

А.М. Русанов, Е.В. Блохин, Н.Н. Зенина, Е.А. Милякова

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ОРЕНБУРГСКОЙ ОБЛАСТИ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ

Представлены данные, отражающие современное состояние изученности загрязнения почв области тяжелыми металлами и радионуклидами с позиции экологической оценки среды обитания. Отмечено, что загрязнение почв тяжелыми металлами характеризуется природной гетерогенностью, широким спектром элементов-загрязнителей техногенного происхождения и локальным (мозаичным) распределением. Степень загрязнения, как правило, не превышает 2-3 ПДК. Загрязнение почв радиоактивными элементами связано с антропогенной деятельностью, приурочено к западным регионам области и также отличается мозаичностью и различной степенью концентрации.

Почва является незаменимым и невосполняемым компонентом биосферы, которому присущи ряд важнейших экологических функций: плодородие, энергетическая, газо-атмосферная, гидрологическая и др. Она выполняет роль связывающего звена всех компонентов биосферы, а также функцию биогеохимического барьера. Вследствие проявления почвами рефлекторности и сенсорности их необходимо использовать в качестве объективного информационного блока при оценке геохимического состояния всего биогеоценоза. Отсюда вытекает эколого-гигиеническая роль почв и почвенного покрова.

Разнотипность геохимии почв на территории области определяется гетерогенностью горных пород, условиями формирования рельефа, направлением и интенсивностью проявления экзо- и техногенеза.

Естественная геохимическая неоднородность почв связана с «наследуемостью» элементарного состава в ряду: горная порода – почвообразующая порода – почва по ландшафтно-типологическим районам территории области. С теми же явлениями связано и формирование нормальных или аномальных геохимических полей (геохор).

На естественную неоднородность накладываются потоки элементов, активизируемых техногенезом. В перераспределении потоков по геохимическим полям активно участвует рельеф. В итоге почвенный покров области представляет собой весьма гетерогенное в геохимическом отношении геопространство.

Почвообразующие породы выполняют для почв роль геохимической матрицы. Сопряженные определения валовых форм элементов в системе породы – почвы позволяют повсеместно выявить аномальность пород (по Кларку-Виноградову) по содержанию никеля, хрома, свинца. В Зауралье к ним присоединяются кобальт и медь, в породах Предуралья – ртуть и мышьяк (все – в пределах ПДК). В Предуралье выявляется тенденция повышения концентраций элементов в пределах одно-

го склона от делювиальных к элювиальным отложениям, а в Зауралье – от элювиальных кор выветривания к переотложенным корам и четвертичным отложениям.

Для пахотных почв величина суммарного состава валовых форм элементов возрастает от черноземов типичных к темно-каштановым почвам (не превышая при этом уровня ПДК).

Валовые формы представляются как потенциальный резерв подвижных элементов почвы, которые активно участвуют в биологическом круговороте. Степень подвижности валовых форм элементов в почвах обследованных полигонов колеблется от 0,5 до 20%.

В распределении подвижных форм элементов по профилю почв определяющую роль играют процессы вспашки, выщелачивания и биологической избирательной способности растительности и почвенной биоты. Фонообразующими подвижными элементами являются во всех ландшафтных районах цинк и свинец. Соотношения между ними изменяются: в «цинковых ареалах» отношение цинк:свинец составляет 1,5:11,0, в «свинцовых» – 0,3:0,7.

В почвах Предуралья мозаично выявляются тенденции к коммуляции никеля с одновременным рассеиванием свинца, кадмия, меди и фтора, а в Зауралье происходит накопление цинка, свинца, кадмия и рассеивание никеля. Локальная аномальность проявляется и по отдельным формам элементарных геохимических ландшафтов: в элювиальных ландшафтах накапливаются никель, цинк, свинец; в трансэлювиальных – цинк, медь, никель; в субаквальных – цинк, никель, свинец, медь.

В такой же последовательности усиливается степень подвижности элементов с одновременным снижением корреляции между концентрациями подвижных и валовых форм в системе почва – породы. Такая тенденция особо характерна для целинных почв.

