

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И РАДИОНУКЛИДАМИ: МОНИТОРИНГ И ПРИЕМЫ СНИЖЕНИЯ ЭКОТОКСИЧНОСТИ

В.А. ДУБОВИК

Рассмотрено эколого-токсикологическое состояние и классификация почв по содержанию химических элементов. Проанализировано загрязнение почв Тамбовской области и сопредельных территорий радионуклидами и тяжелыми металлами, приведены способы их детоксикации.

Ключевые слова: почва, радиоактивные вещества, тяжелые металлы, удобрения, ртуть, свинец, кадмий.

Keywords: soil, radioactive material, heavy metals, fertilizers, mercury, lead, cadmium.

Антропогенная деятельность играет определяющую роль в деградации современных ландшафтов. Ее последствия выражаются в нарушении и уничтожении растительности, почвенного покрова, загрязнении почвы, воздуха, воды промышленными отходами, радионуклидами, пестицидами, ядохимикатами (1, 2). В условиях интенсивной техногенной нагрузки на окружающую среду проблемы химического загрязнения почв токсикантами различной природы и происхождения актуальны и имеют важное теоретическое и практическое значение.

Почва — начальное звено пищевой цепи, где накапливаются все поллютанты. Растения играют роль промежуточного звена, через которое химические токсиканты (тяжелые металлы — ТМ, радионуклиды) из почвы попадают в организм животных и человека. Почва служит основным источником химических веществ, поступающих через растения в организм животных и человека, поэтому без учета количества и доступности содержащихся в ней макро- и микроэлементов невозможно дать теоретическое обоснование рекомендаций по дифференцированному применению микроудобрений под культуры. В этой связи исследование содержания и форм соединений химических элементов в конкретных почвенно-климатических условиях, изучение путей их миграции в ландшафтах, круговорота в системе почва—растение составляет одну из важнейших задач агрономической химии.

Эколого-токсикологическое состояние и классификация почв по содержанию химических элементов. По данным метеорологического центра «Восток», загрязнение территории России свинцом и кадмием от других стран более чем в 10 раз превышает загрязнения этих стран поллютантами от российских источников, что обусловлено доминированием западно-восточного переноса воздушных масс. На европейской территории России (ЕТР) выпадение свинца от источников из Украины ежегодно составляет около 1100 т, из Польши и Беларуси — 180-190 т, Германии — более 130 т; по кадмию этот показатель для объектов из Украины ежегодно превышает 40 т, из Польши — равняется почти 9 т, Беларуси — 7 т, Германии — более 5 т (2, 3).

Эколого-токсикологическая оценка почв сельскохозяйственных угодий на содержание ТМ, остаточных количеств пестицидов, нитратов и других токсикантов проведена агрохимической службой Минсельхоза на площади 40 млн га, в том числе по тяжелым металлам — на 31,1 млн га. Данные свидетельствуют, что загрязнение почв остаточными количествами пестицидов в целом остается на опасном уровне, что связано с многочисленными нарушениями санитарных и природоохранных требований при применении, транспортировке и хранении пестицидов. Выявлено 1,4 млн га

земель сельскохозяйственного назначения, загрязненных ТМ: доля земель, загрязненных элементами 1-го класса опасности, составляет около 2 %, из элементов 2-го класса опасности лидирует медь (3,8 %).

В целом по России среднее содержание всех определяемых ТМ не превышает 0,5 ПДК (ОДК) (соответственно предельно допустимые и ориентировочно допустимые концентрации) валовых форм ТМ в почвах, однако коэффициент вариации по отдельным элементам находится в пределах 69-93 %, за исключением кадмия, для которого он достигает 132 %. Среднее содержание свинца в песчаных и супесчаных почвах равняется 6,75 мг/кг. Количество меди, цинка, кадмия находится в пределах 0,5-1,0 ОДК. Ежегодно 1 м² поверхности почвы поглощает около 6 кг химических веществ (свинец, кадмий, мышьяк, медь, цинк, оксиды углерода, азота). Доля почв с загрязнением тяжелыми металлами в среднем по России на 1 января 2000 года составляет для хрома — 1,3, мышьяка — 1,2, никеля — 0,8 и свинца — 0,7 % площади (4).

