

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

ВОЛКОГОН Іван Віталійович

УДК 631.427/574/579

ДИСЕРТАЦІЯ

**ОЦІНКА ЦЕЛЮЛОЗОРУЙНІВНОЇ АКТИВНОСТІ МІКРОБІОТИ НА
ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ
ГРУНТАХ**

091 «Біологія»

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень.

Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на
відповідне джерело

І.В. Волкогон

Науковий керівник

Гудков Ігор Миколайович,

доктор біологічних наук, професор,
академік НААН

Київ–2024

АНОТАЦІЯ

ВОЛКОГОН І.В. Оцінка целюлозоруйнівної активності мікробіоти на забруднених радіонуклідами дерново-підзолистих ґрунтах.

Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 «Біологія» – Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ, 2024.

Актуальність дисертаційної роботи пояснюється необхідністю вирішення наукової проблеми: оцінки спрямованості процесів біологічної деградації рослинних решток у дерново-підзолистих ґрунтах за різних рівнів радіоактивного забруднення через більш ніж 35 років після аварії на Чорнобильській АЕС; визначення особливостей розвитку та активності представників мікробіоти ґрунту, що беруть участь у процесах біологічної деструкції свіжої органічної речовини за цих умов.

Мета роботи, наукова та практична цінність полягає в оцінці впливу різних рівнів радіоактивного забруднення на біологічну активність ґрунтів, інтенсивність деградації рослинної мортмаси, особливості розвитку та активності мікроорганізмів, які приймають участь у цих процесах.

Для досягнення поставленої мети вирішували наступні завдання: визначити радіонуклідний склад та рівень забруднення територій для обрання дослідних полігонів, що характеризуються значним градієнтом радіоактивного забруднення за схожих агрохімічних характеристик; дослідити інтенсивність розкладання у ґрунті рослинних решток за різних потужностей поглиненої радіації; визначити у ґрунті в динаміці чисельність мікроорганізмів-представників сахаролітичного та пептолітичного шляхів деструкції органічної речовини залежно від градієнту радіаційного враження; дослідити залежність біологічної активності ґрунту від рівня радіоактивного забруднення.

Дисертаційну роботу виконано на кафедрі загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності Національного університету

біоресурсів і природокористування України. Тема дисертаційної роботи пов'язана з тематикою науково-дослідної роботи кафедри (договір з МОН України від 20.05.2021 № 200/01/0489 «Целюлозоруйнуюча активність мікрофлори ґрунтів Українського Полісся в умовах радіоактивного забруднення та її участь у ґрунтоутворюючих процесах (включаючи пірогенно трансформовані ґрунти)»).

Для вирішення поставлених завдань використовували методи радіологічного обстеження, визначення потужності поглиненої дози для мікроорганізмів ґрунту, метод Tea Bag Index (ТВІ) для дослідження інтенсивності трансформації рослинних решток, мікробіологічні методи визначення чисельності мікроорганізмів за висіву водних розведень зразків ґрунту на поживні середовища, методи визначення ферментативної активності ґрунту, газохроматографічні методи для визначення загальної біологічної активності ґрунту за показниками накопичення мікробної біомаси, дослідження активності азотфіксації, емісії CO₂ та N₂O, статистичні.

Дослідження проводили на дерново-підзолистих ґрунтах у зоні безумовного (обов'язкового) відселення та в зоні відчуження Чорнобильської АЕС. На обраних полігонах, які відрізнялися значними градієнтами радіоактивного забруднення, у ґрунт поміщали стандартизовані рослинні рештки і після експозиції протягом 90 днів визначали інтенсивність їх мінералізації та коефіцієнти стабілізації органічної речовини. Поряд із розміщеними пакетами з рослинною мортмасою відбирали індивідуальні зразки ґрунту, в яких у динаміці визначали: чисельність мікроорганізмів-представників сахаролітичного і пептолітичного шляхів деструкції органічної речовини, загальну біологічну активність за показниками накопичення мікробної біомаси, ферментативну активність (целюлазну, протеазну, каталазну, поліфенолоксидазну, нітрогеназну та нітратредуктазну).

У дисертаційній роботі наведено результати досліджень радіобіологічних, агрохімічних, мікробіологічних та біохімічних показників дерново-підзолистих ґрунтів та характеристики трансформації рослинних

решток за різних рівнів радіоактивного забруднення. У ході радіологічних досліджень обґрунтовано вибір двох полігонів, які характеризуються як значними відмінностями між собою за рівнем радіоактивного забруднення, так і значними його градієнтами в межах кожного полігону за наближених агрохімічних показників та рель'єфу. Полігон № 1 розташований на межі з зоною відчуження ЧАЕС (Народицький район Житомирської області – зона безумовного (обов'язкового) відселення). У межах полігону № 1 виділено три точки закладання рослинного матеріалу та відбору зразків ґрунту, які відрізняються між собою ступенем радіоактивного забруднення (відповідно, Народичі-1, Народичі-2, Народичі-3). Полігон № 2 обрали у зоні відчуження ЧАЕС (має чотири точки закладання рослинного субстрату та відбору ґрунтових зразків для дослідження – ЧЗВ-1, ЧЗВ-2, ЧЗВ-3 і ЧЗВ-4 відповідно). Полігон № 2 розташований у зоні відчуження ЧАЕС безпосередньо біля «Рудого лісу» і характеризується значно вищим рівнем забруднення радіонуклідами, як порівняти з полігоном № 1. Однорідність кліматичних умов для окремих полігонів забезпечується географічною близькістю розташування дослідних точок (максимально до кількох сотень метрів між окремими точками). Питома активність радіонуклідів у вибраних для досліджень точках відрізняється у рази і, відповідно, доза опромінення ґрунтової мікробіоти також відрізняється у рази. Сумарна потужність поглиненої дози (за рахунок опромінення від ^{137}Cs та ^{90}Sr), яку отримують мікроорганізми в точках Народичі-1 та ЧЗВ-4, складає 0,2 мкГр/год та 84 мкГр/год відповідно, що відрізняється більш ніж у 420 разів. Такий градієнт у радіологічних характеристиках ґрунтів дозволяє оцінити результати впливу саме рівнів іонізуючого випромінювання на процеси деструкції рослинної мортмаси мікроорганізмами та стан ґрунтової мікробіоти.

У ході досліджень встановлено, що інтенсивність розкладання рослинних решток була найвищою у точці Народичі-3 з найбільшим для полігону № 1 рівнем забруднення радіонуклідами. У той же час, за високих доз радіаційного ураження (полігон № 2) досліджувані показники є суттєво

нижчими, як порівняти з даними, отриманими на полігоні № 1. За цих умов зменшується як інтенсивність розкладання рослинної мортмаси, так і стабілізація органічної речовини *de novo*.

Висновки щодо впливу радіоактивного забруднення на інтенсивність мікробіологічної трансформації рослинних решток значною мірою підтверджуються результатами дослідження загальної біологічної активності ґрунтів за визначення мікробної біомаси. Так, невисокі рівні забруднення сприяли активізації розвитку мікроорганізмів. У межах полігону № 1 накопичення мікробної біомаси було найменшим за слабого забруднення (0,20 мкГр/год у точці Народичі-1) і найбільшим – за підвищеного (1,57 мкГр/год у точці Народичі-3). У той же час, проведення аналізів у ґрунті полігону № 2 свідчить про невисокі показники, особливо у точці з найвищим забрудненням. Так, в окремі строки проведення аналізів мікробна біомаса у точці ЧЗВ-4 полігону № 2, де сумарна потужність дози сягала 84,0 мкГр/год, була меншою за відповідні показники полігону № 1 у 2–10 разів. Інтенсивність накопичення мікробної біомаси значною мірою пояснює різницю в активності трансформації рослинних решток на обох полігонах, оскільки рушійною силою в цих процесах є розвиток угруповань мікроорганізмів, їхні склад та активність.

Дослідження особливостей розвитку мікроорганізмів у ґрунтах значною мірою підтверджує зроблені висновки. Так, чисельність грибів у ґрунті полігону № 1 зростає зі збільшенням рівня забруднення. У той же час, у ґрунті полігону № 2 відмічається найнижча кількість мікроміцетів серед досліджених варіантів. При цьому, чисельність мікроскопічних грибів є меншою за відповідні показники для ґрунту полігону № 1 на 1–2 порядки залежно від точок відбору зразків. Відмічена для мікроміцетів особливість характерна також і для целюлозоруйнівних бактерій, проте їхня чисельність є дуже низькою. На полігоні № 2 ранньою весною і восени ці бактерії традиційними мікробіологічними методами взагалі не виявлялися, що свідчить про незначну їхню участь у процесах деструкції рослинних решток за

досліджуваних умов. Отримані результати свідчать, що в угрупованнях представників сахаролітичного шляху деструкції рослинних решток за радіоактивного забруднення навіть через більш ніж 35 років після аварії на ЧАЕС домінують мікроміцети.

При дослідженні чисельності мікроорганізмів пептолітичного шляху деструкції органічної речовини (амоніфікувальні мікроорганізми) встановлено, що ця група представників ґрунтової мікробіоти активізується в розвитку зі збільшенням рівнів радіоактивного забруднення на полігоні № 1 і, водночас, її розвиток пригнічується у ґрунті полігону № 2, особливо у точці з найвищим рівнем забруднення. Отже, особливості розвитку мікроорганізмів пептолітичного шляху деструкції органічних решток загалом узгоджуються з особливостями формування популяцій представників сахаролітичного шляху (розвиток таких біодеструкторів як мікроміцети, насамперед).

Встановлено, що розвиток інших еколого-трофічних груп ґрунтової мікробіоти (азотфіксатори, іммобілізатори мінерального азоту, денітрифікатори, фосфатмобілізатори) також залежить від рівня радіаційного забруднення. Так, зокрема, чисельність азотфіксувальних бактерій у ґрунті полігону № 1 складала від 0,5 до 1,1 тис./г ґрунту у точці Народичі-1 до 12,7 тис./г ґрунту у точці Народичі-3; кількість іммобілізаторів мінерального азоту від 1733 тис. КУО/г ґрунту до 23003 тис. КУО/г ґрунту; денітрифікувальних мікроорганізмів – від 988 тис./г ґрунту до 10735 тис./г ґрунту. Чисельність фосфатмобілізувальних мікроорганізмів знаходилась у діапазоні 7700–11450 тис. КУО/г ґрунту залежно від рівня радіоактивного забруднення полігону № 1. У ґрунті полігону № 2 чисельність представників зазначених еколого-трофічних груп мікроорганізмів була суттєво нижчою. Найчутливішими до дії проникаючої радіації у ґрунті серед досліджених еколого-трофічних груп мікроорганізмів виявилися целюлозоруйнівні та азотфіксувальні бактерії.

Потенційна активність азотфіксації ґрунту полігону № 1 зростала за відносно невисокого збільшення рівня потужності поглиненої радіації (до 1,57 мкГр/год). Досліджуваний показник у ґрунті полігону № 2 мав невисокі

значення, сягаючи критичного рівня у точці ЧЗВ-4 де сумарна потужність дози сягала 84,0 мкГр/год.

Розрахунки інтенсивності процесів мінералізації-іммобілізації азоту за співвідношенням чисельності іммобілізаторів мінерального азоту до кількості амоніфікувальних мікроорганізмів також свідчать про активізацію біологічних процесів деструкції органічної речовини у ґрунті полігону № 1 за рівня сумарної потужності дози 1,57 мкГр/год у точці Народичі-3, як порівняти з показниками у точці Народичі-1 (за сумарної потужності дози 0,2 мкГр/год).

У ході дослідження активності ферментів виявлено стимулювання невисокими дозами поглиненої радіації (до 1,57 мкГр/год) активності як гідролітичних ензимів – целюлази і протеази (відповідальних за деструкцію целюлози і білкових речовин відповідно), так і оксидоредуктаз – каталази і поліфенолоксидази (що беруть участь в окисно-відновних реакціях, у т. ч. в синтезі гумусових сполук). У той же час, активність зазначених ферментів є суттєво нижчою у ґрунті полігону № 2 з високими рівнями поглиненої мікроорганізмами радіації. При цьому найнижчі показники відмічено у точці з найвищими показниками радіоактивного забруднення.

Отже, у роботі представлено інформацію, яка робить вклад у вчення щодо впливу іонізуючої радіації на трансформацію рослинних решток, розвиток і функціональну активність мікроорганізмів у дерново-підзолистих ґрунтах Українського Полісся.

Показано, що через більш ніж 35 років після аварії на Чорнобильській АЕС відносно невисокі дози іонізуючої радіації не пригнічують розвиток мікроорганізмів-представників сахаролітичного (мікрومیцетів та целюлозоруйнівних бактерій) і пептолітичного (амоніфікаторів) шляхів деструкції органічної речовини у ґрунті. Натомість високі рівні радіоактивного забруднення продовжують пригнічувати діяльність мікробіоти та інтенсивність розкладання у ґрунті рослинних решток.

Встановлено, що у комплексі целюлозоруйнівних мікроорганізмів, як і в перші роки після аварії на ЧАЕС, домінують мікроміцети.

Показано, що рівні радіоактивного забруднення ґрунтів аналогічно впливають також і на розвиток та функціональну активність представників інших еколого-трофічних груп мікроорганізмів – азотфіксаторів, денітрифікаторів, іммобілізаторів азоту, фосфатмобілізувальних бактерій.

Ключові слова: ґрунт, мікробіота, родючість, Чорнобильська АЕС, зона відчуження, зона безумовного (обов'язкового) відселення, радіонукліди, забруднення, рослинні рештки, бактерії, мікроміцети, ферменти.

ABSTRACT

VOLKOHON I.V. The assessment of cellulose-degrading activity of microbiota on sod-podzolic soils contaminated with radionuclides. Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 091 "Biology" – National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, 2024.

The dissertation's importance is accentuated by the need to address a scientific problem to assess the trends of the processes of biological degradation of plant residue in sod-podzolic soils at different levels of radioactive contamination as the result of the accident at the Chornobyl NPP that took place over 35 years ago. Additionally, it seeks to determine the unique characteristics and activity of soil microorganisms participating in the processes of biological decomposing of fresh organic matter in such conditions.

The purpose of the work, its scientific and practical value is to assess the impact of different levels of radioactive contamination on the biological activity of soils, the intensity of degradation of plant mort mass, the peculiarities of the development and activity of microorganisms that participate in these processes.

To achieve this goal, the following tasks were solved: to determine the radionuclide composition and level of pollution of territories of test sites that are

characterized both by a significant gradient of radioactive contamination and have comparable agrochemical characteristics; to investigate the intensity of decomposition of plant residue in the soil under different levels of absorbed radiation; to determine the dynamics of the quantity of microorganisms representing the saccharolytic and peptolytic pathways of destruction of organic matter in the soil, depending on the gradient of the radiation effect; to investigate the dependence of soil biological activity on the level of radioactive contamination.

The dissertation work was completed at the Department of General Ecology, Radiobiology and Life Safety of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. The subject of the dissertation work is related to the subject of the scientific research work of the department (agreement with the Ministry of Education and Culture of Ukraine dated 20.05.2021 No. 200/01/0489 "Cellulolytic activity of soil microflora of the Ukrainian Polissia under conditions of radioactive contamination and its participation in soil-forming processes (including pyrogenically transformed soils)").

To solve the tasks we used methods of radiological examination, determining the power of the absorbed dose for soil microorganisms, the Tea Bag Index (TBI) method for studying the intensity of transformation of plant residues, microbiological methods for determining the number of microorganisms by in culture of aqueous dilutions of soil samples on nutrient media, methods for determining enzymatic activity of soil, gas chromatographic methods for determining the total biological activity of the soil based on indicators of microbial biomass accumulation, studies of nitrogen fixation activity, CO₂ and N₂O emissions, statistical analysis.

The research was conducted on sod-podzolic soils in the zone of unconditional (compulsory) resettlement and in the exclusion zone of the Chornobyl NPP. At the selected landfills, which were distinguished by significant gradients of radioactive contamination, standardized plant residues were placed in the soil and, after exposure for 90 days, the intensity of their mineralization and the coefficients of stabilization of organic matter were determined. Along with the placed bags with

plant dead matter, the individual soil samples were taken to determine (a) the dynamics of the number of microorganisms representing the saccharolytic and peptolytic pathways of destruction of organic matter, (b) the general biological activity based on indicators of microbial biomass accumulation, and (c) the enzymatic activity (cellulase, protease, catalase, polyphenoloxidase, nitrogenase and nitrate reductase).

The dissertation presents the results of studies of radiobiological, agrochemical, microbiological and biochemical indicators of sod-podzolic soils and the characteristics of the transformation of plant residue at different levels of radioactive contamination. In the course of radiological studies, the choice of two landfills, which are characterized by significant differences in the level of radioactive contamination, as well as significant gradients within each landfill based on approximate agrochemical indicators and relief, was substantiated. Landfill No. 1 is located on the border with the exclusion zone of the Chornobyl nuclear power plant (Narodytskyi district of Zhytomyr region – zone of unconditional (compulsory) resettlement). Within landfill No. 1, three points of plant material laying and sampling of soil, which differ in the degree of radioactive contamination (Narodychi-1, Narodychi-2, Narodychi-3 respectively), were selected. Landfill No. 2 was chosen in the exclusion zone of the Chornobyl nuclear power plant (it has four points of plant material laying and soil sample selection for research – ChEZ-1, ChEZ-2, ChEZ-3 and ChEZ-4 respectively). Polygon No. 2 is located in the exclusion zone of the Chornobyl Nuclear Power Plant right next to the "Red Forest" and is characterized by a significantly higher level of radionuclide contamination compared to landfill No. 1. The uniformity of climatic conditions for individual landfills is ensured by the geographical proximity of the test points (up to several hundred meters between individual points). The specific activity of radionuclides in the points selected for research differs in times and, accordingly, the dose of exposure to soil microbiota also differs in times. The total power of the absorbed dose (due to irradiation from ^{137}Cs and ^{90}Sr) received by microorganisms at the points Narodychi-1 and ChEZ-4 is 0.2 $\mu\text{Gy/h}$ and 84.0 $\mu\text{Gy/h}$, respectively, which

differs by more than 420 times. Such a gradient in the radiological characteristics of soils allows to evaluate the results of the influence of ionizing radiation levels on the processes of destruction of plant dead mass by microorganisms and the state of soil microbiota.

In the course of research, it was established that the intensity of decomposition of plant residue was the highest at the Narodychi-3 point, with the highest level of contamination by radionuclides for landfill No. 1. At the same time, at high doses of radiation damage (landfill No. 2), the studied indicators are significantly lower compared to the data obtained at landfill No. 1. Under these conditions the reduction of the intensity of decomposition of plant mort mass and the stabilization of *de novo* organic matter were observed.

Conclusions regarding the influence of radioactive pollution on the intensity of microbiological transformation of plant residue are largely confirmed by the results of the study of the general biological activity of soils for the determination of microbial biomass. Thus, low levels of pollution contributed to the activation of the development of microorganisms. Within the borders of landfill No. 1, the accumulation of microbial biomass was the smallest under the low pollution conditions (0.20 $\mu\text{Gy/h}$ at the Narodychi-1 point) and the largest under the condition of high pollution (1.57 $\mu\text{Gy/h}$ at the Narodychi-3 point). At the same time, conducting analyzes in the soil of landfill No. 2 reveals lower indices, especially at the point with the highest pollution. During certain periods of the analysis, the microbial biomass at the ChEZ-4 point of landfill No. 2, where the total dose rate reached 84.0 $\mu\text{Gy/h}$, was 2–10 times lower than the corresponding indicators of landfill No. 1. The intensity of accumulation of microbial biomass largely explains the difference in the activity of transformation of plant residue at both landfills, since the driving force in these processes is the development of microorganisms associations, their composition and activity.

The study of the peculiarities of the development of microorganisms in soils largely confirms the conclusions made. Thus, the number of fungi in the soil of landfill No. 1 builds up with an increase of the pollution levels. At the same time,

the soil of landfill No. 2 has the lowest number of micromycetes among the investigated options. At the same time, the number of microscopic fungi is lower than the corresponding indicators for the soil of landfill No. 1 by 1–2 orders of magnitude, depending on the sampling points. The characteristics noted for micromycetes are also relevant for cellulose-degrading bacteria, but their number is very low. At landfill No. 2 in early spring and autumn, these bacteria were not detected at all by traditional microbiological methods, which indicates their insignificant participation in the processes of destruction of plant residues under the studied conditions. The obtained results indicate that micromycetes dominate the groups of representatives of the saccharolytic pathway of destruction of plant residue under radioactive contamination, even more than 35 years after the accident at the Chernobyl nuclear power plant.

The study of the number of microorganisms of the peptolytic pathway of destruction of organic matter (ammonifying microorganisms) established that this group of representatives possess higher activity with the increasing levels of radioactive contamination at landfill No. 1 and, at the same time, its development is inhibited in the soil of landfill No. 2, especially at the point of the highest level of pollution. Therefore, the peculiarities of the development of microorganisms of the peptolytic pathway of destruction of organic residue are generally consistent with the peculiarities of the formation of populations of representatives of the saccharolytic pathway, mainly through the development of micromycetes.

It was established that the development of other eco-trophic groups of soil microbiota (nitrogen fixers, mineral nitrogen immobilizers, denitrifiers, phosphate mobilizers) also depends on the level of radiation pollution. Thus, the number of nitrogen-fixing bacteria in the soil of landfill No. 1 ranged from 0.5 to 1.1 thousand/g of soil at the Narodychi-1 point to 12.7 thousand/g of soil at the Narodychi-3 point; the amount of mineral nitrogen immobilizers from 1733 thousand CFU/g of soil to 23003 thousand CFU/g of soil; of denitrifying microorganisms – from 988 thousand/g of soil to 10735 thousand/g of soil. The number of phosphate-mobilizing microorganisms was in the range of 7,700–11,450 thousand CFU/g of soil,

depending on the level of radioactive contamination of landfill No. 1. In the soil of landfill No. 2, the number of representatives of the specified eco-trophic groups of microorganisms was significantly lower. Cellulose-degrading and nitrogen-fixing bacteria turned out to be the most sensitive to the action of penetrating radiation in the soil among the studied ecological-trophic groups of microorganisms.

The potential activity of nitrogen fixation of the soil of landfill No. 1 was higher with a relatively slight increase in the level of absorbed radiation (up to 1.57 $\mu\text{Gy/h}$). The investigated indicator in the soil of landfill No. 2 had low values, reaching a critical level at the point ChEZ-4 where the total dose rate reached 84.0 $\mu\text{Gy/h}$.

Calculations of the intensity of nitrogen mineralization-immobilization processes based on the ratio of the number of mineral nitrogen immobilizers to the number of ammonifying microorganisms also indicate the activation of biological processes of organic matter destruction in the soil of landfill No. 1 at the level of the total dose rate of 1.57 $\mu\text{Gy/h}$ at the Narodychi-3 point compared to the indicators at the Narodychi-1 point (at a total dose rate of 0.2 $\mu\text{Gy/h}$).

During the study of the enzymes activity, it was found that low doses of absorbed radiation (up to 1.57 $\mu\text{Gy/h}$) stimulate the activity of both hydrolytic enzymes – cellulase and protease (responsible for the destruction of cellulose and protein substances, respectively), and oxidoreductase – catalase and polyphenol oxidase (participating in redox reactions, including in the synthesis of humus compounds). At the same time, the activity of these enzymes is significantly lower in the soil of landfill No. 2 with high levels of radiation absorbed by microorganisms. At the same time, the lowest indicators were recorded at the point with the highest indicators of radioactive pollution.

Overall the performed scientific work presents the information that contributes to the study of the influence of ionizing radiation on the transformation of plant residue, the development and functional activity of microorganisms in the sod-podzolic soils of the Ukrainian Polissia.

It was shown that more than 35 years after the accident at the Chornobyl NPP, the relatively low doses of ionizing radiation do not suppress the development of microorganisms representing saccharolytic (micromycetes and cellulose-degrading bacteria) and peptolytic (ammonifiers) ways of destroying organic matter in the soil. Instead, high levels of radioactive pollution continue to suppress the activity of microbiota and the intensity of decomposition of plant residue in the soil.

It was established that micromycetes dominate within the group of cellulose-degrading microorganisms, as in the first years after the accident at the Chornobyl nuclear power plant.

It has been shown that the levels of radioactive soil contamination equally affect the development and functional activity of representatives of other eco-trophic groups of microorganisms – nitrogen fixing, denitrifying, nitrogen immobilizing, and phosphate-mobilizing bacteria.

Key words: soil, microbiota, fertility, Chornobyl NPP, exclusion zone, zone of unconditional (compulsory) resettlement, radionuclides, pollution, plant remains, bacteria, micromycetes, enzymes.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

**Стаття у періодичному науковому виданні,
включеному до категорії «А» Переліку наукових фахових видань України
та/або у закордонному виданні, проіндексованому у базах даних
Scopus та/або Web of Science Core Collection**

1. Gudkov I. M., Volkohon I. V., Illienko V. V., Lazarev M. M., Klepko A. V. Impact of radioactive contamination of soils on the diversity of micropopulation and the transformation of organic substances. *Agricultural Science and Practice*. 2022. Vol. 9 (3). P. 3–14. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані щодо інтенсивності розвитку ґрунтових мікроорганізмів, здійснено аналіз результатів, узгоджено з рештою співавторів висновки, підготовлено публікацію до друку відповідно до вимог видання. Гудковим І. М.*

сформульовано наукову новизну, практичне значення на тему проведених досліджень. Ілленком В. В. отримано результати щодо впливу поглинених доз радіоактивного забруднення на інтенсивність мінералізації рослинних решток. Лазарєвим М. М. проаналізовано результати стабілізації органічної речовини за дії радіації. Клепко А. В. проведено літературний пошук та порівняння отриманих результатів з наявними публікаціями).

Статті у наукових виданнях,

включених до Переліку наукових фахових видань України

2. Волкогон І. В., Ілленко В. В., Лазарєв М. М., Клепко А. В., Гудков І. М. Застосування нового методу ТВІ (TEA BAG INDEX) у дослідженні впливу проникаючої радіації на трансформацію мікроорганізмами рослинних решток. Сільськогосподарська мікробіологія. 2023. № 36. С. 34–47. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані, проведено аналіз отриманих результатів, взято участь у підготовці тексту статті, узгоджено з рештою співавторів висновки. Ілленком В. В. обґрунтовано перспективи застосування нового методу в практиці радіологічних досліджень ґрунтів. Лазарєвим М. М. узагальнено отримані результати, здійснено порівняння з результатами, оприлюдненими у зарубіжних публікаціях. Клепко А. В. організовано проведення досліджень. Гудковим І. М. сформульовано наукове і практичне значення отриманих результатів, взято участь у підготовці тексту).*

3. Ілленко В. В., **Волкогон І. В.,** Лазарєв М. М., Клепко А. В., Гудков І. М. Целюлозо-руйнуюча активність ґрунтової мікрофлори за впливу різних рівнів радіонуклідного забруднення. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природо-користування України. 2023. № 3 (103). <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/34700>
(Волкогоном І. В. отримано первинні дані щодо розвитку в ґрунтах целюлозоруйнівної мікробіоти, проведено аналіз отриманих результатів, узгоджено з рештою співавторів висновки. Ілленком В. В. і Лазарєвим М. М.

здійснено дослідження інтенсивності трансформації рослинних решток. Клепко А. В. проведено організацію лабораторних досліджень. Гудковим І. М. узагальнено результати досліджень).

4. Волкогон І. В. Біологічна активність дерново-підзолистих ґрунтів за різних рівнів радіоактивного забруднення. Агроєкологічний журнал. 2024. № 1. С. 85–93.

Стаття у колективній монографії

5. Ілленко В. В., **Волкогон І. В.**, Клепко А. В., Лазарєв М. М., Гудков І. М. Активність мікрофлори ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС. Науковці НУБІП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС: колективна монографія. Київ, 2021. С. 162–192. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані щодо чисельності мікроорганізмів, узгоджено з рештою авторів висновки. Ілленком В. В. визначено актуальність досліджень, взято участь у підготовці тексту статті. Клепко А. В. проведено організацію лабораторних досліджень. Лазарєвим М. М. організовано проведення польових досліджень, взято участь у підготовці тексту. Гудковим І. М. узагальнено отримані результати).*

Тези наукових доповідей

6. Ілленко В. В., **Волкогон І. В.**, Клепко А. В., Лазарєв М. М., Гудков І. М. Активність ґрунтової мікробіоти за різних рівнів радіоактивного забруднення. Чорнобильська катастрофа: Актуальні проблеми, напрями та шляхи їх вирішення. Житомир, 2021. С. 95–99. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані щодо чисельності мікроорганізмів, узгоджено з рештою авторів висновки. Ілленком В. В. визначено актуальність досліджень, взято участь у підготовці тексту. Клепко А. В. проведено організацію лабораторних досліджень. Лазарєвим М. М. організовано проведення польових досліджень,*

взято участь у підготовці тексту. Гудковим І. М. узагальнено отримані результати).

7. Волкогон І. В., Ілленко В. В., Гудков І. М. Біологічна активність ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами. Екологія – філософія існування людства: VIII Міжнародна науково-практична конференція студентів, аспірантів та молодих вчених, м. Київ, 26 квітня 2022 року: тези доповіді. Київ, 2022. С. 13–14. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані, проведено статистичну обробку результатів. Ілленком В. В. систематизовано результати досліджень, взято участь у підготовці тексту. Гудковим І. М. організовано проведення досліджень, узагальнено результати).*

8. Волкогон І. В., Ілленко В. В. Особливості розвитку мікроорганізмів у ґрунті за різних рівнів радіоактивного забруднення. Мікробіологія в сучасному сільсько-господарському виробництві: XV наукова конференція молодих вчених, м. Чернігів, 26 жовтня 2022 року: тези доповіді. Чернігів, 2022. С. 155–157. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані, проведено статистичну обробку даних, взято участь у підготовці тексту. Ілленком В. В. узагальнено отримані результати, взято участь у підготовці тексту).*

9. Волкогон І. В., Ілленко В. В. Мікробна біомаса в ґрунті за впливу проникаючої радіації. Інноваційні технології в захисті рослин за умов глобалізації: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 1 грудня 2022 року: тези доповіді. Київ, 2022. С. 76–78. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані, проведено статистичну обробку даних, взято участь у підготовці тексту. Ілленком В. В. узагальнено отримані результати, взято участь у підготовці тексту).*

10. Illienko V., Volkohon I., Klepko A., Lazarev M. The changes of Tea Bag Index parameters depending on the radionuclide contamination level of soils in northern Ukraine. EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 23–28 April 2023: abstract. Vienna, Austria, 2023. С. 140. *(Волкогоном І. В. отримано*

первинні дані. Ілленком В. В. проведено розрахунки, взято участь у підготовці тексту тез. Клепко А. В. здійснено організацію лабораторних досліджень. Лазарєвим М. М. організовано проведення польових досліджень, взято участь у підготовці тексту).

11. **Volkohon I., Illienko V.** The abundance and activity of microorganisms in the soil under at increasing radioactive contamination. EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 23–28 April 2023: abstract. Vienna, Austria, 2023. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані, взято участь у підготовці тексту. Ілленком В. В. узагальнено отримані результати).*

12. **Волкогон І. В., Ілленко В. В., Лазарєв М. М., Клепко А. В., Гудков І. М.** Активність біологічних процесів у дерново-підзолистих ґрунтах за різних рівнів радіонуклідного забруднення. Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу. Секція 2: Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни: Міжнародна науково-практична конференція, присвячена 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України, м. Київ, 25 травня 2023 року: тези доповіді. Київ, 2023. С. 46–48. *(Волкогоном І. В. отримано первинні дані, узгоджено з рештою авторів висновки. Ілленком В. В. визначено актуальність досліджень, взято участь у підготовці тексту. Клепко А. В. проведено організацію лабораторних досліджень. Лазарєвим М. М. організовано проведення польових досліджень, взято участь у підготовці тексту. Гудковим І. М. узагальнено отримані результати).*

13. **Волкогон І. В.** Біомаса мікроорганізмів ґрунту залежно від ступеню радіоактивного забруднення. Актуальні питання радіобіології – 2023: 8-й з'їзд Радіобіологічного товариства України, м. Житомир, 21–25 серпня 2023 року: тези доповіді. Житомир, 2023. С. 138.

