

5. Щур, А. В. Экологические особенности микробиоты почв в условиях радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь при применении биологически активных препаратов / А. В. Щур, Д. В. Виноградов // АгроЭкоИнфо. 2016. № 1. Режим доступа: [http://agroecoinfo.narod.ru/journal/ STATYI/2016/1/st\\_51.doc](http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2016/1/st_51.doc). (Дата обращения 20.06.2016).

6. Influence of biologically active preparations on caesium-137 transition to plants from soil on the territories contaminated as the result of Chernobyl accident / Alexander Shchur, Viktor Valkho, Dmitry Vinogradov, Volha Valko // Springer International Publishing Switzerland. 2017. С. 51–70.

7. Динамические процессы в микробиоценозах лесной экосистемы при применении биологически активных препаратов в условиях радиоактивного загрязнения / А. В. Щур, В. П. Валько, О. В. Валько, И. И. Куницкий, А. А. Шумигай // Современные экологические проблемы устойчивого развития Полесского региона и сопредельных территорий: наука, образование, культура: Материалы V Междунар. науч.-практ. конф., Мозырь, 25–26 окт. 2012 г. / УО МГПУ им. И.П. Шамякина; редкол.: О.Г. Акушко [и др.]. Мозырь, 2012. С. 99–102.

8. Почвенные микоценозы лесной экосистемы при применении биологически активных препаратов в условиях радиоактивного загрязнения / А. В. Щур, В. П. Валько, О. В. Валько, И. И. Куницкий, И. А. Карпечина, В. О. Подорожко, А. А. Шумигай // Актуальные проблемы экологии: Материалы VIII междунар. науч.-практ. конф. (Гродно, 24–26 окт. 2012 г.). В 2 ч. / ГрГУ им. Я. Купалы ; редкол.: И. Б. Заводник (гл.ред) [и др.]. Гродно: ГрГУ, 2012. Ч. 1. С. 170–172.

9. Щур, А. В. Исследование микробиоты почв в условиях радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь при применении биологически активных препаратов / А. В. Щур // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2016. № 1. С. 120–125.

10. Щур, А. В. Экологическая структура сообщества почвенных беспозвоночных животных леса в условиях радиоактивного загрязнения территорий Республики Беларусь / А. В. Щур, В. П. Валько, Д. В. Виноградов // АгроЭкоИнфо. 2016. № 3. Режим доступа: [http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2016/3/st\\_323.doc](http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2016/3/st_323.doc). (Дата обращения 15.02.2017).

## ДИНАМИКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АГРОЭКОСИСТЕМ МОГИЛЕВСКОЙ ОБЛАСТИ

*Т. Н. Агеева, А. В. Щур*

*Белорусско-Российский университет, [ageeva.tam@yandex.by](mailto:ageeva.tam@yandex.by)*

До аварии на Чернобыльской АЭС загрязнение техногенными радионуклидами территории Республики Беларусь было обусловлено в основном глобальными их выпадениями из атмосферы в результате испытаний ядерного оружия. Имеются данные, что загрязнение долгоживущими радионуклидами, такими как  $^{137}\text{Cs}$  составляло около  $1,5\text{--}3,7$  кБк/м<sup>2</sup>,  $^{90}\text{Sr}$  –  $0,74\text{--}1,5$  кБк/м<sup>2</sup>,  $^{239+240}\text{Pu}$  не превышало  $0,059$  кБк/м<sup>2</sup> [1].

Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. стала самой крупной техногенной катастрофой XX века, привела к масштабному загрязнению территорий коротко- и долгоживущими радионуклидами. Характер загрязнения территории Республики Беларусь оказался неравномерным и мозаичным.

Наиболее загрязнёнными стали земли Гомельской и Могилевской областей [2].

В формировании долговременного загрязнения территории Могилевской области наибольшую значимость имеет  $^{137}\text{Cs}$  с периодом полураспада 30,0 лет. Около 35% территории области (примерно 10,4 тыс. км<sup>2</sup>) было загрязнено данным радионуклидом с уровнем от 37,0 кБк/м<sup>2</sup> (1,0 Ки/км<sup>2</sup>) и более. Загрязнение земель  $^{90}\text{Sr}$  с плотностью от 5,5 кБк/м<sup>2</sup> (0,15 Ки/км<sup>2</sup>) и выше носило локальный характер (около 2%).