А.Л. Иванов (5) сообщает, что в общем загрязнении доля ТМ антропогенного происхождения составляет 70-95 %. Зоны распространения техногенных выбросов вокруг промышленных комплексов охватывают 18 млн га, в том числе площадь почвенного покрова около 3,6 млн га (или 22 % от площади, обрабатываемой в 2000 году). Выявлено загрязнение почвы пестицидами в 4,2 % случаев, загрязнение водных источников хозяйственно-бытового назначения — в 0,8 и водных стоков с сельскохозяйственных угодий — в 0,2 % случаев. Загрязнение урожая остатками пестицидов отмечается на 0,5 % обрабатываемых посевов. Центральная Черноземная зона, в том числе Тамбовская область, относится к зонам с высокой степенью загрязнения пестицидами.

Ртуть, свинец, кадмий распространены практически повсеместно. В любых дозах они чужеродны для организма животных и человека и при превышении ПДК приводят к разнообразным метаболическим отклонениям. Свинец и кадмий плохо выводятся из организма теплокровных. Они способны аккумулироваться в тканях у животных и человека, вызывая нарушения сердечно-сосудистой деятельности, канцерогенез и др. У человека потребление 10 мг кадмия сопровождается признаками отравления. По обобщенным данным А. Кабата с соавт. (6), токсичное содержание свинца в растениях находится в пределах 30-300 мг/кг. Токсичное содержание свинца в травах, приводящее к снижению урожайности на 50 %, составляет более 60 мг/кг (7).

По степени опасности тяжелые металлы подразделяются на три класса: 1-й — высокоопасные (Pb, Zn, Cd, As, Se, F, Hg), 2-й — умеренно опасные (B, Co, Ni, Mo, Cu, Cr), 3-й — малоопасные (Ba, V, W, Mn, Sr). Наиболее вероятными загрязнителями окружающей среды Ю.В. Алексеев (8) считает Pb, Zn, Cd, Cu, так как они широко используются в промышленности и на транспорте. Считается, что 60 % загрязнения природной среды свинцом происходит при сжигании бензина и 22 % — при производстве цветных металлов; 11 % общего выброса свинца приходится на производство железа, стали и ферросплавов. Содержание кадмия в почве ниже 1 мг/кг, но может достигать 700 мг/кг. Количество кадмия, который присутствует в почве как геохимический спутник цинка, в 900 раз ниже, чем у последнего. Значительная часть кадмия попадает в почву и водные объекты из атмосферы с осадками.

Среди источников возможного техногенного загрязнения почв и растений ТМ рассматриваются минеральные и известковые удобрения, из которых наибольшее количество ТМ характерно для фосфорных удобрений. Данные М.М. Овчаренко (9) свидетельствуют, что содержание свинца в

различных фосфорных удобрениях колеблется в пределах 5,8-26,4 мг/кг, кадмия — 0,4-2,7 мг/кг, меди — 6,0-40 мг/кг, не превышая фоновых значений этого показателя в почвах. Содержание перечисленных элементов в азотных и калийных удобрениях также не выше фонового, поэтому опасность загрязнения почв тяжелыми металлами из удобрений крайне мала. В связи с оценкой удобрений как потенциальных источников загрязнения ТМ следует отметить, что содержание последних в почве (особенно валовой формы мышьяка, подвижных соединений свинца, цинка, никеля, хрома, марганца, железа) увеличивается при средней обеспеченности плодородия. При повышенном уровне плодородия эти различия сокращаются по мышьяку, ртути, наблюдается снижение количества никеля, хрома, стронция, железа и стабилизация — кадмия, цинка, меди, кобальта, марганца. Следовательно, научно обоснованное применение удобрений не приводит к заметному изменению количественного и качественного состава химических элементов в почве, который, очевидно, наследуется от материнских пород и изменяется под действием факторов почвообразования. По нашим данным, при комплексном внесении кальцийсодержащих соединений на фоне органоминеральной системы удобрения отмечается слабая тенденция к накоплению цинка, никеля, свинца и кадмия. Кальцийсодержащие мелиоранты достаточно сильно модифицируют плодородие почвы, несколько повышая запасы микроэлементов и снижая подвижность таких металлов, как мышьяк, кадмий, медь, цинк. Внесение в запас высоких доз минеральных туков с экологической точки зрения нецелесообразно вследствие снижения мобильности микроэлементов и незначительного повышения содержания тяжелых металлов в почве под воздействием удобрений. Органические удобрения, мелиорант цеолит, внесенные с различными агрохимическими средствами, дополняют, но не изменяют естественный фон химических элементов в черноземе.