ЗМІСТ

ВСТУП	21
РОЗДІЛ 1. РОЛЬ МІКРООРГАНІЗМІВ У ФУНКЦІОНУВАННІ ҐРУНТОВИХ ЕКОСИСТЕМ	28
1.1. Мікроорганізми дерново-підзолистих ґрунтів.	29
1.2. Роль мікроорганізмів у розкладанні мортмаси та секвестрації Карбону в ґрунтах	33
1.3. Дія іонізуючої радіації на мікробіоту та процеси деструкції рослинних решток у ґрунтах	45
1.3.1. Вплив іонізуючої радіації на мікроорганізми	45
1.3.2. Реакція мікробіоти на радіоактивне забруднення ґрунтів	57
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	67
2.1. Радіологічне обстеження територій для обрання дослідних полігонів (майданчиків)	67
2.2. Особливості використання рослинного матеріалу для визначення целюлозоруйнівної активності ґрунтової мікробіоти	68
2.3. Агрохімічні методи дослідження ґрунтів	72
2.4. Визначення чисельності мікроорганізмів у ґрунті та їхньої загальної біологічної активності	73
2.5. Визначення потенційної активності біологічних процесів ґрунту	77
2.6. Визначення ферментативної активності у ґрунті	79
2.7. Статистичні методи обробітку експериментальних даних	82

	20
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ОБСТЕЖЕННЯ ТЕРИТОРІЙ ДЛЯ ОБРАННЯ ДОСЛІДНИХ ПОЛІГОНІВ	83
3.1. Дослідження реальної екологічної ситуації на майданчиках у зоні безумовного (обов'язкового) відселення	84
3.2. Дослідження екологічної ситуації на майданчиках у зоні відчуження ЧАЕС	89
РОЗДІЛ 4. ЦЕЛЮЛОЗОРУЙНІВНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТОВОЇ МІКРОБІОТИ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ТВІ-ІНДЕКСУ	99
РОЗДІЛ 5. ЗАЛЕЖНІСТЬ РОЗВИТКУ ҐРУНТОВОЇ МІКРОБІОТИ ВІД РІВНЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ	107
РОЗДІЛ 6. БІОЛОГІЧНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТУ ЗАЛЕЖНО ВІД РІВНЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ	126
РОЗДІЛ 7. АНАЛІЗ І УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ	141
ВИСНОВКИ	155
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	158

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

АЕС – атомна електростанція;

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція;

РЗ – радіоактивне забруднення;

Бк – бекерель, одиниця радіоактивності в системі СІ;

Бк/кг – бекерель на кілограм (одиниця питомої активності);

кБк/м² – кілобекерель на квадратний метр;

Гр – грей, одиниця поглиненої дози;

¹³⁷Cs – радіоактивний ізотоп Цезій-137;

⁹⁰Sr – радіоактивний ізотоп Стронцій-90;

pH водн. – активна кислотність

pH сол. – обмінна кислотність

Нг– гідролітична кислотність

МПА – м'ясо-пептонний агар

КАА – крохмале-аміачний агар

КУО/г ґрунту – колонієутворювальні одиниці в 1 грамі сухого ґрунту

K_{мін.}– коефіцієнт мінералізації й іммобілізації

НІР₀₅ – найменша істотна різниця

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Ліквідація наслідків потужних радіаційних аварій надала людству багатий досвід реалізації як практичних, так і фундаментальних знань щодо радіаційної безпеки суспільства і об'єктів навколишнього середовища. Завдяки накопиченому досвіду у більшості випадків були коректно обґрунтовані пріоритети радіаційного захисту населення у гостру фазу розвитку аварії на Чорнобильській АЕС, що сприяло обмеженню перевищення аварійних рівнів зовнішнього опромінення населення. Унаслідок приєднання світової наукової спільноти до вирішення чорнобильських проблем за достатньо короткий час (3–5 років) було опановано радіаційну ситуацію на всій території України, включно з виробництвом сільськогосподарської продукції, за прийнятних рівнів її радіоактивного забруднення. Після аварії на АЕС «Фукусіма-1» ці процеси відбувалися значно ефективніше внаслідок об'єктивних причин, у тому числі й за рахунок чорнобильського досвіду. При цьому слід відмітити, що перевага практичних потреб у наукових дослідженнях звузила об'єми проведення фундаментальних робіт, спрямованих на вивчення дії радіаційного фактору на біологічні об'єкти у зоні впливу радіаційних аварій, тому досягнення у цьому напрямі значно скромніші. Дослідження впливу проникаючої радіації на окремих представників біоти, у тому числі ґрунтової мікробіоти, навіть у зоні відчуження ЧАЕС проводяться в обмеженому об'ємі і поки що не систематизовані.

Слід зазначити, що радіаційна ситуація навколо аварійних радіаційних об'єктів є унікальною з точки зору використання територій як наукового полігону для проведення різноманітних наукових досліджень, у т. ч. й умов існування ґрунтових мікробних популяцій та оцінки їхньої активності залежно від рівнів радіоактивного забруднення ґрунту. Проте існуючі дослідження спрямовані передусім на визначення потенціалу мікроорганізмів щодо їхнього впливу на трансформацію радіоактивних речовин. Так, значну увагу

приділено мікроорганізмам, виділеним із природних середовищ з підвищеним вмістом радіонуклідів (Avery et al., 1999), описано шляхи фізико-хімічної трансформації сполук Цезію і Урану (включаючи біосорбцію, біотрансформацію, біомінералізацію та внутрішньоклітинне накопичення) за дії мікроорганізмів (Lloyd et al., 2005). Показано також можливість як збільшення, так і зменшення надходження в рослини радіонуклідів за використання окремих штамів мікроорганізмів для передпосівної інокуляції насіння культурних рослин (Naidary et al., 2017; Ілленко з співавт., 2019; Пienko et al., 2020).

У той же час, дослідження, спрямовані на з'ясування особливостей функціонування ґрунтової мікробіоти за дії іонізуючої радіації, поодинокі. Серед них, у першу чергу, слід назвати роботи Жданової з співав. (Жданова з співав., 1991; Zhdanova et al., 1991), Тугай з співав. (Tugay et al., 2005), Романовської з співав. (1996), Калашнікової з співав. (1996), Кравченко з співав. (1999), проведені у перші роки після аварії на ЧАЕС.

Сьогодні, через більш ніж три десятиліття після аварії на ЧАЕС, існують значні наукові розбіжності щодо масштабів впливу радіації на довкілля в регіонах, забруднених радіонуклідами, на що звертає увагу низка науковців (Chesser and Baker, 2006; Mousseau and Møller, 2011; Beresford et al., 2016; Brown et al., 2016; Smith, 2019). Особливо гострі наукові дебати точаться щодо наслідків тривалого впливу помірного рівня іонізуючої радіації на біорізноманіття (Beresford et al., 2020). Саме тому проведення фундаментальних досліджень необхідне для розуміння як актуального, так і потенційного впливу радіоактивних викидів на довкілля. Це підсилюється розумінням того, що протягом більш ніж 35 років з часу Чорнобильської трагедії у ґрунті могли відбутися певні зміни ступеню радіоактивного забруднення, обумовлені природними процесами (насамперед, унаслідок розпаду довговічних радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , їх вертикальної міграції по ґрунтовому профілю та іммобілізації ^{137}Cs глинистими мінералами ґрунту) (Гудков, Лазарєв, 2018; Лазарєв з співав., 2021).

При цьому слід зазначити, що ґрунтові мікроорганізми, являючись виключно чутливими до найменших змін середовища, у т. ч. й дії іонізуючої радіації, можуть бути надійними індикаторами стану довкілля. Рання діагностика порушення функціонування фітоценозів дозволить попередити незворотні екологічні наслідки і знизити витрати на відновлення порушених екосистем. Для з'ясування реакції ґрунтової мікробіоти на вплив радіоактивного забруднення потрібне розуміння залежності спрямованості біологічних ґрунтових процесів від дії цього фактора. Це може забезпечити як сьогодні, так і в майбутньому (зважаючи на імовірність розширення використання ядерної енергетики), прийняття адекватних рішень для обмеження шкоди від потенційних забруднень.

При дослідженні стану мікробіоти у ґрунтах, забруднених радіонуклідами, безперечно важливим є експериментальне визначення змін у стані популяцій целюлозоруйнівних ґрунтових мікроорганізмів як однієї з основних груп мікробіоти, що забезпечує початкові етапи формування родючості ґрунту (Singh et al., 2017).

З огляду на вищезазначене, дослідження особливостей розвитку та функціональної активності мікробіоти, відповідальної за деструкцію рослинної мортмаси на забруднених радіонуклідами ґрунтах Українського Полісся є актуальними.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами. Тема дисертаційної роботи пов'язана з тематикою науково-дослідної роботи кафедри загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності Національного університету біоресурсів і природокористування України (договір з МОН України від 20.05.2021 № 200/01/0489 «Целюлозоруйнуюча активність мікрофлори ґрунтів Українського Полісся в умовах радіоактивного забруднення та її участь у ґрунтоутворюючих процесах (включаючи пірогенно трансформовані ґрунти)»).

Мета і завдання дослідження. Мета досліджень полягає в оцінці інтенсивності трансформації рослинних решток та целюлозоруйнівної активності мікробіоти ґрунтів Українського Полісся в умовах радіоактивного забруднення як передумову ґрунтотворних процесів.

Для досягнення поставленої мети вирішували наступні завдання:

- визначити радіологічні та агрохімічні характеристики територій у зоні безумовного (обов'язкового) відселення та у зоні відчуження ЧАЕС;
- розрахувати реальні на сьогодні дані щодо поглинених доз опромінення на ґрунтові мікроорганізми; обґрунтувати вибір експериментальних полігонів з градієнтом радіоактивного забруднення, що дозволяє вичленити вплив радіації на розвиток ґрунтової мікробіоти;
- дослідити інтенсивність біологічної деструкції рослинних решток у ґрунтах залежно від дози радіоактивного забруднення;
- визначити вплив різних рівнів забруднення на загальну біологічну активність ґрунтів;
- дослідити залежність розвитку мікроорганізмів-представників сахаролітичного та пептолітичного шляхів деструкції рослинної мортмаси в ґрунті від радіоактивного забруднення;
- визначити ферментативну активність ґрунтів за дії тривалого радіоактивного забруднення.

Об'єкт дослідження – вплив іонізуючої радіації на мікроорганізми.

Предмет дослідження – залежність розвитку та активності ґрунтових мікроорганізмів від рівнів радіоактивного забруднення території.

Методи дослідження. Гамма-спектрометрії для визначення питомої активності ^{137}Cs і бета-спектрометрії для визначення питомої активності ^{90}Sr при виборі полігонів для проведення досліджень; стандартизований у світовій практиці метод Tea Bag Index (ТВІ) для з'ясування особливостей процесів трансформації рослинних решток у ґрунті; газохроматографічні – для визначення впливу досліджуваних чинників на формування біомаси мікроорганізмів за показником потенціалу продукування CO_2 (субстрат-

індукований метод), активності процесів азотфіксації та біологічної денітрифікації; мікробіологічні методи обліку чисельності мікроорганізмів за висіву водних розведень ґрунтових суспензій на елективні середовища; визначення ферментативної активності. Результати досліджень опрацьовано за використання статистичних методів (ANOVA) та програми Microsoft Office Excel 2010.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у наступному:

отримало подальший розвиток вчення про вплив іонізуючої радіації на трансформацію рослинних решток у ґрунті, формування мікробної біомаси та функціональну активність мікроорганізмів у дерново-підзолистих ґрунтах Українського Полісся.

вперше показано, що через більш ніж 35 років після аварії на Чорнобильській АЕС відносно невисокі потужності поглиненої радіації (до 1,57 мкГр/год) не пригнічують розвиток мікроорганізмів-представників сахаролітичного (мікроміцетів та целюлозоруйнівних бактерій) і пептолітичного (амоніфікаторів) шляхів деструкції органічної речовини у ґрунті. Натомість високі дози радіоактивного забруднення продовжують пригнічувати діяльність мікробіоти та інтенсивність трансформації у ґрунті рослинних решток.

встановлено, що у комплексі целюлозоруйнівних мікроорганізмів радіоактивно забруднених ґрунтів, як і в перші роки після аварії на ЧАЕС, домінують мікроміцети.

показано, що радіоактивне забруднення ґрунтів аналогічно впливає також і на розвиток та функціональну активність представників інших еколого-трофічних груп мікроорганізмів: азотфіксаторів, денітрифікаторів, іммобілізаторів азоту, фосфатмобілізуювальних бактерій.

Практичне значення отриманих результатів. Результати наукового дослідження доповнюють сучасні уявлення про вплив різних рівнів радіоактивного забруднення на біологічний стан дерново-підзолистих ґрунтів. Оскільки мікроорганізми є найчутливішими індикаторами змін у біоценозах,

отримані у ході досліджень дані, що свідчать про активізацію ґрунтово-біологічних процесів за відносно невисоких рівнів забруднення, можуть бути основою для створення відповідної бази даних та розроблення науково-практичних рекомендацій щодо використання забруднених радіонуклідами територій Українського Полісся.

Запропоновано використання методики газохроматографічного визначення потенційної активності азотфіксації як чутливого тесту при дослідженні реакції мікробіоти на радіоактивне забруднення ґрунтів.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота виконана автором особисто протягом 2021–2024 рр. Автором самостійно проаналізовано наукову літературу, узагальнено експериментальні дані, проведено їх статистичну обробку та порівняльний аналіз із літературними даними. Планування роботи, формулювання основних положень і висновків дисертації проведено за безпосередньої участі керівника роботи, доктора біологічних наук, професора, академіка НААН І.М. Гудкова. Аналіз рівнів радіоактивного забруднення ґрунтів та вибір полігонів з різними градієнтами радіоактивного враження проведено разом із кандидатами біологічних наук доцентом М.М. Лазарєвим та старшим викладачем В.В. Ілленко – співробітниками кафедри загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності НУБіП України, за що автор щиро вдячний їм. В обговоренні результатів досліджень приймала участь завідувачка кафедри доктор біологічних наук А.В. Клепко. Дані й наукові ідеї, викладені у колективних статтях, належать автору. Частка участі здобувача в спільних публікаціях становить 70–80 %.

Апробація матеріалів дисертації. Основні положення дисертації представлено і обговорено на всеукраїнських і міжнародних наукових конференціях: VIII Міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», (м. Київ, 26 квітня 2022 р.); XV науковій конференції молодих вчених «Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві (26 жовтня 2022 р., м. Чернігів); Міжнародній науково-практичній конференції

«Інноваційні технології в захисті рослин за умов глобалізації» (1 грудня, 2022 р., м. Київ); 8-му з'їзді Радіобіологічного товариства України». (21–25 серпня 2023 р. м. Житомир); Міжнародній науково-практичній конференції «Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу», присвяченій 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України. Секція 2. Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни (25 травня 2023 р. м. Київ); EGU General Assembly 2023 (23–28 April 2023, Vienna, Austria); 8-у з'їзді Радіобіологічного товариства України «Актуальні питання радіобіології – 2023» (21–25 серпня 2023 р. м. Житомир).

Публікації. Основні положення дисертаційного дослідження викладено у 13 наукових працях, з яких 4 публікації у наукових фахових виданнях, розділ колективної монографії у співавторстві, 8 тез наукових доповідей.

Структура і обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, 7 розділів, висновків. Загальний обсяг дисертації викладено на 197 сторінках комп'ютерного тексту, у т. ч. основний зміст – на 159 сторінках. Робота містить 12 рисунків і 32 таблиці, список використаних джерел налічує 343 джерел, з них латиницею 221.

РОЗДІЛ 1. ФУНКЦІОНУВАННЯ МІКРООРГАНІЗМІВ У ҐРУНТОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ЗА ДІЇ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ (огляд літератури)

Ще наприкінці ХІХ ст. основоположник наукового ґрунтознавства В. Докучаєв підкреслював важливість мікробіологічного чинника у формуванні родючості ґрунтів і його вплив на продукційний процес сільськогосподарських культур. Вчений у 1896 р. у відомому нарисі «О необходимости открытия при русских университетах кафедр почвоведения и учение о микроорганизмах» (Докучаев, 1948) писав: «Роль мікроорганізмів, вірогідно, не менша за значення удобрювальних речовин». Проте тривалий час мікробіологія ґрунту перебувала далеко не в центрі уваги науковців, що пояснюється як незручністю об'єктів дослідження через їхній надзвичайно невеликий розмір та недосконалість методичних рішень, так і домінуванням «хімічної» точки зору на процеси вивітрювання гірських порід, ґрунтоутворення та живлення рослин. Між тим у природі саме мікроорганізми відповідальні за десятки біологічних процесів. Геніальне передбачення Л. Пастера щодо домінування мікроорганізмів у колообігу хімічних елементів на Землі («у природі безкінечно велика роль безкінечно малих») на даний час отримало повне підтвердження. Згідно сучасних уявлень, мікроорганізмам належить провідна роль у колообігу не лише всіх біогенних макро- і мікроелементів, але й у трансформації та геохімічній міграції багатьох інших хімічних елементів у біосфері. Загалом, близько 68 елементів Періодичної системи Д. Менделєєва в тій чи іншій мірі піддаються впливу мікроорганізмів (Гутинська, 2006).

Сучасне природознавство накопичило величезний фактичний матеріал щодо змін біосфери Землі за період її еволюції і, в першу чергу, щодо екосистем суходолу. Згідно сучасних даних, екосистеми суходолу на планеті відіграють провідну роль у біосфері. Висока продуктивність і надзвичайне біорізноманіття екосистем суходолу обумовлюється, перш за все, особливими, багато в чому унікальними властивостями їхнього основного компоненту –

ґрунтів. Характерна для ґрунтів замкнутість біогеохімічних циклів більшості елементів і мозаїчність їхньої будови створює умови для одночасного перебігу різноспрямованих хімічних і мікробіологічних процесів. Унаслідок цього в ґрунтах безперервно виникають і трансформуються різноманітні за складністю і концентрацією мінеральні й органічні сполуки, а кожна мікрозона є центром особливої екологічної ніші з безліччю різноманітних організмів, життєдіяльність яких у ще більшій мірі ускладнює гетерогенність ґрунту (Путинська, 2006; Ратука, Kaminsky, 2014).

Як наслідок, у ґрунту з'являється родючість – унікальна здатність забезпечувати життєві потреби багатьох організмів. Причому родючість ґрунту слід трактувати не лише відносно відомого агрономічного змісту, але й як здатність бути сприятливим середовищем для всього величезного за різноманітністю і чисельністю угруповання живих істот (Канівець, 2001).

Сукупність отриманих на сьогодні даних дозволяє стверджувати, що ґрунти, суттєво переважаючи всі інші геосфери за концентрацією і різноманіттям мікроорганізмів, можуть у такій же мірі впливати на напруженість і масштаби процесів трансформації більшості хімічних елементів, унаслідок чого зміна властивостей ґрунтів практично негайно позначиться на стані біосфери.

Сьогодні також не викликає сумніву, що вирішення багатьох екологічних проблем повинно здійснюватися з урахуванням діяльності ґрунтових мікроорганізмів. Зокрема, ці знання необхідні для розрахунків граничних антропогенних навантажень на екосистеми з використанням здатності ґрунтів до самоочищення, що обумовлюється, в основному, активністю мікроорганізмів; при проведенні комплексних екологічних експертиз; для екологічного прогнозування та ін.

1.1. Мікроорганізми дерново-підзолистих ґрунтів. В Україні, на території Полісся широко розповсюджені дерново-підзолисті ґрунти легкого гранулометричного складу, що обумовлено переважанням підзолистого процесу ґрунтоутворення в цій зоні та особливостями материнських порід.

Вони відрізняються низьким вмістом поживних та органічних речовин, кислою реакцією ґрунтового середовища та низькою буферністю. Дерново-підзолисті ґрунти сформувалися в основному на піщаних і супіщаних породах, в умовах досить вологого (гумідного) клімату та горбисто-грядового рельєфу (Канівець, 2001).

Поєднання в часі підзолистого і дернового процесів ґрунтоутворення сприяло утворенню дерново-підзолистих ґрунтів. Підзолистий процес ґрунтоутворення відбувається завдяки наявності постійних низхідних потоків ґрунтової вологи і систематичного надходження до розчину кислих продуктів розкладання органічної речовини рослинних решток, які відбуваються під покривом лісів. Лісовий покрив на кронах дерев затримує до 20–25% атмосферних опадів і практично повністю гальмує випаровування вологи з поверхні ґрунту. Під лісовою рослинністю рослинний опад утворює підстилку, яка являє собою пухку масу з крупними, насиченими водяною парою проміжками, що створює ізолюючий шар, який перешкоджає випаровуванню вологи і значною мірою забезпечує її збереження. Внаслідок розкладання лісової підстилки переважно мікроскопічними грибами, до ґрунтового розчину надходять кислі продукти, що й забезпечує другу необхідну умову підзолистого процесу. Крім цього, Гідроген органічних кислот витискує з ґрунтово-вбирного комплексу (ГВК) іони Ca^{2+} , Mg^{2+} та інші катіони. Усі вищенаведені процеси діють у напрямі утворення в ґрунтах кислої реакції (Пономарева, 1974; Веремеєнко, 1997; Тихоненко з співав., 1983; Полупан з співав., 1988; Мазур, 2008). Під впливом органічних кислот відбувається розчинення карбонатів, сульфатів та півтораоксидів у ґрунтах (Веремеєнко, 1997; Барвінський, 2003).

Зазвичай, усі дерново-підзолисті ґрунти збіднені на гумус, кількість якого коливається від 1,0 до 2,5% залежно від ступеню окультурення, і він переважно зосереджений у верхньому шарі ґрунтового профілю та відрізняється, як порівняти з іншими ґрунтами, кислими властивостями. Вміст гумусу в дерново-підзолистих ґрунтах переважно пов'язаний з

гранулометричним складом ґрунтів та із ступенем опідзоленості ґрунту. Внаслідок хімічних, фізико-хімічних і біологічних процесів у верхніх шарах підзолистих ґрунтів відбувається колоїдальне розчинення гумусу, півтораоксидів та інших речовин, які в подальшому вимиваються низхідними токами ґрунтової вологи до нижчих шарів ґрунту (Білоненко з співав., 1993; Полупан з співав., 1998). Весь зазначений комплекс характеристик зумовлює низьку природну родючість дерново-підзолистих ґрунтів.

Слід зазначити, що при характеристиці ґрунтів, у т. ч. й дерново-підзолистих, доволі часто не береться до уваги такий чинник ґрунтоутворення як діяльність мікроорганізмів. Між тим, ґрунтові мікроорганізми, являючись основним компонентом ґрунтової біоти, виконують величезні екологічні функції (Torsvik, Ovreas, 2022). Не випадково їх вважають архітекторами ґрунтів (Rajendhran, Gunasekaran, 2008). Мікроорганізми визначають рівень родючості ґрунтів, їхню супресійну здатність, фітосанітарний захист. Ґрунтова мікробна біомаса бере участь у формуванні та стабілізації агрегатів, детоксикації забруднюючих речовин і є раннім індикатором якості ґрунту (Brookes et al., 1982; Angers et al., 1993). Як вже зазначалося, В. Докучаєв розглядав мікробіологічний чинник як одну з основних ланок ґрунтоутворення, що визначає трансформацію органічної речовини ґрунту, а отже й ріст і розвиток рослин.

Сучасні дослідження свідчать, що мікробіота, розкладаючи рослинні рештки, не лише вивільняє елементи живлення для наступних поколінь рослин, а й одночасно руйнує мінерали і збагачує ґрунти рухомими зольними елементами (Aneja et al., 2006). Діяльність біоти у ґрунті з першого погляду непомітна, проте слід мати на увазі, що бактеріальна маса верхнього ґрунтового горизонту коливається від кількох центнерів у бідних ґрунтах до 15–40 ц/га у ґрунтах, збагачених на рослинні рештки. Протягом року клітини мікроорганізмів діляться багато разів, поступово відмирають, і тому за теплий період нарощується одних лише бактерій щонайменше декілька тон. Не меншою є також маса міцелію мікроскопічних грибів (Канівець, 2001).

Ґрунти різних типів мають характерні угруповання мікроорганізмів, з особливим складом і кількісним співвідношенням представників різних еколого-трофічних груп. Оскільки дерново-підзолисті ґрунти, як вже зазначалося вище, мають невеликі запаси гумусу, характеризуються підвищеною кислотністю, низькою насиченістю основами, містять недостатню кількість рухомих форм Нітрогену, Фосфору, Калію та окремих мікроелементів, це зумовлює формування особливих угруповань мікроорганізмів. Безперечно, склад угруповань мікроорганізмів у дерново-підзолистих ґрунтах може бути доволі різноманітним залежно від мікророзон, проте загалом він все ж таки відрізняється від складу мікробоценозу інших типів ґрунтів. Насамперед, суттєво відрізняється загальна чисельність мікробіоти у підзолистих і дерново-підзолистих ґрунтах від показників чорноземів. Є. Мішустін (Мишустин, 1972) наводить дані щодо кількості мікроорганізмів в 1 г ґрунту для чорноземів – 2500–3000 млн, і для дерново-підзолистих ґрунтів – 1000–2000 млн. При цьому зменшення чисельності мікроорганізмів у підзолистих ґрунтах, як порівняти з чорноземними, спостерігається відносно майже всіх груп мікроорганізмів, але особливо це характерно для спорових бактерій і актиноміцетів. Винятком є лише мікроміцети, розвиток яких є не меншим за показник чорнозему. Значно менша загальна чисельність мікроорганізмів у ґрунтах підзолистого типу відмічається також і в інших роботах (Былинкина, Фишкова, 1953).

У сильно кислих ґрунтах підзолистого типу зведено до мінімуму чисельність нітрифікаторів (процес нітрифікації здійснюється лише локально, там, де до ґрунту надходить мортмаса з високим вмістом білків). Для ґрунтів даного типу джерелом азоту для рослин є переважно амоній і амінокислоти. За цих умов зникають представники роду *Azotobacter* (наявність яких у ґрунті є своєрідним показником його родючості). У складі спорових бактерій-амоніфікаторів зникає *Bacillus megaterium*, натомість розвивається *Bacillus mycoides*, зменшується кількість актиноміцетів і збільшується чисельність мікроміцетів, особливо представників роду *Penicillium* (Канівець, 2001).

Характерним для ґрунтів підзолистого типу є розвиток мікроорганізмів-продуцентів кислот. Їхня діяльність у зазначених ґрунтах виявилася настільки інтенсивною, що Т. Аристовська (Аристовская, 1965) розглядає їх як один із факторів підзолоутворення.

На сьогодні накопичено велику кількість даних не лише щодо чисельності мікроорганізмів у ґрунтах різних типів, у т. ч. й дерново-підзолистих, але й їх сукцесії, специфіки впливу окремих типів рослинності на структуру мікробних угруповань. В окремих випадках на цій основі вдається описати спрямованість найважливіших для ґрунту мікробіологічних процесів, таких як перетворення сполук Нітрогену, Фосфору, трансформація органічної речовини і відповідні зміни вмісту гумусу в ґрунті (Скрипніченко, Скиба, 2017).

За даними численних досліджень, угруповання мікроорганізмів є чутливим індикатором стресу навколишнього середовища, що відображає навіть невеликі зміни в геохімічному складі їхнього середовища проживання внаслідок антропогенної діяльності (Giller et al., 2009; Vano et al., 2018; Guillot et al., 2019; Hallsworth, 2019; Xiao et al., 2019). Тож, використовуючи реакцію мікроорганізмів на зміни у довкіллі, можна відслідкувати вплив досліджуваних чинників на спрямованість біологічних процесів, у т. ч. й у ґрунті.

1.2. Роль мікроорганізмів у розкладанні мортмаси та секвестрації Карбону в ґрунтах. Важливою умовою життєдіяльності ґрунтових мікроорганізмів є надходження до ґрунту рослинних решток, які є джерелом Карбону й енергії для гетеротрофних бактерій та мікроміцетів. При здійсненні процесів розкладання мікробна біомаса отримує (імобілізує) і вивільняє (мінералізує) поживні речовини (Singh et al., 2017). Без цієї життєво важливої діяльності мертва рослинна маса накопичувалася б і обмежувала поживні речовини для рослин. Розкладання мортмаси є ключовим процесом, який підтримує численні функції екосистеми, серед яких: колообіг Карбону; формування та стабілізація структури ґрунту; надходження поживних речовин

(особливо сполук Нітрогену, Фосфору і Сірки); баланс парникових газів і якість атмосфери; деградація токсичних речовин; придушення хвороб і захист рослин; колообіг води (в частині регулювання обсягів дренажу і стоку та якості води) (Stockdale, Murphy, 2017). При цьому вважається, що мікробна біомаса внаслідок безперервності її росту і відмирання є транзитно-метаболічним пулом органічної речовини ґрунту. Всі сполуки, які містилися в рослинних рештках, у т. ч. й лігнін, знаходяться у трансформованій мікроорганізмами формі (Бедернічек, Гамкало, 2014). Важливість ґрунтових мікроорганізмів та їхньої активності для функціонування ґрунту вдало визначена відомими словами Д. Дженкінсона (Jenkinson, 1977): «вушко голки, через яке має пройти вся органічна речовина, розщеплюючись до простих неорганічних компонентів, які рослини можуть використовувати знову».

Інтенсивність і спрямованість процесів розкладу рослинних решток визначається, передусім, їхнім біохімічним складом, який характеризується приблизно однаковим набором органічних сполук, але відрізняється за співвідношенням білків, ліпідів, крохмалю, клітковини, геміцелюлози, лігніну та ін. У процесі розкладу рослинних решток спостерігається сукцесія мікроорганізмів, що обумовлюється спеціалізацією їхніх функцій. Найшвидше мінералізуються найбільш доступні органічні сполуки: прості цукри, пентозани, білки. На цій стадії домінує група амілолітичних, амоніфікувальних неспорівих бактерій, а також муковорі гриби. Пізніше в процес розкладу активно включаються бацилярні форми бактерій і представники мікроміцетів. Услід за розкладом пектинових речовин з'являються типові целюлозолітики: бактерії родів *Cytophaga* та *Cellovibrio*, муковорі гриби змінюються на представників родів *Penicillium*, *Aspergillus*, *Trichoderma* (Верниченко, Мишустин, 1980). Наприкінці процесу біодеструкції з'являються актиноміцети, які забезпечують розклад сполук, що важко піддаються мінералізації, а також здійснюють синтетичні процеси *de novo* (наприклад, утворення гумусових сполук) (Мишустин, 1972). Врешті-решт, спрямованість процесів мінералізації↔синтезу визначає рівень

продуктивності біоти в екосистемі (Cadish, Giller, 1997). Це підтверджується численними дослідженнями, результати яких узагальнено у відомих публікаціях (Туев, 1989; Zhang, Zak, 1998).

Особливо важливою є роль мікроорганізмів як рушіїв колообігу, збереження та секвестрації Карбону в ґрунті. Вона не є концептуально новою, але все більше визнається як вирішальна (Dungait et al., 2012; Schimel, Schaeffer, 2012; Lehmann, Kleber, 2015). За окремими твердженнями (Wolters, 2000; Ekschmitt et al., 2008) мікроорганізми трансформують до 85–90% усіх наявних у ґрунті органічних матеріалів, тоді як внесок ґрунтових тварин та хімічного окиснення складає лише 10–15% і 5% відповідно.

Таким чином, одним із основних чинників ґрунтоутворення є життєдіяльність мікроорганізмів. Вона ж визначає і його біологічну активність. На практиці активність мікробіоти досліджують різними методами: за біомасою мікроорганізмів, загальною їх чисельністю, швидкістю розкладання енергетичного матеріалу (наприклад, целюлози), накопиченням певних метаболітів (наприклад, амінокислот, аміаку, нітратів та ін.), за ферментативною активністю і т. д. Значний інтерес у цьому відношенні може викликати група амоніфікувальних бактерій, які обумовлюють перебіг первинних ланок процесу мінералізації органічної речовини. Як показник мікробіологічного стану ґрунту доволі часто використовують інтенсивність виділення CO_2 (т. з. ґрунтове дихання), яке кількісно характеризує напруженість процесів мікробного розкладання органічної речовини (Nielsen, Winding, 2002). Сьогодні ґрунтове дихання вважається одним із найважливіших індикаторів стану не лише мікробного комплексу ґрунтів, а й ґрунтової екосистеми загалом. Втім, метод має і деякі обмеження. Так, наприклад, емісія CO_2 може збільшуватися за внесення до ґрунту, збідненого на свіжу органічну речовину, високих норм мінеральних азотних добрив. У цьому випадку активне ґрунтове дихання буде супроводжуватися інтенсивною деструкцією не лише свіжої органічної речовини, а й консервативної, тобто

гумусу. Інтерпретація таких даних повинна враховувати, чи це є позитивним наслідком для ґрунту, чи негативним (Волкогон з співав., 2010).

У більшості досліджень розкладання рослинних решток у ґрунті використовується т. з. метод «мішка», щоб відстежити прогресивну втрату маси з часом (Восок, Gilbert, 1957). Цей метод широко використовується для кількісного визначення та порівняння швидкості мінералізації рослинної мортмаси (Torn et al. 2009). Проте при цьому важливим є компроміс щодо розмірів вічок, оскільки від цього може залежати фауністична участь у розкладанні органічної речовини (Prescott, 2005). Втім, у більшості випадків цю обставину можна ігнорувати, оскільки, як вже зазначалося вище, домінуючу частину всіх наявних у ґрунті органічних речовин трансформують мікроорганізми (Wolters, 2000; Ekschmitt et al., 2008).

