

## ПОРУШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ РІВНОВАГИ МІКРОБІОЦЕНОЗУ НА РАДІАЦІЙНО ЗАБРУДНЕНИХ ГРУНТАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

О.Г. Мусич<sup>1</sup>, В.П. Ландін<sup>2</sup>, А.І. Парфенюк<sup>2</sup>, О.С. Дем'янюк<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»

<sup>2</sup> Інститут агроекології і природокористування НААН

*Проаналізовано наслідки накопичення антропогенних радіонуклідів (РН) та їх вплив на мікробіоценоз ґрунтів Полісся за десятиріччя, що минули після аварії на ЧАЕС. Уміст РН у ґрунті з часом поступово скорочується, але процес відбувається доволі повільно. Встановлено, що інтенсивніше мігрує <sup>90</sup>Sr, для якого характерною є найменша здатність до адсорбції частинками ґрунту порівняно з <sup>137</sup>Cs. Порухення екологічної рівноваги в природі спричинило зміни у мікробіоценозах біосфери. Змінився розподіл мікробіоти за профілем ґрунту, особливо у поверхневому шарі, а також таксономічний склад та її функціональне різноманіття, що оцінено за допомогою екологічних індексів.*

**Ключові слова:** антропогенні радіонукліди, мікробіоценоз ґрунту, радіонуклід-мікробна взаємодія, екологічні індекси.

Надходження антропогенних радіонуклідів у природні та аграрні екосистеми є наслідком ядерних випробувань, радіаційних аварій, а також нормалізованих викидів підприємств атомної промисловості та ядерної енергетики. Радіонукліди включаються в біогеохімічні процеси міграції і, накопичуючись у сільськогосподарській продукції, потрапляють в корми та харчові продукти, спричиняючи внутрішнє опромінення організму.

Найбільш екологічно значущими щодо тривалості наслідків радіоактивного забруднення є радіонукліди цезію та стронцію. Серед техногенних радіонуклідів (РН) біологічна небезпека <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs визначається низкою чинників: високим виходом під час розподілу, тривалим періодом напіврозпаду (близько 30 років), високою рухливістю.

Рухливість <sup>137</sup>Cs обумовлено тим, що цей радіонуклід є лужним елементом, хімічним аналогом біогенно важливого елемента — калію.

Природні процеси розпаду РН за десятиріччя, що минули після аварії на ЧАЕС, внесли істотні корективи у структуру розподілу їх на території України. Основним акумулятором РН залишається ґрунтовий

покрив. Уміст РН у ґрунті з часом поступово зменшується, але цей процес відбувається повільно і залежить від латеральної (горизонтальної) і радіальної (вертикальної) міграції. Внаслідок латеральної міграції частіше відбувається збільшення радіаційно забрудненої території загалом, але зменшується питома активність РН у верхніх шарах ґрунту. Радіальна міграція (за профілем ґрунту) РН відбувається внаслідок переміщення ґрунтових частинок з ґрунтовою вологою. На міграцію РН у ґрунті та її включення в біологічні цикли впливають як властивості РН, так і різні чинники навколишнього природного середовища. Радіонуклід у ґрунті існує як у рідкій, так і твердій фазах. У розчині радіонуклід може міститися у вигляді катіона, входити до складу комплексних сполук та колоїдних частинок, натомість у твердій фазі — перебуває у обмінно-сорбованому стані, тобто в рівновазі з рідкою фазою [1, 2].

Мета роботи — проаналізувати вплив техногенних радіонуклідів за допомогою екологічних індексів на мікробіоценоз радіаційно забруднених ґрунтів Полісся впродовж останніх десятиліть після аварії на ЧАЕС.

**МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ**

Основою статті є результати досліджень вітчизняних і зарубіжних авторів у галузі радіоекології, екології мікроміцетів, загальної мікробіології, біорізноманіття та біобезпеки екосистем щодо порушень екологічного стану мікробіоценозу на радіаційно забруднених ґрунтах Полісся.

**РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ**

Українське Полісся — це регіон, що найбільше постраждав від аварії на ЧАЕС. Характерною особливістю його ґрунтового покриву є посилена строкатість, що визначено рельєфом і характером ґрунтоутворювальних порід, глибиною залягання ґрунтових вод, адже ґрунти Полісся (дерново-підзолисті різного механічного складу, ступеня оглеєності й підзолистості, а також болотні) сформувалися переважно на безкарбонатних піщаних і супіщаних відкладеннях легкого механічного складу, в умовах значного зволоження, під мішаними лісами з густим трав'янистим покривом.

Специфічні природні умови регіону — кисла реакція ґрунтів, бідність їх на глинисті та слюдисті мінерали, висока зволоженість території, наявність лісів, боліт і торфовищ сприяють посиленій міграції РН з ґрунту в рослинні і далі трофічними ланцюгами. За свідченням провідних науковців [3, 4], високий уміст глинистих частинок збільшує накопичення РН у ґрунті та уповільнює їх міграцію, навіть у ґрунтах із задовільною водопроникністю.

Важливе значення для накопичення радіонуклідів у різних ґрунтах має вміст гумінових речовин, адже сорбція радіоізотопів з гуміновими кислотами є доволі міцною (табл. 1).

Інтенсивніше мігрує <sup>90</sup>Sr, характерною особливістю якого є найменша здатність до адсорбції радіонукліда частинками ґрунту порівняно з <sup>137</sup>Cs. Найбільшими сорбційними властивостями характеризується чорнозем, а найменшими — торфовища (табл. 1). Крім того, рухливість РН у складі оклюдованих, інкапсульованих частинок ґрунту підвищується з плином часу і тривалістю забруднення та розвитком процесів вилуговування.

Серед чинників абіогенної природи, що впливають на міграцію і трансформацію РН, найважливішим є рН поверхневих і ґрунтових вод. У кислому середовищі (рН < 3) знижується здатність твердої фази ґрунту адсорбувати катіоногенні радіонукліди, тому їх рухливість є високою. У лужному середовищі (рН > 8,5) рухливі аніоногенні елементи РН у слабокислому середовищі (рН від 3 до 6,5) мігрують у вигляді комплексних сполук із органічною речовиною. Внаслідок утворення останніх істотно збільшується рухомість РН у геосфері, що, з одного боку, є негативним явищем, а з іншого — позитивним, адже відбувається зниження їх радіоактивності [4].

З плином часу відбуваються процеси старіння РН, їх дифузія в кристалічну

Таблиця 1

**Сорбційні властивості ґрунтів Полісся відносно радіонуклідів <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs [4]**

Тип ґрунту	Коефіцієнт сорбції, мг-екв/100 г ґрунту		Гумус, %
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	
Чорнозем	490–1150	1200–10000	1,5–3,9
Сірий лісовий	6–180	36–6100	0,6–2,1
Дерново-підзолистий	3–700	40–1500	0,38–3,2
Алювіальний та підзолисто-піщаний	5–100	20–400	—
Торфоболотний	2–10	5–190	—

Таблиця 2

**Періоди напівочищення верхніх горизонтів деяких видів ґрунтів полігона «Рудий ліс» [5]**

Дільниця	<sup>90</sup> Sr, років	<sup>137</sup> Cs, років
Болотний мінеральний оглеєно-піщаний ґрунт, на 2001–2002 рр.	28±3	21±4
Болотний мінеральний оглеєно-піщаний ґрунт, на 2014–2015 рр.	27±3	36±5
Дернистий пілувато-піщаний ґрунт, на 2001–2002 рр.	58±6	46±7
Дернистий пілувато-піщаний ґрунт, на 2014–2015 рр.	61±10	42±7

структуру деяких мінералів, утворення комплексних сполук, агрегування у більші частинки, зменшення рухомості, доступності для засвоєння рослинами. З іншого боку, на біодоступність РН впливають чинники навколишнього природного середовища — кисень, вода в комплексі з мікроорганізмами, і радіонукліди з важкорозчинних сполук трансформуються у легкорозчинні, краще розчиняються в ґрунтовому розчині.

