

# ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ МИГРАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

*В.В. Головешкин<sup>1</sup>, Р.А. Ненашев, В.Л. Юхневич, А.А. Баленок*

*<sup>1</sup>Государственное природоохранное научно-исследовательское учреждение «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник»*

В статье рассмотрено вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  по профилю почв зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Отмечено, что подвижность радионуклидов возрастала с увеличением степени гидроморфности почв. Установлено, что наиболее интенсивно проникал вглубь по профилю почв  $^{90}\text{Sr}$ , затем в порядке снижения степени миграции следовал  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$ .

Ключевые слова: почва, вертикальная миграция, радионуклиды, лесная подстилка, центр запаса, режим увлажнения.

Последние десятилетия не теряет своей актуальности проблема радиоактивного загрязнения всех компонентов окружающей среды, в том числе и почв.

Опасность радиоактивного загрязнения почв обусловлена, во-первых, прямым ионизирующим воздействием на живые организмы (внешнее

облучение), во-вторых, риском накопления радионуклидов в звеньях трофической цепи (внутреннее облучение) [1].

Для прогнозирования содержания радионуклидов в почве, спустя годы, нужно знать и понимать закономерности их поведения и реакции с окружающей средой – как они распределяются между почвенными слоями, по какому принципу сорбируются, какие факторы влияют на их подвижность. Интенсивность и продолжительность действия различных факторов и процессов миграции различны и зависят от конкретных условий [2, 3].

Главной целью наших исследований являлось проведение оценки вертикальной миграции радионуклидов по профилю почв пунктов наблюдения, характеризующихся различной степенью увлажнения.

Исследования проводились на пяти пунктах наблюдения (ПН) Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, характеризующихся различной степенью увлажнения и уровнем радиоактивного загрязнения. ПН-1 – березняк, почва дерново-подзолистая с расположенным под подстилкой оторфованным гумусовым горизонтом (5-15 см), гидроморфная. ПН-2 – черноольшанник, почва торфянисто-подзолисто-глеявая, гидроморфная. ПН-3 – дубрава, почва дерново-подзолистая глеевая, полугидроморфная. ПН-4 – залежь, почва дерново-подзолистая, супесчаная, слабоподзоленная, пахотная, автоморфная. ПН-5 – сосняк, почва дерново-подзолистая, песчаная, автоморфная.

Отбор проб почвы проводился по почвенному разрезу послойно: верхний слой 0-10 см с интервалом 1 см, далее - с интервалом 5 см (10-30 см) и 10 см (30-100 см). Образцы органогенного слоя отбирались по схеме 50x50 см. Образцы почвы отбирались на глубину 100 см.

В лабораторных условиях пробы подстилочного слоя, дернины и почвы высушивались при температуре 20-25 °С. По окончании пробоподготовки образцы помещались в сосуды «Маринелли» (объем 1 л), или «денты» (0,1 л) для последующего определения радионуклидов. Определение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пробах проводили инструментальным методом на  $\gamma$ - $\beta$ -спектрометре «МКС-АТ1315» (Атомтех, Беларусь) с блоком детектирования для регистрации  $\gamma$ -излучения на основе сцинтилляционного кристалла NaI (Тl) размерами  $\text{Ø}63 \times 63$  мм с погрешностью измерений не более 20 %. Для регистрации  $\beta$ -излучения использовался органический сцинтиллятор на основе полистирола, активированного паратерфинилом, размерами  $\text{Ø}128 \times 9$  мм. Измерения  $^{241}\text{Am}$  проводили на  $\gamma$ -спектрометре «Canberra» (Canberra Industries, Inc., USA) с детектором из особо чистого германия с композитным углеродным окном с

регистрацией  $\gamma$ -излучения в диапазоне энергий 20 – 2000 кэВ с погрешностью не более 25 %.

Математическая и статистическая обработка результатов исследования осуществлялась на персональном компьютере с помощью программы Microsoft Excel.