Сьогодні стандартизованим у світовій практиці рішенням щодо визначення інтенсивності розкладання рослинної мортмаси є метод Tea Bag Index (TBI) (Keuskamp et al., 2013). Суть методу полягає у використанні чайних пакетиків ТМ Lipton двох видів – зеленого чаю (EAN8714100770542) та ройбушу (EAN8722700188438) як стандартизованого рослинного матеріалу. Завдяки цьому одержані результати можна порівнювати з аналогічними даними, отриманими для різноманітних екосистем у різних точках планети (Keuskamp et al., 2013; Лазарев з співав., 2021).

Як вже зазначалося, первинними ланками у формуванні трофічних біологічних ланцюгів, у т. ч. й формуванні родючості ґрунту, є розкладання свіжої органічної речовини (коріння рослин, рослинний опад, підстилка та ін.) (Cadish et al., 1997; Janzen, 2015). Ці процеси є передумовою для синтезу органічної ґрунтової речовини (ОРГ), яка є своєрідним акумулятором поживних речовин у ґрунті і визначальним екологічним чинником для здоров'я біосфери загалом (Berg, McLaugherty, 2003; Berg, Laskowski, 2005).

Проблема ОРГ, без сумніву, є однією з ключових на шляху вирішення завдань стабілізації і відтворення ґрунтової родючості. Як регулятор потоків біогеохімічних циклів Карбону, Нітрогену та інших біогенних елементів, ОРГ

визнається одним із основних чинників сприятливого впливу на ріст рослин, підтримання рівня рН та структури в ґрунтах (Chen, Aviad, 1990; Stevenson, He, 1990; Blanco-Canqui, Lal, 2004; Cotrufo et al., 2013). Навіть незначне збільшення вмісту органічної ґрунтової речовини може мати непропорційно великий і сприятливий вплив на фізичні та біологічні властивості ґрунту (Thierfelder, Wall, 2012).

Сьогодні стає зрозумілим, що втрати ОРГ призводять не лише до негативних змін у живленні культурних рослин і перебігу низки ґрунтових процесів, що зумовлює погіршення фізико-хімічних та біологічних характеристик ґрунтів, але й до значних біосферних негараздів, передусім, пов'язаних із надходженням в атмосферу парникових газів. Ґрунти є потужним джерелом CO₂, N₂O та CH₄, вони містять приблизно втричі більше Карбону, ніж атмосфера (2400 проти 800 Гт) (Jobbágy, Jackson, 2000), тож інтенсивна мінералізація ОРГ може призвести до суттєвих змін у планетарному масштабі (Bardgett et al., 2008).

Враховуючи основний внесок мікробних угруповань у процеси, відповідальні за динаміку ґрунтового Карбону, управління мікробною складовою може бути потужним важелем для оптимізації умов зберігання ОРГ (Jastrow et al., 2007).

Деструкція як мортмаси, так і ОРГ необхідна для оптимізації фізичних, хімічних та біологічних властивостей ґрунту, у т. ч. й для забезпечення рослин біогенними елементами, проте масштаби цього процесу не повинні бути загрозливими для довкілля. На жаль, сьогодні, внаслідок значного порушення екологічних принципів ведення сільського та лісового господарств, спостерігається інтенсивна мінералізація органічної речовини в ґрунтах, що не може не турбувати.

Загрозлива ситуація з мінералізацією ОРГ і парниковими газами була розглянута у 2015 р. на Паризькій кліматичній конференції Рамкової конвенції ООН про зміну клімату, де основну увагу приділили ініціативі французьких науковців і Міністерства сільського господарства Франції (The international "4

per 1000" Initiative). Ініціатива «4 на 1000» передбачає збільшення розміру проміжного та стабільного пулів Карбону, щоб максимізувати стійкість додаткового зберігання С, тобто максимізувати час перебування цього додаткового С у ґрунті. За думкою авторів проєкту, щорічне зниження концентрації CO₂ в атмосфері можна досягти щорічним збільшенням запасів С на 0,4% у верхньому 30-сантиметровому горизонті ґрунту (Paustian et al., 2016). Зазначена ініціатива пропонує об'єднати урядові та недержавні зацікавлені сторони для вдосконалення управління запасами органічної речовини ґрунту. Позитивні наслідки для продовольчої безпеки та зміни клімату очікуються завдяки колективній меті збільшення запасів С у глобальному масштабі в біоценозах (поля, луки, ліси), де діяльність людини може бути спрямована на зберігання С. Вирішення проблеми вимагає впровадження практик, адаптованих до місцевих умов, які, з одного боку, сприятимуть збільшенню застосування екзогенної органічної речовини, а з іншого – обмежуватимуть надмірну мінералізацію ОРГ при збереженні обсягів аграрного виробництва (Paustian et al., 2016).

Ініціатива «4 на 1000» має своїх прихильників і, в той же час, критиків, що насамперед пов'язано з відсутністю серед науковців узгодженої точки зору щодо впливу тих чи інших прийомів і заходів на спрямованість процесів мінералізації↔гуміфікації органічної речовини у ґрунті.

Як відомо, у ґрунтах природних екосистем кількість і склад органічної речовини визначаються довгостроковим балансом між рослинними надходженнями Карбону, зв'язаного з атмосфери, і втратами його в результаті мікробного розкладання, а також унаслідок ерозії та вимивання (Torn et al., 2009). У природних фітоценозах ці процеси є врівноваженими (якщо на це не впливають масштабні фактори антропогенного впливу, наприклад, вміст CO₂ в атмосфері, радіоактивне забруднення території та ін.). У ґрунтах сільськогосподарських екосистем цього досягти не вдається, оскільки в них здійснюються різноманітні технологічні операції. Це і вибір культурних рослин, які характеризуються різною кількістю і складом решток, і різні типи

сівозмін (або ж повна їх відсутність); це інтенсивність експорту рослин (рослинні рештки повернені або різною мірою експортовані); це випас худоби, скошування луків; додавання екзогенної органічної речовини, зрошення, удобрення, вапнування, обробіток ґрунту і ін. Зазначені процедури можуть контролювати як просторово-часовий розподіл вхідних речовин до ґрунту, так і чутливість органічної речовини до мінералізації, що загалом впливає на її запаси у ґрунті (Bayer, Mielniczuk, 1997; Jastrow et al., 2007). До того ж, особливості трансформації органіки залежать від типу ґрунтів, ступеню їх насиченості органічною речовиною, материнської породи і ін. Відповідно, щодо цього спостерігається ситуація високого ступеню невизначеності. Більше того, в наукових колах не існує узагальненої точки зору на дію різних чинників у процесах трансформації органічної речовини у ґрунтах.

Оскільки розкладання мортмаси у ґрунті є біологічним процесом, відповідно, первинним контролем мінералізаційних процесів є активність секреції позаклітинних ферментів мікроорганізмів (Whalen, Sampedro, 2009; Prescott, 2010; Sanderman et al., 2010). Основними початковим деструкторами органічної речовини є мікроскопічні гриби, які в основному функціонують у верхніх шарах ґрунту (Charin et al. 2002; Fierer et al., 2003). Грибні ферменти здатні до розщеплення практично всіх рослинних сполук, а гіфальні гриби можуть регулювати ріст міцелію і на значних відстанях до субстрату (Ritz, 1995). На відміну від грибів, бактерії в основному розкладають лабільніші субстрати (Moorhead, Sinsabaugh, 2006). Таким чином, склад початкового мікробного угруповання, що мінералізує рослинні рештки, може поступово змінюватися в часі одночасно зі змінами у складі мортмаси (Hättenschwiler et al., 2005).

Хоча трансформація органічної речовини у ґрунтах є результатом біологічних процесів, на їх інтенсивність у свою чергу впливають біотичні, абіотичні та антропогенні фактори (Swift et al., 1979; Бедернічек, Гамкало, 2014; Jackson et al., 2017). Біотичні чинники – це, насамперед, кількість, хімічний склад та розподіл рослинних решток. Важливими абіотичними

факторами є клімат (опади, температура), ґрунтові умови, такі як фізико-хімічні, мінералогічні властивості, особливості ландшафту (наприклад, схил, долина і т. д.). Перебіг трансформації органічної речовини у ґрунті все частіше контролюють антропогенні чинники. До антропогенних факторів належать пожежі, зміни клімату, землекористування, у т. ч. надходження мінерального Нітрогену, обробіток ґрунту та інші практики управління, які змінюють склад біоти та ґрунтові агрегати (Jackson et al. 2017; Luo et al., 2017).

Температура ґрунту та його вологість є одними з основних факторів руйнування мортмаси (Davidson, Janssens, 2006; Sanderman et al., 2010; Hursh et al., 2017). Як правило, вища інтенсивність розкладання свіжої органічної речовини спостерігається за теплих і вологих умов, оскільки ці фактори є ідеальними для функціонування мікроорганізмів (Cotrufo et al., 2009). Так, інтенсивність біодеструкції рослинних решток приблизно подвоюється при потеплінні до 10°C, якщо активність мікроорганізмів не обмежується наявністю субстрату чи вологістю ґрунту (Davidson, Janssens, 2006). Температура також може опосередковано впливати на розкладання решток, змінюючи, з одного боку, вологість ґрунту, а з іншого – кількість та якість вхідної органічної речовини (Chapin et al., 2002).

Отже, інтенсивність мінералізації рослинних решток повільніша в холодному або сухому кліматі і, відповідно, швидша у вологому та/або теплому кліматі. Проте дуже вологий клімат може також і зменшувати розпад органічної речовини унаслідок формування анаеробних умов у ґрунті (Horn, Smucker, 2005).

Серед фізико-хімічних особливостей ґрунтів, здатних суттєво впливати на перебіг трансформації органічної речовини, слід назвати мінералогічний склад підстилаючих порід та кислотність. Відомо, що глинисті ґрунти здатні убезпечувати органічну речовину від надмірної мінералізації унаслідок включення її до агрегатів. При цьому обмежується аерація всередині агрегатів, що негативно позначається на розвитку мікроорганізмів-деструкторів. Оптимальний рН ґрунту для мінералізації решток бактеріями становить 6,5–

8,0, тоді як для мікрومیцетів цей показник знаходиться в межах від 5,5 до 6,5. Однак через безліч факторів, які взаємодіють, розкладання відбувається швидше у нейтральних ґрунтах, як порівняти з кислими (Charin et al., 2000; 2002).

Діяльність первинних деструкторів може також обмежуватися недостатньою кількістю необхідних поживних речовин, таких як N, P, K й інших, необхідних для підтримки росту і розвитку мікроорганізмів (Craine et al., 2007; Whalen, Sampedro, 2009).

Значно ширший перелік факторів, що впливають на розкладання органічної речовини у ґрунтах, спостерігається за їх сільськогосподарського використання. Саме в агроекосистемах дія антропогенних чинників проявляється надзвичайно потужно. Серед них найголовніші (окрім вже вище охарактеризованих природних чинників) – це порушення структури й агрегатного стану ґрунтів, надходження екзогенної органічної речовини з органічними добривами, вплив мінеральних добрив, які використовують у технологіях вирощування сільськогосподарських культур.

Характеризуючи ці фактори, насамперед, слід виділити системи обробітку ґрунту. Відомо ще з середини ХХ ст., що агрегація зменшує швидкість мінералізації ОРГ, а подрібнення ґрунту внаслідок аерації збільшує мінералізацію органічного Карбону в ґрунті, при цьому швидкість процесу зростає в міру зменшення агрегатів (Rovira, Greacen, 1957). Твердження щодо незахищеності органічної речовини при порушенні агрегатного стану ґрунтів підтверджується результатами сучасних досліджень, які свідчать, що органічні речовини фізично захищені від мінералізації, знаходячись у взаємодії з мінеральною фракцією ґрунту. При цьому руйнування ґрунтових агрегатів робить їх придатними до мікробного руйнування. У зв'язку з цим вважається, що механічна обробка ґрунту майже за всіх обставин збільшує швидкість розкладання органічної речовини (Cambardella, Elliott, 1993; Guo, Gifford, 2002; Blanco-Canqui, Lal, 2004; Lal et al., 2004; Булигін з співав., 2016).

Одним із дієвих рішень щодо підвищення рівнів секвестрації Карбону в ґрунтах агроценозів є екзогенне надходження до них свіжої органічної речовини (Лыков, 1982; Бацула з співав., 1987; Raupp, 2001; Мазур, 2008; Балюк з співав., 2011; Pellerin et al., 2013; Chenu et al., 2014). Екзогенні органічні матеріали доволі часто додають до ґрунту не для підвищення акумуляції Карбону, а, в першу чергу, для забезпечення сільськогосподарських культур необхідними біогенними елементами, або ж з метою утилізації відходів виробництва. Це може бути гній домашніх тварин (Chotte et al., 2013), компостовані осади стічних вод (Hargreaves et al., 2008; Lashermes et al., 2009), пірогенні залишки (т. з. біовугіль) (Steiner et al., 2007; Andrew et al., 2013) та ін.

Одним із можливих джерел Карбону для його секвестрації в ґрунті може бути солома та інші відходи рослинництва. На думку Л. Верниченка і Є. Мішустіна (Верниченко, Мишустин, 1980), цей захід є досить потужним чинником підвищення вмісту в ґрунті органічної речовини, біологічної активності ґрунтів, поліпшення їхніх водно-фізичних властивостей. В умовах різкого зменшення обсягів внесення в ґрунти гною є можливість, залежно від ґрунтово-кліматичної зони, вносити по 10–15 т/га післяжнивних решток.

З точки зору економіки господарювання використання соломи зернових культур є відносно недорогим заходом, при тому, що з нею в ґрунт вноситься значна кількість лігніну (імовірного субстратного попередника гумусу).

Недорогим прийомом забезпечення ґрунтів органічною речовиною є сидерати. Сидерація – це комплексний прийом у землеробстві, який позитивно впливає на ґрунт, розвиток рослин і загалом на довкілля. Використання сидератів забезпечує покращення балансу азоту й органічної речовини, знижує ризики водної і вітрової ерозії, забезпечує ефективну боротьбу з бур'янами, попереджає вертикальну міграцію елементів живлення, вирішує проблему підвищення родючості ґрунтів на полях, що віддалені від тваринницьких ферм, а також у господарствах, де гостро відчувається дефіцит гною та інших органічних добрив. Сидерати дозволяють покращити якість продукції

рослинництва, суттєво знизити собівартість вирощування сільськогосподарських культур і підвищити рентабельність виробництва (Камінський з співав., 2013). В контексті впливу сидеральних культур на підвищення в ґрунті вмісту органічної речовини слід особливо підкреслити активне накопичення ними Карбону з атмосфери в ході процесу фотосинтезу (Poeplau, Don, 2015).

Серед видів сидеральних культур особливо слід виділити бобові культури. Так, за даними Р. Боді з співавт. (Boddey et al., 2010), використання бобових культур як покривних є особливо ефективним у збільшенні вмісту ОРГ, особливо за зменшення обробітку ґрунту. Включення бобових як основних культур у сівоzmіни також сприяло зростанню вмісту органічної речовини у ґрунті (Martins et al., 2012).

Серед чинників впливу на вміст органічної речовини у ґрунтах агроценозів чи не найбільш дискусійним є такий агроприйом як застосування мінеральних добрив, і, особливо, азотних. Мінеральні добрива сьогодні є одним із найпотужніших важелів впливу на формування врожайності сільськогосподарських культур. У той же час, невисокі ступені засвоєння культурними рослинами діючої речовини з добрив призводять до того, що невикористана частина туків може потужно (негативно) впливати на стан довкілля. Що стосується мінеральних азотних сполук – невикористана рослинами їх частка (ступені засвоєння рослинами азоту з добрив не перевищують 35–55%) (Vitousek et al., 1997; Tilman, 1999) інтенсивно вимивається, що призводить до евтрофікації (Stoate et al., 2009), забруднює поверхневі і ґрунтові води (Spalding, Exner, 1993), і частково надходить до атмосфери у вигляді озонруйнівного газу N_2O (Sahrawat, Keeney, 1986; Davidson et al., 2005).

Численні дослідження свідчать, що внесення підвищених доз азотних добрив призводить до інтенсивної деструкції всіх високомолекулярних фракцій гумусових кислот (Melillo et al., 1982; Берестецкий с соавт., 1984; Кудеяров с соавт., 1986; Гомонова, Овчинникова, 1986; Recous et al., 1995;

Khan et al., 2007; Mulvaney et al., 2009; Russell et al., 2009; Гасанова с соавт., 2010; Мазур, Григора, 2011; Lu et al., 2011; Robertson et al., 2013).

Існує кілька точок зору щодо деструктивного впливу мінеральних азотних добрив на ОРГ. Так, відмічено, що при застосуванні мінерального азоту зростає ступінь засвоєння рослинами азоту з ґрунту, що пояснюється появою т. з. «екстра-азоту» (додаткового, крім внесеного, Нітрогену) внаслідок мінералізації стабільної ОРГ (Кудеяров с соавт., 1986; Кудеяров, 1987). При цьому кожна одиниця азоту добрив забезпечує вивільнення від 0 до 1,2 одиниць ґрунтового Нітрогену за рахунок мінералізації гумусових сполук (Кудеяров с соавт., 1990). Це підтверджується також і при вивченні вмісту в ОРГ гумінових кислот і фульвокислот та їх співвідношення. Тривале застосування мінеральних добрив призводило до достовірного зменшення частки гумінових кислот (Гамзиков с соавт., 1989; Мазур, 2008). Отже, зростання втрат азотних сполук з ґрунтів за цих обставин пояснюється не лише міграцією Нітрогену мінеральних добрив, але й вивільненням елемента з органічних сполук (Варюшкина, Кирпанова, 1984).

Сьогодні можна також стверджувати, що за високих норм мінерального азоту інтенсивно розвивається біологічна дегуміфікація ґрунтів, оскільки надлишок рухомого Нітрогену в ґрунті сприяє виникненню у ґрунтових мікроорганізмів посиленої потреби в Карбоні, а за відсутності свіжої органічної речовини окремі їх представники здатні використовувати гумусові сполуки як джерело Карбону й енергії (Берестецкий с соавт., 1984; Туев, 1984; Волкогон з співав., 2018).

Ще одне можливе пояснення наводять прихильники теорії стехіометричного розкладу: якщо Нітроген у ґрунті є обмежувальним ресурсом, то надходження неорганічних його сполук сприятиме збільшенню мікробної біомаси й активності, тим самим збільшуючи мінералізацію органічної речовини (Sterner, Elser, 2002; Stevens et al., 2005; Chen et al., 2014). На додаток до цього, зростання продуктивності рослин, включно зі збільшеним ризодепозитом, може також збільшити мінералізацію органічної

речовини за рахунок зростання мікробної маси або ферментативної активності (т. з. ефект «позитивного праймування» (Fontaine et al., 2003; 2011; Cheng, 2009; Kuzyakov, 2010; Chen et al., 2014; Derrien et al., 2014).

Однак, негативний вплив тривалого використання синтетичних азотних добрив на ОРГ останнім часом ставиться під сумнів (Ladha et al., 2011; Han et al., 2016; Yue et al., 2016). На думку Поффенбергер з співав. (Poffenbarger et al., 2017), мінеральний азот забезпечує збільшення запасів органічної речовини в ґрунті, особливо при застосуванні агрономічно оптимальних його норм. Автори вважають, що цей ефект може бути незаперечним в агроценозах при вирощуванні сільськогосподарських культур, здатних накопичувати протягом вегетаційного періоду велику біомасу (наприклад, кукурудза при застосуванні мінеральних азотних добрив може забезпечити зростання продуктивності більш ніж на 200% (Liang et al., 1998). Безперечно, з цим можна погодитись, адже негативний вплив мінерального N на ОРГ, як правило, відмічають за надлишку добрива в ґрунті. Проте, посилаючись на логіку вищезазначених дослідників, для оцінки впливу сільськогосподарських культур на перебіг процесів мінералізації↔синтезу органічної речовини при застосуванні азотних добрив їх потрібно диференціювати як мінімум на дві групи – ті що накопичують велику біомасу (наприклад, кукурудза, сорго), а також такі, що подібної характеристики не мають (типовим прикладом може бути картопля з відносно незначною масою стебел і листя та відчуженням з ґрунту значної кількості рослинної маси у вигляді бульб).

Узагальнюючи результати вищенаведених досліджень щодо впливу азотних добрив на секвестрацію Карбону, можна прийти до наступного висновку: надходження мінерального Нітрогену до ґрунту може мати два протилежні наслідки для запасів органічної речовини. З одного боку, Нітроген може забезпечити збільшення урожайності сільськогосподарських культур і, отже, вплинути на зростання маси надземних і підземних решток, що потенційно буде сприяти збільшенню вмісту гумусових сполук. З іншого, підвищена доступність азоту може також прискорити швидкість біодеградації

як рослинних решток, так і органічних речовин ґрунту, і тим самим призвести до посиленої втрати Карбону. Баланс між цими процесами, вірогідно, залежить від конкретної екосистеми (у першу чергу, від рівня азотного удобрення; крім того, важливими чинниками можуть бути тип ґрунту, рівень його насичення органічним Карбоном, вид сільськогосподарської культури, історія поля та ін.).

Серед можливих антропогенних чинників впливу на мінералізацію органічної речовини в ґрунті слід також назвати дію іонізуючої радіації радіонуклідів, якими може бути забруднений ґрунт при широкомасштабних радіаційних і ядерних інцидентах – аварій на підприємствах ядерного паливного циклу, вибухах ядерної зброї. Цей чинник досліджено недостатньо, і його слід розглянути окремо, враховуючи як реакцію окремих видів мікроорганізмів на радіацію, так і особливості їхньої поведінки та функціонального прояву в угрупованнях, характерних для різних ґрунтів і біоценозів.

1.3. Дія іонізуючої радіації на мікробіоту та процеси деструкції рослинних решток у ґрунтах

1.3.1. Вплив іонізуючої радіації на мікроорганізми. Інформація щодо впливу радіоактивного забруднення на розвиток та функціонування ґрунтових мікроорганізмів тривалий час була доволі обмеженою, оскільки подібні дослідження потребують певних умов, які не завжди можна створити в лабораторії (наприклад, створення високих рівнів радіоактивності на великих площах). У той же час, з появою штучних радіонуклідних аномалій унаслідок випробувань атомної зброї та великих радіаційних аварій з'явилася значна зацікавленість до таких досліджень, що сприяло виникненню самостійного напрямку радіобіології – радіаційної мікробіології. Основи цього напрямку закладено ще на початку ХХ ст. роботами Г. Надсона і Г. Філіппова (Надсон, Филиппов, 1926; 1928; 1932). Автори вперше на мікроорганізмах (мікроміцетах) встановили явище радіаційного мутагенезу. Після цього відкриття мікроорганізми широко використовуються для з'ясування загальних

закономірностей дії іонізуючих випромінювань на клітини й окремі внутрішньоклітинні структури, для вивчення механізмів мутагенезу та інших не лише радіобіологічних, але й загальних біологічних проблем, зокрема молекулярної біології, клітинної біології, генетичної інженерії. Дослідження радіостійкості мікроорганізмів змінили існуючі уявлення про межі існування життя в екстремальних умовах.

Систематичні дослідження радіостійкості мікроорганізмів були розпочаті у 50-ті роки минулого століття з появою потужних джерел іонізуючої радіації на основі штучних радіоактивних ізотопів із відносно великими періодами напіврозпаду і високою здатністю до проникнення у речовину (^{60}Co , ^{137}Cs), генераторів електронів і нейтронів та спробами їх використання з метою радіопастеризації і радіоконсервування продуктів харчування, а також радіостерилізації різних об'єктів і матеріалів, у першу чергу медичного призначення (Гудков, Гродзинський, 2001; Гудков, 2016). Саме тоді були встановлені напівлетальні і летальні дози, відповідно, LD_{50} (або D_{50}) і LD_{100} (або D_{100}) для багатьох видів мікроорганізмів-представників різних систематичних груп. Їхні результати узагальнено у низці публікацій 50–80-х років минулого століття (Мейсель, Черняев, 1956; Хеннан, 1957; Dewey, Boag, 1958; Перцовский, Шубин, 1964; Стэплтон, 1964; Метлицкий с соавт., 1967; Туманян, Каушанский, 1974; Кузин, Каушанский, 1981; Каушанский, Кузин, 1984), і доповнено у недавній роботі А. Рябової з співав. (Ryabova et al. 2020), де автори здійснили спробу звести у відповідний каталог перелік радіорезистентних мікроорганізмів та їхніх молекулярних і генетичних детермінант підвищеної толерантності до дії іонізуючої радіації.

Загальний висновок щодо реакції мікроорганізмів на дію іонізуючої радіації є такий: хоча окремі представники мікробіоти здатні витримувати доволі значні її дози, іонізуюче випромінювання є потенційно летальним для них, оскільки залученої енергії може бути достатньо, щоб викликати розриви ланцюгів ДНК через радіоліз чи через втрату електрона з її структури (Ravanat and Douki, 2016). Саме ґрунтуючись на цьому ефекті, у харчовій

промисловості запропоновано радіаційну стерилізацію за використання γ -випромінювання (Dickson, 2001; Velbe, Tofană, 2010).

Для мікроорганізмів як критерій радіостійкості зазвичай використовується їх репродуктивна загибель, тобто втрата здатності до розмноження (Жестяников, 1968). Унаслідок роздільності актів поглинання квантів іонізуючого випромінювання чи іонізуючих ядерних частинок, гетерогенності структури, різного фізіологічного стану, загибель є подією імовірнісною. При опроміненні популяції мікроорганізмів необхідно визначити залежність репродуктивної загибелі від дози опромінення. Для кількісного виразу радіостійкості визначають дозу, яка призводить до певного відсотку загибелі мікроорганізмів (Корогодін, 1966; Korogodin et al., 1996).

Для мікроорганізмів доволі часто імовірнісний характер загибелі виражається експоненційною кривою. Це слід трактувати наступним чином: кожне додаткове збільшення дози D викликає ефект у певній частці мікроорганізмів, що залишилися неураженими із їх загальної кількості. Цю дозу називають середньою летальною дозою і позначають як D_0 . Знаходять її, визначаючи на кривій показник дози, за якої 37% популяції залишилися неураженими. Чим більше D_0 , тим вищою є радіостійкість мікроорганізмів, тобто вони є менш радіочутливими.

О. Міхеєв (2016), аналізуючи результати визначення радіочутливості мікроорганізмів, приходять висновку про доволі значний діапазон напівлетальних доз для мікроорганізмів у вегетативній стадії – від декількох десятків (такі бактерії як *Pseudomonas fluorescens* та *Escherichia coli*) до тисяч грей (*Bacillus mesentericus*). Що ж стосується таких доз для спороутворювальних бактерій у стані спор, то їх, на думку автора, треба щонайменше подвоїти. Дійсно, спори досліджених бактерій (*Bacillus pumilus*, *B. subtilis* і *Clostridium tetani*) демонструють широкий діапазон радіаційної стійкості (Borick, Fogarty, 1967).

Радіостійкість мікроорганізмів спробували ув'язати з об'ємом хромосом. Так, А. Сперроу з співав. (Sparrow, Woodwell, 1963; Sparrow et al.,

1965; 1967), виходячи з класичних уявлень теорії мішені, виявили кореляцію між об'ємом мішені у певному організмі та його радіочутливістю. Такою мішенню спочатку було обрано об'єм клітинних ядер, але пізніше – об'єм хромосом. Автори диференціювали окремі види організмів, у т. ч. й мікроорганізмів, на т. з. радіотаксони, у межах яких можна було знайти такий зв'язок. Але, як свідчать дані О. Міхеєва (2016), подібний зв'язок побачити важко, оскільки навіть у радіочутливих штамів *Escherichia coli* з досить близькими значення D_0 об'єми хромосом розрізняються більш ніж у 70 разів. У той же час, серед усіх живих організмів, бактерії мають певну специфіку щодо наслідків радіаційного ураження. Саме у бактерій вперше встановлено наявність потужних ферментативних систем, здатних відновлювати ураження молекул ДНК після впливу УФ- чи іонізуючої радіації (Howard-Flanders, 1965; Adler et al., 1966). Більшість мікроорганізмів кодують звичайні ферментативні механізми відновлення ДНК, завдяки чому велика частина пошкоджень піддається ремонту. Доза, за якої це відбувається у конкретного виду, дуже варіабельна (Daly et al., 2004; Ghosal et al., 2005). Ці системи репарації починають діяти вже під час опромінення, а якщо опромінення гостре, то тривають і після нього. І саме вони у значній мірі визначають радіостійкість – чим вони активніші, тим більшу стійкість до радіації має мікроорганізм. Процеси репарації пов'язані із загальним метаболізмом клітини, продукцією ферментів, макроергів, які необхідні для «вищеплення» уражених випромінюванням ділянок ДНК, їх видалення, синтезу необхідних попередників. Тобто, радіостійкість пов'язана з рівнем різноманітних метаболічних процесів. Цей рівень визначає також і насиченість клітин певними природними речовинами, які з одного боку можуть проявляти радіозахисну дію (сульфгідрильні сполуки та інші антиоксиданти, аміни, інгібітори вільно-радикальних та деяких інших процесів), а з іншого – радіосенсибілізувальну та радіоміметичну дію (продукти окиснення ліпідів, феноли, хінони) (Лазарєв з співав., 2021). Описано також і декілька інших потенційно можливих механізмів стійкості мікроорганізмів до радіації,

включно з функціонуванням системи детоксикації активних форм кисню, ферментативних антиоксидантних процесів та систем відновлення ДНК (Pavlopoulou et al., 2016; Jung et al., 2017).

Встановлено залежність стійкості мікроорганізмів до радіації від концентрації їхніх клітин. Автори (Shuryak et al., 2017) показали це при вивченні впливу радіації на мікробні суспензії різного ступеня розбавлення. Встановлено, що висока щільність клітин мікроорганізмів може забезпечувати певну їх кількість від загибелі. Механізм цього явища, безперечно, можна пояснювати передачею сигналів між клітинами (т. з. «ефект кворуму»), але автори вважають реальнішим поясненням прояв колективної детоксикації радіогенних активних форм кисню (АФК) та контролю накопичення АФК в ростовому середовищі. У цій же роботі показано, що певні резистентні мікробні клітини за рахунок високої щільності популяції захищають своїх сусідів (навіть представників радіочутливих видів) від радіації високого рівня.

Проте, як вже зазначалося вище, іонізуюче випромінювання є потенційно летальним для мікроорганізмів, оскільки залученої енергії може бути достатньо, щоб викликати розриви ланцюгів ДНК. У той же час, для гарантованого знищення мікроорганізмів потрібні доволі високі дози радіації.

Е. Вальдштейн і В. Жестяніков (Вальдштейн, Жестяніков, 1966), диференціювавши відомі штами *E. coli* на гіперчутливі, чутливі і резистентні до іонізуючої радіації, довели, що радіостійкість майже виключно пов'язана із здатністю до репарації. Проте додавання відомих радіозахисних препаратів на основі сульфгідрильних сполук до бактеріальних суспензій підвищувало їхню радіостійкість (Семенов, Стасилевич, 1966).

Більшість експериментальних робіт у радіаційній бактеріології виконано на представниках *E. coli*. Вибір цього об'єкту має певні особливості. Бактерія добре вивчена у біохімічному і генетичному відношеннях, легко культивується і зручна для радіобіологічних дослідів. Однак притаманна їй різноманітність форм, з одного боку, утруднює порівняння результатів досліджень, а з іншого – надає можливість визначення залежності реакцій

організму на опромінення від майже невідчутних факторів навколишнього середовища. Г. Адлер і М. Енгель (Адлер, Энгель, 1963) показали, що в залежності від генетичного походження, умов вирощування та інших чинників, зокрема наявності кисню, різні штами *E. coli* за радіостійкістю можуть розрізнятися щонайменше на порядок.

Механізми радіостійкості мікроорганізмів, як і інших живих організмів, генетично визначені, але на генетичному рівні піддаються певній модифікації. Відома значна кількість штамів бактерій, отриманих методами відбору та схрещування, які володіють у десятки разів вищою радіочутливістю чи радіостійкістю, ніж відповідні бактерії дикого типу (Равин, Винецкий, 1969). Їхнє дослідження важливе для розуміння механізмів формування радіостійкості у тварин і судинних рослин.

Сьогодні вважається, що всі відомі способи репарації виникли в природі ще в рамках бактеріального геному і закріпилися в усіх організмах. У природі постійно виникають мутанти мікроорганізмів з різною стійкістю до різних чинників середовища, які також можуть визначати і їхню радіостійкість. За різких змін умов зовнішнього середовища, наприклад, рівня радіаційного фону, популяції мікроорганізмів мають можливість пристосуватися до них за рахунок використання власного мутаційного резерву, або збільшення частоти виникнення нових мутацій (Лазарєв з співав., 2021).

