

ОСОБЕННОСТИ БИОИНДИКАЦИИ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО АКТИВНОСТИ ПОЧВЕННОЙ МИКРОБИОТЫ

Ефремов А.Л.

*Белорусский государственный технологический университет
(г. Минск, Беларусь)*

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы выявлены значительные успехи в экологическом мониторинге техногенных стрессовых ситуаций [12, 14]. С использованием современных методов оценки радионуклидного состава природных сред и микробиологических подходов удалось выявить значительную роль почвенной микробиоты в стабилизации экологических последствий ядерных катастроф [16].

Радионуклидное загрязнение окружающей среды захватывает все биотические уровни открытых экосистем, где ответная реакция микроорганизмов наиболее адекватна. Обладая функцией самоочищения, микроорганизмы своим ферментативным аппаратом трансформируют экологическую среду посредством участия в круговороте биогенных элементов, биоэнергетике и очистке экосистем от ксенобиотиков и радионуклидов [15].

В биогенных процессах важная роль принадлежит микробным метаболитам, их биохимическая активность сигнализирует о направленности их метаболизма. Среди этих компонентов уникальные результаты касаются специфичных биологически активных соединений, таких как аминокислоты и нуклеиновые кислоты, составляющих основу микробных клеток [1, 2, 10]. Катастрофические последствия для окружающей среды сложились в Беларуси после аварии на ЧАЭС [13, 14]. Физико-химический мониторинг окружающей среды указывает только на степень радионуклидного загрязнения [3], но не определяет выхода из сложившейся ситуации, тогда как экологический мониторинг природных экосистем с применением микробиологических подходов может прояснить ситуацию по характеру изменения численности микроорганизмов и содержания микробных метаболитов [5, 6].

Эти исследования не ставят основной целью выяснение зависимости микроорганизмов от радиации, а представляют возможность её биоиндикаторной оценки по компонентам почвенной микробиоты, их роль в ускорении миграции и дезактивации радионуклидов в загрязненных регионах. Прочность закрепления радионуклидов в почве и скорость включения в трофические цепи неразрывно связаны с микробиологическими процессами трансформации органического вещества. Наличие в почве обменных форм радионуклидов убеждает в возможности их биогенной трансформации [17, 18] с участием микробных ферментов, аминокислот и нуклеиновых кислот [10].

Значительная часть радионуклидов находится в почвенных растворах в виде комплексов со специфическими органическими веществами (фракции

гумино- и фульвокислот), продуктами начальной стадии гумификации, с индивидуальными органическими соединениями, микробными метаболитами (сахара, аминокислоты, фенольные кислоты, полинуклеотиды, полифосфаты, углеводы, витамины, антибиотики и др.). Радионуклиды обладают способностью сорбироваться не только почвенными органо-минеральными комплексами, но и активно внедряются в состав бактериальных клеток и тканей гиф мицелия макро- и микроскопических почвенных грибов, в результате чего последние являются особо вредными источниками вторичного радиационного загрязнения почвы, растений и окружающей среды [7, 9].

МАТЕРИАЛЫ (ОБЪЕКТЫ) И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Настоящие исследования проводились в 1990–2008 гг. на стационарных пробных площадях сосновых насаждений I–III классов бонитета на территории Республики Беларусь в направлении от южных (полесских) границ к северу Республики Беларусь в Гомельской, Брестской, Могилевской и Минской областях на территориях Хойникского, Брагинского, Комаринского, Столинского, Наровлянского, Могилевского, Краснопольского, Чериковского, Воложинского лесхозов в ассоциациях: лишайниково-мшистых, овсяницево-мшистых, вейниково-мшистых и чернично-мшистых, мшисто-лишайниковых, мшисто-черничных, елово-черничных и елово-кисличных сосновых насаждений [13], развитых на песчаных, супесчаных, суглинистых и оторфованных разновидностях дерново-подзолистых и дерново-палево-подзолистых почв, подстилаемых мелкозернистыми флювиогляциальными песками, супесями или моренными суглинками. Почвенные опытные образцы отбирали из гумусово-аккумулятивных, гумусово-подзолистых, оторфованных и старопашотных горизонтов почв с глубины 5–20 см.

