

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ В 30-КМ ЗОНЫ СМОЛЕНСКОЙ АЭС (*)

Цветнова О.Б., Щеглов А.И. (МГУ, г. Москва, РФ)

The peculiarities of ^{137}Cs and heavy metals (Pb, Cu, Cd and Zn) distribution in different soils being under impact of Smolensk Power Plant are considered.

Как известно, хозяйственная деятельность человека является важным фактором, определяющим современное экологическое состояние биосферы. Результатом этой деятельности, как правило, является техногенное загрязнение природных сред, иногда с катастрофическими последствиями (авария на ЧАЭС 1986г.). В этой связи особую опасность представляют радиоактивные элементы, поступающие в биосферу в результате технологических или аварийных выбросов объектов ЯТЦ, в первую очередь АЭС. В свою очередь, строительство и эксплуатация АЭС, как и любого другого крупного промышленного объекта, приводит к увеличению плотности населения и транспортных потоков, что является источником загрязнения окружающей среды химическими соединениями другой природы (в частности тяжелыми металлами). Загрязнение окружающей среды радионуклидами и тяжелыми металлами (ТМ) обуславливает необходимость изучения их совместного действия на экосистемы. Основой для решения этой задачи является познание закономерностей поведения элементов-загрязнителей в компонентах природных сред, в первую очередь, почве. В связи с этой целью настоящих исследований явилось выявление особенностей аккумуляции и распределения ТМ и радионуклидов в различных почвах 30-км зоны влияния действующей Смоленской АЭС.

Исследования проводились в течение 1999-2003 гг. в Десногорском лесничестве (Смоленская область, Десногорский район). Объектами исследований послужили почвы основных типов биогеоценозов (БГЦ), сформированных на правом и левом берегу р. Десны. На правом берегу р. Десны были выбраны 5 типов БГЦ, слагающих единый геохимический профиль. В верхней его части сформированы ельник кисличник на дерново-слабоподзолистой легкосуглинистой почве на опесчаненной морене (уч.1) и березняк разнотравный на дерново-слабоподзолистой среднесуглинистой почве на красно-бурой морене (уч.2). В средней части геохимического профиля на придолинном водоразделе находится залежь на дерново-слабоподзолистой среднесуглинистой окультуренной глубоко глееватой почве на красно-бурой морене (уч.3). В нижней части профиля сформирован луг на аллювиально-луговой болотной среднесуглинистой почве на аллювиальных отложениях (уч. 4) и переходное сфагново-осоковое болото на болотной торфяно-глеевой среднесуглинистой почве на озерно-ледниковых отложениях (уч.5). На левом берегу р. Десны был выбран один участок в сосняке лещиновом кустарничково-разнотравном на иллювиально-железистой супесчаной почве на флювиогляциальных отложениях (уч.6). Рассмотрение особенностей поведения элементов - загрязнителей различной природы в почвах исследуемых БГЦ проводили на примере ^{137}Cs ; ТМ – на приме-

ре кислоторастворимых (подвижных) форм соединений Pb, Cu, Cd, Zn (вытяжка 1н HCl). Все методические аспекты проведения данных работ подробно освещены в наших предыдущих публикациях [7,8]. Отметим лишь, что анализ загрязнения почв ТМ проводили на основании образцов, взятых из генетических горизонтов почвенных разрезов, заложенных на каждом участке, а удельную активность и плотность загрязнения по ^{137}Cs – на основании отбора почвенных проб в микропрофилях по отдельным 0-1(2) см слоям до глубины значимого проникновения радионуклида.

Проведенные исследования показали, что содержание подвижных форм ТМ во всех изучаемых почвах близко к фоновым уровням, за исключением верхних органогенных горизонтов почв (табл.1). Однако эти показатели незначительно превышают пределы естественных вариаций концентрации данных элементов (Pb – 6-30 мг/кг, Zn – 25-65 мг/кг, Cu – 2-100 мг/кг, Cd – 0,01 -0,7 мг/кг) и не достигают предельно допустимых концентраций [4,5].

В почвенном профиле основным горизонтом аккумуляции подвижных форм ТМ являются верхние органогенные слои, вниз по профилю содержание ТМ уменьшается, а затем вновь увеличивается к почвообразующей породе. В целом в минеральном профиле самые высокие показатели содержания ТМ отмечаются в болотной торфяно- глеевой почве (уч.5), что, несомненно, связано с повышенной подвижностью этих элементов в условиях оглеения [3].

Наряду с общими закономерностями в распределении ТМ в почвах наблюдаются особенности, обусловленные типом БГЦ. Так, в лесных почвах (уч.1,2) максимум содержания подвижного Zn в минеральном профиле отмечается в иллювиальных горизонтах, а в почвах залежи (уч.3) – в гумусо - аккумулятивном. При этом наиболее высокое содержание этого элемента отмечается в торфяно-глеевой почве, что в целом характерно для кислых торфяных почв [3].