Анализ содержания тяжелых металлов в удобрениях необходим для оценки их фактического поступления в почву со средствами химизации. Данные о содержании ТМ в удобрениях и почвах (табл. 1) свидетельствуют, что на черноземе обыкновенном используемые туки не изменяют заметным образом природных значений этого показателя и не представляют опасности с точки зрения загрязнения почв. При высокой буферности и нейтральной реакции такой почвы проявился механизм регулирования доступности соединений тяжелых металлов, отмеченный другими исследователями. Сельскохозяйственная продукция, полученная в условиях применения представленных агрохимических средств, экологически безопасна.

1. Содержание (мг/кг) тяжелых металлов в удобрениях и мелиорантах

Удобрение, мелиорант	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
Аммиачная селитра (цит. по 9)	14,4	8,8	8,3	< 0,1	< 0,10
Двойной суперфосфат (цит. по 9)	9,6	7,2	Не обнаружен	9,1	0,80
Калийная соль (цит. по 9)	7,3	12,7	21,3	13,3	Не обнаружен
Азофоска (цит. по 9)	137,8	117,0	37,3	10,0	3,00
Навоз (зольность 19,5 %) (цит. по 10)	121,7	19,8	6,5	3,3	0,20
Фосфогипс (Сд)	11,1	7,7	Не обнаружен	5,8	0,45
Карбонат кальция (Сд)	24,2	17,5	12,4	9,1	1,45
Дефекат (Сд)	9,4	7,2	3,1	8,4	0,30
Цеолит (цит. по 11)	4,5	3,6	—	0,1	0,19

Пр и м е ч а н и е. Сд — собственные данные; прочерк означает отсутствие данных.

При эколого-токсикологической оценке черноземов в качестве ПДК для подвижных форм свинца, цинка, кадмия целесообразно использовать значения, при которых происходит загрязнение продукции наименее толерантных сельскохозяйственных культур, — для подвижных форм свинца, цинка и кадмия соответственно 19; 74 и 0,7 мг/кг.

Попадая в почву в результате антропогенного загрязнения, большие количества ТМ влияют на ее биологические, химические и физические свойства, оказывают прямое воздействие на растения. Поступая в них из почвы и нарушая обмен веществ, ТМ снижают продуктивность растений и качество растениеводческой продукции. Однако, по мнению В.Ф. Валькова (12), такие свойства чернозема обыкновенного, как высокое содержание гумуса, нейтральная среда, способствуют переводу ТМ в неподвижные и нетоксичные для растений формы, и даже при значительном загрязнении чернозема их фитотоксичность часто не проявляется.

Формирование химического состава черноземных почв протекает при непромывном водном режиме на фоне ослабленного выщелачивания микроэлементов в условиях усиления формирования гумуса за счет травянистой растительности. В результате почвообразования в гумусовом горизонте всех подтипов чернозема марганец, медь, титан, цирконий, барий, бор, йод, молибден, подвижные соединения марганца, цинка, меди, кобальта, бора, йода, молибдена накапливаются в разной степени (относительно почвообразующих пород). Здесь же накапливается сера, фосфор, но выносятся стронций, осаждаясь в карбонатных горизонтах.

Для оподзоленных черноземов характерно совмещение процесса интенсивного накопления гумуса и слабой элювиально-иллювиальной дифференциации почвенного профиля. Это приводит к выносу из гумусового горизонта хрома, ванадия, никеля, стронция и их накоплению в иллювиальном горизонте, что связано с обеднением верхней части профиля этого подтипа чернозема монтмориллонитом и оксидами железа и алюминия.

Выщелоченные и оподзоленные черноземы сформировались на однородных породах и в одинаковых условиях увлажнения, они характеризуются сходством режима микроэлементов. В профиле также улавливаются черты элювиально-иллювиальной дифференциации в содержании хрома, ванадия, стронция, связанной с небольшим накоплением ила и полуторных оксидов железа и алюминия в иллювиальном горизонте за счет лессиважа и оглинивания.

В черноземах типичных формирование химического состава почвы протекает в оптимальных условиях образования и накопления гумуса при слабом разрушении ее минеральной части, что обуславливает слабую выраженность внутрипрофильного перераспределения элементов. Как правило, в горизонте А этих почв активно аккумулируется йод, марганец, молибден, медь, из макроэлементов — сера, фосфор, в меньшей степени другие химические элементы (за исключением стронция). Для чернозема обыкновенного, сформированного в условиях более сухого климата при отсутствии сквозного промачивания (чаще в щелочной среде), характерно более интенсивное накопление в гумусовом горизонте никеля, цинка, кобальта, титана, бериллия, молибдена, подвижных соединений бора, кобальта, в карбонатных горизонтах — стронция.