Важливим механізмом передачі генетичних ознак у прокариотів може бути горизонтальний перенос генів, унаслідок чого деякі гени передаються від одних членів популяції даного виду іншим, а також представникам інших видів і навіть родів (Ochiai et al., 1959; Akiba et al., 1960; Jain et al., 1999). Горизонтальний перенос генів може здійснюватися і за участю не хромосомних елементів геному – плазмід, бактеріофагів, транспозонів, і відігравати певну роль в адаптації бактерій до різних несприятливих чинників середовища, у тому числі й іонізуючої радіації (Jain et al., 1999).

У прокариотів реакція на сильні потенційно шкідливі чинники може супроводжуватися перебудовами в геномі, пов'язаними, зокрема, зі змінами

репаративного, індукцйбельного мутагенезу, який в еукаріотичних організмів проявляється у вигляді нестабільності геному. Одним із наслідків такої нестабільності може бути перехід нащадків опромінених клітин у стан готовності до адаптивних змін. Спонтанну та індукцйбельну нестабільність геному можна розглядати як один із механізмів, що забезпечують пристосування мікроорганізмів, як і інших видів живих організмів, до змін умов середовища (Боєчко з співав., 2013).

На радіостійкість мікроорганізмів впливають й інші фізичні фактори навколишнього середовища, зокрема такі як температура, вологість, газовий склад атмосфери, склад субстрату та інші. Особливості дії великої кількості різноманітних чинників регулювання радіостійкості організмів різних таксономічних груп узагальнено І.М. Гудковим (2016).

Уперше радіостійкі бактерії *Micrococcus radiodurans* виділено в 1956 р. із консервованого м'яса після його стерилізації іонізуючим опроміненням (Anderson et al., 1956). Пізніше, при вивченні впливу γ -випромінювання (0,5–8,0 кГр) на мікробіоту тканин пікші (риба родини тріскових), виділено представників *Micrococcus radiopugnans* (Davis et al., 1963). При опроміненні різних матеріалів високими дозами γ -радіації також ізольовано радіостійкі штами *Micrococcus* (Oyaizu et al., 1987). Крім того, описано різні види радіотолерантних бактерій, ізольованих із природних біотопів: вивіреного граніту в Антарктиді (Counsell, Murray, 1986), із радіоактивних гарячих джерел, із глибоководного термального морського джерела (Di Ruggiero et al., 1997).

У 1981 р. радіостійкі бактерії з роду *Micrococcus* рекласифіковано у *Deinococcus radiodurans*, а в подальшому рід *Deinococcus*, і родина *Deinococcaceae* отримала самостійне таксономічне визначення (як і інші види – *D. radiodurans*, *D. radiophilus*, *D. proteolyticus*, *D. radiopugnans*) (Brooks, Murray, 1981).

У літературі є також інформація японських дослідників про виділення радіорезистентних штамів *Pseudomonas radiora* зі старого неочищеного від

плівки насіння рису, ЛД₉₀ для яких становила 2 кГр (Pro, Iizuka, 1980). Проте, щоб бути абсолютно переконаним у реальності спонтанного виникнення ознак радіорезистентності, на нашу думку, потрібно мати істинну «радіаційну» історію об'єктів.

Екстремально радіорезистентну бактерію *Arthrobacter radiotolerans* було виділено із радонових радіоактивних гарячих джерел Японії (Yoshinaka et al., 1973). Згодом, у 1988 р. на підставі низки характеристик цієї бактерії було надано статус самостійного роду *Rubrobacter* і, відповідно, рекласифіковано як *Rubrobacter radiotolerans*. Порогова доза γ -випромінювання для клітин *R. radiotolerans* у логарифмічній фазі росту складає 6 кГр і летальна доза сягає 10 кГр. Загалом летальна доза γ -випромінювання для *R. radiotolerans* вища, ніж для інших бактерій (за винятком представників *Deinococcus*) (Saito et al., 1994).

М. Аль-Наджар і М. Альбокарі (Al-Najjar & Albokari, 2019) досліджували вплив різних доз γ -випромінювання на склад мікробного угруповання в осадах шкіряного заводу. Результати показали, що контрольний зразок (0,0 кГр) мав найвищу різноманітність мікроорганізмів, як порівняти з опроміненими зразками. Види *Halocella*, *Parasporobacterium* і *Anaerosporobacter* мали найвищу відносну чисельність при найвищій дозі опромінення 30 кГр. Відносна кількість представників *Firmicutes* також збільшилася на 20% за найвищої дози опромінення, як порівнювати з контрольним зразком. Чисельність представників *Synergistetes* зменшилися на 25%, тоді як *Bacteroidetes* зберегли стійкий розподіл у діапазоні інтенсивностей γ -випромінювання. У дослідженні звертає на себе увагу та обставина, що радіостійкість мікроорганізмів пов'язана з адаптацією до хімічного (Cr і Sr) забруднення.

Китайські науковці (Liu et al., 2022) виділили два нові стійкі до радіації штами бактерій зі зразків морени, зібраних на північному схилі гори Еверест на висотах 5700 м і 5100 м над рівнем моря. Штами віднесено до нових видів – *Sphingomonas qomolangmaensis* і *S. glaciei*. Геномні аналізи показали, що

обидва штами володіли генами відновлення пошкоджень ДНК. Пангеномний аналіз і горизонтальні переноси генів засвідчили, що досліджувані штами мають стабільно гомологічну генетичну еволюційну радіаційну стійкість. Крім того, встановлено, що ферментативні антиоксидантні білки також відіграють важливу роль у перетворенні активних форм кисню у нешкідливі молекули, що сприяло стійкості бактерій до радіації. Автори також вважають, що пігменти та каротиноїди, такі як зеаксантин і алкілрезорциноли неферментативної антиоксидантної системи, також можуть захищати бактерії від згубної дії радіації. Комплекс зазначених властивостей допомагає ізольованим бактеріям виживати в екстремальних умовах.

Бактеріальні ізоляти, що витримували дози 30 кГр, були ізольовані з ґрунту пустелі Сонора (США). Життєздатність представників родів *Deinococcus*, *Geodermatophilus* і *Thymenobacter* могла відновлюватися після опромінення дозами від 17 до 30 кГр (Rainey et al., 2005).

Дослідження особливостей радіорезистентних бактерій свідчить, що вони спроможні витримувати й інші екстремальні умови. Наприклад, стверджується про вірогідність взаємозв'язків у бактерій між гіпертермофілією й радіостійкістю. Так, зокрема, описано гіпертермофільний радіостійкий штам *Pyrococcus furiosus*, здатний рости при 70–103°C. Більше того, хромосома *P. furiosus* (2 млн пар нуклеотидів), зруйнована γ -опромінюванням ^{60}Co (доза 2,5 кГр) на фрагменти від 500 до 30 тис. пар нуклеотидів, цілком відновлювалася при 95°C (White et al., 1999). Автори вважають, що у *P. furiosus* функціонує активний механізм рекомбінаційної репарації ДНК, що може бути важливим для виживання клітин при високих температурах. Можливо також, що цей механізм подібний до репараційних механізмів *D. radiodurans*, здатних забезпечити виживання цієї бактерії в умовах потужного γ -опромінювання (White et al., 1999).

Інший вид, *Pyrococcus abyssi*, гіпертермофільна глибоководна морська архебактерія, здатна виживати після γ -опромінювання у дозі 11 кГр (White et al., 1999). Зі зразків, відібраних у каліфорнійській затоці та в середньому

районі Атлантичного кряжу, виділено культури анаеробних хемоорганотрофів, що ростуть при 85°C. Встановлено їх належність до роду *Thermococcus*. З'ясувалося, що ці ізоляти стійкіші до γ -опромінювання, ніж *Pyrococcus abyssi*, і три з них були близькі за радіостійкістю до *Deinococcus radiodurans* (White et al., 1999).

Однак, два з досліджених штамів термофільних еубактерій – *Thermodesulfobacterium* P1 та *Thermotoga maritima* 2706 виявилися радіочутливими (Копылов с соавт., 1993), отже не всі термофільні бактерії однаковою мірою стійкі до іонізуючої радіації.

Таким чином, наведені дані свідчать, що радіотолерантні бактерії та археї виділено або з місць із екстремальними умовами існування (де вони вимушені справлятися з аномальними коливаннями температури, високим рівнем радіації та/або висихання – умовами, які можуть спричинити пошкодження ДНК), або після γ - і рентгенівського опромінювання природних субстратів (Confalonieri and Sommer, 2011). При цьому, щоб протистояти шкідливим наслідкам опромінювання, радіостійкі організми використовують цілий комплекс захисних систем, таких як зміни внутрішньоклітинної концентрації катіонів, системи відновлення ДНК та ефективні ферментативні та неферментативні антиоксидантні системи (Jung et al., 2017).

Слід зазначити, що і в природних умовах існування у бактерій, які тривалий час знаходилися під впливом іонізуючої радіації, також може підвищуватися стійкість до опромінювання (Pro, Iizuka, 1980). Так, мікроорганізми, виділені з радонових мінеральних водних джерел, стійкіші до дії радіації, ніж представники тих же видів, котрі трапляються у не радіоактивних екосистемах (Mondani et al., 2011).

Слід відмітити, що більшість публікацій, присвячених питанню радіорезистентності мікроорганізмів, стосуються прокаріот. У той же час, такі еукаріоти як мікроміцети також можуть бути доволі стійкими до дії проникаючої радіації. Так, за даними Н. Жданової з співавт. (Zhdanova et al., 2000), темнозabarвлені мікроскопічні гриби, що містять меланіновий пігмент,

особливо стійкі до іонізуючої радіації. Зокрема, ЛД₉₀ різних штамів *Aureobasidium pullulans* знаходиться в діапазоні 6–8 кГр, *Cladosporium* sp. – 5 кГр, *Dendriphium macrosporoides* 7384 – близько 4 кГр (Zhdanova et al., 2000). Таку високу стійкість можна порівняти лише з резистентністю представників *D. radiodurans*. Крім цього, оскільки меланінвмісні гриби мають спрямований ріст міцелію до джерел радіації, розглядається можливість використання мікроміцетів для біоремедіації радіоактивно забруднених ділянок і очищення промислових стоків (Dighton et al., 2008). Цієї ж точки зору дотримується й низка інших авторів (Skladany, Metting, 1992; Gray, 1998; Steinera et al., 2002).

Е. Дадачовою з співав. (Dadachova et al., 2007) також показано, що клітини мікроміцетів *Wangiella dermatitidis* і *Cryptococcus neoformans*, які містять меланін, за дії іонізуючого випромінювання забезпечували інтенсивніший ріст, як порівняти з неопроміненими. Крім того, радіація посилила ріст меланізованих клітин *Cladosporium sphaerospermum* в умовах обмеженої кількості поживних речовин. Показано, що вплив радіації сприяв посиленню властивостей меланіну щодо переносу електронів у меланізованих клітинах. Розвиваючи ці дослідження, М. Мало і Е. Дадачова повідомили, що деякі гриби використовують меланін як радіопротектор для свого виживання в екстремальних середовищах з високим рівнем іонізуючого випромінювання, зокрема у зоні ЧАЕС (Malo and Dadachova, 2019).

Н. Ковалюком з співав. (Kovaliukh et al., 1998) при дослідженні трофічних особливостей деяких видів комах у гарячій зоні ЧАЕС зроблено висновок, що реакторний графіт, розсіяний на великій території, біохімічно поглинався мікроміцетами, перетворюючи неорганічний вуглець реакторного графіту в органічну речовину, якою переважно харчуються комахи. Щоправда, ці висновки зроблено на підставі опосередкованих даних і потребують додаткового вивчення.

Досліджуючи реакцію мікроорганізмів на дію іонізуючої радіації, не можна не враховувати такий радіобіологічний ефект, як радіаційну стимуляцію, або радіаційний гормезис. Так, зокрема, встановлено, що за

відносно невеликих доз опромінення спостерігається прискорення поділу клітин мікроорганізмів, скорочення їхнього клітинного циклу, формування колоній та інших процесів, які характеризують загалом прискорення росту та розвитку (Миллер с соавт., 1980). Саме на цьому, зокрема, базуються деякі радіаційно-біологічні технології прискорення процесів бродіння. Інтенсифікація розвитку певних видів мікроорганізмів може призводити до пригноблення розвитку інших, іноді навіть таких, що мають вищу радіостійкість. Тому в умовах функціонування в екосистемі не лише угруповань мікроорганізмів, але й рослин і тварин, тобто біоценозів, міжвидові взаємовідносини можуть суттєво впливати на склад мікробіому і його структуру (Лазарев з співав., 2021).

Всі вищенаведені дані отримано в лабораторних умовах варіювання гострого γ -випромінювання. І, безперечно, важливо вивчити, як діє на мікроорганізми хронічне іонізуюче опромінення, коли воно триває протягом десятків років. Можна очікувати, що за цієї умови дія навіть порівняно невисоких доз радіації може зумовити суттєві зміни у структурі угруповань мікроорганізмів. Крім того, слід враховувати, що життєздатність мікроорганізмів у біоценозах в умовах опромінення іонізуючою радіацією може визначатися крім цього показника, також і взаємовідносинами з вищими грибами, рослинами, тваринами, які мають значно меншу радіостійкість. Можна припустити, що іонізуюче випромінювання, впливаючи на їхній стан, може опосередковано позначатися і на життєздатності як окремих видів бактерій і мікроміцетів, так і на мікробіоценозах загалом. Такий розвиток ситуації є цілком можливим на територіях, забруднених радіонуклідами.

1.3.2. Реакція мікробіоти на радіоактивне забруднення ґрунтів.

Мікробні угруповання мають вирішальне значення для підтримки функцій екосистеми завдяки їхній ролі в колообігу, утриманні та вивільненні основних поживних речовин і Карбону в ґрунті (Gucht et al., 2007; Newton et al., 2011; McKenney et al., 2018). Відповідно, хронічний вплив забруднювачів, включаючи забруднення радіонуклідами як джерелами іонізуючого

випромінювання, може поставити під загрозу різноманітність і склад ґрунтової біоти, що негативно позначиться практично на всіх біологічних процесах у ґрунті (Chapin et al., 2000; Ager et al., 2010). Зміни у складі мікробіомів ґрунту внаслідок хронічного впливу радіації можуть мати також і непрямий вплив на біоценози. Так, зокрема, мікроорганізми, асоційовані з рослиною-хазяїном, переважно обмежені бактеріями та мікроміцетами, які макросимбіонт здатен залучати з навколишнього середовища, а склад і різноманітність результуючого мікробного угруповання в оточенні рослин може мати важливий вплив на їхній стан (Liu et al., 2019). Сьогодні вважається аксіомою, що симбіози й асоціації мікроорганізмів з рослинами є основою функціонування останніх (Гельцер, 1990; Гадзало з співав., 2019). Отже, радіоактивне забруднення ґрунтів потенційно може змінити здатність рослин отримувати специфічні мікросимбіонти із навколишнього середовища з усіма можливими для біоценозу наслідками.

Як вже зазначалося вище, доза радіації, за якої відбувається загибель клітин мікроорганізмів навіть якогось конкретного виду, може варіювати у досить широкому діапазоні (Daly et al., 2004; Ghosal et al., 2005), тож теоретично виживання мікроорганізмів та формування специфічних угруповань, наприклад, у ґрунті, буде залежати від градієнту радіоактивного забруднення. З іншого боку, крім впливу радіації на біологічні властивості фітоценозів, відомо також і про дію цього чинника на зміни фізичних та хімічних характеристик ґрунтів, що може вплинути на розвиток мікробіоти. Ця теза обґрунтована в роботі Н. Мак Намари з співавт. (McNamara et al., 2003): випромінювання може впливати як на клітинну фізіологію, так і на біодоступність субстратів росту, тобто донорів електронів, акцепторів і, ймовірно, поживних речовин. Підтвердженням останньому є й інші дослідження. Так, показано, що іонізуюча радіація руйнує природні органічні речовини в ґрунтах, що призводить до збільшення вмісту в них розчинного органічного Карбону (Bank et al., 2008; Schaller et al., 2011). Ця радіолітична деградація органічної речовини може підвищити біодоступність Карбону для

мікробного метаболізму і, відповідно, вплинути як на розвиток мікробіоти, так і на її функціональну активність. Отже, реакція мікроорганізмів на дію іонізуючої радіації у чистій лабораторній культурі може суттєво відрізнятися від їхньої реакції у фітоценозі, зокрема, у ґрунті. У цьому контексті зони відчуження ЧАЕС та АЕС «Фукусіма-1», а також інші забруднені території, являють собою великі природні лабораторії з просторово змінними рівнями забруднення. Ці місця дають можливість проводити дослідження, які допоможуть відповісти на вищезазначені питання.

Слід зазначити, що вивчення стану мікробіоти на радіоактивно забруднених територіях знаходиться на початковому рівні. Більшою мірою дослідження зосереджені на визначенні реакції теплокровних, комах та рослин на дію іонізуючої радіації (Гудков, Гродзинський, 2001; Кравець с соавт., 2005; Гродзинский, Гудков, 2006; Кравець, 2006; Пристер, 2008; Кашпаров с соавт., 2013; Гайченко з співав., 2016; Гудков, 2020), моделюванні ситуації для оцінки впливу доз ^{137}Cs та ^{90}Sr на населення (Kravets, Pavlenco, 2008; Jelin et al., 2015). Незважаючи на доволі інтенсивні дослідження впливу радіації на довкілля після аварій на ЧАЕС та АЕС «Фукусіма» в Японії, а також в інших зонах з підвищеними рівнями радіації, питанням реакції на радіонукліди ґрунтових мікроорганізмів, і особливо деструкторів мортмаси, присвячено небагато робіт. Існуючі дослідження спрямовані передусім на визначення потенціалу мікроорганізмів щодо їхнього впливу на трансформацію радіоактивних речовин. Так, значну увагу приділено мікроорганізмам, виділеним з природних середовищ, що характеризуються підвищеним вмістом радіонуклідів (Avery, 1995; Avery et al., 1999), детально описано шляхи фізико-хімічної трансформації сполук Цезію і Урану за дії мікроорганізмів (Lloyd, Renshaw, 2005; Francis, 2006; Lovley et al., 1991), біосорбцію U та інших потенційно токсичних металів на мембранах бактерій (Merroun et al., 2005), біонакопичення U всередині бактерій (Merroun et al. 2001) та біопреципітацію U(VI)-фосфатних фаз (Beazley et al., 2007).

Натепер вже запропоновано біотехнологію мікробіологічного видобутку Урану для забезпечення промислового попиту на цей радіонуклід (Lopez-Fernandez et al., 2021). Показано також можливість як збільшення, так і зменшення надходження в рослини радіонуклідів за використання окремих бактеріальних штамів для передпосівної інокуляції насіння культурних рослин (Gudkov, 2012; Pareniuk et al., 2015; Паренюк з співав., 2018; Ілленко з співав., 2019; 2020). Дослідження впливу інокуляції насіння на ступені засвоєння рослинами радіонуклідів не обмежується ризосферними бактеріями. Так, у роботі японських дослідників (Haidari et al., 2017) показано, що інокуляція насіння сої арбускулярними грибами забезпечувала затримку міцелієм у коренях ^{137}Cs , що обмежувало його переміщення в інші частини рослин.

Слід зазначити, що хоча питання впливу конкретних радіонуклідів на мікроорганізми (так само як і впливу мікроорганізмів на трансформацію радіонуклідів) розглянуті в літературі досить широко, проте у дослідженнях переважають умови, які стосуються ізотопів Урану, Радію та Плутонію як основних компонентів ядерного палива, а також його відходів. У той же час, в ізотопному складі радіонуклідів, якими в результаті аварії на ЧАЕС були забруднені значні території, переважають ^{137}Cs та ^{90}Sr (Лазарєв з співав., 2021). Як відомо, Стронцій є хімічним аналогом і антагоністом Кальцію, елементу, що мало використовується в обміні речовин у ґрунтових мікроорганізмів. Можливо саме тому не було помічено суттєвого впливу Кальцію на перехід радіонукліду в рослини. У той же час, бактерії можуть опосередковано впливати на переміщення Стронцію в ґрунті внаслідок розчинення стронцій-вмісних карбонатів і фосфатів органічними кислотами, які виділяються в результаті їх життєдіяльності (Anderson, Appanna, 1994), відновленням молекул Заліза і, таким чином, переведенням у доступні форми атомів Стронцію, що були асоційовані з оксидами заліза, біодеградацією органічних решток, до складу яких може входити цей радіонуклід. За даними, отриманими А. Френсіс (Francis, 1990), проаналізовані культури мікроорганізмів акумулювали радіоактивні ізотопи у такій послідовності: $^{90}\text{Sr} \ll ^{60}\text{Co} < ^{137}\text{Cs}$.

На відміну від питань міграції і трансформації радіонуклідів за впливу мікроорганізмів, дослідження, спрямовані на з'ясування особливостей функціонування мікробіоти у ґрунті за дії іонізуючої радіації, поодинокі. При цьому більшою мірою увага зосереджена на такому компоненті угруповань ґрунтових мікроорганізмів як мікроміцети.

Значний інтерес представляють вже згадані багаторічні дослідження, проведені Н. Ждановою та Т. Тугай з колегами (Жданова з співав., 1991; 1994; 1999; Тугай с соавт., 2005; 2011; 2012; Tugay et al., 2011), які акцентовані на визначенні стану угруповань ґрунтових мікроміцетів у ґрунтах, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС. У ході досліджень визначено їх таксономічний склад і чисельність, встановлено, що в ґрунтах пунктів спостереження протягом 1986–1988 рр. кількість грибних спор знизилася у 2–3 рази. Відмічено, що у шарі ґрунту 0–10 см переважав темнозбарвлений грибний міцелій.

Пізніше чисельність мікроміцетів частково відновилися і наблизилися до показників «чистих» регіонів (Жданова з співав., 1994; Dighton et al., 2008; Тугай з співав., 2011). Проте в таксономічній структурі грибних комплексів у 1989–1992 рр. домінанте положення, як і раніше, належало темнозбарвленим грибам. З отриманих даних зроблено висновок, що ця група грибів має здатність до радіоадаптації та радіотропізму, а також може бути біологічним індикатором радіонуклідного забруднення ґрунту (Тугай з співав., 2011; Tugay et al., 2011).

У той же час, у дослідженнях А. Панахової (Панахова, 2009) на прикладі сіро-бурого ґрунту Апшерону (Азербайджан) показано, що найчутливішими до γ -випромінювання серед різних представників ґрунтової мікробіоти були мікроскопічні гриби. Щоправда, порівнювати результати досліджень вищезазначених авторів, швидше за все, некоректно, оскільки одні з них отримано в зоні ЧАЕС, де спостерігається постійний селекційний стрес проникаючої радіації (вищезазначені роботи Н. Жданової з співавторами та Т. Тугай з співавторами), а інші (А. Панахова) – за штучного одноразового

опромінення. Адже сумарні дози, поглинені угрупованнями мікроорганізмів, вірогідно, є більш значимими, як порівняти з гострим γ -випромінюванням.

Інформація про наслідки радіонуклідного забруднення територій, спричинених аварією на Чорнобильській АЕС, для прокаріотних організмів з'явилася дещо пізніше (Кравченко с соавт., 1999; Рокитко, 2003). Слід зазначити, що після аварії увагу приділяли переважно дослідженням медичного характеру (Григор'єва з співав., 1999), а саме вивченню бактеріальної мікробіоти при патологічних процесах у різних органах людини та тварин.

Комплексна оцінка стану мікробних угруповань у ґрунтах, забруднених радіонуклідами, була здійснена у першій половині 1990-х років. Так, З. Калашникова з співав. (Калашникова с соавт., 1996) визначали чисельність автохтонних (*типових для екосистеми*) і алохтонних (*чисельність яких залежить від випадкового підвищення концентрації поживних речовин або додавання певних сполук*) мікроорганізмів. Протягом 1991–1996 рр. було проведено дослідження 142 зразків ґрунту (відібраних у Вишгородському районі Київської області), з яких високу щільність забруднення радіонуклідами мали 47 зразків, а решта характеризувалися фоновим рівнем і вважалися контрольними. Автори встановили, що в окремих зразках забрудненого радіонуклідами ґрунту кількість гетеротрофних бактерій перевищувала 1×10^6 клітин/г ґрунту, а в контрольних зразках вона була у 5 разів меншою. Це дало підставу розцінити такі зміни як стимулювання розвитку ґрунтових мікроорганізмів за щільності забруднення до 10 Кі/км^2 ($37 \times 10^{10} \text{ кБк/м}^2$). Відмічено також, що збільшення щільності забруднення радіонуклідами понад 10 Кі/км^2 призводило до зменшення кількості виявлених фізіологічних груп мікроорганізмів. Пригнічувалася життєдіяльність більшості бактерій, що свідчить про глибокі екологічні порушення в мікробних ценозах ґрунтів за цих умов.

У цій же роботі автори описують вегетаційні дослідження, де використовували ґрунт із 30-км зони ЧАЕС, у якому досліджували

представленість і кількісні характеристики мікроорганізмів. Результати засвідчили, що чисельність майже всіх досліджуваних еколого-трофічних груп бактерій у забрудненому радіонуклідами ґрунті протягом 90 днів була нижчою, ніж у контрольному.

Мікробіологічний аналіз ґрунту, проведений Л. Єрусалимською і Г. Корчак (Єрусалимская, Корчак, 1999) через 12 років після аварії на ЧАЕС, не виявив прямої залежності між рівнями радіоактивності ґрунту і чисельністю прокариотів. Виключенням були ґрунти з окремих точок полігону поховання радіоактивних відходів, у яких відзначали зменшення на один порядок кількості автохтонної й алохтонної мікробіоти при забрудненні 350 мкКі/кг. На думку авторів, цей факт може свідчити про те, що в ґрунтах поблизу ЧАЕС з часом відбуваються процеси відновлення мікробної рівноваги.

У 1999 р. опубліковано роботу І. Кравченко з співав. (Кравченко с соавт., 1999), у якій представлено результати досліджень, виконаних у 1991 р. Автори спостерігали суттєве зниження чисельності ґрунтових бактерій, що корелювало зі зменшенням відстані до ЧАЕС. Ця закономірність чітко простежувалася для шару підстилки і меншою мірою для горизонтів прилегло до неї ґрунту. Так, загальна чисельність бактерій для підстилки в пункті спостереження, віддаленого від ЧАЕС на 26–28 км, становила 230×10^6 КУО/г, на відстані 7–10 км від ЧАЕС – 180×10^6 КУО/г і на відстані 5–6 км – лише 10×10^6 КУО/г ґрунту. Таку залежність спостерігали як для загальної кількості бактерій, так і для бацил, псевдомонад, корінеформ та олігонітрофілів. На жаль, автори не навели показники радіонуклідного забруднення ґрунту, тому на основі цієї публікації складно говорити про конкретні дозові навантаження.

Ґрунтовні дослідження різноманітності мікроорганізмів у ґрунті 10-км зони ЧАЕС проведено В. Романовською з колегами (Романовская с соавт., 1996; 1998; 2001; Рокитко, 2003). Встановлено, що загальна чисельність бактерій на 1–3 порядки нижча, а кількість видів на 30–40% менша проти

показників ґрунтів поза зоною, а також визначено, що у досліджених ґрунтах кількісно переважали види бактерій, які були резистентними до γ -опромінювання. Схожі результати отримано і в інших дослідженнях (Zavilgelsky et al., 1998).

М. Гу з співав. (Gu et al., 2014) досліджено вплив радіоактивного забруднення на популяційну різноманітність та метаболічні характеристики мікроорганізмів ґрунту із забруднених радіонуклідами зон. Результати показали, що радіація змінила структуру та функцію мікробного угруповання ґрунту. Зі збільшенням рівня радіоактивного забруднення чисельність бактерій, у т. ч. й актиноміцетів, поступово зменшувалася. Подібно до цього, різноманітність ґрунтових бактеріальних угруповань була нижчою в зразках із найбільш забруднених Цезієм районів Фукусіми (Ihara et al., 2021).

У той же час, у ґрунтових зразках з високим рівнем радіоактивності виявлено більше різноманіття бактеріальних таксонів, як порівняти зі слабо забрудненим ґрунтом (Theodorakopoulos et al. 2017). Проте автори припускають, що радіонукліди, які залишилися в чорнобильському ґрунті, все ще впливають на угруповання мікроорганізмів.

С. Хойос-Фернандес з співав. (Hoyos-Hernandez et al., 2019) у зразках ґрунтів, відібраних із забруднених радіонуклідами територій ЧАЕС і префектури Фукусіми, за використання комбінованого таксономічного і метагеномного підходу показали, що угруповання прокариотів у ґрунтах з високими концентраціями радіонуклідів мають функціональні профілі, які дозволяють їм справлятися з радіоактивним забрудненням.

При дослідженні стану мікробіоти у ґрунтах, забруднених радіонуклідами, надзвичайно важливим є визначення змін у стані популяцій целюлозоруйнівних ґрунтових мікроорганізмів як однієї з основних груп мікробіоти, що забезпечує початкові ланки трофічних біологічних ланцюгів, а також інтенсивність процесів розкладання рослинної мортмаси. Д. Бонзом з співав. (Bonzom et al., 2016) досліджували інтенсивність розкладання лісної підстилки у зоні відчуження ЧАЕС. За їхніми результатами маса підстилки

втрачалася більшою мірою зі збільшенням потужності загальної дози опромінення від 0,3 до 150 мкГр/га. Автори приходять висновку, що радіоактивне забруднення лісових екосистем протягом більше двох десятиліть не обов'язково має згубний вплив на розклад органічної речовини. В. Чепон з співав. (Charon et al., 2012) також показали, що в ґрунті, забрудненому радіонуклідами, за активності ^{137}Cs в діапазоні від 61 до 750 Бк/г, містилося широке розмаїття бактерій, яке не відрізнялося від тих угруповань, що спостерігаються на сусідніх контрольних ґрунтах з активністю ^{137}Cs від 0,35 до 1,5 Бк/г, через 25 років після аварії, що може свідчити про відновлення бактеріальних угруповань. Це підтверджується також і дослідженнями М. Рагона з співав. (Ragon et al., 2011).

У той же час, результати досліджень Т. Моссей з співав. (Mousseau et al., 2014) демонструють зниження швидкості розкладання листової підстилки у відповідь на зростання рівня радіоактивності, що призвело до збільшення товщини її шару з підвищенням рівня іонізуючого випромінювання.

Отримання протилежних результатів, вірогідно, можна пояснити як різним складом радіонуклідів у ґрунтах та отриманою дозою опромінення, так і різним складом мортмаси, що надходить до ґрунту (унаслідок різної структури та видового складу рослинних угруповань у місцях проведення аналізів), адже якість рослинних решток є потужним фактором, який впливає на формування угруповань мікроорганізмів (Melillo et al., 1982; Cornwell et al., 2008; Almagro et al., 2021). Як вже зазначалося вище, фактором впливу на розвиток ґрунтових мікроорганізмів може бути також і вміст органічного Карбону в ґрунті (Bank et al., 2008; Schaller et al., 2011).

При дослідженні стану угруповань целюлозоруйнівних мікроорганізмів у ґрунті за його штучного γ -опромінення М. Огві з співав. (Ogwu et al., 2019) звернули увагу на інтенсивніший розвиток грибів і водоростей на фоні зменшення швидкості розмноження бактерій. Автори припустили, що активніший розвиток грибів та водоростей, можливо, пояснюється звільненням екологічної ніші від конкуренції.

Одним із перспективних методів діагностики ґрунтів є визначення параметрів ферментативної активності. Так, Г. Лавренть'євою з співав. (Lavrentyeva et al., 2017) вивчено зміни уреазної, інвертазної, дегідрогеназної та каталазної активності ґрунту за радіоактивного забруднення радіонуклідом ^{90}Sr . При зміні питомої активності ^{90}Sr в ґрунті в межах від контрольного значення до більше ніж 1,5 кБк/кг встановлюється стабільність інвертази, уреазы і дегідрогенази. Водночас активність каталази ґрунту виявилася чутливим індикатором до радіоактивного забруднення, яке описується надійною моделлю з пороговим значенням, після якого спостерігається пригнічення показника. У той же час, слід зазначити, що ферментативна активність забруднених радіонуклідами ґрунтів досліджена недостатньо, незважаючи на перспективність цього діагностичного рішення.

Отже, існують значні наукові розбіжності щодо масштабів впливу радіації на довкілля в регіонах, забруднених радіонуклідами, на що звертає увагу низка науковців (Chesser and Baker, 2006; Mousseau and Møller, 2011; Beresford et al., 2016; Brown et al, 2016; Smith, 2019). Особливо гострі наукові дебати точаться щодо хронічного впливу помірного рівня опромінення на біорізноманіття (Beresford et al., 2020). Саме тому проведення глибоких фундаментальних досліджень необхідне для розуміння як актуального, так і потенційного впливу радіоактивних викидів на навколишнє середовище. Це підсилюється розумінням того, що протягом трьох з половиною десятиліть з часу Чорнобильської трагедії у ґрунті могли відбутися певні зміни ступеню радіоактивного забруднення, обумовлені природними процесами (насамперед, унаслідок напіврозпаду довговічних радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , їх вертикальної міграції по ґрунтовому профілю та іммобілізації ^{137}Cs глинистими мінералами ґрунту) (Гудков, Лазарєв, 2018; Лазарєв з співав., 2021).