Поведение радионуклидов в лесных почвах имеет определенные отличия по сравнению с почвами других типов биогеоценозов. Это обусловлено наличием специфического органо-минерального слоя – лесной подстилки, состоящей из разлагающихся растительных и животных остатков. Лесная подстилка является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов, скорость которой коррелирует с ее толщиной, составом и строением. Количество радионуклидов, поступающих в минеральную толщу, зависит от удерживающей способности лесной подстилки. Исследования показали, что в настоящее время больше всего радионуклидов удерживается подстилкой соснового леса. Здесь сосредоточено до 14,3 %  $^{137}\text{Cs}$ , 11,4 % –  $^{90}\text{Sr}$  и до 10,6 % –  $^{241}\text{Am}$ . Это объясняется тем, что в сосновых насаждениях формируется мощный слой подстилки (4,0 см), происходит медленная ее минерализация и очень небольшая часть радионуклидов мигрирует в верхние слои почвы.

Для лиственных лесов содержание радионуклидов в лесной подстилке составляло 2,7 – 2,9 %, 1,2 – 4,3 %, 1,7 – 3,1 % соответственно. В этих лесах формируется маломощная неполнопрофильная подстилка, ее аккумулярующая роль невелика. Здесь подстилка слабо выражена и практически полностью состоит из свежего растительного опада, который довольно быстро перерабатывается почвенной биотой. В этих ценозах отмечается наиболее интенсивная миграция радионуклидов в минеральную толщу.

На залежи естественно вся активность была сосредоточена в гумусово-подзолистом горизонте.

Максимальная плотность загрязнения радионуклидами минеральной части почв лесных фитоценозов наблюдается в верхнем 0-1 сантиметровом слое: 9,0 – 25,6 %  $^{137}\text{Cs}$ , 7,4 – 24,0 %  $^{90}\text{Sr}$  и 14,1 – 27,5 %  $^{241}\text{Am}$ . В почве залежи наибольшая плотность загрязнения находится в слое 1-2 см: 17,3 %  $^{137}\text{Cs}$ , 15,4 %  $^{241}\text{Am}$  и 16,3 %  $^{90}\text{Sr}$ .

В верхнем 5-сантиметровом слое минеральной части почвы сосредоточена основная доля  $^{137}\text{Cs}$  (42,4 – 66,2 %) и  $^{241}\text{Am}$  (57,7 – 63,6 %), а в десятисантиметровом слое содержится от 66,9 до 82,9 %  $^{90}\text{Sr}$ .

В полугидроморфных и гидроморфных почвах в слое 10-15 см содержится

3,6 – 6,0 %  $^{137}\text{Cs}$ , 5,3 – 5,9 %  $^{90}\text{Sr}$ , 3,4 – 4,0 %  $^{241}\text{Am}$ . Для автоморфных почв эти данные составляют 1,9 – 4,6 %, 4,5 – 5,2 %, 4,4 – 5,1 % соответственно. В слой 15-20 см мигрировало в почвах с избыточным увлажнением до 3,5 %  $^{137}\text{Cs}$ , 4,6 %  $^{90}\text{Sr}$ , 3,9 %  $^{241}\text{Am}$ . Для почв с автоморфным режимом увлажнения эти показатели имели значения 2,5 %, 4,0 и 3,6 % соответственно. В 20-25-сантиметровом слое полугидроморфных и гидроморфных почв биоценозов сосредоточено 2,3 – 2,7 %  $^{137}\text{Cs}$ , 2,9 – 4,4 %  $^{90}\text{Sr}$  и 2,9 – 3,7 %  $^{241}\text{Am}$ . Для автоморфных почв процентное содержание радионуклидов в данном почвенном слое было 1,0 – 2,2 %, 2,7 – 2,9 % и 2,6 – 2,7 % соответственно. В слое 25-30 см находилось до 2,3 %  $^{137}\text{Cs}$ , 4,0 %  $^{90}\text{Sr}$  и 3,2 %  $^{241}\text{Am}$ .

Во всех почвах пунктов наблюдения в слой 30-100 см мигрировало не более 7,5 %  $^{137}\text{Cs}$  и 12,0 %  $^{90}\text{Sr}$ .  $^{241}\text{Am}$  в этих слоях почвы не обнаружен.

Согласно расчетам, центр запаса  $^{137}\text{Cs}$  в автоморфных почвах (сосняк, залежь) находился на глубине 6,54 – 7,29 см, а в полугидроморфных и гидроморфных почвах 8,25 см и 9,01– 11,97 см соответственно.