Для оценки состояния почв необходимо знать валовое содержание макро- и микроэлементов в почвенном профиле и материнской породе, включая степень их подвижности, то есть долю подвижных форм от неподвижных. Не менее важно сравнение с содержанием элементов в почвах фоновых территорий. В Центральном Черноземье показатели для Стрелецкой, Каменной и Хрипунской степей, не подвергшихся антропогенным воздействиям, могут быть приняты за фоновые для соответствующего почвенно-геоморфологического района (13).

В лугово-черноземных почвах наряду с процессами биогенной аккумуляции вовлекаются еще и ванадий, никель, цинк, кобальт, бериллий. Большая часть тяжелых металлов связана с фульвокислотами, меньшая —

с гуминовыми кислотами, и накопление этих элементов в гумусовом горизонте, скорее всего, обусловлено активной деятельностью микроорганизмов. Непрочно связанные с гумусом, легкоподвижные магний и стронций перемешаются и накапливаются в карбонатном горизонте, который служит геохимическим барьером не только для этих элементов, но и для активных водных мигрантов — кальция, йода, бора, кобальта, никеля (2, 3).

По степени аккумуляции в пахотном слое чернозема обыкновенного подвижные формы химических элементов формируют следующий ряд: марганец > стронций > железо > бор > свинец > никель > хром > цинк > кадмий > медь > кобальт > молибден. К элементам — лидерам биогенной аккумуляции относятся марганец (73,5-83,0 мг/кг) и стронций (51,0 мг/кг). Низкое содержание в агрогенном слое почвы цинка (0,7 мг/кг), меди (0,15 мг/кг), кобальта (0,10-0,20 мг/кг), молибдена (0,09-0,10 мг/кг) позволяет отнести их к факторам, лимитирующим урожайность культур.

Р а д и а ц и о н н о е з а г р я з н е н и е. В результате аварии на Чернобыльской АЭС по состоянию на 1 января 1997 года 11,8 % (или 3603,6 тыс. га) сельскохозяйственных угодий загрязнены ^{137}Cs . Содержание ^{90}Sr в почвах реперных участков в субъектах Российской Федерации колеблется в пределах 1,0-39,8 Бк/кг. По сравнению с 1984 годом в почвах сельскохозяйственных угодий России среднее содержание ^{90}Sr практически не изменилось, только на некоторых территориях обнаружены участки, в почвах которых оно на порядок выше среднего. Динамика показателей радиоактивности почв свидетельствует о том, что мощность экспозиционной дозы и удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в настоящее время снизились более чем в 2 раза по сравнению с 1986 годом (14). По данным А.Н. Ратникова с соавт. (15), площадь загрязнения ^{137}Cs более 1 Ки/км² в Воронежской области составляет 1320 км² при плотности загрязнения 1-5 Ки/км².

Наиболее опасными экотоксикантами считаются искусственные и естественные радионуклиды как неуправляемые и, как правило, консервативные поллютанты. Поведение радионуклидов в почве связано с поведением ТМ в силу определенной близости свойств как катионов. Это проявляется в их сорбционных взаимодействиях, низкой миграционной способности и характере распределения по почвенному профилю. Однако существуют и значительные различия в биологическом действии и экотоксикологических эффектах радионуклидов и ТМ. Масса радионуклидов, составляющая реальную опасность, на много порядков ниже массы ТМ, создающей опасный уровень загрязнений. Например, количество ^{90}Sr , обеспечивающее радиоактивность 1 Ки/км², составляет всего 7 мг, в то время как нижний предел содержания ТМ на этой площади может достигать сотен и даже тысяч килограммов.

При систематическом применении некоторых форм фосфорных удобрений, изготовленных на основе апатитового концентрата (в особенности суперфосфата простого), отмечается ежегодное поступление 2,48 кг/га стронция. За 20 лет с 825 кг/га P_2O_5 внесено 49,5 кг/га этого элемента. Даже через 30 лет после прекращения применения упомянутого удобрения продолжает отмечаться повышенное содержание стронция в почве и растениях. Длительное превышение поступления элемента в агроэкосистему над его выносом приводит к накоплению соединений стронция в почве: возрастает количество элемента, находящегося в обменном состоянии, увеличивается доля необменного, в том числе поглощенного органическим веществом и глинистыми минералами. Последующее сельскохозяйственное использование почв в отсутствие основного антропогенного источника поступления Sr приводит к изменению сложившегося типа трансформации его соединений. Ежегодный некомпенсированный вынос Sr растениями в сочетании с есте-

ственными почвенно-геохимическими процессами приводит к переходу менее доступных для растений форм элемента в более доступные. Количество элемента в почвенном поглощающем комплексе пополняется за счет обменных форм (как поглощенных ранее, так и образующихся в результате деструкции первичных минералов). Буферностью почвы определяется ее способностью возобновлять количество подвижных соединений Sr.