В профиле целинных почв по сравнению с пахотными, при исключении влияния техногенного загрязнения, складывается своеобразный режим

коммуляции элементов. Повышенные концентрации их выявляются в верхнем (0-5 см) слое. Вместе с тем запасы элементов в слое 0-30 см пахотных почв чаще выше, чем в том же слое целинных аналогов.

С гигиенических позиций пахотные почвы области оцениваются как преимущественно незагрязненные. По результатам исследований (1, 3, 9) сельскохозяйственная продукция зерновых культур, полученная на полях Предуральяского региона, не загрязнена тяжелыми металлами и соответствует медико-санитарным нормам.

Наряду с этим результаты детальных региональных исследований (1, 7, 8, 13) свидетельствуют о не всегда коррелятивной прямой зависимости содержания растениями элементов тяжелых металлов от концентрации тех же веществ в почвах. Еще И.Г. Побединцевой (9) отмечалась тенденция увеличения содержания в растениях отдельных элементов (никеля, хрома, кобальта и др.) при низких концентрациях их в почвах и породах.

Исследования вышеприведенных авторов показали, что содержание никеля и хрома в биопродукции порой превышает ПДК в 1,5-2,0 раза, а концентрация этих элементов в почве (черноземы обыкновенные Предуралья и Зауралья) оказывалась ниже этого уровня.

Подобное явление связано с тем, что физиологическая и химическая природа растительности более отзывчива на изменение техногенного состояния среды, особенно на выбросы аэрогидрогенного характера, так как растворимость элементов техногенных выбросов в полтора-два раза выше по сравнению с химическими соединениями элементов почвенной среды.

В гг. Медногорске и Кувандыке аэрогенное загрязнение почв выявляется в радиусе 0,5-20 км от промузлов. Аэрогенный фактор загрязнения диагностируется по величине элювиально-аллювиального коэффициента и резкому нарушению ряда ассоциаций элементов почв в сравнении с почвообразующими породами.

В почвах Медногорского полигона такие элементы, как медь, кадмий, цинк, в ряду ассоциации заняли первые места, тогда как в породах они завершали ряды накопления элементов. В почвах Кувандыкского полигона приоритетными в ряду оказались фтор, цинк и кадмий, сместив в конец ряда элементы, преобладающие в породах (свинец, никель, медь, фтор, кобальт). Элювиально-аллювиальный коэффициент для пахотных горизонтов (0-26 см) в зоне максимального загрязнения (радиус до 2,5 км) в районе Медногорска не превышает величины 1,5-2,3. Концентрация свинца и цинка здесь превышает ПДК в 2 раза, а содержа-

ние меди и кадмия в 2-8 раз выше фонового. В этом же радиусе на Кувандыкском полигоне наблюдается превышение концентрации меди и никеля над фоном в среднем в 1,5. По совокупным показателям пахотные слои Медногорского полигона загрязнены тяжелыми металлами значительно больше, чем Кувандыкского.

Вместе с этим почвы полигонов в целом оцениваются как относительно чистые от загрязнения техногенных элементов. Интегральный полиэлементарный коэффициент суммарного загрязнения (Lc) оценивает почвенный покров Кувандыкского полигона как умеренно опасный (Lc = 3-4), Медногорского – близко к опасному (Lc = 19-20).

В образцах естественной растительности выявлены повышенные (1,5-2 ПДК) концентрации кадмия, свинца и меди (в 13%), никеля – (в 3% проб от общего числа проб, отобранных на территории Медногорского полигона). На Кувандыкском полигоне концентрация металлов того же ряда элементов значительно ниже, чем в почвах, однако и здесь иногда превышение ПДК составляет в 1,5-2,5 раза (клубни картофеля).

Загрязнителями почв города Гая являются пыль отвалов и минеральная часть твердых атмосферных осадков. В составе пыли преобладают цинк, никель, медь, свинец, кадмий и хром.

