ на симбиотическую систему также служит корневая система гороха (*Pisum sativum var. commune*), выросшего на техногенно загрязненной почве. В фазу цветения на корнях отсутствовали клубеньки, корневая шейка была гипертрофированна (рис. 2), что свидетельствует о токсическом действии ТМ на клубеньковые бактерии ризосферы гороха, о нарушении процессов азотфиксации в условиях полиэлементного загрязнения почвы ТМ. Такой характер ответной реакции является результатом высокой чувствительности к стрессовым ситуациям микроорганизмов, участвующих в процессе симбиотической азотфиксации.

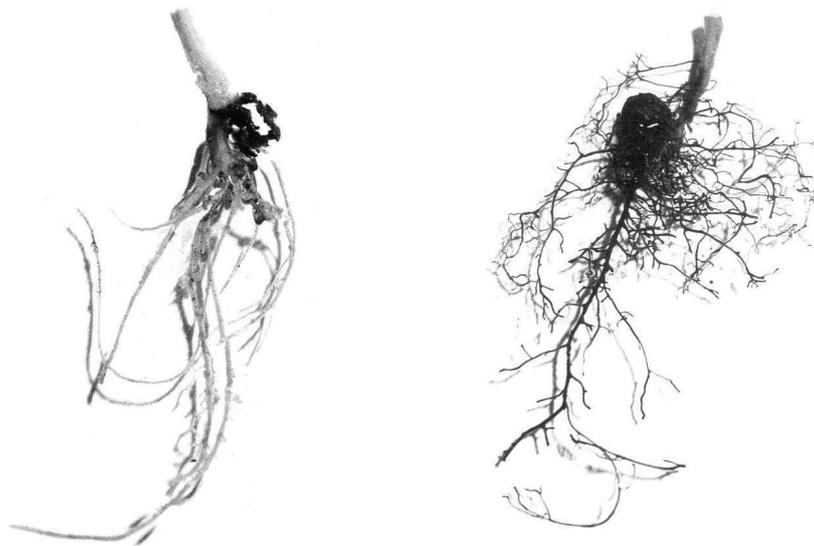


Рис. 2. Корневая система гороха (*Pisum sativum var. commune*): при отсутствии загрязнения (слева) и техногенном загрязнении почвы ТМ (справа)

При изучении фитотоксичности ТМ в опыте с суданской травой (*Sorghum vulgare sudanense*) наблюдалось заметное увеличение данного показателя при условии полиэлементного характера загрязнения на уровнях в 5–10–15 раз превышающих природный фон содержания ТМ в почве. При загрязнении *Cd* фитотоксичность увеличивалась от 19 % до 24 %; *Pb* – от 19 % до 45 %; *Ni* – от 16 % до 37 %; *Cr* – от 28 % до 60 % (табл. 1). Загрязнение черноземных почв ТМ приводит, по-видимому, и к развитию микроорганизмов, обладающих некоторой устойчивостью к загрязнению ТМ, что сказывалось на прорастании семян и развитии проростков растений в онтогенезе.

Изучение трофических групп (эвтрофы и олиготрофы) почвенных микроорганизмов позволило обнаружить ряд фактов, которые помогают понять некоторые негативные аспекты загрязняющего действия ТМ на почвенную систему. В качестве общей закономерности отмечалось сокращение численности эвтрофов и увеличение олиготрофов при чрезвычайно опасном уровне загрязнении черноземов ТМ (табл. 2), что свидетельствует о снижении минерализации органического вещества почвы, ухудшении питательного режима почвы.

В условиях чрезвычайно опасного уровня загрязнения ТМ черноземных почв, видимо, активизируется комплекс микроорганизмов, связанных с трансформацией органических азотсодержащих соединений, высвобождается азот, увеличивается подвижность органического вещества почвы, увеличивается количество микроорганизмов, усваивающих органический азот. Затем происходит перераспределение трофических групп микроорганизмов, после чего снижается интенсивность процессов минерализации, что в конечном итоге влияет на почвенное плодородие.

В опыте установлена высокая чувствительность грибов к избытку ТМ, что проявилось в снижении их содержания, и находит свое объяснение в нейтрализующем эффекте органических кислот, которые выделяются грибами в процессе их жизнедеятельности. Влияние загрязнения почвы ТМ на эвтрофы, олиготрофы и грибы почвы свидетельствует о возможном воздействии ТМ на процессы трансформации углерода в микробном ценозе почвы черноземного типа. Изучение последнего позволило констатировать, что действие фактора загрязнения ТМ на почвенную систему проявляется прежде всего на микробный ценоз высокобуферных почв. Последние обладают мощным аккумулялирующим свойством по отношению к загрязнению ТМ. Однако при этом сохраняется потенциальная опасность концентрации и высвобождения ТМ, включения их в естественный круговорот элементов. Это обстоятельство не только усиливает действие ТМ через почву на растения, животных, человека, в различной степени может изменять и свойства самой почвенной системы.