Мощность дозы гамма-излучения определяли по активности почвенных проб на 92X Spectrum Master и рассчитывали в $кБк/м^2$ и в $Ки/км^2$ [12, 13]. Состав микробных метаболитов (ферментов, аминокислот и нуклеиновых кислот) и численность микроорганизмов изучали с помощью хроматографических и прямых микроскопических методов [11].

Количество свободных аминокислот определяли после их экстракции из почвы этиловым спиртом методом нисходящей бумажной хроматографии: количественно по реакции с нингидрином, качественно – по реакции с изатинном [1]. Для изучения нуклеиновых кислот был использован хроматографический анализ раздельного определения ДНК и РНК по продуктам их гидролиза – пуриновым основаниям, учитываемым спектрофотометрически [2]. Численность бактерий и длину мицелия грибов учитывали люминисцентной микроскопией после предварительной ультразвуковой обработки почвенной суспензии на микропрепаратах предметных стекол в 50-ти полях зрения [11].

Бактериальную и грибную биомассы рассчитывали, исходя из удельного веса бактериальной клетки – $1,08 \text{ г/см}^3$, и ее объема ($0,1 \text{ мкм}^3$), удельного веса мицелия – $1,05 \text{ г/см}^3$ и среднего диаметра гиф (5 нм), тогда биомасса одной

бактериальной клетки равна $0,2 \times 10^{-13}$ г сухого вещества, а биомасса 1 м мицелия в расчете на абсолютно-сухую массу составляет $3,9 \times 10^6$ г [11].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В почвах, загрязненных радионуклидами, изучалась численность микроорганизмов и состав микробных метаболитов, выявлены оптимальные уровни плотности загрязнения цезием-137 окружающей среды, снижающие интенсивность микробиологических процессов ($100\text{--}200 \text{ Ки/км}^2$) и регистрирующие возрастание биоэнергетических компонентов микробных экосистем ($10\text{--}50 \text{ Ки/км}^2$) почв. Специфика микробной трансформации включает посредническую функцию биохимических компонентов микробиоты в разложении органического вещества почв и деградации их остатков [5].

На стационарных пробных площадях мощность дозы гамма-излучения колеблется от минимальных величин $100\text{--}200 \text{ кБк/м}^2$ (ПП 25, 27, 30, 32, 35), близких к естественному радиационному фону, средних – от 1000 до 3000 кБк/м^2 (ПП 3, 11, 14, 16, 18, 41) до высоких доз – от 8000 до 30000 кБк/м^2 (ПП 21, 22, 39) в районах, приближенных к очагу Чернобыльской катастрофы. Эти величины составляют от 10 до 200 Ки/км^2 и отражают поверхностную плотность радионуклидного загрязнения окружающей среды по цезию-137.

По данным радиационного мониторинга плотность загрязнения почвы цезием-137 за прошедшие 23 года снизилась в 5–10 раз, однако это кардинально не меняет сложную ситуацию техногенного прессинга на территории республики. Радиационные последствия выброса значительной части радионуклидов в 1986 году наиболее существенно отразились на территории Белорусского Полесья, что характеризует негативную экологическую ситуацию в этом регионе.

Динамика грибной и бактериальной биомассы (а), количества нуклеиновых кислот (б), содержания свободных аминокислот и аминного азота (в) в гумусово-аккумулятивных горизонтах (5–20 см) дерново-подзолистых и дерново-палево-подзолистых почв сосновых биогеоценозов в диапазоне радионуклидного загрязнения от 100 до 30000 кБк/м^2 или $0,6\text{--}192,0 \text{ Ки/км}^2$ представлены на рисунке 1, где по оси ординат откладывались величины радиационного фона, а по оси абсцисс – биомасса почвенных микроорганизмов и динамика содержания микробных метаболитов. При учете длины гиф мицелия микроскопических грибов обнаружена тенденция уменьшения их плотности по мере понижения радиационного фона с 1991 по 2002 гг. Длина мицелия грибов варьирует от 100 до 350 м/г (биомасса 0,4–1,4 мг/г почвы), наибольшая плотность характерна для почв черничных и кисличных сосняков. Это четко выражено в старопахотных почвах елово-сосновых лесов (ПП 25, 27, 35).