На Гайском полигоне подвижные формы элементов формируют ярко выраженные геохимические аномалии. В почвах города отмечается аккумуляция преимущественно цинка и меди. Элювиально-аллювиальный коэффициент для подвижных их форм превышает значение 4-9. Почвы 12% реперов, заложенных в границах города, содержат элементы, концентрации которых превышают ПДК в 1,5-2,5 раза (подвижные формы меди, цинка, кадмия). Lc в почвах Гая не превышает трех. В золе клубней картофеля, выращенного на Гайском полигоне, 40% проб имеет двух-трехкратное превышение ПДК по свинцу, хром и никелю.

Локальная гидрогенная миграция элементов, определяемая элементарными геохимическими ландшафтами, особенно субкавальными, формирует в этом районе медно-цинковые и свинцово-хромовые аномалии. Эти же элементы аккумулируются прудами г. Гая, где их концентрация выше, чем в почве, в 20-25 раз (4, 6).

Локальные максимальные величины элювиально-аллювиального коэффициента подвижных форм составляют ряды: в Орске – медь (359), цинк (199), кобальт и никель (60-80 единиц); в Оренбурге – цинк (386), свинец (70), медь (23). Суммарное загрязнение по результатам исследований почв реперных участков в Орске оценивается как умеренно опас-

ное ( $L_c - 26$ ), в Оренбурге – допустимое ( $L_c - 13$ ). В Бузулуке показатель  $L_c$  не превышает 3.

По величине суммарного загрязнения валовыми формами элементов ряд оценки сместился в почвах Орска и Оренбурга до опасного, Бузулуке – до умеренно опасного уровня.

В процессе гигиенической оценки состояния почвенной экосистемы Зауралья необходимо учесть общую природную геохимическую аномальность этого региона области. Почвы Зауралья, помимо техногенного загрязнения, «наследуют» от горных и почвообразующих пород валовые формы никеля, хрома, свинца, кобальта в количестве, значительно превышающем их среднее содержание в почвах и породах Восточно-Европейской (Русской) равнины.

Естественная радиоактивность почв области не выходит за пределы среднероссийских показателей. Все исследованные случаи превышения радиоактивности связаны с антропогенной деятельностью: с сейсмическим зондированием территории небольшими по мощности атомными взрывами на глубине 490-610 м, с сооружением подземных емкостей для хранения газа атомными зарядами, взорванными на глубине 700-1145 м, и с испытанием ядерного оружия, т. е. с тоцким воздушным атомным взрывом. Все пять подземных взрывов вызвали локальные повышения радиоактивности южных черноземов Высокого Заволжья и Предуралья (Курманаевский и Оренбургский районы) и черноземов обыкновенных в Октябрьском районе. Из-за небольшой площади загрязнения (от 450 м<sup>2</sup> до 3,0 км<sup>2</sup>) и последующей мелиорации участков последствия этих взрывов не повлияли существенным образом на радиозэкологическую обстановку в регионе.

Основные площади радиоактивного загрязнения почв возникли в результате тоцких испытаний. Они захватывают южные и обыкновенные черноземы западных отрогов Общесыртовской возвышенности и широкой полосой (от 10 до 70 км) простираются к востоку, достигая рубежей южной лесостепи Приуралья. Вся площадь загрязнения составляет около 8,0 тыс. км<sup>2</sup> (6,5% от общей площади области) и приурочена к восточной части Бузулукского района, к северным территориям Тоцкого, Сорочинского, Новосергиевского, Александровского и Октябрьского административных районов и к югу Красногвардейского и Шарлыкского районов (11). Однако радионуклидное загрязнение указанной территории не является равномерным, а зависит от направления ветра и интенсивности дождей в момент взрыва и в первые после него дни, а также от способности элемента к миграции по почвенному профилю, от положения конкретного

участка в ландшафте, от вида сельскохозяйственного использования почв. Все эти обстоятельства, действуя на протяжении почти пятидесяти лет, привели к дифференцированию территории как по степени загрязнения, так и по участию в нем того или иного радиоактивного элемента (5).