За результатами досліджень поведінки РН полігона «Рудий ліс» у 5-км зоні ЧАЕС упродовж 2014–2015 рр. [5] були отримані параметри їх вертикальної міграції (табл. 2, 3). З кожним роком РН мігрують у глибші шари ґрунту, але швидкість їх переміщення фактично не змінилась за вказані роки (табл. 2).

Параметри вертикального переміщення, отримані за допомогою модифікованої конвективно-дифузійної моделі (радіографічний метод), автори використали для подальших радіоекологічних оцінок. Так,

за допомогою методу послідовних екстракцій визначено форми міграції <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs у вигляді компактних структур у зразках ґрунту та домінує вилюговування <sup>90</sup>Sr, як і в попередні роки після аварії. Подальше вивчення розподілу РН засвідчило, що максимум розподілу «гарячих» частинок змістився лише на 1–1,5 мкм порівняно з 2000 р. (табл. 3).

Порушення екологічної рівноваги в природі тісно переплітається зі змінами в мікробіоценозах біосфери. Нині загальноновизнано, але повністю не вивчено роль мікробних ценозів у біологічному циклі міграції РН, що відбувається через мікробіологічний метаболізм комплексних органічних і неорганічних сполук ґрунту з РН. Довготривалі наслідки Чорнобильської катастрофи для мікробіоти є доволі неоднозначними і можуть бути небезпечнішими, ніж видається сьогодні. Адже наслідком післядії є те, що зміни у популяціях покоління мікроорганізмів відбуваються швидше порівняно зі швидкістю зміни популяцій

Таблиця 3

**Співвідношення мобільних форм <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs у ґрунті 5-км зони ЧАЕС\* [5]**

Шар ґрунту, см	NH <sub>4</sub> Ac	HCl	HNO <sub>3</sub>	Σ (NH <sub>4</sub> Ac + HCl)
<i>Уміст <sup>90</sup>Sr у екстрактах, % від суми чотирьох екстракцій</i>				
Б 0–2	34,5	19,9	5,8	54,3
Б 2–4	41,9	22,7	21,5	64,6
<i>Уміст <sup>137</sup>Cs у екстрактах, % від суми чотирьох екстракцій</i>				
Б 0–2	3,8	1,5	5,1	5,3
Б 2–4	3,3	1,4	4,4	4,7

Примітка: \* відносна похибка не перевищувала 10% для <sup>137</sup>Cs та 15% для <sup>90</sup>Sr.

у рослин і тварин. Регулярна посезонна оцінка мікрофлори ґрунту, екологічно значущих представників мікробіоти для визначення динаміки процесів в умовах довготривалого радіоактивного забруднення, надасть змогу використовувати зону відчуження як «депо» генофонду мікроорганізмів, які зазнали істотних змін за дії радіації.

Охорона навколишнього природного середовища, пошук підходів до реального покращення його екологічного стану є актуальним для світової спільноти. Головним залишається аналіз адаптивної мінливості мікроорганізмів в умовах конкретного геохімічного середовища, реакція їх на довготривале перебування РН у ґрунті та техногенну еволюцію таксонів біосфери, зумовлену господарською діяльністю людини.

Відомо, що мікроорганізми зазнають хронічного впливу іонізуючого випромінювання, тобто опромінюються як від зовнішніх джерел  $\gamma$ -радіації, так і від біологічно засвоєних і накопичених у тканинах РН, які надійшли через кореневу систему рослин і випромінюють  $\beta$ - і  $\gamma$ -промені. У складних біокосних системах (ґрунт, вода, мул) одним із найважливіших компонентів, які впливають на біогеохімічні цикли РН, є мікроорганізми. Вони відіграють важливу роль в екологічному стані РН, беруть участь у перетворенні розчинених і нерозчинених фаз, що лежать в основі біогеохімічних циклів.