В целом можно констатировать, что в настоящее время исследуемые почвы не являются загрязненными ТМ, содержание этих элементов определяется концентрацией в почвообразующей породе и, возможно, незначительным поступлением с атмосферными выпадениями.

В изучаемом регионе более значимо содержание в почве техногенного радионуклида ^{137}Cs , здесь он является одним из наиболее вероятных загрязнителей при возникновении внештатных ситуаций на Смоленской АЭС. Вместе с тем результаты наших исследований свидетельствуют, что плотность загрязнения почв по ^{137}Cs в зоне влияния этой АЭС варьирует от 6 до 20 кБк/м² (табл.2), что не превышает уровней, установленных для исследуемого региона в постчернобыльский период [2].

Максимальные показатели, которые отмечаются для почв водораздельных пространств (уч.1,2,6), примерно в 2 раза выше фоновых уровней глобального загрязнения (8-12 кБк/м²), в то время как плотность загрязнения почв, сформированных в аккумулятивных позициях ландшафта (уч.7), соответствует фоновому.

Таблица 1 -Содержание кислоторастворимых форм тяжелых металлов в почвах исследуемых БГЦ, мг/кг.

Горизонт	Глубина, см	Cd	Cu	Pb	Zn
Участок 1					
О (0-3)	О1	0,68	8,42	12,87	74,24
	О2	0,69	6,76	21,49	76,53
	О3	0,30	4,62	33,08	30,95
А (0-20)	0-10	0,03	1,36	10,48	3,89
АЕ (20-40)	20-30	0,07	0,91	6,39	3,99
ЕВ1 (30-40)	30-40	0,04	1,43	4,15	2,10
ЕВ2 (40-80)	60-70	0,01	2,89	3,68	1,92
В2 (80-120)	90-100	0,02	2,93	5,03	2,44
С (120-170)	160-170	0,12	3,24	8,76	4,35
Участок 2					
О (0-1,5)	0-1,5	0,92	8,48	12,59	79,36
А (0-10)	0-10	0,09	1,49	14,27	4,26
АЕ (10-20)	10-20	0,01	1,34	11,19	3,35
ЕВ1 (20-40)	20-30	0,04	2,72	5,88	2,84
В1 (40-60)	50-60	0,02	0,90	3,79	2,09
В2 (60-90)	60-70	0,01	1,97	5,06	1,63
В2С (90-110)	90-100	0,01	3,21	6,72	2,45
С (110-160)	150-160	0,02	2,24	6,26	2,91
Участок 3					
А (0-30)	0-10	0,09	1,23	11,72	7,53
ЕВ (30-40)	30-40	0,01	1,13	5,63	3,19
В1 (40-60)	50-60	0,02	2,17	6,65	3,32
В2 (60-80)	70-80	0,01	3,70	4,58	2,08
В2С (80-130)	120-130	0,01	4,56	6,90	5,44
С (130-170)	160-170	0,00	2,23	5,68	4,64
Участок 4					
Аd (0-10)	0-10	0,28	4,84	12,99	38,69
Аg (10-20)	10-20	0,27	4,86	12,25	35,78
Вg (20-30)	20-30	0,21	5,08	14,76	21,87
Г (30-50)	30-40	0,10	2,25	6,25	10,00
Участок 5					
Очес (0-10)	0-10	0,44	7,68	20,77	51,54
Т (10-30)	20-30	1,12	8,93	21,81	24,84
Аg (30-40)	30-40	0,07	1,60	4,60	9,80
АЕg (40-60)	40-50	0,05	4,74	7,52	3,24
ЕВg (60-70)	60-70	0,04	3,17	5,66	2,19
Вg (70-90)	80-90	0,02	5,92	7,57	2,15
Г (90-140)	110-120	0,03	7,29	10,35	6,38

Это связано с особенностями первичного распределения радиоактивных выпадений по территории загрязнения. Как известно, на повышенные элементы рельефа поступает большее количество техногенных выпадений. Кроме того, аккумулятивные ландшафты характеризуются повышенной интенсивностью нисходящей миграции веществ с инфильтрационным стоком [8].