Примерно половина территории Могилевской области была представлена сельскохозяйственными землями или агроэкосистемами, интенсивно используемыми человеком. Почва является главным ресурсом агроэкосистемы. Радионуклиды, попавшие в почву, включаются в биологические циклы миграции и на долгие годы становятся неотъемлемым звеном пищевых цепей, формируя дозы облучения населения.

По состоянию на начало 1988 г. площадь загрязнённых  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственных земель с плотностью от 37 кБк/м<sup>2</sup> и выше составила 501,6 тыс. га или 34,3% от их общей площади по области. В разрезе плотностей загрязнения почв наблюдалась следующая картина: на площади около 278 тыс. га плотность загрязнения не превышала 185 кБк/м<sup>2</sup>, на площади 131,5 тыс. га была в пределах от 185 до 555 кБк/м<sup>2</sup> и на 92 тыс. га – колебалась от 555 кБк/м<sup>2</sup> до 1480 кБк/м<sup>2</sup> и выше. Небольшая часть сельскохозяйственных земель была загрязнена одновременно и  $^{90}\text{Sr}$ . На начало 1996 г. их площади составляли 33,4 тыс. га. Основная масса загрязнённых  $^{90}\text{Sr}$  земель (74,6%) имела плотность в пределах 5,5–11,1 кБк/м<sup>2</sup> и лишь на небольшой части (25,4%) она была выше 11,1 кБк/м<sup>2</sup>.

В связи с высокими уровнями радиоактивного загрязнения почв и невозможностью получения нормативно чистой продукции за период с 1986 по 1992 гг. было изъято из землепользования 46,9 тыс. га сельскохозяйственных земель, большая часть которых в последующем передана в гослесфонд [2, 3].

Изъятие земель и естественный распад радионуклидов постоянно меняли картину радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель. Проводимые радиологические и агрохимические обследования показали, что к 1996 г. площади земель, загрязнённых  $^{137}\text{Cs}$ , уменьшились до 360,6 тыс. га, к 2006 – до 284,06 тыс. га, к 2015 – до 258,9 тыс. га и на начало 2017 г. составили 257,9 тыс. га. За прошедший после аварии период площади загрязнённых сельскохозяйственных земель сократились в 1,9 раза, их доля сейчас не превышает 23%. Прослеживается также перераспределение площадей загрязнённых земель в разрезе уровней активности в связи со снижением концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в почве. Изменение процентного соотношения земель в разрезе уровней радиоактивного загрязнения представлено на рисунке.

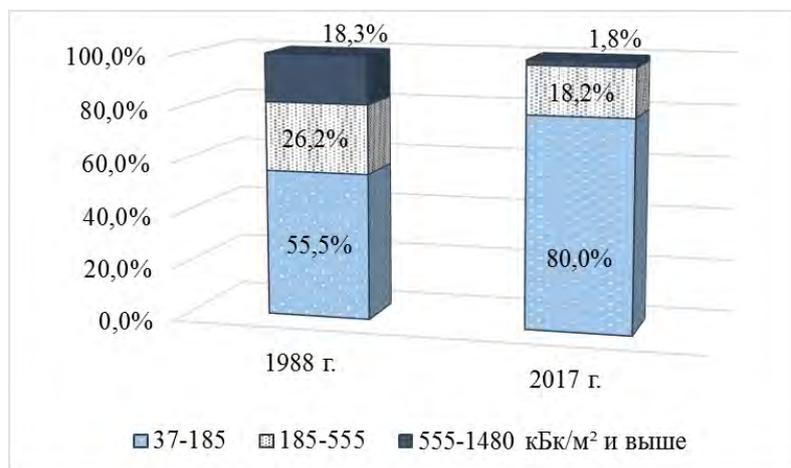


Рис. Изменение структуры загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственных земель Могилевской области