Природні процеси розпаду РН останніми роками внесли істотні корективи в структуру розподілу  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  на території України, де рівні забруднення  $^{137}\text{Cs}$  є еквівалентними доаварійним, а також більш ніж удвічі скоротилася площа територій, де рівень забруднення  $^{90}\text{Sr}$  перевищував доаварійний [6].

Нині залишається важливою проблемою перехід РН із забрудненого ґрунту в рослини. Завдяки особливостям

взаємодії ґрунтових мікроорганізмів із РН (біосорбція, біоаккумуляція, біотрансформація, біоінералізація та посилена хемосорбція) можливо зменшити їх біологічну доступність для рослин.

Вплив мікроорганізмів на доступність ґрунтових РН для рослин тісно переплітається із процесами взаємодії між РН та мікроорганізмами. Існує два типи мікробних процесів:

- під дією мікроорганізмів нерозчинні сполуки РН трансформуються в розчинну фазу, тим самим збільшуючи потенційну токсичність;
- розчинні РН закріплюються бактеріями і стають недосяжними для інших організмів.

Механізми іммобілізації та мобілізації РН мікроорганізмів – найважливіші моменти природних біогеохімічних циклів.

У ґрунті, незважаючи на незначний уміст мікроорганізмів за масою (1–10 т/га в шарі 0–15 см), насправді міститься їх значна кількість ( $100 n \times 10^8 - n \times 10^9/\text{г}$ ). Висока швидкість розмноження (ділення кожні 20–30 хв, і високе значення співвідношення площі поверхні клітин до їх об'єму робить мікроорганізми домінуючим елементом біогеохімічних циклів РН.

Взаємодія мікроорганізмів з РН (рисунок) відбувається внаслідок таких процесів [7, 8]: поглинання РН через біосорбцію без активного мембранного транспорту за допомогою фізико-хімічних реакцій у ґрунтовому розчині або через біоаккумуляцію

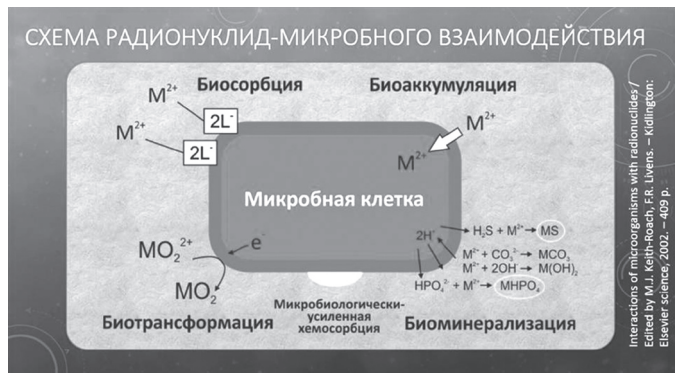


Схема радіонуклід-мікробної взаємодії [7]

завдяки активному транспорту і накопиченню РН у цитоплазмі; трансформація РН через окисно-відновні процеси з утворенням більш рухомих і менш токсичних продуктів порівняно з початковими; секреція мікроорганізмів органічних і неорганічних метаболітів, які змінюють рухомість РН завдяки утворенню комплексів  $^{90}\text{Sr}$  або  $^{137}\text{Cs}$  — органічний ліганд у вигляді хелатів та комплексних сполук у середині клітини. Також слід відзначити й непрямі шляхи, коли мікроорганізми модифікують, змінюють фізико-хімічні умови навколишнього природного середовища (рН, Eh та ін.). Усі ці процеси як тепер, так і через десятиріччя визначатимуть рухомість РН у ґрунті та матимуть не останнє значення для збалансованого мінерального живлення рослин.

З перебігом часу змінився розподіл мікробіоти за профілем ґрунту, особливо в поверхневому шарі. Найважливішими показниками якості ґрунту є біомаса мікроорганізмів, таксономічний склад мікрофлори та її функціональне різноманіття. Проведений порівняльний аналіз за десятиліття після ЧАЕС достовірно продемонстрував, що біомаса мікробіоценозу зменшилась у рази. Так, середні дані є такими (у мг/г): за 10 років — 0,55; за 20 — 0,30; за 25 років — 0,18. Зрозуміло, з погіршенням екологічного стану ґрунту таксономічне і, відповідно, функціональне різноманіття мікробного угруповання знижується [2].