По вертикальному распределению <sup>137</sup>Cs все исследованные почвы можно разделить на две группы. К первой группе относятся образцы, где наибольшая концентрация элемента (до 100 Бк/кг) приурочена к верхнему задернованному слою, а на глубине 30-40 см она находится на пределе чувствительности применяемого метода, т. е. более половины (до 80%) радиоцезия от общего его содержания сосредоточено в слое 0-10 см. Во второй группе почв в верхнем слое концентрация вещества не превышает 50 Бк/кг, а с глубиной (до 40 см) достигает минимального значения, т. е. распределение по профилю является относительно равномерным. К первой группе отнесены целинные участки чернозема обыкновенного Сорочинского, Красногвардейского и Александровского районов и аллювиальные почвы пойм рек Неть и Ольховки. Во вторую группу вошли пахотные черноземы Тоцкого, Красногвардейского, Александровского районов. Соответственно изменению концентрации <sup>137</sup>Cs по глубине почвенного профиля изменяется его содержание в расчете на единицу площади. Максимум его (6,6 кБк/м<sup>2</sup>) отмечен в слое 20-30 см аллювиальных солонцеватых почв поймы р. Неть и в погребенном гумусовом горизонте дерново-слоистой аллювиальной почвы поймы реки Сорока вблизи села Павлово-Антоновка Тоцкого района (5,3 кБк/м<sup>2</sup>).

Почвы обследованной территории отличаются невысоким содержанием стронция – 90. Его концентрация не превышает 10 Бк/кг. В целинных черноземах до 70% его содержания приходится на верхний десятисантиметровый слой, а в распаханых аналогах и в аллювиальных почвах он относительно равномерно распределяется по почвенному профилю (12).

Глобальный уровень загрязнения почв радионуклидами, поступающими из атмосферы, на широте 50-60° по данным на 1980 год составил 2,9 и 4,6 кБк/м<sup>2</sup> для <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs соответственно, а к 1990 году эти величины снизились за счет распада до 1,5 кБк/м<sup>2</sup> для <sup>90</sup>Sr и до 2,4-3,2 кБк/м<sup>2</sup> для <sup>137</sup>Cs (14, 15). Следовательно, плотность локального загрязнения почвенного покрова, находящегося в зоне влияния Тоцкого взрыва, в несколько раз превосходит глобальный уровень.

Концентрация изотопов плутония в верхнем слое почв варьирует в пределах 4,1-82,6 Бк/кг, а плот-

ность загрязнения этого слоя изменяется от 42 (склон реки Ольховка у села Кинзельки Красногвардейского района – чернозем обыкновенный мало-мощный) до 5284 Бк/м<sup>2</sup> (русло старицы у села Грачевка того же района – аллювиальная дерновая почва с погребенным гумусовым горизонтом). Глобальное выпадение плутония составляет 44 Бк/м<sup>2</sup>, а 5-кратное значение этой величины (220 Бк/м<sup>2</sup>) позволяет утверждать наличие других источников поступления. Такие участки (превышающие 5-кратный уровень глобальных выпадений) мозаикой расположены в пойме реки Самары у села Кирсановка, в пойме реки Сорока у села Павлово-Антоновка Тоцкого района, в районе села Грачевка, в пойме реки Малый Уран Красногвардейского района и др.

Мозаичность загрязнения почв плутонием обуславливается не только его первичной концентрацией сразу после выпадения, но и разными условиями миграции элемента по почвенному профилю. К ним относятся водно-физические свойства почв и их гумусное состояние, прежде всего содержание наиболее стабильных фракций гумуса, с которыми плутоний образует устойчивые комплексные органо-минеральные соединения. Со временем максимум содержания плутония в целинных почвах смещается от поверхности в глубже лежащие слои, и в настоящее время 1,5-28,0% его запасов находится в слое 2-7 см, а 72,0-98,5% сосредоточено в слое 7-12 см.

В пойменных почвах нередко максимальное содержание радиоактивных элементов приурочено к середине профиля, что связано с происходящими здесь аллювиальными процессами.

Подводя краткий итог изложенному, следует отметить, что наиболее слабым звеном в геохимической оценке почв области остается динамика таких элементов, как ртуть, мышьяк, хром, кобальт. Банк данных по ним ограничен, нормирование недостаточно разработано.