К 2017 г. около 80% загрязненных сельскохозяйственных земель уже имели плотность загрязнения от 37 до 185 kBк/м<sup>2</sup>. До 18,2% (или в 1,4 раза) снизилась доля земель с уровнем загрязнения в пределах 185–555 kBк/м<sup>2</sup>. В сельскохозяйственном использовании осталось лишь 4,5 тыс. га, где плотность загрязнения колеблется от 555 до 1480 kBк/м<sup>2</sup>. По сравнению с 1988 г. их доля снизилась почти в 10 раз и составила 1,8%. Такое значительное снижение площадей с высоким уровнем загрязнения было обусловлено как естественным распадом радионуклидов, так и исключением радиационно-опасных земель из сельскохозяйственного оборота.

Среди загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственных земель Могилевской области на долю пашни приходится 65%, на луговые земли – 35%. В то же время большая часть наиболее загрязненных земель представлена луговыми землями, где сохраняется проблема получения нормативно чистых кормов.

За прошедший период наблюдается также снижение площадей сельскохозяйственных земель, загрязненных  $^{90}\text{Sr}$ . К 2017 г. их площади сократились в 2,7 раза и составляли 1,1%. Почти все оставшиеся загрязненные  $^{90}\text{Sr}$  земли имеют плотность до 11,1 kBк/м<sup>2</sup>.

Выпавшие радионуклиды первоначально концентрируются в верхнем слое почвы (0–2 см), а затем начинают мигрировать по ее профилю. В настоящее время на необрабатываемых суглинистых почвах основная масса радионуклидов сосредоточена в верхнем 0–5 см слое, на супесчаных – в 0–10 см слое, на торфяно-болотных почвах распределяется на глубину до 20–30 см [3–5]. На пахотных землях, которые большей частью на территории области представлены супесчаными почвами, радионуклиды равномерно перемешены в пахотном слое на глубине от 0 до 25 см и лишь небольшая их часть попадает в подпахотный горизонт (1–5%). Находясь в почве, радионуклиды постепенно фиксируются компонентами почвенно-поглощающего комплекса. Прочность их закрепления и подвижность в почвенном профиле во многом зависит от гранулометрического состава почвы [5, 6]. На тяжелых суглинистых почвах поглощенные радионуклиды закрепляются в 2–5 раз сильнее, чем на легких, при этом  $^{137}\text{Cs}$  сорбируется в 10–20 раз сильнее, чем  $^{90}\text{Sr}$ .



Сорбционные процессы снижают количество водорастворимых и обменных форм радионуклидов, являющихся более доступными для поглощения корневой системой растений. В настоящее время доля фиксированного  $^{137}\text{Cs}$  составляет 83–98% от его общего содержания в почве, тогда как 57–80%  $^{90}\text{Sr}$  находится в легкодоступных для растений формах. Фиксация  $^{137}\text{Cs}$  почвенным поглощающим комплексом позволила на порядок снизить его переход в сельскохозяйственные культуры, в то время как биологическая доступность  $^{90}\text{Sr}$  изменилась незначительно [3, 5].

Кроме уровня загрязнения почв, их типа и гранулометрического состава на параметры миграции радионуклидов в системе почва–растение большое влияние оказывают степень увлажнения почв, их агрохимические свойства и биологические особенности растений. С увеличением влажности почвы возрастает доля обменного  $^{137}\text{Cs}$  и доля водорастворимого и обменного  $^{90}\text{Sr}$ , которые легко всасываются корневой системой растений и накапливаются в них. Особенно заметно, что в условиях повышенной влажности, возрастает удельная активность зеленой массы многолетних трав, произрастающих на песчаных и торфяных почвах. Повышение кислотности почв также снижает прочность закрепления радионуклидов почвенно-поглощающим комплексом и увеличивает их доступность растениям. Наличие в достаточном количестве элементов питания в почве, таких как обменный калий, магний и кальций, органическое вещество, снижает накопление радионуклидов растениями. На торфяно-болотных почвах, бедных элементами минерального питания, переход  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в 5–20 раз выше, чем на дерново-подзолистых почвах [4]. Поэтому обеспечение почв элементами питания, известкование кислых почв относится к основным защитным мерам, применяемым в сельском хозяйстве на территории радиоактивного загрязнения [5, 7].