Видове різноманіття мікробних угруповань оцінюють за допомогою низки екологічних індексів (Шеннона, Сімпсона, Соренсена) [9]. Під час визначення індексу Шеннона (H) враховують два чинники —

видове багатство та кількість видів певної площі для їх порівняння. Індекс Сімпсона (C) враховує вірогідність кількостей міжвидового трапляння і є значно чутливим за відбирання найчисельніших видів, але не залежить від видового багатства на певній території. Для всіх типів досліджених ґрунтів індекс Сімпсона змінюється від 0,10 (дерново-підзолистий ґрунт) до 0,36–0,42 (сірий лісовий, чорнозем). У ґрунтах Полісся, забруднених РН, упродовж десятиліть сформувались специфічні мікробні ценози (табл. 4). Порівняння коефіцієнта подібності Соренсена (S) видового складу мікроміцетів засвідчив, що найістотніші зміни відбулися у верхньому (0–10 см) шарі ґрунту —  $S = 0,18\text{--}0,40$  залежно від його типу.

На глибині 20 см склад мікробіоти незначно відрізняється (відносно чистий ґрунт без радіонуклідів) за останні десятиріччя — більше стало спороносних форм в угрупованнях бактерій та меланінвмісних радіостійких видів серед мікроміцетів. Їм властиво активно руйнувати «гарячі» частинки, мікроскопічні мінеральні утворення з підвищеною радіоактивністю. Встановлено [10], що видовий склад мікроміцетів ґрунтів Полісся багато в чому є однорідним. Трапляються представники *Zygomycota* (*Mucor plumbeus*, *Rhizopus oryzae*, *Rh. stolonife*), а також різноманітна група анаморфних грибів (*Aspergillus flavus*, *A. fumigatus*, *A. candidus*, види *Fusarium*, *Penicillium*, *Trichoderma*). Дослідження засвідчили, що активний процес забруднення РН ґрунтів зумовлює утворення нових штучних екосистем з особливими біохімічними влас-

Таблиця 4

## Екологічні показники ґрунтів Полісся, забруднених РН (порівняльний аналіз)

Тип ґрунту	Біомаса ценозу, мг/г	Показник біорізноманіття, коефіцієнт Шеннона (H)	Коефіцієнт подібності Соренсена (S)	Індекс меланізації, %	Індекс Сімпсона (C)
Чорнозем	0,55±0,5	3,26	0,40	40–45	0,36
Сірий лісовий	0,32±0,02	2,4	0,32	30–35	0,42
Дерново-підзолистий	0,12±0,002	1,2	0,14	10–12	0,10
Торфоболотний	0,20±0,002	1,8	0,18	15–18	0,22

тивостями. Зміна кількості деяких еколого-трофічних груп мікобіоти свідчить про значні порушення її функціонування. На глибині 20–40 см ґрунту, де містяться РН, домінуючих видів мікроорганізмів взагалі не зафіксовано. Багате видове різноманіття (Н) забезпечено меланінвмісними видами мікроміцетів як більш стійкими і адаптованими до нових умов існування. Домінування темнозабарвлених мікроміцетів (*Alternaria alternata*, *A. tenuis*, *Cladosporium graminis*, *Cl. herbarum*) свідчить про радіаційну меланізацію мікобіоти, яка є біоіндикатором навколишнього природного середовища. Разом з тим встановлено накопичення фітопатогенних та токсичних видів — *Fusarium oxysporum var. orthocea*s, *Penicillium nigricans* і *P. canescens*, *Alternaria niger*, частка яких становить 66,6–100%, що є небезпечним для здоров'я людини [11].