Большой подвижностью обладал  $^{90}\text{Sr}$ , что усиливалось в условиях избыточного увлажнения почв. Глубина проникновения 50 %  $^{90}\text{Sr}$  в почвах с избыточным увлажнением составляла 10,23 – 19,31 см, тогда как в автоморфных почвах 8,41 – 8,86 см.

Положение центров запаса  $^{241}\text{Am}$  мало зависело от условий увлажнения и находилось в пределах 6,47 – 7,32 см.

Подвижность радионуклидов возрастала с увеличением степени гидроморфности почв: автоморфные < полугидроморфные < гидроморфные. Данное обстоятельство связано с рядом моментов. Во-первых, при повышенной влажности большее количество радионуклидов находится в почвенной влаге. Во-вторых, гидроморфные почвы характеризуются образованием торфянистых слоев. В них происходит слабая сорбция радионуклидов твердым веществом почвы. Скорость миграции медианного содержания  $^{137}\text{Cs}$  составила для автоморфных почв 0,24 – 0,30 см/год, для полугидроморфных – 0,39 см/год и гидроморфных почв 0,48 – 0,51 см/год. Следует отметить, что скорость вертикальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  в 1,2 – 1,5 раз превышала скорость миграции  $^{137}\text{Cs}$  и составляла 0,36 – 0,41 см/год, 0,51 и 0,62 – 0,64 см/год соответственно. Это объясняется тем, что  $^{137}\text{Cs}$  в отличие от  $^{90}\text{Sr}$  активно фиксируется почвой, особенно в первый период после поступления. Также,  $^{90}\text{Sr}$  в почве, связан, преимущественно с фульвокислотами, имеющими высокую растворимость и подвижность, а  $^{137}\text{Cs}$  – с гуминами и гуматами, подвижность которых

существенно ниже. Поэтому последний, как правило, менее подвижен, чем первый [4,5].

$^{241}\text{Am}$  обладал более низкими мобильными свойствами и высокой способностью образовывать комплексы с веществами почвенного комплекса. Скорость миграции  $^{241}\text{Am}$  находилась на уровне 0,19 – 0,21 см/год, 0,28 и 0,30 – 0,36 см/год соответственно. В дальнейшем также необходимо учитывать постоянное увеличение со временем содержания  $^{241}\text{Am}$  в почве вследствие физического распада  $^{241}\text{Pu}$ , что может отразиться на характеристиках вертикального распределения [6, 7].

Таким образом, в ходе проведенных исследований было установлено, что наиболее интенсивно мигрирует вглубь по профилю почв  $^{90}\text{Sr}$  (0,36 – 0,64 см/год) и значительно слабее  $^{241}\text{Am}$  (0,19 – 0,36 см/год), и  $^{137}\text{Cs}$  (0,24 – 0,51 см/год). Это объясняется тем, что основное количество  $^{241}\text{Am}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах находится в прочнофиксированном состоянии. Полученные результаты указывают на возможность загрязнения грунтовых вод  $^{90}\text{Sr}$  в почвах с высокой плотностью первоначального загрязнения и близким залеганием водоносных горизонтов.

#### Библиографический список

1. Чердакова А.С., Гальченко С.В. Изменение агрохимических свойств серой лесной почвы, загрязненной изотопом цезия-137 при внесении различных гуминовых препаратов // Трансграничное сотрудничество в области экологической безопасности и охраны окружающей среды: материалы VI междунар. науч.-практ. конф.. Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2022. С. 109-112.
2. Василенков В. Ф., Косолапова Э.В. Модели поведения радионуклидов в почве // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2018: материалы междунар. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Севастополь: СевГУ, 2018. С. 213–217.
3. Алексахин Р. М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Поведение  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва-растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае // Агрохимия. 1992. № 8. С. 127–138.
4. Преволоцкий А.Н., Булавик И.М. Основы ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения: конспект лекций. Мн.: Белгослес, 2003. 143 с.
5. Преволоцкий А.Н., А.В. Гаврилов, Булавик И.М. Радиоэкология: пособие. Мн.: НПООО «ПИОН», 2001. 112 с.

6. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 2000. 268 с.