Підсумовуючи, слід зазначити, що ґрунтові мікроорганізми, являючись виключно чутливими до найменших змін навколишнього середовища, можуть бути надійними індикаторами стану довкілля, що особливо важливо в умовах дії негативних антропогенних чинників. Рання діагностика порушення

функціонування фітоценозів дозволить попередити незворотні екологічні наслідки і знизити витрати на відновлення порушених екосистем. Це особливо важливо для діагностики екологічного стану ґрунтів на забруднених радіацією територіях. Для з'ясування реакції ґрунтової мікробіоти на вплив радіоактивного забруднення потрібне розуміння залежності спрямованості біологічних ґрунтових процесів від дії цього фактора. У першу чергу це стосується спрямованості трансформації органічної речовини у ґрунті, оскільки ці процеси є основою формування родючості ґрунтів. Розвиток зазначених досліджень може забезпечити як сьогодні, так і в майбутньому (зважаючи на імовірність розширення використання ядерної енергетики) прийняття адекватних рішень для обмеження шкоди від потенційних забруднень.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Радіологічне обстеження територій для обрання дослідних полігонів (майданчиків)

Дослідження проводили у 2021–2023 рр. Перед початком досліджень здійснювали пошук експериментальних полігонів, які б відповідали наступним вимогам: а) на відносно невеликій території мали значний градієнт за показником забруднення ґрунту радіонуклідами; б) були максимально наближеними за ґрунтово-кліматичними умовами та рельєфом.

Вибір експериментальних полігонів на окремих ділянках території зони відчуження ЧАЕС з градієнтами радіонуклідного забруднення попередньо проводили з урахуванням інформаційної бази даних УкрНДІ сільськогосподарської радіології НУБіП України (Kashparov et al., 2018). На обраних ділянках додатково здійснювали відбір зразків ґрунту для визначення поточного рівня радіонуклідного забруднення. Відбір зразків проводили бурами діаметром 37 мм (площа пробовідбору дорівнює 0,001075 м²) на глибину 10 см. Змішаний зразок складався з п'яти індивідуальних, відібраних з досліджуваної площі, що обстежувалася, зразків загальним об'ємом близько 1000 см³. Зразок поміщали в поліетиленовий пакет, який вкладався в інший поліетиленовий пакет. Між поліетиленовими пакетами розміщували паспорт зразка. У лабораторних умовах ґрунт сушили, відбирали рослинні рештки, просіювали через сито з розміром отворів 1 мм та зважували. Після цього із проб відбирали наважки для вимірювання активності.

У підготовлених пробах ґрунту питому активність ¹³⁷Cs визначали за допомогою гамма-спектрометрії (СЕГ-001 “АКП-С”-63, Україна, «Атомкомплексприлад»); ⁹⁰Sr виділяли з проб за використання радіохімічних методів (ISO 2009), а його активність потім вимірювали шляхом бета-спектрометрії (СЕБ-01-70, Україна, «Атомкомплексприлад») (ЦИНАО, 1985; Павлоцкая, 1997; ISO 18589-5:2009).

Після цього розраховували дозове навантаження зовнішнього γ - і β -випромінювання у 10-см шарі ґрунту для кожного радіонукліда окремо, а також визначали сумарну потужність поглиненої дози. Коефіцієнти дозового перетворення для ^{137}Cs по γ -випромінюванню – $4,82\text{E-}03$ (мкГр/добу)/Бк/кг ґрунту, по β -випромінюванню відповідно – $2,47\text{E-}03$ (мкГр/добу)/Бк/кг ґрунту. Коефіцієнти дозового перетворення для $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ по β -випромінюванню – $1,56\text{E-}02$ (мкГр/добу)/Бк/кг ґрунту (Лазарєв з співав., 2021).

2.2. Особливості використання рослинного матеріалу для визначення целюлозоруйнівної активності ґрунтової мікробіоти

Для визначення особливостей процесів трансформації рослинних решток мікробіотою використовували метод Tea Bag Index (ТВІ), який пропонується використовувати як стандарт у світовій практиці (Keuskamp et al., 2013). Автори методу запропонували для досягнення вищезазначених цілей використовувати т. з. метод «індексу чайних пакетиків», який може надати інформацію про функції ґрунту в локальному, регіональному та глобальному масштабах. Ключовим моментом нового методичного рішення є використання комерційно доступних чайних пакетиків як високо стандартизованих тестових наборів, що містять чай як репрезентативний мертвий рослинний матеріал. За даними авторів методу, рослинний матеріал для виробництва чаю вирощується на одній території, що дозволяє бути впевненим у використанні матеріалу однакової якості та хімічного складу, не зважаючи на те, де придбано чайні пакетики. Тому цей метод дозволяє створити глобальну базу даних з усього світу. Зібрані дані можуть бути використані для обчислення індексу чайних пакетиків (ТВІ), який надає керовану процесом інформацію. ТВІ визначається за допомогою спрощеного експерименту з пакетиками з рослинним матеріалом, який включає розміщення пакетиків зеленого чаю Lipton (EAN: 87 22700 05552 5) та чаю ройбуш Lipton rooibos (EAN: 87 22700 18843 8) у ґрунті з наступним вимірюванням втрати маси через певний період та відповідними

розрахунками. Розмір сітки чайних пакетиків 0,25 мм дозволяє мікроорганізмам і мезофауні проникати в пакетики, але виключає макрофауну (Setälä et al., 1996).

На думку авторів, використання методу сприяє збільшенню роздільної здатності вимірювань розкладання рослинних решток. Крім того, використання стандартизованої органічної речовини дозволяє відокремити аспекти якості мортмаси від комплексу умов довкілля, які впливають на швидкість розкладання решток.

Вважається, що швидкому розкладанню рослинної маси (чаю) піддається фракція, здатна до гідролізу (у розрахунках позначається як Н): водорозчинні, розчинні в кислоті сполуки, наприклад, целюлоза, та неполярні екстрактивні речовини. Решта рослинної маси складається з нерозчинної фракції, яка не здатна до гідролізу (нерозчинні в кислоті речовини, наприклад, лігнін та зола). Автори дослідили якісні параметри вибірок різних партій обох видів чаю і підтвердили як контрастні показники якості зеленого чаю та ройбушу (табл. 2.1), так і дотримання чіткого стандарту під час їх виготовлення.

Аналізуючи табл. 2.1 слід звернути увагу як на значно більшу частку лабільних речовин у зеленому чаї, як порівняти з чаєм ройбуш, так і, відповідно, на значну різницю у вмісті нерозчинної та мінеральної фракцій. Крім того, обидва типи рослинного матеріалу суттєво відрізняються за співвідношенням у них Карбону до Нітрогену (C/N для зеленого чаю дорівнює 12,229, а для ройбушу – 42,870). Оскільки зі зниженням показника співвідношення C/N інтенсивність процесів мінералізації пришвидшується (Waksman, 1936), саме ця відмінність, поряд із вмістом лабільних речовин, є основним фактором, що впливає на швидкість розкладання обох типів рослинного матеріалу.

Коментуючи особливості запропонованої методики, автори звертають увагу на ще один важливий аспект: раніше у дослідженнях розкладання рослинної маси інтенсивність процесу вимірювалася втратою маси

рослинного матеріалу в часі, і водночас вважалося, що втрата мортмаси має лінійний характер. Проте проблема з цим припущенням полягає в тому, що протягом певного відрізка часу в рослинному матеріалі швидко мінералізуються сполуки, які легко розкладаються, в той час як стійкіші сполуки будуть втрачатися з відносно меншими швидкостями. В результаті швидкість розкладання не є постійною, оскільки вона зменшується з часом через відносне збільшення частки матеріалу, що важче розкладається. Коли використовується один тип рослинних решток, для оцінки швидкості розкладання як лабільної, так і більш стійкої до розкладання фракцій, будуть потрібні часові ряди. Замість цього автори запропонували використовувати два типи решток з різною швидкістю розкладання (зелений чай зі збільшеною часткою лабільної фракції, ройбуш – зі збільшеною часткою фракції, стійкої до розкладання). Різниця між цими матеріалами дозволяє оцінити розкладання фракції з зеленого чаю і константу швидкості розкладання чаю ройбуш в один момент часу.

Таблиця 2.1. Параметри якості та маси зеленого чаю та чаю ройбуш

Показники	Зелений чай	Чай ройбуш
Фракція що гідролізується (Н) (г/г ⁻¹)	0,842 ± 0,023	0,552 ± 0,050
у т. ч.		
Неполярна екстрагована фракція (г/г ⁻¹)	0,066 ± 0,003	0,049 ± 0,013
Водорозчинна фракція (г/г ⁻¹)	0,493 ± 0,021	0,215 ± 0,009
Кислоторозчинна фракція (г/г ⁻¹)	0,283 ± 0,017	0,289 ± 0,040
нерозчинні фракції		
Нерозчинна в кислоті фракція (г/г ⁻¹)	0,156 ± 0,009	0,444 ± 0,040
Мінеральна фракція (г/г ⁻¹)	0,002 ± 0,0009	0,004 ± 0,0006
інші характеристики		
Загальний вуглець (%)	49,055 ± 0,109	50,511 ± 0,286
Загальний азот (%)	4,019 ± 0,049	1,185 ± 0,048
C/N співвідношення	12,229 ± 0,129	42,870 ± 1,841
Загальна маса пакетика чаю (г)	2,019 ± 0,026	2,152 ± 0,013
Маса пустого пакетика (г)	0,246 ± 0,001	0,245 ± 0,001
Маса чаю (г)	1,773 ± 0,025	1,907 ± 0,012

Ще один важливий аспект, який потрібно враховувати при оцінці процесів розкладання мортмаси – це частка лабільних сполук, яка під час розкладання стабілізується і стає стійкою (Prescott, 2010) унаслідок перебігу синтетичних процесів, що здійснюють мікроорганізми (мається на увазі, що не весь органічний матеріал у процесі трансформації решток втрачається у вигляді CO₂, але й певна частка його є основою для синтезу нової стабільної органічної речовини). Ця стабілізація залежить від факторів довкілля (Berg & Meentemeyer, 2002) і призводить до відхилення фактично розкладеної частки (тобто граничного значення), як порівняти з максимально здатною до гідролізу (тобто хімічно лабільною) фракцією рослинного матеріалу. Це відхилення автори пропонують визначати як коефіцієнт стабілізації *S* і розраховувати за формулою:

$$S = 1 - a_g / H_g$$

де: a_g — фракція зеленого чаю, що гідролізувалася за період експозиції, а H_g — максимальні значення для фракції зеленого чаю, здатної до гідролізу, які отримані в лабораторних умовах за рахунок водної та кислотної екстракції (згідно табл. 1 $H_g = 0,842$).

На основі проведених досліджень автори методики також дійшли висновку, що за експозиції в однакових умовах *S* є однаковим для обох типів чаю, тобто трансформація мікроорганізмами частки лабільного матеріалу в стабільну не залежить від розміру і складу фракції, здатної до гідролізу.

Аналізуючи отримані значення для коефіцієнта стабілізації *S* варто відзначити, що при зменшенні його значень фактично відбувається відносне збільшення кількості зеленого чаю, що піддалася гідролізу/розкладу за період інкубації та наближення до максимальних значень H_g . Відповідно, при збільшенні значень *S* маємо зворотній процес – зменшення кількості зеленого чаю, яка піддалася гідролізу/розкладу за період інкубації *i*, відповідно, зростання кількості органічної речовини, задіяної у стабілізації (синтезі *de novo* стабільних органічних сполук).

Інтенсивність розкладання рослинних решток k у ґрунті розраховується за формулою:

$$k = \ln (a_r / (Wt - (1 - a_r))) / t$$

де: \ln – натуральний логарифм; a_r – прогнозована лабільна фракція чаю ройбуш; Wt – масова частка субстрату після часу інкубації t .

Отже, згідно запропонованої методики, можна оцінити як швидкість мінералізації рослинних решток (k), так і інтенсивність накопичення вуглецю у вигляді синтезованої *de novo* стабільної органічної речовини (S).

У процесі досліджень автори обґрунтували тривалість інкубації ТВІ в польових умовах у межах 90 днів. Саме цей період є у більшості випадків достатнім, щоб визначити стабілізацію (S) шляхом вимірювання втрати маси зеленого чаю, і в той же час досить коротким, щоб визначити початкову швидкість розкладання (k) чаю ройбуш у широкому діапазоні умов довкілля.

Отже, використовуючи наявні у продажу чайні пакети з двома видами чаю як стандартні тест-набори органічної речовини з контрастною здатністю для розкладання, автори методики будують криву розкладання, використовуючи один вимір у часі. Отриманий індекс ТВІ складається з двох параметрів, які описують швидкість розкладання (k) і коефіцієнт стабілізації підстилки (S).

У своїй роботі ми зважували пакетики на електронних вагах (AXIS ADG200C), маркували, після чого поміщали у ґрунт на глибину 8 см і залишали на 90 діб. Пакетики з обома видами чаю закладали в ґрунт на відстані 15 см один від одного і через кожний метр закладали нові повторності. Для отримання коректних даних формували 6 повторень.

Після завершення строку експозиції пакетики діставали, очищували від залишків ґрунту, висушували протягом 48 годин за температури 70°C і повторно зважували. Процедуру повторювали до досягнення стабільних показників маси. Отримані дані використовували для розрахунку параметрів ТВІ-індексу.

2.3. Агрохімічні методи дослідження ґрунтів

Відбір індивідуальних зразків ґрунту, підготовку та зберігання для дослідження здійснювали згідно з ДСТУ ISO 10381-6-2001. Для оцінки базових агрохімічних характеристик ґрунту експериментальних полігонів використовували нижче наведені методи. Вміст органічної речовини визначали за ДСТУ 4289:2004; вміст нітратного та амонійного азоту за ДСТУ 4729:2007; валовий вміст азоту в ґрунті за ДСТУ ISO 13878:2005; рН ґрунту потенціометрично за ДСТУ ISO 10390-2007; вміст рухомого P_2O_5 та вміст обмінного K_2O за ДСТУ 4115-2002.

2.4. Визначення чисельності мікроорганізмів у ґрунті та їхньої загальної біологічної активності

Відбір зразків для мікробіологічних аналізів у динаміці проводили у безпосередній близькості до місць закладання рослинної мортмаси (пакетиків з чаєм) бурами діаметром 37 мм на глибину 10 см. Змішаний зразок поміщали в нові (що гарантувало їх стерильність) поліетиленові пакети і доставляли в лабораторію.

2.4.1. Визначення у ґрунті чисельності представників окремих екологіко-трофічних груп мікроорганізмів.

Дослідження чисельності мікроорганізмів здійснювали шляхом посіву десятикратних водних розведень ґрунтової суспензії на поживні середовища (Gerhardt, 1981; Волкогон з співав., 2010). Визначали чисельність представників нижче охарактеризованих груп мікроорганізмів.

Амоніфікатори – мікроорганізми, які використовують як джерело Нітрогену і Карбону органічні сполуки (їх чисельність визначали за висіву водних розведень ґрунту на агаризоване м'ясо-пептонне середовище – МПА).

Імобілізатори мінерального азоту – мікроорганізми, які засвоюють переважно мінеральні сполуки Нітрогену (починають розвиватися після проходження процесу амоніфікації органічних сполук); чисельність визначали за висіву розведень ґрунту на агаризоване крохмале-аміачне середовище – КАА.

Азотфіксатори – бактерії, що здатні засвоювати молекулярний азот (N_2) з повітря. Їх чисельність визначали за висіву водних розведень ґрунту на напіврідке безазотне середовище Ешбі і тестування на здатність до азотфіксації через 72 години після посіву (газохроматографічний тест на ацетиленредукцію (Villemin et al., 1974).

Денітрифікатори – мікроорганізми, що здатні відновлювати NO_3 до N_2O , NO та N_2 . Їх чисельність визначали за висіву водних розведень ґрунту у рідке середовище Гільтая з нітратом калію. Після експозиції у термостаті протягом семи днів здійснювали тестування за зміною кольору середовища та здатністю до відновлення нітратів за використання реактиву Грісса (проба на нітрати).

Мікроміцети (мікроскопічні гриби) – представники еукаріотичних мікроорганізмів, здатних до здійснення різноманітних функцій у ґрунті, у т. ч. вони є первинними деструкторами свіжої органічної речовини; чисельність визначали за висіву ґрунтових розведень на підкислене агаризоване середовище Чапека.

Целюлозоруйнівні бактерії – представники прокаріотичної целюлозоруйнивої мікробіоти; чисельність визначали за висіву водних розведень ґрунту у рідке середовище Імшенецького-Солнцевої зі смужками фільтрувального паперу як єдиним джерелом Карбону і енергії.

Фосфатмобілізувальні мікроорганізми – ті, що здатні розчиняти мінеральні сполуки Фосфору за рахунок продукування органічних кислот. Їх чисельність визначали на агаризованому живильному середовищі Муромцева, яке містить трикальцій фосфат (Волкогон з співав., 20101.)

Показники чисельності мікроорганізмів визначали з урахуванням вологості ґрунту.

Користуючись результатами обліку чисельності амоніфікаторів та мікроорганізмів, які використовують переважно мінеральні сполуки азоту, розраховували коефіцієнти мінералізації-іммобілізації як співвідношення

кількості іммобілізаторів азоту до чисельності амоніфікувальних бактерій (Андреюк, Валагурова, 1992).

2.4.2. *Визначення загальної біологічної активності ґрунту газохроматографічним методом за біомасою мікроорганізмів* (Anderson, Domsch, 1978; Bailey et al., 2008; ДСТУ ISO 14240-1:2003).

Метод полягає в оцінці кількості активної мікробної біомаси за внесення розчину глюкози в досліджувану пробу ґрунту та наступної інкубації до досягнення максимального газовиділення CO₂.

У відібраних досліджуваних зразках ґрунту методом квартування виділяли частину проби, яку просіювали через сито з діаметром отворів 3 мм. У флакони ємністю 40 см³ вносили наважки підготовленого ґрунту масою 7,5±0,01 г. Паралельно визначали вологість ґрунту.

У флакони з наважками ґрунту додавали розчин D-глюкози (0,1 моль/дм³) в діапазоні від 0 до 6000 мг на 1 кг ґрунту в кількості, зазначеній у табл. 2.2.

Таблиця 2.2. Кількість D-глюкози у розчинах

Характеристики розчинів	Номери розчинів					
	1	2	3	4	5	6
Об'єм розчину D-глюкози, см ³	0	0,21	0,42	0,84	1,68	3,36
Вміст D-глюкози, внесеної до проби ґрунту, мг/кг	0	500	1000	2000	4000	6000

В усі флакони додавали певну кількість дистильованої води (наприклад, флакон № 1 – (3,36-0) см³; флакон № 2 – (3,36-0,21) см³; аналогічно

розраховували кількість води для інших флаконів), щоб вирівняти умови за вологістю в усіх варіантах. Після цього флакони закривали ватними пробками та протягом 24 годин інкубували у термостаті за $t = 28^{\circ}\text{C}$. Ватні пробки замінювали гумовими, і після герметизації і часу експозиції протягом 1 години визначали інтенсивність продукування CO_2 на газовому хроматографі «Цвет-500М» з детектором теплопровідності (струм мосту – 130 мА). Сорбційні колонки зі сталі заповнювали сорбентом Paropak Q 60-80 mesh. Температура колонок – 25°C , детектора – 40°C . Витрати газу-носія (гелію) – $20 \text{ см}^3/\text{хв}$ (Волкогон з співав., 2010).

Після первинного визначення біологічної активності гумові пробки замінювали ватними і продовжували інкубацію в термостаті ще протягом 24 годин. Визначали інтенсивність продукування CO_2 .

Процедуру продовжували до 8 діб з метою встановлення максимальних показників продукування вуглекислого газу. У подальших розрахунках використовували максимальні показники.

Швидкість продукування CO_2 (F) в нмоль/кг ґрунту/год розраховували за формулою:

$$F = P \cdot (H \cdot V / m \cdot t \cdot V_{np}) \cdot 1000$$

де: P – молярна концентрація вуглекислого газу, визначена за калібрувальним графіком, $\text{нмоль}/\text{см}^3$; H – величина хроматографічного піка проби, см ; V – об'єм газової суміші у флаконі, см^3 ; m – маса сухої наважки ґрунту, г ; t – час експозиції, год ; V_{np} – об'єм проби, яка вводиться у приймач газового хроматографа, см^3 ; 1000 – коефіцієнт перерахунку маси наважки у кг.

Перерахунок швидкості продукування CO_2 з величини «нмоль/кг/год» у « $\text{см}^3/\text{кг}/\text{год}$ » проводили за формулою:

$$F_1 = F \cdot 10^{-9} \cdot V_e \cdot 1000$$

де: F_1 – швидкість продукування вуглекислого газу, $\text{см}^3/\text{кг}/\text{год}$; F – швидкість продукування вуглекислого газу, $\text{нмоль}/\text{кг}/\text{год}$; V_e – молярний об'єм

(дорівнює $22,4 \text{ дм}^3/\text{моль}$); 1000 – коефіцієнт перерахунку об'єму вуглекислого газу, що виділився, з « дм^3 » у « см^3 »; 10^{-9} – коефіцієнт перерахунку показників швидкості продукування вуглекислого газу з « нмоль/кг/год » в « моль/кг/год ».

Загальну мікробну біомасу ґрунту розраховували за формулою (Kaiser et al., 1992):

$$X = 40,00 \cdot F_1 + 0,37$$

де: X – концентрація мікробного Карбону, мг/кг ; F_1 – швидкість продукування вуглекислого газу, $\text{см}^3/\text{кг/год}$; $40,00$ та $0,37$ – емпіричні показники для конвертування об'єму вуглекислого газу в мікробну біомасу.

2.5. Визначення потенційної активності біологічних процесів у ґрунті

Потенційна активність біологічних процесів вимірюється у зразках ґрунту при створенні оптимальних умов за температурою, вологістю і забезпеченістю мікроорганізмів джерелом Карбону і енергії, наслідком чого є отримання показника максимально можливого рівня інтенсивності досліджуваних процесів. За вимірювання потенційної активності нівелюється вплив температури, вологи і джерел живлення. Натомість рель'єфно проявляється дія досліджуваного чинника (Brookes, 1982).

Потенційна емісія CO_2 – до наважок ґрунту ($5,0 \pm 0,01 \text{ г}$) у медичних посудинах (флаконах) об'ємом 40 см^3 , додавали воду (60% від ППВ), розчин D-глюкози (2% від маси ґрунту). Одночасно відбирали зразки для визначення вологості ґрунту. Посудини закривали ватними пробками і поміщали в термостат за температури 28°C . Після 72-часової експозиції ватні пробки замінювали гумовими, і через 1 годину шприцом відбирали газові проби та аналізували вміст у них CO_2 на газовому хроматографі «Цвет-500М» з детектором теплопровідності (струм мосту – 130 мА). Сорбційні колонки зі сталі заповнювали сорбентом Paropak Q 60-80 mesh. Температура колонок –

25°C, детектора – 40°C. Витрати газу-носія (гелію) – 20 см³/хв. (Волкогон з співав., 2010).

Потенційну активність емісії CO₂ розраховували за формулою:

$$ПАЕ = P \cdot (H \cdot V / m \cdot t \cdot V_{np})$$

де: *ПАЕ* – потенційна активність продукування CO₂; *P* – молярна концентрація вуглекислого газу, визначена за калібрувальним графіком, ммоль/см³; *H* – величина хроматографічного піка проби, см; *V* – об'єм газової суміші у флаконі, см³; *m* – маса наважки сухого ґрунту, г; *t* – час експозиції, год; *V_{np}* – об'єм проби, яка вводиться у приймач газового хроматографа, см³.

Потенційна активність азотфіксації. Для проведення аналізу готували зразки так само, як і для визначення потенційної емісії CO₂, але після герметизації посудин медичним шприцом вводили ацетилен (C₂H₂) у кількості 10% від об'єму газової фази, і після експозиції протягом години визначали кількість утвореного бактеріями етилену (показник використовується як еквівалент відновлення N₂ в NH₄) на газовому хроматографі «Chrom-5» з полум'яно-іонізаційним детектором (Умаров, 1976). Колонки зі сталі заповнювали сорбентом Poropak Q 60-80 mesh. Температура термостату – 40°C. Витрати газів: водень – 15 см³/хв, азот – 100 см³/хв, повітря – 500 см³/хв (Волкогон з співав., 2010).

Активність у молях етилену на 1 г ґрунту розраховували за формулою:

$$ПАА = E \cdot V_1 \cdot K / V_2 \cdot m \cdot t, \text{ де:}$$

ПАА – потенційна активність азотфіксації; *E* – кількість етилену в пробі, що вводиться в хроматограф, моль; *V₁* – об'єм флакона, см³; *V₂* – об'єм проби, що вводиться в хроматограф; *K* – коефіцієнт вологості ґрунту, г; *m* – маса вологої наважки ґрунту, г; *t* – час експозиції, год. (Волкогон з співав., 2010).

Потенційна активність денітрифікації. До зразків ґрунту (5,0 ± 0,01 г) додавали розчин D-глюкози (містить 1 мМоль), розчин KNO₃ (1 мМоль),

необхідну кількість води (60% від ППВ), створювали анаеробні умови (посудини вакуумували, заповнювали гелієм, процедуру здійснювали кілька разів). Одночасно відбирали зразки для визначення вологості ґрунту. Ін'єкційним шприцом у флакони вводили ацетилен (C_2H_2) у кількості 10% від об'єму газової фази. Необхідність уведення ацетилену пояснюється тим, що цей газ блокує відновлення бактеріями N_2O до N_2 , що дозволяє визначити кількість N_2O на газовому хроматографі (оскільки визначити N_2 як кінцевий продукт денітрифікації практично неможливо через наявність цього газу в повітрі) (Balderston et al., 1976; Tiedje et al., 1989). Зразки інкубували протягом 24 годин у термостаті і аналізували на газовому хроматографі «Цвет-500М» з детектором теплопровідності (струм мосту – 130 мА). Сорбційні колонки зі сталі заповнювали сорбентом Poropak Q 60-80 mesh. Температура колонок – 25°C, детектора – 40°C. Витрати газу-носія (гелію) – 20 см³/хв (Волкогон з співав., 2010).

Потенційну активність денітрифікації (емісії N_2O) розраховували за формулою:

$$ПАД = E \cdot V_1 \cdot K / V_2 \cdot m \cdot t$$

де: *ПАД* – потенційна активність денітрифікації ґрунту, *нмоль N₂O/г ґрунту/год*; *E* – кількість оксиду азоту в пробі, яку аналізували, *нмоль N₂O* (визначають за калібрувальним графіком); *V₁* – об'єм газової фази у флаконі, *см³*; *K* – коефіцієнт вологості ґрунту; *V₂* – об'єм проби, що вводиться у хроматограф, *см³*; *m* – маса вологої наважки ґрунту, *г*; *t* – термін експозиції у термостаті, *год*. (Balderston et al., 1976; Tiedje et al., 1989; Волкогон з співав., 2010; Felber et al., 2012).

Вміст вологи у ґрунті (*W*, %) визначали наступним чином. Зразки ґрунту за температури 105°C висушували в лабораторній сушильній шафі до досягнення постійної маси. Втрату маси при висушуванні (*y* %) розраховували згідно формули:

$$W = (m - m_1) / m \times 100,$$

де m – маса ґрунту до висушування, г;

m_1 – маса ґрунту після висушування, г.

Коефіцієнт вологості ґрунту (K) для перерахунку на суху речовину обчислювали за рівнянням:

$$K = 100 / (100 - \omega)$$

де: ω – вологість ґрунту в досліджуваній пробі, % (Лазарев з співав., 2021).

2.6. Визначення ферментативної активності у ґрунтах

Ґрунтові ферменти продукуються мікроорганізмами і беруть участь у біохімічних процесах трансформації різних сполук у ґрунті, в т. ч. й органічної речовини, зокрема, рослинних решток. Дослідження їхньої активності базується на визначенні кількості трансформованого в процесі проходження реакції субстрату за відповідний проміжок часу в умовах оптимальної температури, вологості і концентрації субстрату (Tabatabai, 1994; Bilen, Turan, 2022).

Визначення активності у ґрунті гідролаз (целюлази, протеази) і оксидоредуктаз (каталази, поліфенолоксидази) проводили відповідно до нижченаведених методів.

Целюлазну активність (активність 1,4- β -Д-глюкан-4-глюкангідролази) визначали методом інкубування ґрунту з ацетатним буфером, толуолом і карбоксиметилцелюлозою (КМЦ), при цьому кількість виділеної глюкози після розщеплення ензимом карбоксиметилцелюлози встановлювали за попередньо побудованою калібрувальною кривою (Галстян, 1978). Активність целюлази виражали у мкг глюкози на 10 г ґрунту за 48 годин.

Протеазну активність визначали за методикою Галстяна (1978), за використання нінгідрину. Хід аналізу: 1 г ґрунту поміщали у колбу ємністю 50 мл, додавали 5 мл 1%-го розчину желатину, приготованого на фосфатному

буфері (рН 7,4) і 0,2 мл толуолу. Колбу ретельно струшували, закривали корком і витримували у термостаті протягом 24 годин за $t = 30^{\circ}\text{C}$, періодично струшуючи. Після інкубації додавали 5 мл води і вміст колби фільтрували. З фільтрату відбирали 5 мл розчину в пробірку, додавали 0,5 мл 0,1 Н сірчаної кислоти і 3 мл 20%-го сірчаноокислого натрію для осадження білків. Після цього знову фільтрували у пробірку і додавали 1 мл 2%-го нінгідрину. Суміш ретельно струшували і нагрівали на водяній бані протягом 10 хвилин. Отриманий окрашений розчин з пробірки переливали у мірну колбу ємністю 50 мл, доводили дистильованою водою до мітки і проводили колориметрування, використовуючи зелений фільтр (довжина хвилі 500–560 нм). Контрольні проби досліджували зі стерилізованим сухим жаром ґрунтом і субстратом без ґрунту. Кількість амінокислот у вигляді гліцину знаходили за калібрувальною шкалою, створеною за показниками чистого гліцину.

Активність протеази виражали у міліграмах гліцину на 1 г ґрунту за 24 години.

Каталазну активність ґрунту визначали за методом Дж. Джонсона і К. Темпле (Johnson, Temple, 1964). Хід аналізу: в конічну колбу ($V=125$ мл) поміщали 2 г повітряно-сухого ґрунту, додавали 40 мл дистильованої H_2O і 5 мл 0,3% H_2O_2 . Колбу встановлювали на ротатор і перемішували протягом 20 хв. Нерозщеплену частину H_2O_2 стабілізували додаванням 5 мл 3 н H_2SO_4 . Вміст колби фільтрували через щільний фільтр. Відбирали 25 мл фільтрату, який титрували 0,1 Н KMnO_4 до слабо-рожевого забарвлення.

Початкову концентрацію використаного H_2O_2 корегували титруванням KMnO_4 у кислому середовищі. Для цього до 5 мл 0,3% H_2O_2 додавали 40 мл дистильованої H_2O і 5 мл 3 н H_2SO_4 . Відбирали аліквоту (25 мл) та титрували 0,1 н KMnO_4 . Із кількості KMnO_4 , яка пішла на титрування вихідного пероксиду (А), віднімали кількість KMnO_4 , використану на титрування

грунтового фільтрату (B). Ця різниця з урахуванням поправки до титру ($T=1,046$) KMnO_4 відображає каталазну активність ґрунту, що обраховується за формулою:

$$(A-B) \times T$$

Каталазну активність виражали в мл 0,1 н KMnO_4 на 1 г сухого ґрунту за 20 хв.

Поліфенолоксидазну активність ґрунту визначали за ДСТУ 7928:2015. Метод базується на йодометричному титруванні реакційної суміші, яка містить як субстрат пірокатехін, після його взаємодії з ґрунтовою суспензією. Хід аналізу: до 5 г повітряно-сухого ґрунту приливали 3 мл дистильованої води, потім 2 мл 0,1% розчину аскорбінової кислоти і 1 мл 0,02 М розчину пірокатехіну. Суміш збовтували та інкубували при 30°C на водяній бані впродовж 2 хв (точно по секундоміру), потім додавали 1 мл 10% H_3PO_4 для інактивації ферментів. Після фільтрування через паперовий фільтр відбирали 1 мл фільтрату та приливали 1 мл 1% розчину крохмалю. Суміш титрували 0,01 Н розчином Йоду до появи синього забарвлення. Як контроль використовували прокип'ячену ґрунтову суспензію, з якою проводили аналогічні маніпуляції.