Изучение последствий загрязнения почвы ТМ, проявлений токсических процессов, определение допустимых техногенных нагрузок на почвенную систему, выяснение нормы функционирования и самоочищающей способности почвы является сложной методологической проблемой современности. Основой в приближении к решению проблемы является системный и системологические подходы. Последние позволяют учесть взаимосвязь составляющих компонентов, факторов влияния в системе, характер взаимодействия фактора загрязнения ТМ как токсического фактора с микробным ценозом и почвой как биосферной системой.

ВЫВОДЫ

1. Изучены некоторые общие закономерности изменения свойств почвенной биоты, вызванные полиэлементным характером загрязнения ТМ, что выразилось в ингибировании деятельности отдельных групп микроорганизмов (нитрификаторы, актиномицеты, грибы, целлюлозолитические бактерии) чернозема обыкновенного с чрезвычайно опасным уровнем загрязнения. Возможным механизмом негативного воздействия ТМ является влияние их на функционирование углеродного цикла в почве.

2. Установлено, что изменение содержания ТМ в черноземной почве до чрезвычайно опасных уровней загрязнения приводило к перераспределению отдельных групп микробного сообщества почвы (олиготрофы, эвтрофы), характер которого зависит от уровней загрязнения. Преимущественное развитие в загрязненных ТМ черноземных почвах получают микроорганизмы, которые, по-видимому, являются резистентными к действию ТМ, а типичная для незагрязненных почв микробиота ингибируется.

3. Исследовано, что чувствительными критериями для индикации загрязнения на начальных стадиях черноземных почв ТМ (*Cd*, *Pb*, *Ni*, *Cr*) являются следующие биологические показатели: активность функционирования симбиотической системы, активность выделения двуокси углерода, целлюлозолитическая и нитрификационная активность, количество нитрификаторов, актиномицетов и грибов.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

Богачова В. Л. Вплив техногенного забруднення ґрунту важкими металами на елементи його родючості, урожай та якість сільськогосподарських культур: Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук. – Х., 1996. – 28 с.

Булавко Г. И., Наплекова Н. Н. Влияние различных соединений свинца на биологическую активность почв // Изв. Сиб. отд. АН СССР. Сер. биол. науки. – 1982. – Вып. 2, № 10. – С. 36-39.

Гришко В. Н., Павлюкова Н. Ф. Действие газообразных промышленных выбросов на микробноценозы почв // Почвоведение. – 1997. – № 2. – С. 254-260.

Евдокимова Г. А., Мозгова Н. П. Влияние выбросов предприятий цветной металлургии на почву в условиях модельного опыта // Почвоведение. – 2000. – № 5. – С. 630-638.

Звягинцев Д. Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. – М.: МГУ, 1980. – С. 244-246.

- Иерархическая** система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами / Е. И. Андреев, Г. А. Иутинская и др. // Почвоведение. – 1997. – № 12. – С. 1491-1496.
- Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф.** Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микробную систему чернозема // Почвоведение. – 1999. – № 3. – С. 193-201.
- Кураков А. В., Звягинцев Д. Г., Филлип З.** Изменение комплекса гетеротрофных микроорганизмов при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом // Почвоведение. – 2000. – № 12. – С. 1448-1456.
- Микробиологические** и биохимические показатели загрязнения свинцом дерново-подзолистой почвы / Д. Г. Звягинцев, А. В. Кураков и др. // Почвоведение. – 1997. – № 9. – С. 1124-1131.
- Панникова Е. Л., Перцовская А. Ф.** Микроорганизмы как компонент биогеоценоза. – Алма-Ата, 1982. – С. 103-106.
- Схема** гигиенического нормирования тяжелых металлов в почве / А. Ф. Перцовская, Е. Л. Паникова, Г. И. Булавко, Н. Н. Наплекова // Химия в сельском хозяйстве. – 1982. – № 3. – С. 12-14.
- Фатеев А. И., Самохвалова В. Л.** Спосіб оцінки токсичної дії важких металів. – ДП № 69953, 7G 01 N 33/24, A01 G 7/00, 15.09.04; Бюл. № 9.
- Шарков И. Н.** Сравнительная характеристика двух модификаций абсорбционного метода определения дыхания почвы // Почвоведение. – 1987. – № 10. – С.153-157.
- Bewley R. J. F., Campbell R.** Influence of Zn, Pb, Cd pollutants on the microflora of Hawthorn leaves // Microbiol. Ecol. J. – 1983. – Vol. 6. – P. 227-240.
- Lambert D. H., Baker D. E., Cole H. Jr.** The role of mycorrhizae in the interactions of P with Zn, Cu and other elements // Soil Sci. Soc. Am. J. – 1979. – Vol. 43. – P. 976-980.
- Samokhvalova V. L., Fateev A. I.** Assessment of the quality of Contaminated Soils and Sites in Central and Eastern European Countries (CEEC) and New Independent States (NIS) // International Workshop on Cotaminated Soils and Sites. – Sofia, Bulgaria, 2001. – P. 250.

Надійшла до редколегії 25.10.05