Наряду с определением мощности дозы гамма-излучения выявлено влияние микробных популяций основных эколого-трофических групп, участвующих в минерализации органического вещества почв, на миграционные процессы в верхних гумусовых горизонтах. Минимальная биомасса грибов

обнаружена в почвах мшистых сосняков с таломом лишайников в лесной подстилке (0,4–0,8 мг/г почвы). При высоких дозах гамма-радиации – до 30000 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ ($> 200 \text{ Ки}/\text{км}^2$) плотность микромицетов снижается от 131 до 117 мг/г, при 10000 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ ($64 \text{ Ки}/\text{км}^2$) – от 103 до 82 мг/г почвы. При мощности дозы гамма-излучения по ^{137}Cs до 7000–8000 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ ($45\text{--}51 \text{ Ки}/\text{км}^2$) заселенность микромицетов колебалась от 100 до 120 мг/г (биомасса 0,4–0,5 мг/г).

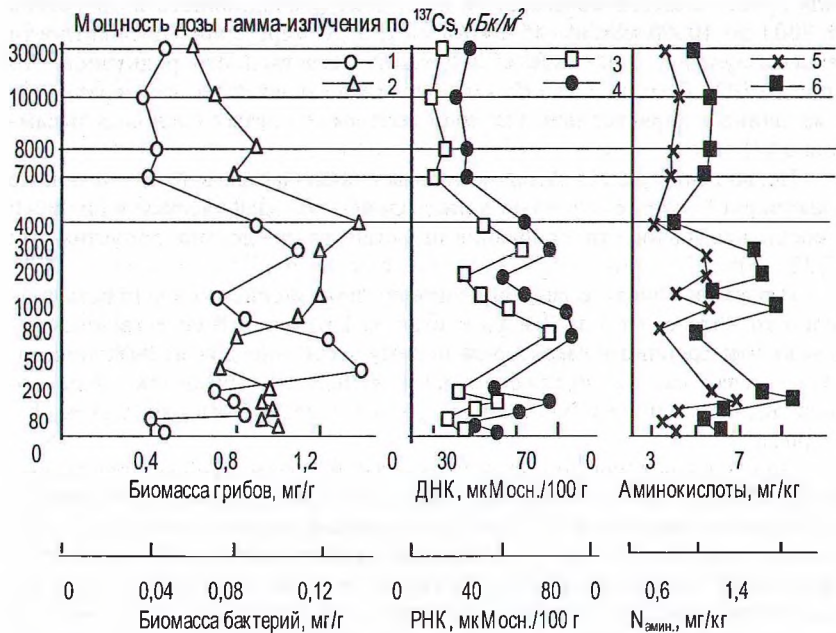


Рисунок 1 – Динамика грибной и бактериальной биомассы (а), количества пуриновых оснований ДНК и РНК (б), содержания свободных аминокислот и аминного азота (в) в дерново-подзолистых почвах сосновых биогеоценозов при различной плотности радионуклидного загрязнения (1 – биомасса грибов, 2 – биомасса бактерий, 3 – ДНК, 4 – ДНК, 5 – азот аминный, 6 – свободные аминокислоты).

Заметно обогащены грибной биомассой дерново-палево-подзолистые почвы, подстилаемые мореными суглинками в елово-кисличных и елово-черничных сосняках в Витебской и Могилевской (ПП 25, 35) областях (0,6–0,9 мг/г почвы), где мощность дозы гамма-излучения изменялась в пределах от 100 до 200 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (0,6–1,3 $\text{Ки}/\text{км}^2$), незначительно превышая естественное радиоактивное излучение окружающей среды в лесных насаждениях.