Как известно, ^{90}Sr по радиоактивным свойствам близок к кальцию, а ^{137}Cs — к калию, поэтому в почве в их поведении наблюдается некоторое сходство с этими химическими элементами. Большое влияние на поглощение и прочность закрепления ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах оказывают особенности почвы — минералогический состав, pH, емкость поглощения, состав поглощенных оснований, состав и содержание органического вещества. Почва с большим содержанием гумуса обладает высокой способностью к сорбции радиоактивных продуктов деления. Тяжелые по гранулометрическому составу почвы сильнее закрепляют поглощенные радионуклиды, чем легкие почвы с низким содержанием мелкодисперсных частиц.

Сельскохозяйственная деятельность не ведет к заметному изменению фоновой радиоактивности почв. При возделывании сельскохозяйственных культур на почвах, загрязненных искусственными радиоизотопами, они извлекаются корнями растений и накапливаются в урожае. Уменьшить поступление радионуклидов в растения можно соответствующими приемами, для чего необходимо знать содержание и поведение радиоактивных изотопов в почвах, а также закономерности их поступления в растения.

По нашим данным, в 2006 году в Тамбовской области фон ^{137}Cs по Ржаксинскому району был близок к среднероссийскому в ООО «Андреевское», СХПК «Прогресс», СХПК «им. Дзержинского», СХПК «Золотовский», СХПК «Рассвет», ООО «Лукино», СХПК «Дружба», СХПК «им. Пономарева» (в СХПК «Путь к коммунизму» и ООО «Вишневский» он оказался почти на 20 % ниже). В многолетних насаждениях регистрируемые значения меньше, на отдельных полях полевого севооборота — больше (до +20 %), чем в среднем по России (22 Бк/кг). Почти во всех хозяйствах Сосновского района количество радионуклидов в почве примерно в 2 раза превышало среднероссийские значения.

В хозяйствах Рассказовского района радиологический фон значительно различался — от превышения среднего значения по России почти на 80 % (ЗАО «Рождественское», СПК «Победа», СПК «Волна революции») до приближения к среднему по России показателю (ЗАО «Павловское», ЗАО «Заря», СХПК «Красное знамя», СПК «Красный Октябрь»). Большую пестроту радиологического фона отмечали во ФГУП ППЗ «Арженка» даже в одном севообороте: в центральном отделении этого хозяйства показатель варьировал от 25,6 до 37,1, в первом отделении — от 24,1 до 42,1, во втором — от 26,9 до 43,1 и в третьем — от 28,8 до 43,3 Бк/кг. На орошаемых полях значения были близки к среднероссийским.

2. Плотность загрязнений ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий Тамбовской области (данные Госгидромета, 1991 год)

Район	Площадь, тыс. га							Допустимая плотность загрязнения, Ки/км ²
	общая	обследованная	с плотностью загрязнения свыше 1 Ки/км ²				от обследованной, %	
			пашня	сенокосы	пастбища	всего		
Петровский	69,99	69,46	2,20	0,67	1,41	4,28	6,16	< 1,0
Сосновский	12,35	12,35	6,19	0,59	0,65	7,43	60,00	< 1,0

По данным Госгидромета России (1991), в связи с аварией на Чернобыльской АЭС в зону загрязнения ^{137}Cs с плотностью более 1 Ки/км²

попало 185 тыс. га сельхозугодий в 41 хозяйстве из 10 районов Тамбовской области. Наибольшее загрязнение произошло в Петровском и Сосновском районах (табл. 2). Нами совместно с ФГУ ГЦАС «Тамбовский» в 1993-1994 годах проведено радиологическое обследование хозяйств этих районов общей площадью 82,34 тыс. га и установлено, что динамика γ -фона не изменилась и находилась в допустимых пределах 7-18 мкР/ч при ПДУ 20 мкР/ч. В 1996-2003 годах результаты радиологических исследований 3717 образцов сельскохозяйственной продукции в испытательной лаборатории агрохимического центра показали, что содержание ^{137}Cs в них значительно ниже ПДК, установленных в ГОСТ и СанПиН, то есть эта продукция гигиенически и экологически безопасна (табл. 3).