Вместе с этим выявлена общая динамика геохимического состояния почвенного покрова области. Разработан общий региональный фон для почв пашни, выявлены приоритетные элементы по геохорам, исследованы основные тенденции к аккумуляции, миграции элементов в профиле почв разного целевого использования. Установлена преимущественно весенняя аккумуляция поллютантов и их выщелачивание в последующие сезоны года. Нанесены на карты геохимические аномалии различных элементов с целью планирования дальнейших исследований.

Кроме того, материалы изучения загрязнения почв радионуклидами следует рассматривать как предварительные и даже рекогносцировочные. Для репрезентативной характеристики радиационной обстановки следует провести углубленные исследования и включить контроль за радиоактивным загрязнением почв в систему земельного мониторинга.

#### Список использованной литературы:

1. Батури И.А., Ряховский А.В. Содержание в растениях и вынос с урожаем полевых культур химических элементов тяжелых металлов //Агрохимический вестник, №5-6, 1998.
2. Блохин Е.В., Хисматуллин Г.Г. Эколого-геохимическое состояние почв Медногорско-Кувандыкского экорайона Оренбургской области. – Степи Евразии. Материалы международного симпозиума. – Оренбург, 1997. – С. 126-127.
3. Блохин Е.В., Батури И.А., Салимов В.С., Меньшиков В.П. Тяжелые металлы в некоторых почвах степной зоны. – Степи Евразии. Материалы международного симпозиума. – Оренбург, 2000. – С. 68-70.
4. Блохин Е.В., Грошев И.В., Гришняков Е.М. К почвенно-экологической оценке типов земель горных степей Южного Урала. – Степи Евразии. Материалы международного симпозиума. – Оренбург, 2000. – С. 70-72.
5. Васильев А.Г. (ред.) Отдаленные эколого-генетические последствия радиационных инцидентов: Тоцкий ядерный взрыв. Екатеринбург: УрО РАН, 2000. – 228 с.
6. Новоженин И.А., Батури И.А., Блохин Е.В. Современное геохимическое состояние почв пахотных угодий Оренбургской области. – Сб. Экотехнология-99. – Оренбург, 2000. – С. 73-74.
7. Новоженин И.А., Батури И.А., Клевцов Н.В., Салимов В.С., Блохин Е.В., Мальцев А.В. Итоги и перспективы проведения почвенного мониторинга в области. – Сб. Экотехнология-99. – Оренбург, 2000. – С. 87-88.
8. Новоженин И.А., Батури И.А., Салимов В.С., Блохин Е.В., Грошев И.В. и др. Итоги исследований по мониторингу земель Оренбургской области. Степи Евразии. Материалы международного симпозиума. – Оренбург, 1997. – С. 141-142.
9. Побединцева И.Г. Почвы на древних корях выветривания. – М.: Изд-во МГУ, 1975. – С. 182.
10. Родионова Г.Б., Корнейченко В.И., Куташева А.В. Содержание тяжелых металлов в зерновых культурах Оренбургской области. – Тезисы докладов НИП «Сертификация и управление качеством экосистем на Южном Урале. – Оренбург, 1997. – С. 127-128.
11. Русанов А.М., Боев В.М., Копылов Ю.А. Ликвидация последствий тоцкого ядерного взрыва. История и проблемы // Медико-экологические аспекты последствий тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-й научно-практической конференции. – Оренбург: Изд. центр ОГАУ, 1996. – С. 54-57.
12. Трифионов В.А., Боев В.М., Аршанский С.М. и др. Характер цезиевого загрязнения почв в зоне тоцкого ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-й научно-практической конференции. – Оренбург: Изд. центр ОГАУ, 1996. – С. 77-78.
13. Яичкин В.Н. Эффективность азота и фосфора в составе донофого удобрения ячменя на южных черноземах Оренбургской области. – Автореферат кандид. диссертации. – Оренбург, 2000.
14. Aarkrog A., Dahlggaard H., Frissel M. Et al. Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals // Environ. Radiolactivity, 1992. – V.15 – P.69-80.
15. UNSCEAR. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations Scientific Committie on the Effects of Atomic Radiation, 1982. Report to General Assambly, with annexes. – United Nations, New York.