Бедны грибной биомассой также песчаные почвы чистых сосновых насаждений в Березинском биосферном заповеднике (ПП 32) и Нарочан-

ском лесничестве (ПП 30) Мядельского лесхоза (контрольные варианты), где естественный радиационный фон составлял 70–100 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (0,4–0,6 $\text{Ки}/\text{км}^2$).

Графически наблюдается тенденция уменьшения грибной биомассы в почвах сосновых лесов в диапазоне снижения плотности гамма-излучения от 30000 до 7000 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (192–45 $\text{Ки}/\text{км}^2$), далее биомасса микроскопических грибов заметно возрастает в диапазоне радиационного воздействия от 7000 до 10000 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (45–64 $\text{Ки}/\text{км}^2$), а по мере снижения плотности гамма-излучения с 800 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ к уровню естественного радиационного фона до 100 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (5,1–0,6 $\text{Ки}/\text{км}^2$) биомасса микромицетов возвращается к величинам, характерным для почв полесских чистых сосновых насаждений [9].

Поглощение радионуклидов почвами заключается в том, что они не конкурируют за сорбционные зоны, однако их эдафическое влияние и степень насыщенности основаниями остаются предельно допустимыми [7, 12, 13].

В лесных почвах с радионуклидным загрязнением численность бактерий колеблется от 3 до 7 млрд клеток на 1 г почвы. В естественных условиях эти величины характерны преимущественно для лесных подстилок, тогда как в гумусово-аккумулятивных горизонтах дерново-подзолистых почв численность бактерий составляет 3–4 млрд клеток на 1 г почвы [7].

Причиной высокой численности бактерий в гумусово-аккумулятивных горизонтах загрязненных радионуклидами почв, которая заметно превышает их биомассу в подстилках чистых биогеоценозов, видимо, является влияние низких и средних доз гамма-излучения на скорость генерации бактериальных клеток. ДНК-содержащие структуры (нуклеоиды микробных клеток) сильно подвержены изменениям под действием ионизирующих излучений, при этом резко увеличивается пул гетеротрофных микроорганизмов и заметно возрастает конкуренция за источники питания [7, 9].

Высокая численность бактерий обнаружена в почвах мшистых сосняков при уровне радиации от 3000 до 3800 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (19–24 $\text{Ки}/\text{км}^2$) в Кировском лесничестве (ПП 3) Наровлянского лесхоза: 6–7 млрд клеток на 1 г почвы (биомасса 0,12–0,14 мг/г почвы). С увеличением мощности дозы гамма-излучения от 10000 до 30000 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (64–192 $\text{Ки}/\text{км}^2$) в почвах сосняков Ветковского (ПП 21) и Оревичевского (ПП 39) лесничеств Чечерского и Первомайского лесхозов численность бактерий снижается в 1,5–2,0 раза.

При плотности загрязнения по ^{137}Cs от 1760 до 8600 $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ (11–55 $\text{Ки}/\text{км}^2$) в почвах мшистых и черничных сосняков количество бактерий колеблется от 4 до 6 млрд клеток на 1 г почвы (биомасса 0,08–0,12 мг/г). Здесь прослеживается тесная зависимость между плотностью радионуклидного загрязнения в сосняках, преимущественно на территории полесской провинции, и численностью и биомассой почвенной бактериальной микрофлоры.

Сравнительно стабильные показатели бактериальной биомассы от 0,098 до 0,104 мг/г почвы обнаружены в сложных сосновых насаждениях (с примесью ели в первом ярусе), развитых на дерново-палево-подзолистых почвах в Могилевской и Витебской областях (ПП 25, 27) при плотности радионуклидного загрязнения, близкой к естественному радиоактивному фону ($100\text{--}180 \text{ кБк/м}^2 \sim 0,6\text{--}1,2 \text{ Ки/км}^2$). В чистых контрольных сосновых насаждениях Березинского биосферного заповедника (ПП 32) и Мядельского лесхоза (ПП 30) на севере Беларуси численность бактерий и их биомасса составляют 4,5–5,0 млрд клеток на 1 г почвы или 0,092–0,098 мг/г абсолютно-сухой почвы.