3. Результаты радиологических исследований сельскохозяйственной продукции в двух районах Тамбовской области, загрязненных ^{137}Cs (1996-2003 годы)

Вид продукции	γ -Фон, мкР/ч	Число проб, шт.	Содержание ^{137}Cs , Бк/кг		
			допустимое	фактическое	
				среднее	min-max
Петровский район					
Пшеница	12	14	≤ 70	21	6-35
Ячмень	11	13	≤ 70	20	6-35
Овес	12	16	≤ 70	21	7-35
Кукуруза	12	15	≤ 70	21	7-35
Подсолнечник	13	11	≤ 70	24	8-40
Сахарная свекла	14	19	≤ 120	17	5-29
Вишня	11	1	≤ 40	20	9-30
Рожь	13	3	≤ 70	26	17-35
Яблоки	12	1	≤ 40	11	8-14
Картофель	11	5	≤ 120	19	9-28
Горох	11	2	≤ 50	31	21-41
Сосновский район					
Ячмень	12	7	≤ 70	19	6-31
Пшеница	12	7	≤ 70	18	6-30
Кормовая свекла	14	4	≤ 120	21	6-35
Кабачки	13	1	≤ 120	13	5-20
Картофель	11	9	≤ 120	27	6-47
Кукуруза	14	6	≤ 70	29	10-48
Подсолнечник	14	4	≤ 70	22	5-38
Капуста	13	2	≤ 120	32	8-56
Овес	12	5	≤ 70	23	7-40
Морковь	11	1	≤ 120	19	10-28
Сахарная свекла	14	3	≤ 120	24	7-40

Приемы и механизм снижения загрязнения почв. Загрязнение почв тяжелыми металлами относится к необратимым видам деградации. Практически невозможно снизить валовое содержание ТМ в загрязненных почвах, однако можно значительно уменьшить их подвижность и сделать менее доступными для растений. Среди основных приемов детоксикации и рекультивации почв, загрязненных ТМ, выделяют известкование, внесение органических и минеральных удобрений, применение цеолитов, глинование, подбор устойчивых сельскохозяйственных растений. Это позволяет снизить подвижность и доступность ТМ для растений, способствует закреплению ТМ в почве и в итоге приводит к уменьшению токсичности ТМ и их накопления в биомассе растений. Несмотря на существующие разногласия в отношении того, каким процессом преимущественно контролируется подвижность ТМ в почвах, — адсорбцией (поглощение ионов тяжелых металлов) или образованием труднорастворимых соединений, наблюдения разных авторов показывают, что ТМ наименее подвижны при нейтральной и слабощелочной реакции среды. Известкование почвы обуславливает снижение подвижности ТМ за счет образования труднорастворимых соединений, а также сорбции их оксидами и гидроксидами железа и марганца. Наибольший эффект обеспечивает вне-

сение только очень высокой дозы извести, соответствующей 30 т/га CaCO_3 . Снижение поступления ТМ в растения под влиянием известкования наблюдается вплоть до применения дозы известковой муки, соответствующей 40 т/га CaCO_3 . Положительное влияние извести как детоксиканта может проявляться и на почвах с оптимальной для роста и развития растений реакцией среды. При достижении с помощью известкования почвенного раствора рН 6,0–6,5 большинство ТМ образуют труднорастворимые соединения в виде карбонатов. Одновременно резко увеличивается содержание водорастворимого и обменного кальция, в результате чего уменьшается способность корневой системы растений поглощать ряд металлов (16). На черноземах обыкновенных к наиболее эффективным и малозатратным агроприемам, повышающим насыщение ППК кальцием и блокирование подвижности ТМ, относятся внесение кальцийсодержащих соединений (карбонат кальция, дилекат, фосфогипс по 5 т/га за ротацию севооборота).

Кроме химических превращений при известковании почв, сопровождающихся изменением валентности и подвижности металлов, их фитотоксичности, транслокации в растения, существуют другие механизмы, влияющие на поведение металлов в системе почва—растение, в которых на первое место выступает живой организм. Например, корневые выделения растений семейства злаковых способны превращать неподвижные соединения некоторых металлов в очень подвижные. По всей вероятности, это связано с органоминеральными комплексами. Уменьшение кислотности почвы способствует усилению поглощения ТМ дикорастущими и луговыми растениями (17). Есть виды растений, обладающие супераккумулятивными способностями по отношению к определенным тяжелым металлам. Они могут быть использованы для выращивания с целью очистки загрязненных почв от элементов, представляющих опасность для животных и человека. Такой прием получил название фиторемедиация. Растение-фиторемедиатор, кроме супераккумулятивной способности, должно развивать большую вегетативную массу и иметь высокий биологический коэффициент поглощения металлов в широком интервале рН. Очистка почв с помощью растений эффективна, когда уровень загрязнения невысок, а элемент-загрязнитель характеризуется низкими ПДК для почвы и продуктов питания. По данным Ю.В. Алексеева (17), одуванчик, лютик едкий, клевер ползучий на кислой почве содержали кадмия больше, чем на нейтральной, несмотря на то, что кадмия в кислой почве было в 2 раза меньше. Среди культурных средоулучшителей в первую очередь используются многолетние бобовые травы и их смеси со злаковыми растениями.