Таблица 2-Плотность загрязнения исследуемых почв по ^{137}Cs , кБк/м²

Глубина, см	Участок					
	1	2	3	5	6	
О1	0,06	0,01	7,34	0,11*	0,08	
О2	0,47			0,18**	0,46	
О3	2,50					
0-1	8,14	1,49		1,88	7,95	
1-2	2,57	1,86			2,39	
2-3	1,24	1,93			1,37	
3-4	0,64	1,79			0,82	
4-5	0,38	1,73			0,50	
5-6	0,31	1,86		4,14	0,49	0,35
6-7	0,18	1,37			0,33	
7-9	0,23	3,12	0,26		0,40	
9-11	0,16	2,48	0,16			
11-13	0,14	1,69	1,99	0,18	0,15	
13-15	0,24	0,64		0,08	0,12	
15-19	0,35	0,62		0,05	0,40	
0-19	17,58	20,58	13,47	6,25	21,27	

*- *ветошь*, **- *очес*

В целом изменение показателей удельной активности и плотности загрязнения в исследуемых почвах характеризуется закономерностями, выявленными в более ранних исследованиях на территории Восточно-Уральского и чернобыльского радиоактивных следов [1,6,8]. Основное количество активности сосредоточено в верхних слоях почвенного профиля, с глубиной показатели концентрации и плотности загрязнения закономерно снижаются. Вместе с тем в почвах исследуемых БГЦ отмечаются особенности в распределении ^{137}Cs , что обусловлено различиями в интенсивности его миграции в рассматриваемых условиях. Так, наибольшее количество активности в хвойных ценозах (ельник и сосняк) аккумулируется в горизонте лесной подстилки и 0-1 см подподстилочном горизонте (более 60%). При этом, более гумифицированный подгоризонт подстилки О3 сосняка (уч.6) содержит примерно на 10% активности больше, чем таковой ельника (уч.1), однако в нижележащей подподстилочной толще отмечается противоположная закономерность. В целом можно констатировать, что в почвах хвойных ценозов лесная подстилка до настоящего времени является выраженным биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов.

В противоположность этому в почвах лиственных ценозов (березняк, уч.2) фрагментарно выраженная подстилка не обеспечивает удерживания радионуклида. В этих условиях наблюдается перемещение всей активности в минеральные слои, где отмечается ее относительно равномерное распределение до глубины 15-20 см. Последнее связано с большим обилием мезофауны в почвах березняка по сравнению с хвойными ценозами. Влияние зоофактора на перераспределение радионуклидов в лиственных ценозах и механизм этого процесса подробно рассматриваются в наших более ранних исследованиях [6]. Таким образом, в почвах лиственных ценозов в настоящее время нет выраженных (био)геохимических барьеров на пути вертикальной миграции радионуклидов.

Возможно, при более значимой глубине проникновения данных элементов в почвенную толщу геохимическим барьером могут стать иллювиальные горизонты.

В почвах залежи наибольшее количество активности сосредоточено в верхней 0-5 см толще (55%). С глубиной оно закономерно падает.

В профиле болотной торфяно-глеевой почвы максимальное содержание ^{137}Cs также отмечается в верхней 0-6(8) см толще, причем самые верхние слои этой почвы (ветошь и очес) практически очистились от загрязнения. В целом в профиле рассматриваемой почвы распределение ^{137}Cs относительно равномерное, не отмечается выраженных горизонтов аккумуляции радионуклида. Вместе с тем следует подчеркнуть, что, несмотря на отмечаемую многочисленными исследователями повышенную миграционную способность ^{137}Cs в торфяно-болотных почвах [6,8 и др.], интенсивность перераспределения радионуклида в наблюдаемых условиях меньше, чем в почвах березняка. Это подтверждает роль зоофактора в миграции элементов, о чем упоминалось выше.

Отмеченные различия в распределении ^{137}Cs в почвах исследуемых БГЦ позволяют предположить, что основным процессом, обуславливающим миграцию радионуклидов в почвах под хвойными лесами и болотами, является диффузный перенос, а в почвах под лиственными лесами - биогенно-конвективный перенос. Хвойные леса обладают наиболее выраженными барьерными функциями на пути вертикальной миграции радионуклидов и в максимальной степени препятствуют поступлению этих элементов в грунтовые воды.

Литература

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. - М.: Наука, 1977. 144 с.
2. Атлас загрязнения Европы цезием после чернобыльской аварии. ЕК/ ИГКЭ, Росгидромет /Минчернобыль (Украина), Белгидромет, 1998
3. Зырин Н.Г., Зборишук Ю.Н. Общие закономерности распределения подвижных форм микроэлементов в почвах европейской части СССР. -М.:МГУ, 1981
4. Обухов А.И., Бабьева И.П., Гринь А.В. и др. Научные основы разработки предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почве // Тяжелые металлы в окружающей среде. -М., 1980
5. Смит У.Х.. Лес и атмосфера.- М.: Наука Прогресс, 1985. 429 с.
6. Тихомиров Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях //Экологические последствия аварии на Южном Урале. -М.: Наука, 1993.С.21-39
7. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах Европейской части СНГ // Вестник МГУ, сер. 17. 1992. N 2. С.27-35.
8. Shcheglov F.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. -М.: Nauka. 2001. -235 p.

(*) Работа выполнена при поддержке РФФИ (04-04-48323)