Микробная трансформация включает посредническую функцию метаболитов в разложении органического вещества почв и превращении его остатков. В их число входят amino- и нуклеиновые кислоты, оценка содержания которых входит в число методов определения биологической активности почв.

Содержание ДНК в исследованных почвах варьирует от 14 до 77, а РНК – от 8 до 55 мкмоль пуриновых оснований на 100 г почвы. Отношение РНК/ДНК колеблется в пределах от 0,5 до 0,8.

Нуклеиновые кислоты в почве имеют микробную природу и повторяют закономерности их распределения, аналогичную плотности заселения почв мицелиальными грибными и бактериальными живыми организмами.

Высокий уровень метаболической активности почвенной микробиоты при плотности радионуклидного загрязнения от 700 до 800 кБк/м^2 ($4,5\text{--}5,1 \text{ Ки/км}^2$) отмечается в старопахотной почве овсяницево-мшистого соснового насаждения в Брагинском лесничестве (ПП 12) Комаринского лесхоза, а самый низкий – в песчаной почве бруснично-мшистого соснового биогеоценоза в Нарочанском лесничестве (ПП 30) Мядельского лесхоза.

Как известно, в почве, помимо связанных, всегда присутствуют фракции свободных аминокислот [1, 4]. Специфика азотного метаболизма почв состоит не только в том, что протеолитические ферменты гидролизуют белки, которые распадаются до полипептидов и аминокислот, но и в конструировании в качестве «структурных единиц» гумусовых веществ на основе конденсации с полифенолами, моносахарами и уроновыми кислотами. Разнообразие функций свободных аминокислот в почве предполагает существенную роль как в микробной трансформации, так и в биодиагностике техногенеза [7].

В почвах сосновых биогеоценозов, загрязненных радионуклидами, методом бумажной хроматографии идентифицировано 13 свободных аминокислот: аспарагиновая, серин, глицин, глютаминовая, треонин, аланин, гамма-аминоасляная (ГАМК), тирозин, валин, метионин, фенилаланин и лейцин с изолейцином. Общее содержание свободных аминокислот варьирует от 1,66 до 6,51 мг/кг почвы (таблица). Наибольшее их количество

Таблица – Содержание свободных аминокислот в гумусовых горизонтах дерново-подзолистых почв радионуклидозагрязненных сосновых биогеоценозов*

Сосновые фитоценозы	№ ПП	Горизонт	Аспарагиновая	Серин + глицин	Глютамин-вая	Треонин	Ала-нин	Г А М К	Тирозин	Валин + метионин	Фенил-аланин	Лей-цины	Общее количество N-амино-кислот
Лишайниково-мишстый	39	A ₁	0,22 7,56	0,49 16,84	0,45 15,46	0,10 3,44	0,31 10,65	0,00 0,00	0,84 28,87	0,00 0,00	0,00 0,00	0,50 17,18	2,91 0,36
Вейниково-мишстый	21	A ₁	0,44 11,86	0,49 13,21	0,62 16,71	0,28 7,55	0,54 14,55	0,00 0,00	0,62 16,71	0,00 0,00	0,24 6,47	0,48 12,94	3,71 0,42
Чернично-мишстый	22	A ₁ A ₂	0,27 7,01	0,57 14,80	0,55 14,54	0,42 10,91	0,44 11,43	0,32 8,31	0,43 11,17	0,17 4,42	0,36 9,35	0,31 8,05	3,85 0,45
Вейниково-мишстый	11	A ₁ A ₂	0,32 9,12	0,49 13,96	0,26 7,41	0,15 4,27	0,53 15,10	0,18 5,13	0,45 12,82	0,00 0,00	0,57 16,24	0,56 15,95	3,51 0,43
Лишайниково-мишстый	41	A ₁	0,30 18,07	0,36 21,69	0,29 17,47	0,14 8,43	0,22 13,25	0,00 0,00	0,20 12,82	0,00 0,00	0,00 0,00	0,15 9,04	1,66 0,20
Чернично-мишстый	3	A _{1r}	0,30 5,14	0,92 15,75	0,79 13,53	0,45 7,70	1,05 17,98	0,21 3,60	0,98 16,78	0,36 6,16	0,42 7,19	0,36 6,16	5,84 0,68
Вейниково-мишстый	18	A ₁	0,69 13,85	1,05 21,08	0,84 16,87	0,22 4,42	0,44 8,83	0,08 0,61	0,52 10,44	0,23 4,62	0,31 6,22	0,60 12,05	4,98 0,58