Снижение токсического действия ТМ наблюдается при внесении в почву фосфатов. Внесение диаммонийфосфата приводит к значительной фиксации кадмия. Фосфатообразование часто становится основным процессом, контролирующим переход ТМ из жидких фаз в твердые. Внесение фосфогипса снижает содержание в почве мышьяка на 29, меди — на 33, кадмия — на 24 и цинка — на 14 %, сдерживается накопление свинца и никеля на высоком фоне удобрений по сравнению с показателями, регистрируемыми без внесения НРК.

К важнейшим методам детоксикации ТМ относится внесение органических удобрений, которые выступают как хорошие адсорбенты катионов и анионов, повышают буферность почвы, понижают концентрацию солей в почвенном растворе благодаря высокой реакционной способности, обусловленной значительной емкостью обмена. При внесении органических удобрений в загрязненную почву можно ожидать уменьшения подвижности ТМ вследствие образования различных органоминеральных комплексов, обладающих низкой растворимостью. Однако надо иметь в

виду, что при этом происходит образование водорастворимых низкомолекулярных органических комплексов, увеличивающих миграционную способность металлов. Так, внесение в почву свежего навоза приводит к увеличению подвижности ТМ, этому же процессу способствует внесение слаборазложившейся соломы (18). Органическое вещество обладает высокой реакционной способностью за счет большой удельной поверхности (300-600 м²/г). Гуминовые вещества в силу неоднородности структуры и поливалентности могут взаимодействовать с ионами тяжелых металлов посредством ионного обмена, поверхностной адсорбции, комплексообразования и коагуляции. Органические удобрения и кальцийсодержащие мелиоранты способствуют закреплению элементов в почве, образуя комплексные соединения, тем самым уменьшая их доступность для растений.

В современных условиях черноземы выщелоченные подверглись значительной деградации, выраженной в потере кальция из ППК и увеличении кислотности почвенного раствора. Например, в северной части Тамбовской равнины доля этих почв с кислой реакцией достигла 95 %. В кислых почвах возрастает активность подвижных форм тяжелых металлов и пестицидов, приводящих к увеличению их накопления в выращиваемой продукции и снижению продуктивности сельскохозяйственных культур (до -40 %) из-за подавления жизнедеятельности почвенной микробиоты (19). Следовательно, на этом подтипе чернозема эффективнее вносить высокие дозы мелиорантов.

Изучение взаимодействия ТМ с глинистыми минералами позволило предположить, что для снижения фитотоксичности можно использовать природные цеолиты, которые служат не только хорошими сорбентами вредных веществ, но и источником питательных элементов. Природные цеолиты характеризуются высокой селективностью поглощения по отношению к ТМ. По нашим данным, внесение цеолита клиноптилолита в почву в дозе 15 т/га приводит к увеличению емкости поглощения на 15-25 %, а его последствие прослеживается в течение 5-7 лет. Высокая сорбционная способность цеолитов объясняется большой общей площадью поверхности (720-880 м²/г) и высокой емкостью катионного обмена, которая может достигать 100 мг-экв/100 г (4, 17).

Особенности поведения радионуклидов в агроэкосистеме могут быть причиной загрязнения почвы и растений, что необходимо учитывать как при выращивании продукции растениеводства, так и в животноводстве (при кормопроизводстве, использовании пастбищ). Нарушения агротехнических и экологических требований, отчуждение с полей незерновой части урожая (сжигание) приводит к значительным изменениям агрофизических, химических и биологических свойств почвы, снижению биоразнообразия почвенной биоты.