Первые годы после аварии на загрязненной территории области наблюдалось значительное производство продукции растениеводства, не соответствующей допустимым уровням, а, как следствие, и продукции животноводства. Со временем ситуация стабилизировалась. Защитные меры в сельском хозяйстве, естественный распад радионуклидов и фиксация их почвенно-поглощающим комплексом позволили свести к минимуму производство продукции с повышенным содержанием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Проблемными на территории области остаются луговые земли на автоморфных почвах с высоким уровнем загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (более 555 кБк/м<sup>2</sup>), а также участки пойменных лугов в долине рек Днепр и Сож, представленные песчаными и торфяными почвами, на которых даже при невысокой плотности загрязнения отмечается производство кормов с повышенным содержанием радионуклидов [8].

Таким образом, основным радионуклидом, определяющим радиоактивное загрязнение агроэкосистем Могилевской области является  $^{137}\text{Cs}$ . В связи с длительным периодом распада еще многие десятилетия на территории области будут сохраняться обширные площади сельскохозяйственных земель, загрязненные им. И несмотря на значительное улучшение радиоэкологической

обстановки,  $^{137}\text{Cs}$  еще долго будет мигрировать в пищевых цепях и вносить значимый вклад в дозы облучения населения.

### Литература

1. Марей А. Н. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / Под ред. А. Марей. М.: Атомиздат, 1980. 387 с.
2. 30 лет чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий. Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь. 2016. 90 с.
3. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате крупных радиационных аварий / Н. Н. Цыбулько [и др.]; под общ. ред. Н. Н. Цыбулько. Минск: Институт радиологии, 2011. 438 с.
4. Подоляк А. Г. Влияние вертикальной миграции и форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского Полесья // *Агрехимия*. 2007. № 2. С. 72–82.
5. Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь / Под ред. проф. И. М. Богдевича [и др.]. Минск, 2008. 72 с.
6. Лозовая З. В., Агеев В. Ю. Агрехимические свойства и гранулометрический состав почв как факторы, влияющие на поступление радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растения на минеральных почвах // *Земляробства і ахова раслін*. 2009. № 6. С. 45–47.
7. Путятин Ю. В. Минимизация поступления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растениеводческую продукцию. Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2008. 268 с.
8. Агеева Т. Н., Шапшеева Т. П., Щур А. В. Оценка радиэкологической ситуации на пойменных лугах рек Днепр и Сож на территории Могилевской области // *Вестник БГСХА*. 2016. № 4. С. 96–99.

## МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА В УРБОЭКОСИСТЕМЕ (НА ПРИМЕРЕ г. КАЗАНИ)

**Ю. А. Тунакова<sup>1</sup>, С. В. Новикова<sup>1</sup>, А. Р. Шагидуллин<sup>2</sup>, В. С. Валиев<sup>2</sup>**  
<sup>1</sup> «Казанский национальный исследовательский технический университет  
им. А.Н.Туполева-КАИ» [juliaprof@mail.ru](mailto:juliaprof@mail.ru)  
<sup>2</sup> Институт проблем экологии и недропользования Академии наук  
Республики Татарстан, [artur.shagidullin@tatar.ru](mailto:artur.shagidullin@tatar.ru)

В работах основоположников учения об урбоэкосистемах Ю. А. Израэль, П. В. Елпатьевский, Ю. Е. Саэт, Е. Л. Воробейчик и др., урбоэкосистему предложено рассматривать как системный набор компонентов, в процессе функционирования взаимосвязанных между собой потоками вещества: 1) приземный слой атмосферы; 2) биологические объекты; 3) депонирующие среды. Однако в настоящее время не существует единой методологии оценки уровня экологического риска в урбоэкосистеме, до сих пор идет обсуждение концептуальных основ и методической базы [1]. Являясь категорией относительной, риск предполагает пространственную или временную неоднородность, что позволяет использовать его в экосистемном зонировании, оценивая