Глобальні природні зміни спричинили значні втрати не лише біологічного різноманіття та економічної значущості екосистем, але й появу нових агресивних видів, які характеризуються спроможністю швидко поширюватися у нових ценозах. Появу нових видів завжди супроводжують два чинники: зовнішній (нарколішнє природне середовище) та внутрішній (подолання біологічного бар'єра). Вивчення мікробіологічних процесів, що відбуваються у ґрунтах Полісся, засвідчило: експансію виду обумовлено сучасним станом

навколишнього природного середовища, наявністю в його складі значних площ порушених земель [12]. Порівняльний аналіз розповсюдження патогенних грибів в агроценозах (пшениця озима, жито) засвідчив, що на територіях, забруднених РН, патогенні мікроміцети розповсюджуються, переважно, конідіями, і значна їх кількість створює умови для швидкого розповсюдження інфекції та розвитку епіфітотії. На нашу думку, головну роль у цій екологічній ситуації відіграє радіаційний чинник, який посилює мікроеволюційні процеси.

## ВИСНОВКИ

Ґрунт упродовж ХХІ століття буде основним депо «чорнобильських» радіонуклідів, а його екосистеми зазнаватимуть найбільшого радіаційного тиску. В екологічному аспекті мікроорганізми відіграють важливу роль у перетворенні РН. Вони є джерелом значного різноманіття фізико-хімічних та біологічних механізмів між розчинними і нерозчинними фазами РН. На радіаційно забруднених територіях постійно змінюється якісний та кількісний склад мікробіоценозу ґрунту. За час, що минув після аварії на ЧАЕС, відбулося самоочищення екосистем, де провідну роль відіграють процеси пролонгованої фіксації РН у ґрунтового поглинального комплексу, але процеси їх біогенної міграції в екосистемах залишаються головними.

## ЛІТЕРАТУРА

- 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання: Національна доповідь України. — К., 2001. — 144 с.
- Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. — К.: КІМ, 2011. — 356 с.
- Чабанюк Я.В. Короткий огляд природних та кліматичних особливостей території північної частини Українського Полісся / Я.В. Чабанюк; за наук. ред. акад. О.І. Фурдичка, А.Л. Бойка // Екологічна безпека агропромислового виробництва. — К.: ДІА, 2013. — С. 286–290.
- Прикладная экобиотехнология: в 2-х т. / А.Е. Кузнецов и др. — 2-е изд. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2012. — 485 с.
- Изучение поведения радионуклидов на сильнозагрязненных полигонах 5-км зоны ЧАЭС / Д.М. Бондарьков, И.Н. Вишнеvский, В.А. Желтоножский и др. // Ядерная физика та енергетика. — 2016. — Т. 17, Вип. 4. — С. 381–386.
- Прустер Б.С. Обоснование и параметризация модели поведения <sup>137</sup>Cs в системе «почва — растение» / Б.С. Прустер, В.Д. Виноградская, Л.В. Перепелятникова // Проблемы безопасности атомных электростанций і Чорнобиля. — 2006. — Вип. 5. — С. 170–179.
- Interactions of microorganisms with radionuclides / Edited by M.J. Keith-Roach, F.R. Livens. — Kidlington: Elsevier science, 2002. — 409 p.
- Pedersen K. Microorganisms and Their Influence on Radionuclide Migration in Igneous Rock Environments / K.Pedersen // Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences. — 2005. — Vol. 6, No. 1. — P. 11–15.
- Шутиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Ши-

- тиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зінченко. — Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.
10. 30 лет Чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий: Нац. доклад Республики Беларусь. — Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь, 2016. — 116 с.
  11. Андросов Г.К. Распространение патогенных грибов

- в агробиоценозах различной степени радионуклидного загрязнения в Брянской области / Г.К. Андросов, В.Ю. Симонов // Сельскохозяйственная биология. — 2010. — № 5. — С. 118–122.
12. Парфенюк А.І. Формування грибного фітопатогенного фону в агрофітоценозах: Авт. дис. ... д-ра біол. наук / А.І. Парфенюк. — К., 2012. — 33 с.