Известно, что нарушение обмена веществ и накопление Sr в костях животных и человека («уровская болезнь») связано главным образом с низким соотношением Ca/Sr в потребляемых продуктах. Значение Ca/Sr = 200, характерное для степных черноземных почв, выбрано нами в качестве стандарта, в растениях и кормах показатель Ca/Sr = 180 считается оптимальным, а его снижение до Ca/Sr = 80 может быть опасным для здоровья животных и человека. Мы показали, что применение кальцийсодержащих соединений приводит к повышению соотношения Ca/Sr. Совместное внесение фосфогипса и цеолита уменьшает содержание водорастворимого Sr в почве на 15-75 %.

Таким образом, для сохранения и воспроизводства плодородия почв, повышения их продуктивности, получения растениеводческой продукции и фуража, соответствующих санитарно-гигиеническим требованиям, необходим систематический мониторинг, фитодиагностика техногенных загряз-

нений экотоксикантами, радиологический контроль. На значительных площадях требуется проведение комплекса реабилитационных мероприятий (внесение повышенных доз калийных удобрений, известкование кислых почв и т.д.), снижающих переход тяжелых металлов и радионуклидов в растения с последующим вовлечением в пищевые цепи.

ЛИТЕРАТУРА

1. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2007 году. М., 2008.
2. Трунов И.А., Дубовик В.А. Агроэкологическое состояние черноземных почв при производстве нормативной продукции в интенсивных яблоневых насаждениях. Воронеж, 2007.
3. Трунов И.А., Дубовик В.А. Содержание и роль опасных химических элементов в системе почва—растение. Воронеж, 2008.
4. Немцев Н.С. Технологические приемы, направленные на восстановление загрязненных тяжелыми металлами почв. Вест. РАСХН, 2003, 1: 13-15.
5. Иванов А.Л. Проблемы техногенеза в земледелии Российской Федерации и системы мероприятий по реабилитации техногенно нарушенных территорий. Вест. РАСХН, 2003, 1: 8-11.
6. Кабата А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М., 1989.
7. Verloo M., Cottenie A., Landschoot G. Analytical and biological criteria with regard to soil pollution. Landwirtschaftliche Forschung, Kongressband, 1982, 39: 394-403.
8. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л., 1987.
9. Овчаренко М.М. Тяжелые металлы в системе почва—растение—удобрение. М., 1997: 15-176.
10. Попова В.П., Сергеева Н.Н., Попова Н.Г., Попова Л.В. Влияние длительного применения минеральных удобрений и химических средств защиты растений в плодовом саду на плодородие и экологическое состояние почвы. Влияние уровней плодородия на почвенные микроскопические грибы. Почвоведение, 1992, 9: 159-163.
11. Щербakov А.П., Васенев И.И. Агроэкологическое состояние черноземов ЦЧО. Курск, 1996.
12. Вальков В.Ф. Почвенная экология сельскохозяйственных растений. М., 1986.
13. Протасова Н.А., Щербakov А.П. Микроэлементы в черноземах и серых лесных почвах Центрального Черноземья. Воронеж, 2003.
14. Сычев В.Г. Методические указания по проведению комплексного мониторинга плодородия почв сельскохозяйственного назначения. М., 2003.
15. Ратников А.Н., Попова Г.И. Загрязнение сельскохозяйственных угодий в РФ радионуклидами в результате ядерных аварий. Мат. науч. конф. «Влияние почвенно-климатических условий на их переход в системе почва—растение». Белгород, 1995: 133-135.
16. Овчаренко М.М., Шильников И.А., Полякова Д.К. Влияние известкования и кислотности почвы на поступление в растения тяжелых металлов. Агрохимия, 1996, 1: 74-84.
17. Алексеев Ю.В., Лепкович И.П. Кадмий и цинк в растениях луговых фитоценозов. Агрохимия, 2003, 9: 66-69.
18. Негмс V., Груммер G. Influence of different types of natural organic matter on the solubility of heavy metals in soils. Proc. Workshop «Environmental effect of organic and inorganic contaminants in sewage sludge». Stevenage, 1983: 209-214.
19. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. М., 2009.

ФГБОУ ВПО Российский государственный
аграрный заочный университет,
143900 Московская обл., г. Балашиха, ул. Ю. Фучика, 1,
e-mail: vdubovik@rgazu.ru

Поступила в редакцию
26 апреля 2011 года

POLLUTION OF THE SOIL BY HEAVY METALS AND RADIONUCLIDE: THE MONITORING AND THE WAYS OF REDUCTION OF ECOTOXICITY

V.A. Dubovik

S u m m a r y

The ecologic-toxicological state and the classification of soils on content of chemical elements were presented. The pollution of the soils in Tambov oblast' and neighboring territories by radionuclide and heavy metals were analyzed, the ways of their detoxication were presented.