Сосновые фитоценозы	№ ПП	Гори- зонт	Аспа- раги- новая	Серия + глицин	Глюта- мино- вая	Трео- нин	Ала- нин	Г А М К	Тиро- зин	Валин + метио- нин	Фенил- аланин	Лей- цины	Общее коли- чество N- аминокис- лот
Вейниково- черничный	16	A ₁	0,28 8,97	0,51 16,35	0,25 8,01	0,14 4,49	0,32 10,26	0,23 7,37	0,41 13,14	0,33 10,58	0,28 8,97	0,37 11,86	3,12 0,36
Овсянниково- мшистый	14	A ₁	0,26 76,32	0,45 12,68	0,33 9,30	0,23 6,48	0,54 15,21	0,00 0,00	0,59 16,62	0,00 0,00	0,48 13,52	0,67 18,87	3,55 0,45
Елово- кисличный	27	A ₁	0,42 7,38	1,07 18,84	0,44 7,75	0,41 7,22	0,97 17,08	0,33 5,81	0,65 11,44	0,46 8,10	0,28 4,93	0,65 11,44	5,68 0,71
Елово- кисличный	25	A ₁	0,66 13,58	1,12 23,04	0,66 13,58	0,37 7,61	0,73 15,02	0,17 3,50	0,28 5,76	0,14 2,88	0,24 4,94	0,49 10,08	4,86 0,59
Елово- черничный	35	A _{1n}	0,51 7,83	1,47 22,58	1,38 21,20	0,28 4,30	0,64 9,83	0,36 5,53	0,51 7,83	0,33 5,03	0,40 6,14	0,63 9,68	6,51 0,78
Бруснично- мшистый	30	A ₁ A ₂	0,17 6,42	0,37 13,96	0,23 12,07	0,34 12,83	0,33 12,45	0,05 1,89	0,28 10,57	0,17 6,42	0,29 10,94	0,33 12,45	2,65 0,30
Чернично- мшистый	32	A ₁ A ₂	0,37 8,87	0,83 19,90	0,66 15,82	0,15 3,60	0,54 12,95	0,05 1,20	0,34 8,15	0,31 7,43	0,25 6,00	0,67 16,08	4,17 0,49

*Примечание: в числителе – количество аминокислот в мг/кг почвы, в знаменателе – % от общего количества аминокислот.

обнаружено в дерново-палево-подзолистых супесчаных старопашотных почвах елово-кисличных сосновых биогеоценозов в Могилевской области: от 4,86 до 5,68 мг/кг почвы, в преобладающем количестве были представлены аспарагиновая и глютаминовая кислоты, а также аланин и лейцины.

Высокие показатели содержания свободных аминокислот выявлены в почвах черничных и мшистых сосняков в Наровлянском (ПП 3) и Комаринском (ПП 11) лесхозах с уровнем плотности загрязнения цезием-137 от 900 до 3000 кБк/м^2 (6–19 Ки/км^2). Низкие показатели содержания свободных аминокислот в лесных почвах были обнаружены при высоких дозах гамма-излучения от 10000 до 30000 кБк/м^2 (64–192 Ки/км^2) в сосновых насаждениях Ветковского (ПП 21) и Оревичевского лесничеств (ПП 39) Чечерского и Первомайского лесхозов, а также в почвах мшистых сосняков в Кировском и Брагинском лесничествах (ПП 3, 11) Наровлянского и Комаринского лесхозов при плотности гамма-излучения от 700 до 3300 кБк/м^2 (4,5–21 Ки/км^2).