Поліфенолоксидазну активність ґрунту виражали в мілілітрах 0,01 Н розчину Йоду, що був витрачений на титрування фільтрату, який відповідає 1 г ґрунту. Розрахунок проводили згідно формули:

$$X=7/5(a-b)T,$$

де: a – кількість 0,01 Н розчину Йоду, яка пішла на титрування дослідної проби, мл; b – кількість 0,01 Н розчину Йоду, яка пішла на титрування контрольної проби, мл; T – поправка до титру 0,01 Н Йоду; 7 – загальний об'єм реакційної суміші, мл; 5 – наважка повітряно-сухого ґрунту, г (ДСТУ 7928:2015).

2.7. Статистична обробка отриманих результатів

Статистичну обробку експериментальних даних проводили за використання ANOVA та програми Microsoft Office Excel 2010. Для опрацювання результатів обліку целюлозоруйнівних бактерій за використання рідкого середовища Імшенецького-Солнцевої, азотфіксувальних бактерій на напіврідкому середовищі Ешбі та денітрифікувальних мікроорганізмів на рідкому середовищі Гільтая користувалися таблицями Мак-Креді, в основу яких покладено статистичні розрахунки.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ОБСТЕЖЕННЯ ТЕРИТОРІЙ ДЛЯ ОБРАННЯ ДОСЛІДНИХ ПОЛІГОНІВ

Основною умовою отримання коректних результатів при вивченні целюлозоруйнівної активності мікробіоти ґрунтів в умовах радіоактивного забруднення є підбір експериментальних майданчиків з наближеними характеристиками ґрунтових властивостей. Єдиним параметром, що суттєво розрізняється, повинен бути рівень радіоактивного забруднення ґрунтів. Зрозуміло, що знайти абсолютно тотожні ділянки нереально, але наблизитися до такої умови можливо, дотримуючись принципу єдиної відміни (Лазарєв з співав., 2021). Використовуючи наявні офіційні документи щодо характеристики радіаційної ситуації на забруднених радіонуклідами територіях, якими, зокрема, є Карта радіаційної обстановки на території України (Карта радиационной обстановки на территории Украины, 1991) та «Атлас Чорнобильської зони відчуження» (1996), можна виділити регіони з різним рівнем радіоактивного забруднення. Проте широкомасштабні карти не дозволяють виділити окремі ділянки з надійними характеристиками радіонуклідного забруднення із дотриманням вищевказаної умови – близькість характеристик показників родючості ґрунту. Навіть на більш детальних картах відібрати конкретні ділянки з необхідними умовами достатньо важко. У зв'язку з цим проводили додаткові радіологічні дослідження для отримання актуальних характеристик радіонуклідного забруднення територій експериментальних майданчиків.

Іншою умовою проведення досліджень є підбір майданчиків з обов'язковим розташуванням їх на природних угіддях. Оскільки дослідження трансформації рослинних субстратів у ґрунті потребує довготривалої експозиції, за цей період на обраній території не повинно проводитися будь-якого втручання у ґрунтові процеси (наприклад, механічної обробки ґрунту, внесення мінеральних добрив, використання препаратів захисту рослин тощо). Якщо у зоні відчуження дані умови можна витримати достатньо легко, зважаючи на закритість території, то у зоні безумовного (обов'язкового)

відселення, де часто спостерігається несанкціоноване використання виведених з обігу сільськогосподарських угідь, вказану умову реалізувати досить проблемно.

Виходячи з вищезазначеного, необхідним є проведення ретельного обстеження територій, у т. ч. радіологічного, визначених на великомасштабних картах радіоактивного забруднення території України.

3.1. Дослідження реальної екологічної ситуації на майданчиках у зоні безумовного (обов'язкового) відселення

Для вибору експериментальних ділянок на забрудненій радіонуклідами території попередньо відбирали три майданчики біля села Христинівка у Народицькому районі Житомирської області. Зазначена територія віднесена до зони безумовного (обов'язкового) відселення, де господарська діяльність була призупинена після аварії на ЧАЕС. Зацікавленість до цієї території пояснюється також і тим, що у даний час готуються правові документи щодо зміни статусу радіоактивно забруднених територій для повернення їх у господарське використання. У зв'язку з цим наші результати можуть бути корисними для обґрунтування відповідних рекомендацій.

3.2.1. Характеристика радіонуклідного забруднення експериментальних ділянок у зоні безумовного (обов'язкового) відселення ЧАЕС.

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. в навколишнє середовище надійшло близько 50 МКі радіоактивності, включаючи такі радіонукліди, як ^{137}Cs , ^{90}Sr та ін. Найбільш виражені радіоактивні сліди спостерігалися в північній частині району, що межує з Білоруссю. Залежно від ступеня забруднення, всю територію можна класифікувати наступним чином (Малиновський з співав., 2006):

- від 1 до 5 Ки/км^2 (47 тис. га);
- від 5 до 15 Ки/км^2 (38,8 тис. га);
- понад 15 Ки/км^2 (36,9 тис. га).

У зону радіоактивного забруднення потрапило близько 66105 га сільськогосподарських угідь Народицького району.

Відповідно до завдань досліджень у цьому районі попередньо відібрано три ділянки для визначення радіоактивного забруднення та відбору зразків ґрунту. На першому етапі проведено гамма-зйомку відібраних полів – через кожні 20 метрів знято показники еквівалентної дози радіації за використання дозиметра РКС-01 «СТОРА-ТУ».

На рис. 3.1 представлено результати обстеження ділянки 1 по всьому периметру. Можна бачити, що точки вимірювання γ - і β -випромінювання розміщені досить близько, що дало змогу оцінити реальну радіаційну обстановку на обраній експериментальній ділянці та визначити еквівалентну дозу іонізуючої радіації.

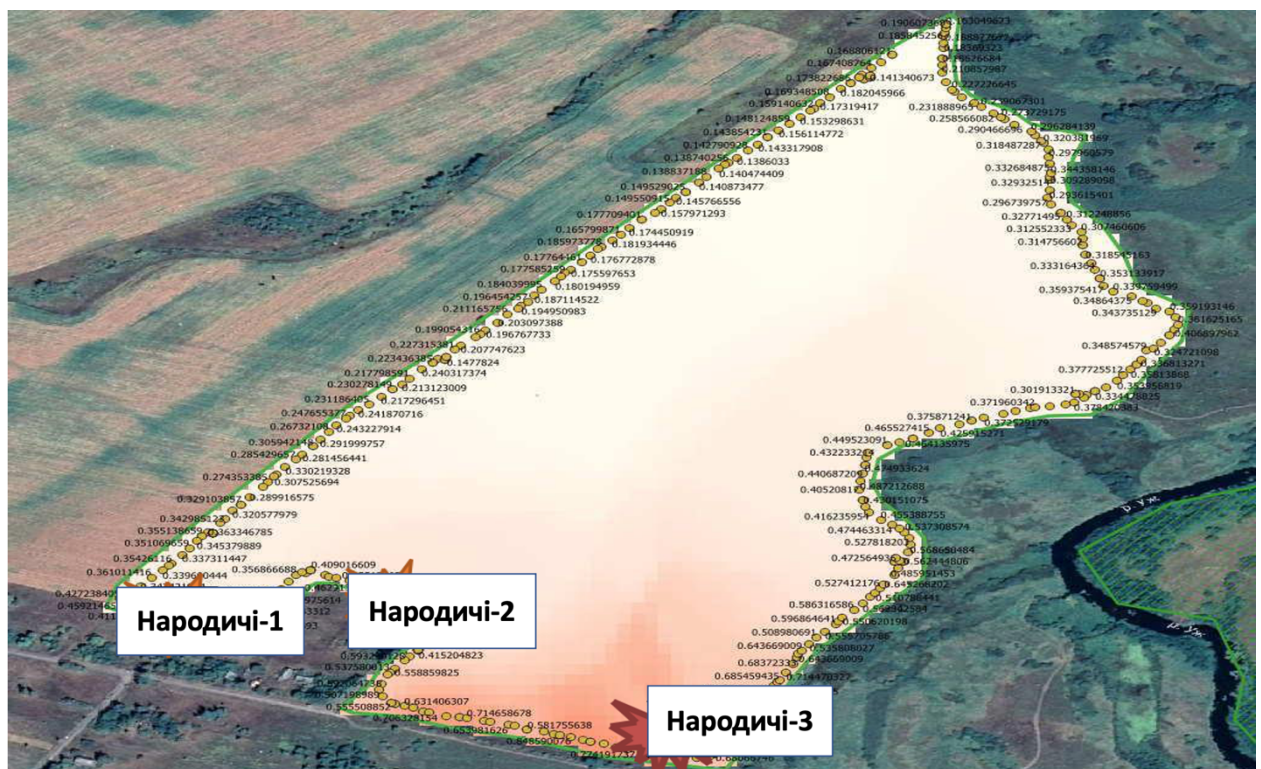


Рисунок 3.1 – Обстеження 1-ої ділянки з визначенням еквівалентної дози радіації.

На рис. 3.2 представлено результати обстеження ділянки 2 також по її периметру. Результати вимірювання свідчать про відносно високий

радіаційний фон на цій ділянці, що дало змогу розрахувати поглинену дозу іонізуючої радіації, що реалізується у ґрунті на мікробіоті.

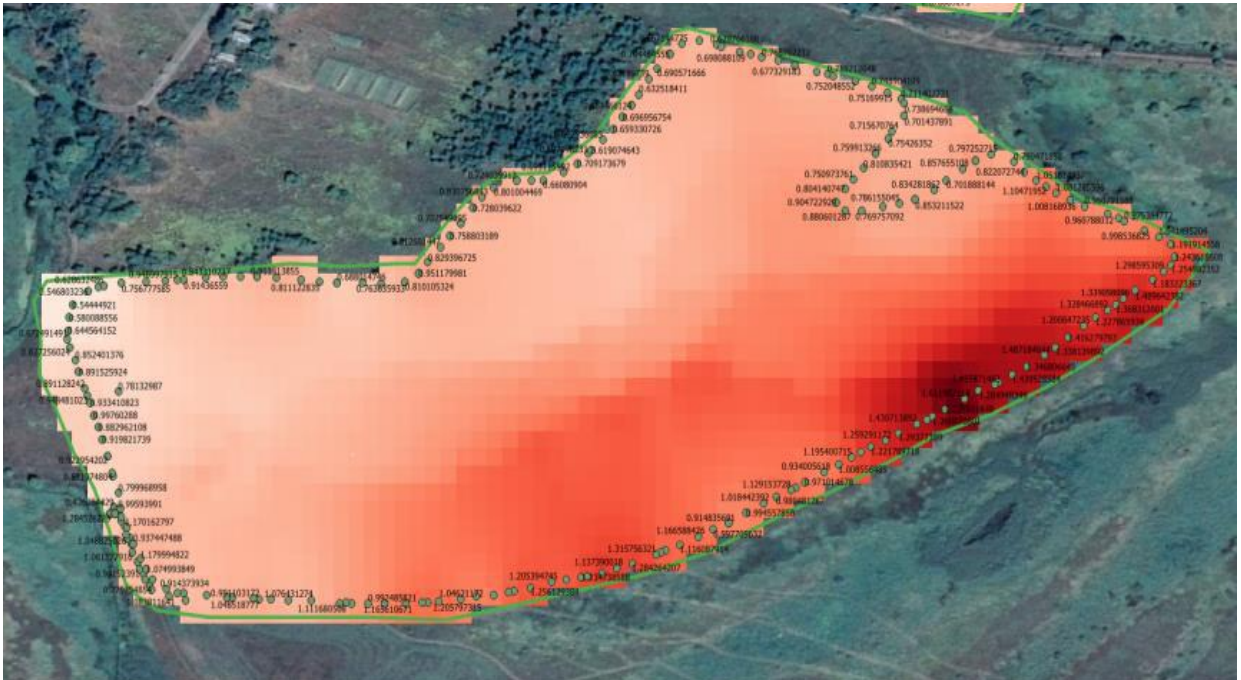


Рисунок 3.2 – Радіологічне обстеження Ділянки 2 з визначенням еквівалентної дози.

Несподіваною виявилася характеристика ділянки 3 на правому березі річки Уж, практично навпроти перших двох ділянок. На даній ділянці різниця у щільності радіоактивного забруднення сягала 100 разів, що цілком могло влаштувати умови експерименту, проте через нерівномірність забруднення радіонуклідами (рис. 3.3) невеликої ділянки розміром 30 м x 50 м її придатність здається сумнівною.

Оцінюючи результати вимірювання γ -фону і морфологічних показників ґрунту було вирішено для подальших досліджень обрати ділянку 1, оскільки ділянки 2 і 3 характеризуються складним рель'єфом, що відображається на властивостях ґрунту.

Наступним етапом досліджень було проведення агрохімічного аналізу ґрунту обраної ділянки. У табл. 3.1 наведено агрохімічну характеристику ґрунту обраного експериментального полігону.

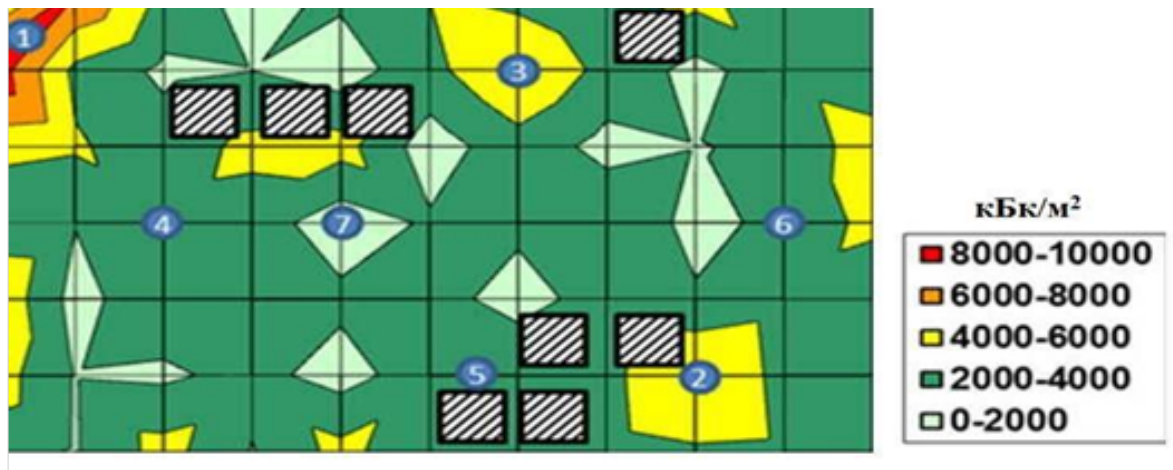


Рисунок 3.3 – Варіювання щільності забруднення ^{137}Cs Ділянки 3.

Таблиця 3.1 – Агрохімічна характеристика ґрунту у точках для потенційної закладки рослинного субстрату (територія біля с. Христинівка Народицького району Житомирської області)

Агрохімічні показники	№№ точок відбору зразків			
	1	2	3	
Вміст гумусу, %	2,3±0,1	2,6±0,2	2,7±0,1	
Кислотність обмінна (рН _{КСІ})	6,2±0,05	6,2±0,02	6,3±0,5	
Кислотність гідролітична (Н _г) мг-екв/100 г ґрунту	1,23±0,04	1,23±0,03	1,25±0,04	
Сума ввібраних основ мг-екв/100 г ґрунту	8,7±1,3	9,5±0,7	9,8±0,8	
Вміст рухомих фосфатів, мг/кг ґрунту (за Кірсановим)	428±90	434±20	444±59	
Вміст обмінного калію, мг/кг ґрунту (за Кірсановим)	164±18	161±20	196±78	
Вміст загального азоту, %	0,09±0,01	0,10±0,02	0,09±0,01	
Вміст легкогідролізованого азоту, мг/кг	75±8	80±11	81±2	
Вміст нітратного азоту мг/кг	6,2±4,1	7,5±4,3	5,4±3,5	
Вміст обмінних катіонів, ммоль/100 г ґрунту	Кальцій	4,4±0,4	4,7±0,5	4,9±0,3
	Магній	0,80±0,05	0,90±0,04	1,00±0,04

Представлені результати досліджень свідчать, що агрохімічні показники у точках потенційних закладок рослинного матеріалу та відбору зразків ґрунту для мікробіологічних досліджень близькі за значеннями і задовольняють умови проведення експерименту.

За наступним етапом досліджень проводили відбір зразків ґрунту для визначення активності ^{137}Cs і, за наявності, інших радіонуклідів та розрахунку поглинених доз опромінення для ґрунтової мікробіоти. Результати аналізів представлено у табл. 3.2.

Таблиця 3.2 – Радіологічна характеристика точок для закладки рослинного субстрату на ділянці 1

№№ точок відбору зразків	Питома активність ^{137}Cs у ґрунті, Бк/кг	Питома активність ^{90}Sr у ґрунті, Бк/кг	Потужність поглиненої дози, мкГр/год (^{137}Cs)	Потужність поглиненої дози, мкГр/год (^{90}Sr)	Сумарна потужність дози, мкГр/год ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$)
1	600 ± 45	33 ± 4	0,18	0,02	0,20
2	2900 ± 80	180 ± 15	0,88	0,12	1,00
3	4600 ± 110	270 ± 12	1,40	0,18	1,57

Отримані результати свідчать, що на ділянці 1 дотримано умови проведення експерименту, а саме – наявність градієнту радіоактивного забруднення ґрунту. Питома активність радіонуклідів у різних точках території відрізняється у рази, і логічно очікувати, що доза опромінення ґрунтової мікробіоти також буде суттєво відрізнятися. Такий градієнт радіоактивного забруднення дозволить оцінити результати безпосереднього впливу радіації на активність целюлозоруйнівної мікробіоти як такі, що обумовлені виключно радіологічними характеристиками.

Слід зазначити, що ділянка 1 (яку в подальшому називатимемо «полігон 1») розміщена на території колишнього поля. Сільськогосподарська діяльність на ній була призупинена у 1986 р., отже цю територію можна вважати перелогом.

3.2. Дослідження екологічної ситуації на майданчиках у зоні відчуження ЧАЕС

Після аварії на ЧАЕС 4 травня 1986 року було схвалено рішення щодо встановлення тридцятикілометрової зони навколо станції. Ця зона має назву Чорнобильська зона відчуження (рис. 3.4).

Площа зони становить 2 600 км². На території зони було визначено три контрольовані території: особлива зона (безпосередньо проммайданчик ЧАЕС); 10-кілометрова зона; 30-кілометрова зона (рис. 3.4).

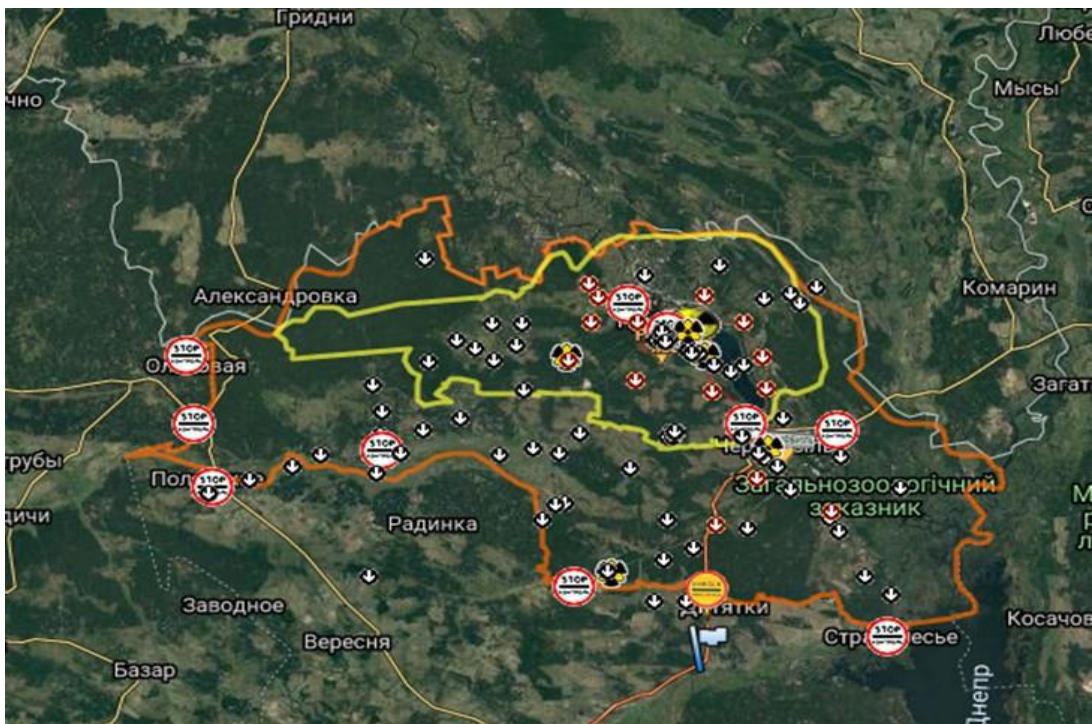


Рисунок 3.4 – Карта Чорнобильської зони відчуження поділена на контрольовані зони: 10-кілометрова зона відчуження (виділено жовтим кольором), 30-кілометрова зона відчуження (виділено помаранчевим кольором) (Чорнобильська зона відчуження. [Електронний ресурс]. 2020).

Зона відчуження територіально включає північ Іванківського та Поліського районів Київської області, місто Чорнобиль, місто Прип'ять.

Територію Народицького району Житомирській області з червня 2010 року винесено за межі Чорнобильської зони відчуження.

Зона відчуження ЧАЕС сьогодні є унікальним полігоном для наукових досліджень за багатьма ознаками: має широкий діапазон радіонуклідного забруднення, велике різноманіття флори й фауни, а також відсутність на більшості території людської діяльності.

Радіоактивне забруднення зони відчуження добре вивчено, роботи широко висвітлені у науковій літературі.

У зв'язку з вищезазначеним не було значних проблем із вибором експериментальних майданчиків для виконання досліджень. Першочергова увага була зосереджена на місцевості так званого «Рудого лісу». Сама територія «Рудого лісу» не зовсім придатна до виконання поставлених завдань, тому що у свій час зазнала потужного впливу людської діяльності (прибирання і поховання дерев, що загинули у перші тижні після аварії, зняття й поховання верхнього шару ґрунту, засипання поверхні піском та ін.) (Лазарев з співав., 2021). Тому була обрана ділянка, що межує з територією «Рудого лісу», що, на нашу думку, відповідає критеріям поставленим у завданнях запланованих досліджень (рис.3.5).



Рисунок 3.5 – Територія біля «Рудого лісу», обрана для проведення дослідження.

На обраній ділянці відбирали зразки ґрунту для визначення питомої активності радіонуклідів, щільності радіоактивного забруднення та поглинених доз опромінення ґрунтової біоти. Результати радіологічного обстеження представлені у табл. 3.3.

Таблиця 3.3 – Результати радіодозиметричних досліджень та показники щільності забруднення отриманих лабораторних вимірювань

№№ проби	Координати місця відбору зразків		Потужність амбієнтного еквіваленту дози (ADER), мкЗв/год	Щільність забруднення, ^{137}Cs , кБк/м ²	Щільність забруднення ^{90}Sr , кБк/м ²
	North	East			
1	51,38400	30,03241	7,6	7879,7	1149,2
2	51,38327	30,03056	9,15	9255,5	2137,2
3	51,38276	30,03017	4,4	4378,9	1597,5
4	51,38224	30,02978	10,6	10750,7	9736,3
5	51,38250	30,03139	41,13	43596,7	13884,1
6	51,38199	30,03230	28,86	29498,0	6649,2
7	51,38252	30,03416	48,62	49781,6	12318,0
8	51,38351	30,02974	2,71	2643,2	1093,7
9	51,38111	30,03217	11,4	11574,8	4823,5
10	51,38298	30,03567	15,0	14931,8	14421,0
11	51,38353	30,03549	11,05	11207,5	9326,1
12	51,38408	30,03531	26,1	26663,0	12629,2
13	51,38044	30,02934	3,77	3742,2	1358,1
14	51,38173	30,03588	19,01	19384,1	22106,4
15	51,38363	30,03638	17,12	17444,9	19861,2
16	51,38325	30,02854	22,69	23160,0	12888,2
17	51,384004	30,02934	8,36	8456,7	2143,0

Результати досліджень γ -фону на обстеженій ділянці візуально представлені на рис. 3.6.

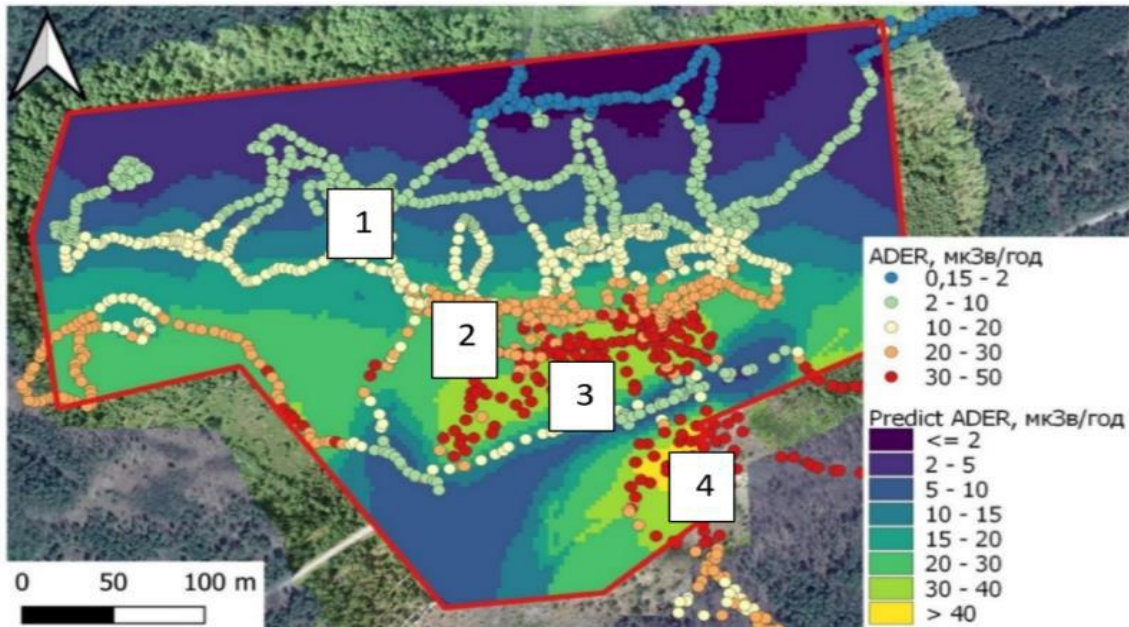


Рисунок 3.6 – Зображення фактичних та прогнозованих значень потужності еквівалентної дози на обраній для дослідження ділянці.

Примітка: в умовних позначеннях карти виділяються такі показники, як ADER – що означають фактичні, виміряні значення потужності амбієнтного еквівалента дози та Predict ADER – що означають прогнозовані значення потужності амбієнтного еквівалента дози.

Для подальшої роботи було обрано точку 7, де спостерігали максимальний рівень радіоактивного забруднення, точку 8 з мінімальним рівнем радіоактивного забруднення і точку 10 з проміжним між точками 7 і 8 рівнем радіоактивного забруднення (див. табл. 3.3). Крім того, до схеми досліджень включили пірогенно трансформовану територію. Для розуміння ситуації щодо можливого вертикального перерозподілу радіонуклідів у процесі пожежі провели дослідження вертикального ґрунтового розрізу з пошаровим (з кроком 10 см) відбором проб ґрунту.

Вертикальний розподіл активності радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr показав, що за 6 місяців після пожежі перерозподілу радіонуклідів не відбулося, і основна їхня активність зосереджена у верхньому шарі ґрунту, де переважно зосереджена діяльність ґрунтових мікроорганізмів, активність яких представляє інтерес для подальшого дослідження (рис. 3.7, 3.8).

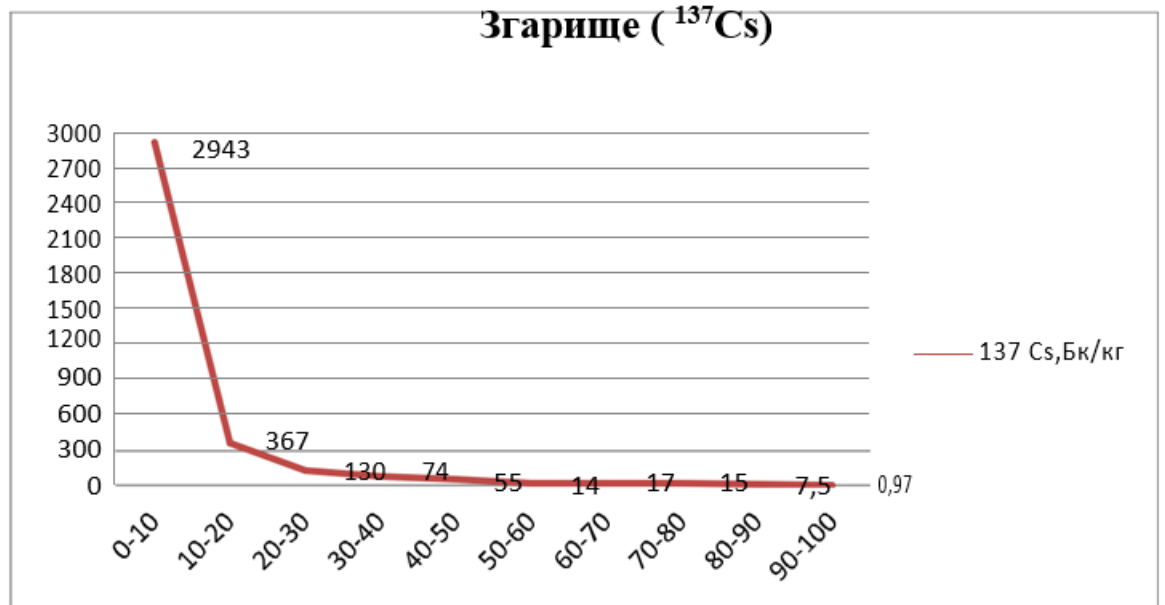


Рисунок 3.7 – Вертикальний розподіл активності ^{137}Cs (пірогенно трансформована ділянка).

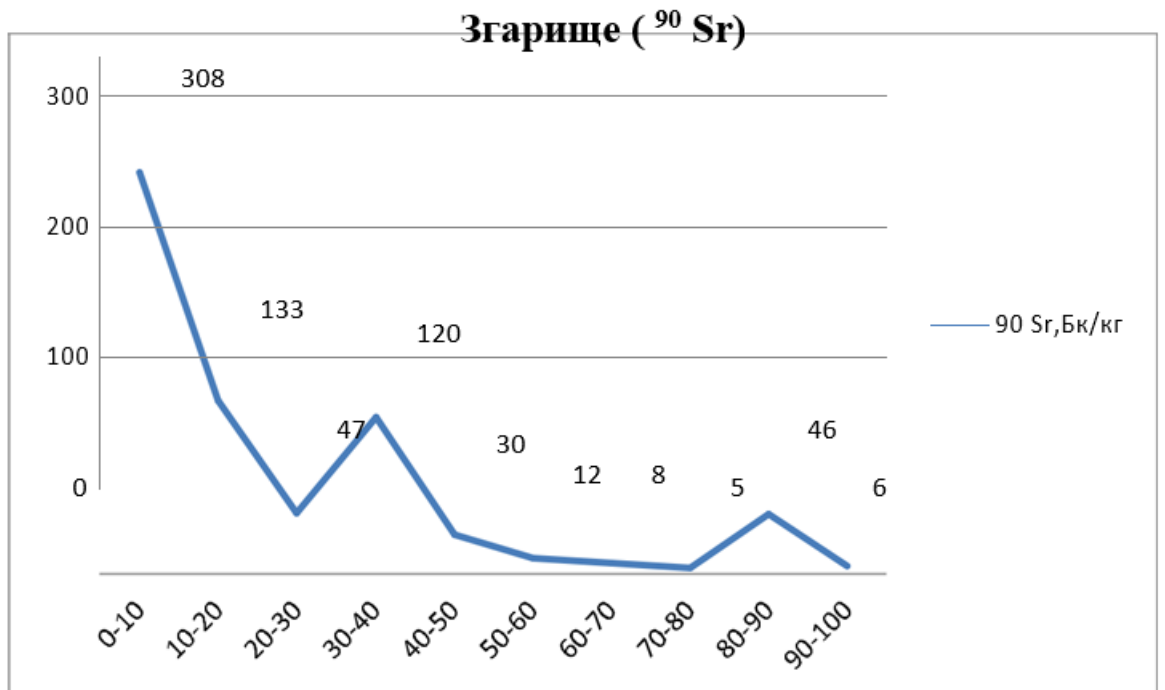


Рисунок 3.8 – Вертикальний розподіл активності ^{90}Sr (пірогенно трансформована ділянка).