## REFERENCES

1. 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання. *Natsional'na dopovid' Ukraini [15 years of the Chernobyl disaster. Experience overcoming. National report of Ukraine]*. (2001). Kyiv [in Ukrainian].
2. *Dvadtsyat p'yat rokov Chornobyl'skoi katastrofi. Bezpeka maybutnogo [Twenty five years of the Chernobyl disaster. Safety of the future]*. (2011). Kyiv: KIM [in Ukrainian].
3. Chabaniuk, Ya.V. (2013). Korotkiy oglyad prirodnih ta klimatichnih osoblivostey teritorii pivnichnoi chastini Ukrain'skogo Polissya [A brief overview of the natural and climatic features of the territory of the northern part of Ukrainian Polissya]. *Ekolohichna bezpeka ahropromysovoho vyrobnytstva [Ecological safety of agricultural production]*. O.I. Furdychko, A.L. Boiko (Eds.). Kyiv: DIA [in Ukrainian].
4. Kuznetsov, A.Ye. (2012). *Prikladnaya ekobiotekhnologiya [Applied ecobiototechnology]*. (Vols. 1–2). Moskva: BINOM. Laboratorija znaniy [in Russian].
5. Bondar'kov, D.M., Vishnevskiy, I.N., & Zheltonozhskiy, V.A. (2016). Iziicheniye povedeniya radionuklidov na sil'nozagryaznennykh poligonakh 5-km zony CHAES [The study of the behavior of radionuclides on heavily polluted polygons of the 5-km zone of the Chernobyl nuclear power plant]. *Yaderna fizika ta yenergetika — Nuclear physics and energy*, 17 (4), 381–386 [in Russian].
6. Prister, B.S., Vinogradskaya, V.D., & Perepelyatnikova, L.V. (2006). Obosnovaniye i parametnizatsiya modeli povedeniya <sup>137</sup>Cs v sisteme «pochva–rasteniye» [Substantiation and parametrization of the <sup>137</sup>Cs behavior model in the soil-plant system]. *Problemi bezpeki atomnikh yelektrostantsiy I Chornobilya — Problems of the bezpeki of nuclear power plants and Chornobilya*, 5, 170–179 [in Russian].
7. Keith-Roach, M.J., & Livens, F.R. (Eds.). (2002). *Interactions of microorganisms with radionuclides*. Kidlington: Elsevier science [in English].
8. Pedersen, K. (2005). Microorganisms and Their Influence on Radionuclide Migration in Igneous Rock Environments. *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*, 6, 1, 11–15 [in English].
9. Shitikov, V.K., Rozenberg, G.S., & Zinchenko, T.D. (2003). *Kolichestvennaya gidroekologiya: metody sistemnoy identifikatsii [Quantitative hidroecology: methods of system identification]*. Tol'jatti: IJеVB RAN [in Russian].
10. 30 let Chernobyil'skoy avarii: itogi i perspektivy preodoleniya ee posledstviy. *Nats. doklad Respubliki Belarus' [30 years of the Chernobyl accident: results and prospects for overcoming its consequences. National Report of the Republic of Belarus]*. (2016). Minsk: Ministerstvo po chrezvyehaynym situatsiyam Respubliki Belarus' [in Russian].
11. Androsoy, G.K., & Simonov, V.Yu. (2010). Rasprostraneniye patogennykh gribov v agrobiotsenozakh razlichnoy stepeni radionuklidnogo zagryazneniya v bryanskoy oblasti [Distribution of pathogenic fungi in agrobiocenoses of various degrees of radionuclide contamination in the Bryansk region]. *Selskokhozyaystvennaya biologiya — Agricultural Biology*, 5, 118–122 [in Russian].
12. Parfenyuk, A.I. (2012). Formuvannya hrybnoho fitopatohennoho fonu v ahrofitotsenozakh [Formation of the fungal phytopathogenic background in agrophytocenoses]. *Extended abstract of Doctor's thesis*. Kyiv [in Ukrainian].