По качественному составу в исследованных почвах среди моноаминокарбоновых аминокислот преобладали: серин с глицином (12,68–23,04%), аланин (7,75–17,08%) и лейцины (6,16–18,87%); среди моноаминодикарбоновых кислот – аспарагиновая (5,14–18,07%) и глютаминовая (7,41–21,20%); из ароматических – тирозин (5,76–28,87%); не были обнаружены основные аминокислоты: цистеин, лизин, гистидин; не всегда обнаруживались валин с метионином (4,42–10,58%), фенилаланин (4,93–16,24%) и гамма-аминомасляная кислота (1,20–8,81% от общего количества аминокислот).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В почвах хвойных насаждений, загрязненных радионуклидами, идентифицированы численность микроорганизмов и состав микробных метаболитов, выявлены уровни плотности загрязнения почв по цезию-137, снижающие интенсивность микробиологических процессов и отмечающие возрастание биоэнергетических биохимических компонентов грибных и бактериальных сообществ почв. Специфика микробной трансформации включает посредническую функцию микроорганизмов в разложении органического вещества почв и трансформации их остатков. Высокая численность бактерий является следствием влияния низких и средних доз гамма-излучения на скорость генерации бактериальных клеток.

2. Численность микроорганизмов и содержание микробных метаболитов, видимо, не находятся в прямой связи с уровнем радиационного излучения. Скорость дезактивации и миграции радионуклидов в значительной степени зависит от периода полураспада радионуклидов и от их физико-химической природы, а также от экологических условий окружающей среды, где заметную роль играет почвенная микробиота и комплекс ее биохимических составляющих (микробных метаболитов), совокупность которых потенциально может стабилизировать экологическую ситуацию после техногенных воздействий.

3. Динамика свободных аминокислот повторяет картину распределения микроорганизмов и нуклеиновых кислот, диапазон их варьирования значительно уже. Миграция аминокислот диагностирует не только

тельно уже. Миграция аминокислот диагностирует не только специфику и уровень радионуклидного загрязнения, сколько, по-видимому, возможность комплексации аминокислотных остатков с обменными формами радионуклидов, способствуя выделению их из сорбционного состояния и дальнейшей дезактивации. Подтверждением взаимосвязи численности микроорганизмов с содержанием микробных метаболитов служит парная корреляция между этими показателями ($r = 0,80-0,95$), которая, по-видимому, не отражает их прямой связи с радионуклидным загрязнением сосновых биогеоценозов.

4. Свободные аминокислоты составляют 0,05–0,10% от органического вещества, 0,9–1,2% от общего и 18–25% от легкогидролизуемого азота почвы. Аминный азот составляет 0,18–1,09 мг/кг почвы (11–14% от общего количества аминокислот). Динамика содержания свободных аминокислот подтверждает механизмы миграции в почвах микроорганизмов и нуклеиновых кислот и коррелирует с аминокислотным составом растений [8] напочвенного покрова.

ЛИТЕРАТУРА

1. Асеева, И.В. Свободные аминокислоты почвенных микроорганизмов / И.В. Асеева, М.М. Умаров // Микробные метаболиты. – М.: МГУ, 1979. – С. 102–106.
2. Асеева, И.В. Микробиологические превращения нуклеиновых кислот в почве / И.В. Асеева, Н.С. Паников // Микробные метаболиты. – М.: МГУ, 1979. – С. 179–192.
3. Бондарь, Ю.И. Исследование подвижности радионуклидов в почве и их потенциальная доступность растениям ионнообменным методом / Ю.И. Бондарь, Г.С. Шмалай, Т.Л. Ярмолович // Почвоведение. – 1995. – № 6. – С. 714–717.
4. Ефремов, А.Л. Состав и содержание свободных аминокислот в почвах мелколесных лесов Припятского Полесья / А.Л. Ефремов // Почвоведение. – 1987. – № 6. – С. 93–103.
5. Ефремов, А.Л. Микробиологические тесты радионуклидного загрязнения лесных биогеоценозов Беларуси / А.Л. Ефремов // III съезд по РБИ: Радиобиология, радиоэкология. – Пущино: РАН, 1997. – Т.2. – С. 347–348.
6. Ефремов, А.Л. Индикация радионуклидного загрязнения хвойных лесов по активности почвенной микробиоты / А.Л. Ефремов // Почвоведение. – 1997. – № 6. – С. 743–749.
7. Ефремов, А.Л. Микробиота и биогенность почв сосновых лесов Беларуси / А.Л. Ефремов. – Минск: ИООО «Право и экономика», 2002. – 175 с.
8. Ефремов, А.Л. Влияние загрязнения почв радионуклидами ЧАЭС на содержание свободных аминокислот в биоте лесных ценозов / А.Л. Ефремов, О.О. Ермакова // 10 лет ПГРЭЗ. – Минск: ООО «Юнипол», 1998. – С. 24–28.
9. Ефремов, А.Л. Зонально-типологический анализ биогенных процессов в почвах сосновых лесов Беларуси: автореф. дис. ... д-ра биол. наук / А.Л. Ефремов / ИЭБ НАН Беларуси, Минск, 1999. – 40 с.
10. Ефремов, А.Л. Нуклеиновые кислоты почвенной микробиоты как показатель трансформации и воспроизводства биогенных ресурсов / А.Л. Ефремов // Природные ресурсы, 2000. – № 1. – С. 5–12.