Для обґрунтування коректності обрання ділянок є необхідним проведення агрохімічного аналізу ґрунту, при цьому показники агрохімічних

характеристик повинні бути близькими для всіх ділянок у межах обраного полігону. У табл. 3.4 наведено основні агрохімічні показники ґрунту на обраних точках експериментального майданчика. Представлені в таблиці результати свідчать, що агрохімічні показники близькі за значеннями і задовольняють умовам проведення експерименту.

Таблиця 3.4 – Агрохімічна характеристика ґрунту у точках для потенційної закладки рослинного субстрату на експериментальному полігоні в зоні відчуження ЧАЕС

Агрохімічні показники		№№ точок відбору проб			
		1	2	3	4
Кислотність обмінна (рН _{KCl})		4,0±0,03	4,1±0,2	4,2±0,2	5,0±0,7
Кислотність гідролітична (Н _Г) мг-екв/100 г ґрунту		2,1±0,25	2,19±0,26	2,12±0,36	2,3±0,27
Вміст гумусу, %		1,18±0,24	1,05±0,21	1,12±0,22	0,91±0,14
Вміст нітратного азоту (N-NO ₃), мг/кг ґрунту		0,4±0,06	0,7±0,1	0,5±0,1	0,5±0,09
Вміст амонійного азоту (N-NH ₄), мг/кг ґрунту		26,8±5,37	28,8±5,75	27,6±5,44	23,8±5,45
Вміст рухомого Фосфору, P ₂ O ₅ мг/кг ґрунту		75,63±11,34	53,96±8,09	63,54±9,19	50,33±8,22
Вміст обмінного Калію, мг/кг ґрунту		12,39	14,86	12,43	16,83
Вміст обмінних катіонів, ммоль/100 г ґрунту	Кальцій	0,25±0,04	0,1±0,02	0,5±0,03	0,45±0,14
	Магній	0,17±0,03	0,06±0,01	0,14±0,02	0,21±0,04

Таким чином, у ході проведених досліджень визначено агрохімічні та радіологічні показники обраних територій у зоні безумовного (обов'язкового)

відселення ЧАЕС та у зоні відчуження ЧАЕС. Розраховано реальні на сьогодні дані щодо поглинених ґрунтовими мікроорганізмами доз опромінення. Для подальших досліджень обґрунтовано вибір експериментальних полігонів з градієнтом радіоактивного забруднення, що дозволяє вичленити вплив безпосередньо іонізуючої радіації на розвиток ґрунтової мікробіоти.

Узагальнену радіологічну характеристику обох обраних полігонів, у т. ч. потужності еквівалентної дози γ -випромінювання, питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунті та розраховану потужність поглиненої мікробіотою дози, сформованої за рахунок іонізуючого випромінювання згаданих вище радіоактивних ізотопів, наведено у табл. 3.5.

У підсумку слід зазначити, що визначені точки на полігоні № 1 характеризуються достатньо значимим градієнтом радіонуклідного забруднення та мають близькі за агрохімічними показниками характеристики ґрунту. Обрані точки полігону № 2 також мають схожі агрохімічні параметри ґрунту в межах полігону. Ґрунти обох полігонів дерново-підзолисті, збіднені на вміст органічної речовини. Однорідність кліматичних умов для обраних полігонів забезпечується близькістю розташування дослідних точок (максимально до кількох сотень метрів). Питома активність радіонуклідів в обраних точках відрізняється у рази і, відповідно, доза опромінення ґрунтової мікробіоти також суттєво відрізнятиметься.

Для полігону № 1 показник потужності амбієнтного еквіваленту дози γ -випромінювання змінюється в межах від $0,127 \pm 0,01$ до $0,737 \pm 0,04$ мкЗв/год. Для полігону № 2 у зоні відчуження ЧАЕС даний показник коливається у межах від $1,7 \pm 0,04$ до $34,8 \pm 0,5$ мкЗв/год. Таким чином, для всього досліджу різниця за даним параметром складає більше 270 разів.

Таблиця 3.5. Координати та значення радіологічних показників у місцях закладки рослинного субстрату та відбору ґрунтових зразків

Місця закладання рослинного матеріалу та відбору зразків ґрунту	Координати місця відбору проб		Потужність амбієнтного еквіваленту дози (ADER), мкЗв/год	Питома активність ґрунту ^{137}Cs , кБк/кг	Питома активність ґрунту ^{90}Sr , кБк/кг	Сумарна потужність дози, мкГр/год
	North	East				
полігон № 1 (ЗОБВ с. Христинівка, Народичський район, Житомирської обл.)*						
Народичі-1	51,24076°	29,21497°	0,127±0,01	0,6±0,04	0,03±0,004	0,20
Народичі-2	51,24029°	29,22043°	0,411±0,03	2,9±0,08	0,2±0,01	1,00
Народичі-3	51,23815°	29,22245°	0,737±0,04	4,6±0,1	0,3±0,01	1,57
полігон № 2 (зона відчуження Чорнобильської АЕС)**						
ЧЗВ-1	51,38595°	30,03035°	1,7±0,04	10,4±0,2	0,8±0,1	3,7
ЧЗВ-2	51,38446°	30,02888°	10,2±0,3	62,4±0,6	5,0±0,4	22,2
ЧЗВ-3	51,38358°	30,03060°	25,5±0,5	149,3±1,4	25,0±0,3	61,6
ЧЗВ-4	51,38231°	30,03298°	34,8±0,5	203,8±4,1	34,0±0,3	84,0

*) полігон розташований на місці покинутих у 90-х роках сільськогосподарських угіддях.

***) перші три майданчики (ЧЗВ-1, ЧЗВ-2 і ЧЗВ-3) – природні екосистеми, 4-й майданчик пірогенно трансформований після пожежі у 2020 р.

Також значними є відмінності у рівнях забруднення ґрунту радіоактивними ізотопами. Для полігону № 1 значення питомої активності ^{137}Cs в ґрунті знаходиться у межах від $0,6 \pm 0,04$ кБк/кг до $4,6 \pm 0,1$ кБк/кг. Цей же показник для полігону № 2 змінюється від $10,4 \pm 0,2$ до $203,8 \pm 4,1$ кБк/кг.

Різниця між показниками точок Народичі-1 та ЧЗВ-4 щодо питомої активності ^{137}Cs складає більше ніж 300 разів. Забруднення ^{90}Sr теж значно відрізняється в межах кожного окремого полігону.

Ґрунт полігону № 1 має питому активність ^{90}Sr на рівні $0,03 \pm 0,004$ кБк/кг у точці Народичі-1 та $0,3 \pm 0,01$ кБк/кг у точці Народичі-3. Ґрунт полігону № 2 має відповідний показник у точці ЧЗВ-1 на рівні $0,8 \pm 0,1$ кБк/кг та у точці ЧЗВ-4 – $34,0 \pm 0,3$ кБк/кг відповідно. Різниця між значеннями питомої активності ^{90}Sr точок Народичі-1 та ЧЗВ-4 складає більше 1000 разів. Ґрунтові мікроорганізми, які розвиваються за такого рівня радіонуклідного забруднення, отримують значні дози іонізуючого випромінювання, що підтверджено розрахунковими значеннями потужності поглиненої дози (табл. 3.5).

За нашими оцінками сумарна потужність поглиненої дози, яку отримують мікроорганізми в точках Народичі-1 та ЧЗВ-4, складає $0,2$ мкГр/год та 84 мкГр/год відповідно, що відрізняється більш ніж у 420 разів. Такий градієнт в радіологічних характеристиках ґрунту має дозволити оцінити результати впливу саме рівнів іонізуючого випромінювання на процеси деструкції рослинної мортмаси мікроорганізмами.

Результати вище охарактеризованих досліджень відображено у наступних публікаціях:

Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарев М.М., Гудков І.М. Активність мікрофлори ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС (розділ 10). Монографія «Науковці НУБіП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС (за ред. проф. І.М. Гудкова і проф. В.О. Кашпарова). К.: НУБіП України, 2021. С. 162–192.

Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність ґрунтової мікрофлори за різних рівнів радіоактивного забруднення. зб. праць міжн. науково-практичної конф. «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (22–23 квітня 2021 р., м. Житомир). Житомир: Поліський університет, 2021. С. 95–99.

РОЗДІЛ 4. ЦЕЛЮЛОЗОРУЙНІВНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТОВОЇ МІКРОБІОТИ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ТВІ-ІНДЕКСІВ

Більшість з існуючих аплікаційних методів визначення загальної біологічної активності передбачають використання як джерела целюлози бавовняного полотна у вигляді смужок та інших целюлозовмісних матеріалів (Harrison et al., 1988; Obbard & Jones, 1993; Correll et al. 1997; Bridle & Kirkpatrick, 2005; Nachimuthu et al., 2007; Slocum et al., 2009; Colas et al., 2019). Розміри бавовняних смужок можна варіювати залежно від мети досліджень (орний шар ґрунту, весь ґрунтовий профіль і т. п.). Після визначеної тривалості експозиції смужки виймають, очищують від ґрунту і продуктів розкладання, висушують і зважують. За втратою маси судять про інтенсивність процесу розкладання клітковини. Перевагою використання ватних смужок і лляного полотна є простота отримання стандартизованого матеріалу. Проте екстраполяція отриманих за використання цих методів даних може бути далекою від розуміння складних процесів мінералізації↔синтезу органічної речовини у ґрунті, оскільки вони не враховують ані складний хімічний склад рослинних решток, ані взаємодію між розкладанням целюлози та інших рослинних компонентів (Tiegs et al. 2007; Fritz et al. 2011). У кращому випадку їх можна застосовувати у дослідженнях впливу якогось чинника в умовах, наприклад, польових дослідів, схеми яких передбачають наявність контролів (без дії досліджуваного чинника).

Лише у кількох дослідженнях використано рослинні рештки для перевірки розкладання в глобальному масштабі (Berg et al. 1993; Trofymow et al. 2002; Parton et al. 2007). Авторами отримано важливі результати. У той же час, вони свідчать про необхідність стандартизації рослинного матеріалу для можливості порівняння даних, отриманих з року в рік, у т. ч. й у різних регіонах планети. Це є особливо актуальним у зв'язку з активізацією досліджень, спрямованих на збільшення секвестрації Карбону в ґрунтах. Наразі існує гостра потреба у вимірюваннях з високою роздільною здатністю

та глобальним охопленням для збільшення їхньої прогностичної ролі (Bonan et al. 2012; Stockmann et al. 2013).

У 2013 р. J. Keuskamp et al. запропонували для досягнення вищезазначених цілей використовувати т. з. метод «індексу чайних пакетиків» (Tea Bag Index (TBI)), який може надати інформацію про функції ґрунту в локальному, регіональному та глобальному масштабах. Ключовим моментом нового методичного рішення є використання комерційно доступних чайних пакетиків як високо стандартизованих тестових наборів, що містять чай як репрезентативний мертвий рослинний матеріал. Цей метод дозволяє створити глобальну базу даних з усього світу. Зібрані дані можуть бути використані для обчислення індексу чайних пакетиків (TBI), який надає керовану процесом інформацію про функції ґрунту в локальному, регіональному та глобальному масштабах. TBI визначається за допомогою спрощеного експерименту з пакетиками з рослинним матеріалом, який включає розміщення пакетиків зеленого чаю Lipton (EAN: 87 22700 05552 5) та чаю ройбуш Lipton rooibos (EAN: 87 22700 18843 8) у ґрунті з наступним вимірюванням втрати маси через певний період часу. Розмір сітки чайних пакетиків 0,25 мм дозволяє мікроорганізмам і мезофауні проникати в пакетики, але виключає макрофауну (Setälä et al., 1996).

На думку авторів, використання методу сприяє збільшенню роздільної здатності вимірювань розкладання рослинних решток. Крім того, використання стандартизованої органічної речовини дозволяє відокремити аспекти якості мортмаси від комплексу умов довкілля, які впливають на швидкість розкладання решток.

Запропонований метод перевірено дослідниками за різних умов довкілля (Didion et al., 2016; Fujii et al., 2017; Becker, Kuzyakov, 2018; Mueller et al., 2018; Petraglia et al., 2019; Fanin et al., 2020; Dossou-Yovo et al., 2021; Mori et al., 2021) і зроблено висновок про доцільність його використання як стандартного в дослідженнях, особливо для порівняння отриманих результатів у глобальному масштабі.

У зв'язку з вище наведеною інформацією, у своїх дослідженнях впливу проникаючої радіації на інтенсивність трансформації рослинних решток ми зосередились на використанні методу ТВІ.

З метою врахування впливу сезонності на процеси розкладання мортмаси було здійснено дві експозиції рослинного матеріалу на обох полігонах: з квітня по липень та з липня по жовтень 2021 р.

Втрата маси зеленого чаю, закладеного в ґрунт у відповідних місцях полігону № 1, свідчить про доволі стрімке зменшення показників у всіх варіантах (табл. 4.1).

Таблиця 4.1. Показники ТВІ-індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 1 (експозиція з квітня по липень 2021 р.)

Показники	Місця закладання рослинних решток		
	Народичі-1	Народичі-2	Народичі-3
Сумарна потужність дози ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$), мкГр/год	0,20	1,00	1,57
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	53,0±4,7 ^a	50,1±2,8 ^a	51,9±0,3 ^a
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	85,6±2,7 ^a	72,3±4,8 ^b	75,9±0,3 ^b
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,442±0,056 ^a	0,407±0,034 ^a	0,428±0,044 ^a
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0073±0,0018 ^a	0,0259±0,0156 ^b	0,0166±0,0022 ^{a,b}

Примітка. Тут і далі у розділі: літерами a, b, c, d позначено належність варіантів до різних гомогенних рядів за методом Фішера при $p \leq 0,05$. Порівнювати потрібно кожен коефіцієнт окремо.

Достовірної різниці залежно від рівня потужності дози радіоактивного забруднення при цьому не виявлено. Зменшення маси чаю ройбуш було суттєво меншим, порівнюючи з показниками зеленого чаю, проте в цьому випадку відмічено різницю між варіантами: найменші значення втрат маси

спостерігаються у точці з найменшим забрудненням, а в точці Народичі-2 і Народичі-3 вони є достовірно вищими, як порівняти з точкою Народичі-1. Розрахунки коефіцієнтів стабілізації S свідчать, що синтез нової стабільної органічної речовини не залежав від рівнів радіації. Водночас, інтенсивність розкладання (k) рослинних решток була найменшою у точці з найменшим рівнем радіоактивного забруднення. Достовірної різниці між показниками k у точках Народичі-2 і Народичі-3 не виявлено, проте вони були статистично вищими за відповідне значення у точці Народичі-1 (табл. 4.1).

За другої експозиції чайних пакетиків на полігоні № 1 з липня по жовтень 2021 р. також не відмічено достовірних змін коефіцієнта стабілізації S залежно від рівня радіоактивного забруднення ґрунту (табл. 4.2). Проте інтенсивність розкладання рослинних решток (k) була найвищою у точці Народичі-3 з найбільшим для цього полігону рівнем забруднення радіонуклідами.

Таблиця 4.2 Показники ТВІ-індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 1 (експозиція з липня по жовтень 2021 р.)

Показники	Місця закладання рослинних решток		
	Народичі-1	Народичі-2	Народичі-3
Сумарна потужність дози ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$), мкГр/год	0,20	1,00	1,57
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	33,9±2,4 ^a	32,3±1,2 ^a	33,3±1,7 ^a
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	74,7±3,1 ^a	74,5±3,0 ^a	67,1±2,3 ^b
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,215±0,028 ^a	0,202±0,007 ^a	0,208±0,020 ^a
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0094±0,0018 ^a	0,0089±0,0016 ^a	0,0149±0,0019 ^b

Для дослідного полігону, що розміщений у ЗВ ЧАЕС (табл. 4.3), відмічено зростання коефіцієнта стабілізації S у точках ЧЗВ-2 і ЧЗВ-3, як порівняти з ЧЗВ-1. Проте за найвищого рівня радіоактивного забруднення (ЧЗВ-4) показник зменшувався до рівня, відміченого у точці ЧЗВ-1.

Таблиця 4.3. Зміна показників ТВІ-індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 2 (експозиція з квітня по липень 2021 р.)

Показники	Місця закладання рослинних решток			
	ЧЗВ-1	ЧЗВ-2	ЧЗВ-3	ЧЗВ-4
Сумарна потужність дози ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$), мкГр/год	3,7	22,2	61,6	84,0
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	33,7±2,1 ^a	47,2±4,2 ^b	42,6±3,2 ^c	34,8 ±6,1 ^a
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	85,2±5,9 ^a	82,9±1,9 ^a	78,2±4,8 ^b	86,3±3,7 ^a
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,213±0,025 ^a	0,373±0,050 ^c	0,318±0,038 ^b	0,226±0,072 ^a
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0035±0,0017 ^a	0,0074±0,0017 ^c	0,0097±0,0040 ^b	0,0033±0,0012 ^a

Аналогічно, швидкість розкладання k зростала у другій і третій точках, як порівняти з показником у точці ЧЗВ-1, проте за найвищого рівня забруднення інтенсивність зменшувалася до рівня, відміченого у першій точці.

За другої експозиції рослинного матеріалу на полігоні № 2 з липня по жовтень 2021 р. найвищий показник стабілізації органічної речовини S відмічено у точці ЧЗВ-1 з найнижчим рівнем радіоактивного забруднення.

Водночас інтенсивність мінералізації рослинних решток k мала тенденцію до зростання у точках ЧЗВ-2 і ЧЗВ-4, як порівняти з ЧЗВ-1. У точці ЧЗВ-3 показники були найвищими для полігону (табл. 4.4).

Попри деякі розбіжності даних, отриманих за двох експозицій чайних пакетиків у ґрунтах, особливо для полігону № 2, можна зробити окремі висновки. Так, базуючись на результатах експерименту на полігоні № 1, слід підкреслити, що відносно невисокі рівні сумарної потужності поглиненої дози (до 1,57 мкГр/год) стимулюють активність трансформації рослинних решток у ґрунті. Проте потрібні додаткові дослідження для з'ясування залежностей діяльності мікробіоти від ступеня забруднення радіонуклідами між точками полігону № 2.

Таблиця 4.4. Зміна показників ТВІ-індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні №2 (експозиція з липня по жовтень 2021 р.)

Показники	Місця закладання рослинних решток			
	ЧЗВ-1	ЧЗВ-2	ЧЗВ-3	ЧЗВ-4
Сумарна потужність дози ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$), мкГр/год	3,7	22,2	61,6	84,0
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	28,7±5,9 ^a	24,1±2,2 ^{a,b}	23,9±2,5 ^b	26,5±3,1 ^{a,b}
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	84,7±4,7 ^a	83,6±3,9 ^a	77,6±4,6 ^b	82,2±3,4 ^{a,b}
Коефіцієнт стабілізації (S)	0,153±0,07 ^a	0,099±0,03 ^{a,b}	0,096±0,03 ^a	0,127±0,04 ^{a,b}
Коефіцієнт мінералізації (k)	0,0046±0,002 ^a	0,0044±0,001 ^a	0,0067±0,002 ^b	0,0052±0,001 ^{a,b}

Слід зазначити, що за високих рівнів радіоактивного забруднення (полігон № 2) досліджувані показники є суттєво меншими, як порівнювати з

даними, отриманими на полігоні № 1. Значно менші як інтенсивність розкладання рослинної мортмаси, так і стабілізація органічної речовини *de novo*. Безперечно, за такого зіставлення отриманих даних має місце певна частка умовності, оскільки порівнювати ґрунти обох полігонів можна лише за повного збігу всіх параметрів ґрунтів. Ми вважаємо, що таке порівняння, хоч і умовне, є можливим, оскільки рельєф обох полігонів рівнинний, вміст вологи у зразках знаходився в усі строки проведення досліджень практично на одному рівні, агрохімічні показники також суттєво не відрізнялися. Відмінною особливістю полігонів є їхня історія, що включає і рівні забруднення радіонуклідами. Територія полігону № 1 у минулому була полем, де системно здійснювалося вирощування сільськогосподарських культур, і лише після 1986 р. вона почала трансформуватися у стан природного фітоценозу. Територія полігону № 2 належить до лісистої місцевості. У зв'язку з доволі близькими характеристиками ґрунтів, що склалися на початок 2021 р., вважаємо, що основним параметром, який дозволяє відрізнити характеристики досліджуваних ґрунтів, є рівні радіоактивного забруднення.

Зниження темпів функціональної активності мікроорганізмів за дії високих доз іонізуючої радіації логічно пояснюється її негативним впливом на клітини бактерій та мікроміцетів, що відомо з численної літератури. Важче пояснити механізм стимулювальної дії невисоких доз радіації на інтенсивність розвитку та метаболічної активності мікробіоти у полігоні № 1. Цілком можливо, що за цих умов в угрупованні ґрунтових мікроорганізмів домінують радіотолерантні види і, таким чином, забезпечується їх перевага над представниками радіочутливих таксонів як загалом у розвитку в ґрунті, так і в колонізації рослинних решток. Це припущення потребує додаткових досліджень за використання мікробіологічних методів.

Отже, біологічна активність ґрунтів залежала від рівня забруднення радіонуклідами. Невисокі потужності поглиненої дози у ґрунті полігону № 1 (до 1,57 мкГр/год) сприяли накопиченню мікробної біомаси й активізували діяльність мікроорганізмів. Високі потужності поглинених доз радіації у

грунті полігону № 2 (від 3,7 до 61,6 і, особливо за дози 84,0 мГр/год), як порівняти з показниками полігону № 1, негативно впливали як на деструкцію мортмаси, так і на стабілізацію органічної речовини, синтезованої *de novo*. При цьому спостерігається накопичення нерозкладених рослинних решток у ґрунті.

Результати вище охарактеризованих досліджень відображено у наступних публікаціях.

Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність мікрофлори ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС (розділ 10). Монографія «Науковці НУБіП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС» (за ред. проф. І.М. Гудкова і проф. В.О. Кашпарова). К.: НУБіП України, 2021. С. 162-192.

Волкогон І.В., Ілленко В.В., Лазарєв М.М., Клепко А.В., Гудков І.М. Застосування нового методу ТВІ (TEA BAG INDEX) у дослідженні впливу проникаючої радіації на трансформацію мікроорганізмами рослинних решток. Сільськогосподарська мікробіологія. 2023. 37. С. 34-47. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.37.34-47>

Ілленко В.В., Волкогон І.В., Лазарєв М.М., Клепко А.В., Гудков І.М. Целюлозоруйнуюча активність ґрунтової мікрофлори за впливу різних рівнів радіонуклідного забруднення. Наукові доповіді НУБіП України. 2023. 3(103). doi: [http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi3\(103\).2023.004](http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi3(103).2023.004)

Illienko V., Volkohon I., Klepko A., Lazarev M. The changes of Tea Bag Index parameters depending on the radionuclide contamination level of soils in northern Ukraine. EGU General Assembly 2023. (23–28 April 2023, Vienna, Austria). Abstract EGU23. 140. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-140>

РОЗДІЛ 5. ЗАЛЕЖНІСТЬ РОЗВИТКУ ГРУНТОВОЇ МІКРОБІОТИ ВІД РІВНЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Дослідження впливу іонізуючої радіації на розвиток окремих представників біоти, у тому числі ґрунтової мікробіоти, навіть у зоні відчуження ЧАЕС проводяться в дуже обмеженому об'ємі і поки що не систематизовані. Досі точаться гострі наукові дебати щодо наслідків тривалого впливу рівнів іонізуючої радіації на біорізноманіття (Beresford et al., 2020). При цьому слід зазначити, що радіаційна ситуація навколо аварійних радіаційних об'єктів є унікальною з точки зору використання територій як наукового полігону для проведення різноманітних досліджень, у т. ч. й умов існування ґрунтових мікробних популяцій та оцінки їхньої активності залежно від рівнів радіоактивного забруднення ґрунту. Проте існуючі дослідження спрямовані передусім на визначення потенціалу мікроорганізмів щодо їхнього впливу на трансформацію радіоактивних речовин. Так, значну увагу приділено мікроорганізмам, виділеним із природних середовищ з підвищеним вмістом радіонуклідів (Avery et al., 1999), детально описано шляхи фізико-хімічної трансформації сполук Цезію і Урану (включаючи біосорбцію, біотрансформацію, біомінералізацію та внутрішньоклітинне накопичення) за дії мікроорганізмів (Lloyd et al., 2005). Показано також можливість як збільшення, так і зменшення надходження в рослини радіонуклідів за використання окремих бактеріальних штамів для передпосівної інокуляції насіння культурних рослин (Ілленко з співав., 2019; Ілленко et al., 2020). Позитивний вплив інокуляції насіння не обмежується ризосферними бактеріями. Так, у роботі японських дослідників (Haidary et al., 2017) показано, що інокуляція насіння сої арбускулярними грибами забезпечувала затримку міцелієм у коренях ^{137}Cs , що обмежувало його переміщення в інші частини рослин.

У той же час, дослідження, спрямовані на з'ясування особливостей функціонування ґрунтової мікробіоти за дії іонізуючої радіації, поодинокі. Серед них, у першу чергу, слід назвати роботи представників наукової школи

Н. Жданової (Жданова з співавт., 1991; Zhdanova et al., 1991; Tugay et al., 2005), які проводили дослідження з представниками мікроскопічних еукаріотів. Авторами досліджено вплив підвищених доз іонізуючого опромінення на метаболізм мікроміцетів та зміни в їхніх популяціях. Показано зростання інтенсивності синтезу меланіну, радіотропізм та стимулювання розвитку мікроміцетів за впливу іонізуючого випромінювання.

В. Романовською з співав. (1996) при проведенні досліджень у 10-км зоні ЧАЕС у 1993–1995 рр. показано зменшення чисельності й різноманітності ґрунтових прокаріотів, як порівняти з контрольними ґрунтами. Зокрема, кількість целюлозоруйнівних, нітрифікувальних та сульфатвідновлювальних бактерій зменшувалася на один–три порядки.

Комплексну оцінку стану угруповань мікроорганізмів у ґрунтах, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС, було здійснено З. Калашніковою з співавт. (1996). І. Кравченко з співав. (1999) відмічено суттєве зниження чисельності бактерій у забруднених радіонуклідами ґрунтах, що позитивно корелювало зі зменшенням відстані від ЧАЕС.

При дослідженні стану мікробіоти у ґрунтах, забруднених радіонуклідами, безперечно важливим є експериментальне визначення змін у стані популяцій целюлозоруйнівних ґрунтових мікроорганізмів як однієї з основних груп мікробіоти, що забезпечує початкові ланки трофічних біологічних ланцюгів, у т. ч. й формування родючості ґрунту (Singh et al., 2017).

З огляду на вищезазначене, метою досліджень було визначення особливостей розвитку мікробіоти, відповідальної за деструкцію рослинної мортмаси на забруднених радіонуклідами ґрунтах Українського Полісся.

Зразки ґрунту відбирали у безпосередній близькості до місць закладання рослинних решток (пакетиків з чаєм).

У ході досліджень визначали загальну мікробну біомасу, а також чисельність мікроорганізмів, що мають відношення до процесів мінералізації органічної речовини ґрунту – представників сахаролітичного (мікроскопічні

гриби і целюлозоруйнівні бактерії) та протеолітичного (амоніфікатори та іммобілізатори мінерального азоту) шляхів деструкції рослинної мортмаси. Крім того, визначали чисельність мікробіоти, яка залежить від діяльності вище перерахованих груп мікроорганізмів: азотфіксаторів, денітрифікаторів та фосфатмобілізаторів.

У низці робіт (Jenkinson, 1988; Smith, Paul 1990; Carter et al., 1999) повідомлено про тісний зв'язок між мікробною біомасою ґрунту, швидкістю розкладання мортмаси та N-мінералізацією. Тож дослідження вмісту мікробної біомаси у ґрунті може надати необхідне розуміння зв'язку між розвитком мікробіоти і ступенем деструкції свіжої органічної речовини у ґрунті.

При визначенні загальної мікробної біомаси ґрунту відмічено суттєві зміни показників залежно від рівня забруднення радіонуклідами (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 Динаміка формування загальної мікробної біомаси ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами, мг/кг ґрунту

Місця відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	не визначали	1575,9 ± 232,1	908,7 ± 5,3
Народичі-2	не визначали	1583,1 ± 83,5	932,2 ^a ± 9,3
Народичі-3	не визначали	3806,2 ^a ± 214,6	2190,5 ^a ± 88,7
полігон № 2			
ЧЗВ-1	318,5 ± 35,9	546,3 ± 8,7	409,9 ± 15,5
ЧЗВ-2	430,0 ^a ± 11,8	793,7 ^a ± 17,9	618,4 ^a ± 21,4
ЧЗВ-3	478,8 ^a ± 15,5	947,4 ^a ± 1,2	757,9 ^a ± 17,5
ЧЗВ-4	200,9 ^a ± 9,8	268,3 ^a ± 12,6	217,4 ^a ± 18,8

Примітка. Тут і в табл. 5.2–5.4: I – квітень 2021 р., II – липень 2021 р., III – вересень 2021 р. Індексом «^a» позначено достовірні зміни показників між варіантами за збільшення рівнів сумарної потужності поглиненої радіації, як порівняти з найменшими рівнями забруднення у відповідних полігонах.

Так, невисокі рівні радіоактивного забруднення (до 1,57 мкГр/год) сприяли активізації розвитку мікроорганізмів. У межах полігону № 1 накопичення мікробної біомаси було найбільшим за підвищеного (Народичі 3) забруднення. У той же час, проведення аналізу у ґрунті полігону № 2 свідчить про значно нижчі показники, особливо у точці з найвищим рівнем забрудненням.

Визначення чисельності мікроміцетів у досліджуваних зразках ґрунту також демонструє схожі зміни показників залежно від рівня радіоактивного забруднення (табл. 5.2).

Таблиця 5.2. Динаміка розвитку мікроміцетів залежно від рівня забруднення радіонуклідами, тис. КУО / г сухого ґрунту

Місця відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	120,0 ± 0,1	140,8 ± 15,7	38,3 ± 2,5
Народичі-2	33,3 ^a ± 0,1	190,8 ^a ± 15,5	107,9 ^a ± 9,1
Народичі-3	433,0 ^a ± 0,3	218,4 ^a ± 8,9	90,2 ^a ± 7,3
полігон № 2			
ЧЗВ-1	23,8 ± 4,1	48,9 ± 8,1	44,6 ± 2,4
ЧЗВ-2	36,5 ^a ± 6,1	74,3 ^a ± 13,5	37,2 ^a ± 3,1
ЧЗВ-3	28,9 ± 4,5	100,5 ^a ± 17,1	40,3 ± 4,1
ЧЗВ-4	15,2 ^a ± 1,2	42,1 ^a ± 8,0	29,3 ^a ± 2,1

Так, чисельність грибів у ґрунті полігону № 1, як правило, зростає зі збільшенням рівня забруднення (виключенням є результати визначень в окремі строки відбору зразків, наприклад, у квітні 2021 р.). Проте у ґрунті полігону № 2 в усі строки проведення досліджень відмічено відносно невисоку

чисельність мікроміцетів. При цьому, кількість мікроскопічних грибів є меншою за відповідні показники ґрунту полігону № 1 на порядок залежно від точок відбору зразків.

Відмічена для мікроміцетів особливість також є характерною і для целюлозоруйнівних бактерій, проте їх чисельність є дуже низькою (табл. 5.3). На полігоні № 2 ранньою весною і восени ці бактерії за використання традиційного мікробіологічного методу взагалі не було виявлено, що може свідчити про їхню незначну участь у процесах трансформації рослинних решток за цих умов.

Таблиця 5.3. Чисельність целюлозоруйнівних бактерій залежно від рівня забруднення радіонуклідами, тис. / г сухого ґрунту

Місця відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	0,459	21,6	5,1
Народичі-2	0,450	23,7	8,4
Народичі-3	95,00 ^a	175,5 ^a	36,3 ^a
полігон № 2			
ЧЗВ-1	-*	23,7	-*
ЧЗВ-2	-*	47,4 ^a	-*
ЧЗВ-3	-*	48,6 ^a	-*
ЧЗВ-4	-*	17,7 ^a	-*

Примітка: * - бактерій не виявлено

При дослідженні чисельності амоніфікувальних мікроорганізмів встановлено, що ця група представників ґрунтової мікробіоти активізується в розвитку за відносно невисокого збільшення рівнів радіоактивного забруднення ґрунту полігону № 1, водночас, її розвиток пригнічується у ґрунті полігону № 2, особливо у точці з найвищим рівнем забруднення (табл. 5.4).

Отже, пептолітичний шлях деструкції органічних решток (амоніфікація) загалом узгоджується з особливостями перебігу сахаролітичного шляху (розвиток таких біодеструкторів як мікроміцети, насамперед).