11. Звягинцев, Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Д.Г. Звягинцев, И.В. Асеева, И.П. Бабьева, Т.Г. Мирчинк. – М.: МГУ, 1980. – 224 с.
12. Лес. Человек. Чернобыль. Основы радиэкологического лесоводства / В.А. Ипатьев, Н.И. Булко, В.Ф. Багинский [и др.] / Под общ. ред. академика НАН Беларуси и РАСХН, проф. В.А. Ипатьева. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2005. – 535 с.
13. Парфенов, В.И. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / В.И. Парфенов, Б.И. Якушев, Б.С. Мартинович [и др.]. – Минск: Наука и техника, 1995. – 582 с.
14. Якушев, Б.И. Круговорот радионуклидов Чернобыльской катастрофы в природно-растительных комплексах в условиях Беларуси / Б.И. Якушев // Проблемы экспериментальной ботаники. – Минск: Тэхналогія, 1998. – Т. 1. – С. 86-96.
15. Agapkina, G.L. Dynamics of Chernobyl-fallout radionuclides in soil solutions of forest ecosystems / G.L. Agapkina, A.I. Shcheglov, T.A. Tikhomirov, L.N. Merculova // Chemosphere, 1998. – Vol. 36. – № 4–5. – С. 1125–1130.
16. Pietrzak-Flis, Z. Migration of ¹³⁷Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest / Z. Pietrzak-Flis, I. Radwan, L. Rosiak, E. Wirth // Science Total Environ, 1996. – Vol. 186. – № 3. – P. 243–250.
17. Yafremov, A.L. The influence of nuclear catastrophe on the soil microbiota / A.L. Yafremov // Belarus-Japan symposium: Acute and Late Consequences of Nuclear Catastrophes: Hiroshima-Nagasaki-Chernobyl. – Minsk: NAS Belarus, 1994. – P. 66.
18. Yafremov, A.L. Soil microbial activity in coniferous forests as an indicator of their contamination with radionuclides / A. L. Yafremov // Eurasian Soil Science, 1997. – Vol. 30. – № 6. – P. 658–663.

**THE PROPERTY OF THE BIOINDICATION OF RADIONUCLIDE
POLLUTION IN THE WOOD ECOSYSTEMS IN ACCORDANCE WITH
THE MICROBIOTA SOIL ACTIVITY**

Yafremov A.L.

The influence of density of microorganisms populations of the basic ecology-trophic groups, which participating in a mineralization of organic substance of soils, on the migratory processes in the top soil horizons is revealed. The speed of deactivation and migration of radionuclide substantially depends both on a half-life period radionuclide of disintegration, and from the physical and chemical nature and ecological conditions of environment where an appreciable role plays soil microbiota and its complex of microbic metabolites which set can potentially stabilise an ecological situation after technogenic influences.

Статья поступила в редколлегию 31.03.2010 г.