Таблиця 5.4. Динаміка чисельності амоніфікаторів залежно від рівня забруднення радіонуклідами, млн КУО / г сухого ґрунту

Місця відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	2,367 ± 0,381	17,123 ± 0,241	3,028 ^a ± 0,244
Народичі-2	6,950 ^a ± 0,450	23,673 ^a ± 0,232	4,032 ^a ± 0,292
Народичі-3	3,800 ^a ± 0,195	41,340 ^a ± 3,470	19,473 ^a ± 0,111
полігон № 2			
ЧЗВ-1	0,650 ± 0,037	1,371 ± 0,094	0,076 ± 0,007
ЧЗВ-2	0,378 ^a ± 0,018	1,988 ^a ± 0,113	0,077 ± 0,005
ЧЗВ-3	0,474 ^a ± 0,032	1,764 ^a ± 0,104	0,074 ± 0,005
ЧЗВ-4	0,392 ^a ± 0,019	1,139 ^a ± 0,112	0,063 ^a ± 0,004

Як відомо, угруповання мікроорганізмів у ґрунті мають вирішальне значення для підтримки функцій наземних екосистем завдяки їхній ролі в колообігу, утриманні та вивільненні основних поживних речовин (McKenney et al., 2018). При цьому розкладання рослинної мортмаси є ключовим процесом, що визначає рівень продуктивності біоти в екосистемі (Singh et al., 2017). Саме тому здатність до руйнування целюлози вважається одним із найважливіших показників загальної активності мікроорганізмів ґрунту. Інтенсивність розкладання целюлози мікроорганізмами в ґрунті залежить від багатьох чинників (рівня вологості, температури, кислотності тощо). Угруповання мікроорганізмів також є чутливим індикатором стресу навколишнього середовища і відображають навіть невеликі зміни в геохімічному складі їхнього середовища внаслідок антропогенної діяльності

(Vano et al., 2018; Guillot et al., 2019; Hallsworth, 2019; Xiao et al., 2019). Отже, певний (проте до сьогодні однозначно не визначений) вплив на діяльність ґрунтової мікробіоти може мати також і іонізуюча радіація.

Результати проведених нами досліджень свідчать про стимулювальний вплив відносно невисоких рівнів потужності доз радіоактивного забруднення (полігон № 1) на розвиток і функціонування мікроорганізмів-деструкторів целюлози. Водночас, за високих доз опромінення (полігон № 2) досліджувані показники є невисокими і особливо у точці з найбільшим рівнем забруднення.

Безперечно, за такого зіставлення отриманих показників присутня певна частка умовності, оскільки порівнювати ґрунти обох полігонів можна лише за повного збігу всіх ґрунтово-кліматичних параметрів. Ми вважаємо, що таке порівняння, хоч і умовне, є можливим, оскільки рель'єф обох полігонів рівнинний, вміст вологи в зразках знаходився в усі строки проведення досліджень практично на одному рівні, агрохімічні показники також не є контрастними. Відмінною особливістю полігонів є їхня історія. Хоча ґрунт в обох полігонах дерново-підзолистий, проте у першому полігоні він окультурений, і використовувався до аварії на ЧАЕС як сільськогосподарське угіддя. Ґрунт у зоні відчуження ЧАЕС (полігон № 2) знаходиться під лісом, а на ділянці з найвищим рівнем забруднення радіонуклідами у 2020 р. відбулася пожежа. Незважаючи на вищезазначені відмінності, ми вважаємо, що основним параметром, який дозволяє відрізнити характеристики досліджуваних ґрунтів, є рівні радіоактивного забруднення.

Отже, якщо взяти до уваги показники радіаційного фону, насамперед слід відмітити, що біологічна активність ґрунтів залежала від рівня забруднення радіонуклідами. Це показано обома використаними нами методами (як за розрахунками ТВІ-індексу (див. розділ 4), так і за визначення мікробної біомаси). Тісно корелює з цими показниками і чисельність мікроорганізмів-деструкторів органічної речовини. Особливості розвитку мікроорганізмів–представників як сахаролітичного, так і пептолітичного шляхів біодеструкції мортмаси є однотипними: їх чисельність зростала за

відносно невеликого збільшення радіоактивного фону у межах полігону № 1 і була низькою у ґрунті полігону № 2. Найнижчі показники характерні для пірогенно трансформованої ділянки у зоні відчуження ЧАЕС. Орієнтуючись на отримані результати, можна дійти висновку, що відносно невисокі дози іонізуючої радіації не пригнічують розвиток мікробіоти у ґрунті. Певним підтвердженням цьому є робота *Bonzom et al. (2016)*, які досліджували інтенсивність розкладання лісної підстилки у зоні відчуження ЧАЕС. За їхніми результатами маса підстилки втрачалася більшою мірою зі збільшенням потужності загальної дози опромінення від 0,3 до 150 мкГр/год. Автори приходять висновку, що радіоактивне забруднення лісових екосистем протягом більше двох десятиліть не обов'язково повинно мати згубний вплив на розклад органічної речовини. *Charon et al. (2011)* також показали, що в ґрунті, забрудненому радіонуклідами, за активності ^{137}Cs в діапазоні від 61 до 750 Бк/г, містилося широке розмаїття бактерій, яке не відрізнялося від тих угруповань, що спостерігалися в сусідніх контрольних ґрунтах з активністю ^{137}Cs від 0,35 до 1,5 Бк/г, через 25 років після аварії, що може свідчити про відновлення бактеріальних угруповань.

У той же час, результати досліджень *Mousseau et al. (2014)* демонструють зниження швидкості розкладання мікроорганізмами листової підстилки у відповідь на зростання рівня радіоактивності, що призвело до збільшення товщини її шару з підвищенням рівня опромінення. Підтвердженням цьому є висновки *Theodorakopoulos et al., (2017)*, які на підставі досліджень розвитку прокаріотів за різних рівнів радіоактивності вважають, що загальна потужність поглиненої клітиною дози є основним чинником впливу на формування бактеріальних угруповань у ґрунті.

Отримання дещо суперечливих на перший погляд результатів, вірогідно, можна пояснити як отриманою дозою опромінення, так і різним складом радіонуклідів у ґрунті. Крім того, важливим може бути і різний склад мортмаси, що надходить до ґрунту (унаслідок різної структури та видового складу рослинних угруповань у місцях проведення аналізів), адже якість

рослинних решток є потужним фактором, який впливає на формування угруповань мікроорганізмів (Almagro et al., 2021).

У наших дослідженнях звертають на себе увагу надзвичайно низькі показники чисельності целюлозоруйнівних бактерій, особливо як порівняти з кількістю мікроміцетів. Зважаючи на це, слід дійти висновку про домінуючу роль грибів у процесах біодеструкції целюлози у забруднених радіонуклідами ґрунтах. Подібний ефект спостерігали Ogwu et al. (2019) при проведенні досліджень за штучного γ -опромінення ґрунту. Автори припустили, що активніший розвиток грибів та водоростей на фоні зменшення інтенсивності розмноження бактерій, можливо, пояснюється звільненням екологічної ніші від конкуренції.

Облік чисельності збудників пептолітичного шляху біодеструкції органічної речовини у ґрунті – амоніфікаторів – загалом свідчить про подібний до представників сахаролітичного шляху характер розвитку залежно від рівня радіоактивного забруднення. Так, у ґрунті полігону № 1 чисельність цих бактерій є доволі високою, і зростає зі збільшенням дози іонізуючої радіації. У ґрунті полігону № 2 кількість амоніфікаторів на один–два порядки менша за показники першого полігону, що може свідчити про негативний вплив високих рівнів радіоактивного забруднення на їхній розвиток.

Згубний вплив високих доз опромінення на розвиток бактерій відмічено в дослідженнях, проведених незабаром після аварій. Так, за даними В. Романовської з співав. (1998), різноманітність культивованих бактерій, відібраних у 10-кілометровій зоні навколо ЧАЕС, була на два порядки меншою, ніж у контрольних незабруднених районах. Подібним чином, різноманітність ґрунтових бактеріальних угруповань була нижчою в зразках із найбільш забруднених районів префектури Фукусіми (Ihara et al., 2021).

Theodorakopoulos et al. (2017) прогнозують, що хронічне опромінення низькими дозами радіації може селекційно вплинути на розвиток стійких до забруднення бактерій у ґрунтах. Оскільки після аварії на ЧАЕС минуло більше трьох з половиною десятиліть, цілком очікуваним було б не виявити різниці в

чисельності бактерій залежно від градієнту радіоактивного забруднення у ґрунті полігону № 1. Отримані результати підтверджують ці припущення і навіть свідчать про зростання кількості прокариотів. Інша ситуація формується за високих доз радіації. У ґрунті полігону № 2 чисельність представників досліджених груп бактерій була на один–два порядки меншою за відповідні показники першого полігону. Отже, наші дослідження свідчать, що високий рівень радіоактивного забруднення ґрунтів позначається на розвитку прокариотів не лише у перші роки після піку враження, але й упродовж доволі тривалого часу.

Як порівняти з целюлозолітичними бактеріями, гриби не настільки чутливі до згубної дії радіоактивного забруднення ґрунту. На інтенсивний розвиток мікроміцетів у забруднених радіонуклідами ґрунтах звертали увагу Н. Жданова з співав. (1999) та Т. Тугай з співав. (2005). М. Malo і Е. Dadachova (2019) повідомили, що деякі види грибів здатні виживати в умовах високого рівня іонізуючого випромінювання унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, використовуючи синтез меланіну як радіопротектор. Проте існують і протилежні твердження. Так, у дослідженнях А. Панахової (2009), на прикладі сіро-бурого ґрунту Апшерону (Азербайджан) показано, що найчутливішими до γ -випромінювання серед різних представників ґрунтової мікробіоти були мікроскопічні гриби. Щоправда, порівнювати результати досліджень вищезазначених авторів, швидше за все, некоректно, оскільки одні з них отримано в зоні ЧАЕС, де спостерігається постійний селекційний стрес іонізуючої радіації, а інші (Панахова, 2009) – за штучного одноразового опромінення. Адже сумарні дози, поглинені угрупованнями мікроорганізмів, вірогідно, є більш значимими, як порівняти з гострим γ -випромінюванням.

Результати наших досліджень підтверджують відносну стійкість грибів до радіоактивного забруднення, проте їхній розвиток також залежить від рівня забруднення ґрунту радіонуклідами.

Проведені нами повторні дослідження у 2023 р. на полігоні № 1 підтверджують зроблені раніше висновки щодо стимулювального впливу

відносно невисокої дози радіоактивного забруднення на розвиток мікроорганізмів-деструкторів органічної речовини. Так, розвиток целюлозоруйнівних бактерій є найбільшим у точці Народичі-3 (1,57 мкГр/год). Хоча чисельність цих мікроорганізмів загалом була невисокою, показники між точками відбору зразків відрізнялися в 1,9–5,1 раза (рис. 5.1).

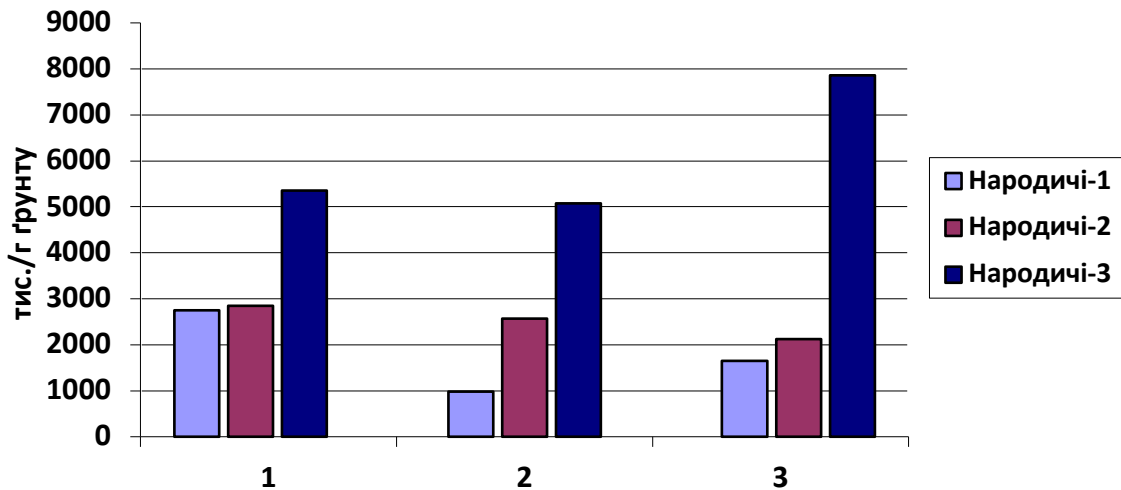


Рисунок 5.1. Динаміка розвитку целюлозоруйнівних бактерій у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіаційного забруднення, од./г ґрунту (тут і в рис. 5.2, 5.3 і 5.4 проведення аналізів: 1 – у травні; 2 – у червні; 3 – у серпні).

Примітка. Відхилення від середнього не наведено, оскільки облік мікроорганізмів на рідкому середовищі Імпенецького-Солнцевої передбачає процедуру визначення чисельності за методом граничних розведень і таблицями Мак-Креді, які розроблено за використання статистичних методів, тож отримані результати вже включають статистичну обробку.

Схожі залежності розвитку відмічено також і для мікроміцетів. У той же час їх чисельність була незрівнянно вищою за кількість целюлозолітичних бактерій (рис. 5.2). Слід відмітити, що різниця в показниках кількості мікроскопічних грибів точок Народичі-1 і Народичі-2 в окремі строки проведення аналізів не є статистично значимою. У той же час, чисельність мікроміцетів у точці Народичі-3 є достовірно вищою.

Відмічені особливості розвитку ґрунтових мікроорганізмів просліджуються не лише для представників сахаролітичного шляху деструкції органічної речовини, але й на прикладі розвитку амоніфікаторів (представників пептолітичного шляху деструкції рослинної мортмаси). Результати, наведені в рис. 5.3, чітко демонструють найінтенсивніший розвиток амоніфікувальних мікроорганізмів у точці Народичі-3.

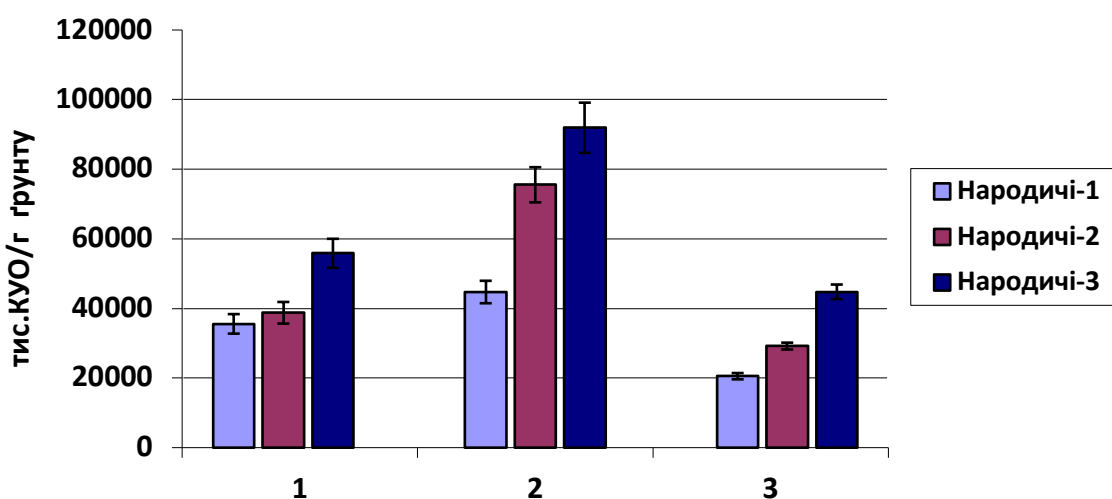


Рисунок 5.2. Особливості розвитку мікроміцетів у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

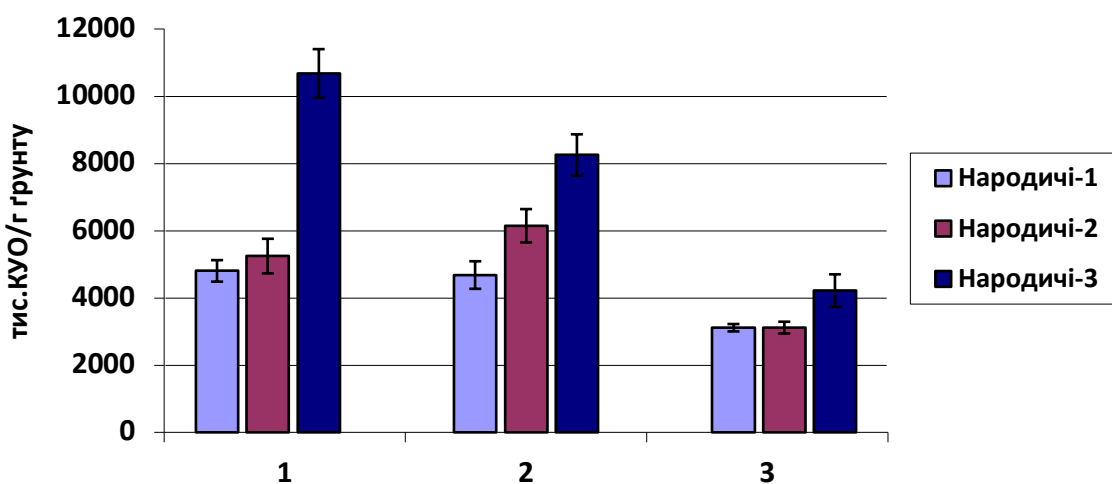


Рисунок 5.3. Динаміка розвитку амоніфікаторів у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

При цьому слід зазначити, що в межах полігону № 1 аналогічна вище відміченій залежність спостерігається також і щодо розвитку мікроорганізмів інших еколого-трофічних груп, діяльність яких значною мірою залежить від розвитку й активності деструкторів органічної речовини. Так, результати табл. 5.5 свідчать про інтенсивніший розвиток мікроорганізмів, що беруть участь у колообігу азоту (мікроорганізмів, які використовують переважно мінеральні сполуки азоту, азотфіксаторів і денітрифікаторів) у точці полігону з рівнем радіоактивного забруднення 1,57 мкГр/год. Незважаючи на різницю в показниках між строками проведення аналізів, що обумовлено кліматичними особливостями сезону, спостерігається відмінність між варіантами в чисельності мікроорганізмів-імобілізаторів мінерального азоту. Їх кількість є вищою у точці Народичі-3 у кілька разів, як порівняти з показниками інших місць відбору ґрунтових зразків. Подібна залежність відмічається також і для азотфіксаторів та денітрифікувальних мікроорганізмів (табл. 5.5).

Слід відмітити, що у точці Народичі-3 у ґрунті нами серед азотфіксувальних бактерій виявлено інтенсивний розвиток *Azotobacter chroococcum*, яка безспідставно вважається індикатором родючості ґрунту (Рубенчик, 1972). Це спостерігалось у всі строки відбору ґрунтових зразків протягом періоду проведення досліджень. Натомість у точках Народичі-1 і Народичі-2 азотобактер інколи взагалі не вдавалося виявити.

Розрахунки інтенсивності процесів мінералізації-імобілізації азоту за співвідношенням чисельності імобілізаторів мінерального азоту до кількості амоніфікувальних мікроорганізмів (Андреюк, Валагурова, 1992), свідчать про інтенсифікацію біологічних процесів деструкції органічної речовини у ґрунті полігону № 1 за рівня сумарної потужності дози 1,57 мкГр/год у точці Народичі-3, як порівняти з показниками у точці Народичі-1 (за сумарної потужності дози 0,2 мкГр/год) (табл. 5.6).

Таблиця 5.5. Динаміка чисельності мікроорганізмів азотного циклу у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місяць відбору зразків	Мікроорганізми-імобілізатори мінерального азоту, тис. КУО/г ґрунту			Азотфіксатори*, од./г ґрунту			Денітрифікатори*, тис./г ґрунту		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Народичі-1	2823 ± 148	1733 ± 105	2640 ± 92	1045	468	275	2750	988	495
Народичі-2	11096 ^a ± 775	2403 ^a ± 172	2827 ± 210	2850	464	2650	2850	979	765
Народичі-3	23003 ^a ± 1100	3724 ^a ± 240	5284 ^a ± 418	12730	1074	11495	3350	10735	3025

Примітка: проведення аналізів: I – у травні, II – у червні, III – у серпні 2023 р.;

*) облік мікроорганізмів на рідких середовищах (Гільтая) і напіврідких (Ешбі) передбачає процедуру визначення чисельності за методом граничних розведень і таблицями Мак-Креді, які розроблено за використання статистичних методів, тож статистична обробка результатів не наведена.

Таблиця 5.6. Коефіцієнти мінералізації-іммобілізації азоту у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення

Місця відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
Народичі-1	0,59	0,37	0,88
Народичі-2	2,12	0,39	0,91
Народичі-3	2,15	0,45	1,25

Хоч це і не відноситься до завдань дисертаційних досліджень, ми в ході мікробіологічних досліджень визначили також і чисельність бактерій, здатних до розчинення мінеральних сполук Фосфору. При цьому також відмічаємо інтенсивніший розвиток представників цієї еколого-трофічної групи мікроорганізмів у точці Народичі-3 (рис. 5.4).

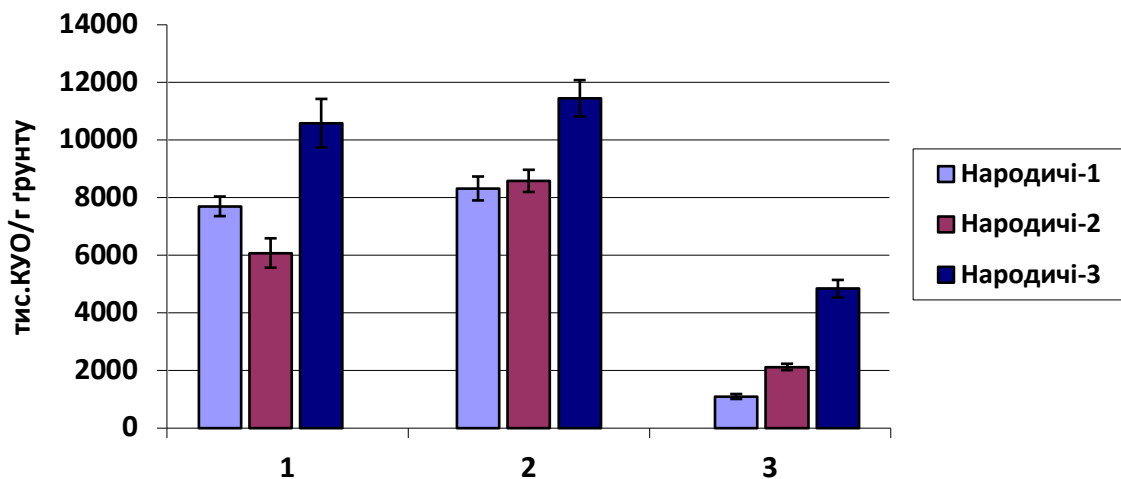


Рисунок 5.4. Динаміка розвитку фосфатмобілізаторів у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Отже, умови, що складаються у ґрунті точки Народичі-3, є більш сприятливими для розвитку як деструкторів рослинної мортмаси, так і для мікроорганізмів-представників інших еколого-трофічних груп.

Загальні закономірності розвитку мікробіоти залежно від радіоактивного забруднення ґрунту можна бачити за динамікою показників мікробної біомаси (табл. 5.7). Найвищий вміст біомаси мікроорганізмів у ґрунті відмічається у точці Народичі-3 у всі строки відбору і аналізу зразків. Різниця в показниках між точками Народичі-1 і Народичі-2 не завжди є достовірною, у той же час можна стверджувати про чітку тенденцію до зростання біомаси за невеликого збільшення рівня забруднення у варіанті Народичі-2.

Таблиця 5.7. Динаміка формування загальної мікробної біомаси ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами, мг/кг ґрунту (полігон № 1)

Місця відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
Народичі-1	1300 ± 148	1420 ± 115	840 ± 70
Народичі-2	1580 ± 210	1518 ± 185	915 ± 105
Народичі-3	2886 ^a ± 242	3400 ^a ± 130	2752 ^a ± 210

Отже, дослідження, проведені у 2023 р., підтверджують раніше отримані нами результати щодо позитивного впливу невисоких доз радіоактивного забруднення на розвиток мікроорганізмів у ґрунті.

Підводячи підсумки, слід нагадати, що іонізуюче випромінювання є потенційно летальним для мікроорганізмів, оскільки залученої енергії може бути достатньо, щоб викликати розриви ланцюгів ДНК (Ravanat, Douki, 2016; Song, Kuai, 2017). Саме ґрунтуючись на цьому ефекті, у харчовій промисловості запропоновано радіаційну стерилізацію за використання γ -випромінювання. Проте більшість мікроорганізмів кодують звичайні ферментативні механізми відновлення ДНК, завдяки чому велика частина пошкоджень піддається ремонту. Повідомляється також про декілька потенційних механізмів стійкості мікробів до радіації, які включають системи

детоксикації активних форм кисню та ферментативні антиоксидантні процеси (Pavlopoulou et al., 2016; Jung et al., 2017). Доза, за якої це відбувається у конкретного виду, дуже варіабельна (Ghosal et al., 2005), тож теоретично виживання мікроорганізмів та формування специфічних угруповань, наприклад, у ґрунті, буде залежати від градієнту радіоактивного забруднення. Це практично підтверджується результатами наших досліджень. З іншого боку, крім впливу радіації на біологічні властивості ґрунту, відомо також і про дію цього чинника на зміни фізичних та хімічних характеристик ґрунту, що може вплинути на розвиток мікробіоти. Ця теза обґрунтована в роботі McNamara et al. (2003): випромінювання може впливати як на клітинну фізіологію, так і на біодоступність субстратів росту, тобто донорів електронів, акцепторів і, ймовірно, поживних речовин. Підтвердженням останньому є й інші дослідження. Так, показано, що іонізуюча радіація руйнує природні органічні речовини в ґрунтах, що призводить до збільшення в них вмісту розчинного органічного вуглецю (Bank et al., 2008; Schaller et al., 2011). Ця радіолітична деградація органічної речовини може підвищити біодоступність органічного вуглецю для мікробного метаболізму і, відповідно, вплинути як на розвиток мікробіоти, так і на її функціональну активність. У той же час, дослідженнями Theodorakopoulos et al. (2017) встановлено, що на розвиток мікроорганізмів передусім впливає загальна потужність поглиненої клітиною дози радіації, як порівняти з дією органічної речовини.

Отже, можна зробити загальне заключення: на розвиток мікроорганізмів у ґрунті впливає радіоактивне забруднення, і ступінь цієї дії залежить від його градієнту. Невисокі потужності поглиненої дози (до 1,57 мкГр/год) у ґрунті полігону № 1, розташованого у зоні безумовного (обов'язкового) відселення ЧАЕС сприяють накопиченню мікробної біомаси й активізують діяльність мікроорганізмів. Високі потужності поглинених доз радіації у ґрунті полігону № 2, розташованого у зоні відчуження ЧАЕС (від 3,7 до 61,6 і, особливо за 84,0 мГр/год), як порівнювати з показниками полігону № 1, негативно впливають на розвиток мікроорганізмів. У складі комплексу целюлозолітичних

мікроорганізмів ґрунту за всіх досліджених рівнів радіаційного враження, як і в перші роки після аварії на ЧАЕС, домінують мікроскопічні гриби, натомість целюлозоруйнівні бактерії обмежені в розвитку і в зоні відчуження часто навіть не виявляються традиційними мікробіологічними методами. Отримані результати свідчать про основну роль еукаріотних міцеліальних мікроорганізмів у деструкції рослинних решток за цих умов.

Результати вище охарактеризованих досліджень відображено у наступних публікаціях:

Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність мікрофлори ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС (розділ 10). Монографія «Науковці НУБіП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС» (за ред. проф. І.М. Гудкова і проф. В.О. Кашпарова). К.: НУБіП України, 2021. С. 162-192.

Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність ґрунтової мікрофлори за різних рівнів радіоактивного забруднення. зб. праць міжн. науково-практичної конф. «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (22–23 квітня 2021 р., м. Житомир). Житомир: Поліський університет, 2021. С. 95-99.

Gudkov I.M., Volkohon I.V., Illienko V.V., Lazarev M.M., Klepko A.V. Impact of radioactive contamination of soils on the diversity of micropopulation and the transformation of organic substances. *Agricultural Science and Practice*, 2022. Vol. 9, No. 3. P. 3-15.

Волкогон І.В., Ілленко В.В. Особливості розвитку мікроорганізмів у ґрунті за різних рівнів радіоактивного забруднення. Мат. XV наук. конф. Молодих вчених «Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві» (26 жовтня 2022 р., м. Чернігів). Чернігів, 2022. С. 155-158.

Волкогон І.В., Ілленко В.В., Гудков І.М. Біологічна активність ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами. Зб. мат. доповідей VIII міжн. науково-практичної конф. студентів, аспірантів і молодих вчених. «Екологія –

філософія існування людства» (26–27 квітня 2022 р., м. Київ). Київ: НУБіП України, 2022. С. 13-14.

Волкогон В.В., Ілленко В.В. Мікробна біомаса в ґрунті за впливу проникаючої радіації. Мат. Міжнародної науково-практичної конф. «Інноваційні технології в захисті рослин за умов глобалізації» (1 грудня, 2022 р., м. Київ). Київ: НУБіП, 2022. С. 76-78.

Волкогон І.В., Ілленко В.В. Особливості розвитку мікроорганізмів у ґрунті за різних рівнів радіоактивного забруднення. Мат. XV наукової конференції молодих вчених (м. Чернігів, 26 жовтня 2022 р.) «Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві». Чернігів, 2022. С. 155-157.

Volkohon I., Illienko V. The abundance and activity of microorganisms in the soil under at increasing radioactive contamination. EGU General Assembly 2023. (23–28 April 2023, Vienna, Austria). Abstract EGU23-503. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-503>

Волкогон І.В. Біомаса мікроорганізмів ґрунту залежно від ступеню радіоактивного забруднення. Актуальні питання радіобіології – 2023. 8-й з'їзд Радіобіологічного товариства України». (21–25 серпня 2023 р. м. Житомир). Житомир, 2023. С. 138.

Волкогон І.В., Ілленко В.В., Лазарєв М.М., Клепко А.В., Гудков І.М. Активність біологічних процесів у дерново-підзолистих ґрунтах за різних рівнів радіонуклідного забруднення. Мат. міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України «Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу». Секція 2. Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни (25 травня 2023 р., Київ). К.: НУБіП, 2023. С. 46-48.

РОЗДІЛ 6. БІОЛОГІЧНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТУ ЗАЛЕЖНО ВІД РІВНЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Показники біологічної активності ґрунту широко використовують для оцінки стану ґрунтів як відображення в них мікробіологічної діяльності. Найбільш вживаними у мікробіологічній практиці є активність емісії CO₂, процесів азотфіксації та біологічної денітрифікації, а також активність гідролітичних ферментів (насамперед, целюлази та протеази) та оксидоредуктаз (каталази, поліфенолоксидази).

Оскільки визначення актуальної емісії CO₂, польової активності азотфіксації та біологічної денітрифікації в наших умовах було неможливим, визначали потенційну активність процесів. Потенційна активність забезпечує можливість, за створення оптимальних умов вологозабезпечення, температури і живлення мікроорганізмів, рельєфно відслідкувати вплив досліджуваного чинника (Brooks, 1995; Волкогон з співав., 2010) (у нашому випадку – рівнів радіоактивного забруднення) на активність мікробіоти.

Як свідчать результати табл. 6.1, у ґрунті полігону № 1 активність емісії CO₂ зростає зі збільшенням радіоактивного забруднення. Причому, якщо різниця між показниками у точках Народичі-1 і Народичі-2 не відрізняється суттєво, то у точці Народичі-3 емісія зростає в 1,2–1,3 рази.

Інші тенденції відмічаємо у ґрунті полігону № 2, де рівні радіоактивного забруднення є суттєво вищими, як порівняти з такими на полігоні № 1 (табл. 6.1). Так, загалом показники емісії CO₂ були значно меншими за відповідні значення першого полігону. І якщо різниця в показниках між точками ЧЗВ-1, ЧЗВ-2 та ЧЗВ-3 не завжди була достовірною, то у точці ЧЗВ-4 значення активності зменшувалися на порядок. Якщо ж порівнювати дані, отримані у точці ЧЗВ-4, з показниками полігону № 1, різниця сягає 1–2 порядків.

Важливою характеристикою діяльності ґрунтової мікробіоти є її нітрогеназна (азотфіксувальна) активність. Сучасний високоточний газохроматографічний метод її визначення, що базується на здатності

бактеріального нітрогеназного ферментного комплексу до відновлення ацетилену до етилену як аналогу відновлення N_2 до NH_3 (Hardy et al., 1968), дозволяє визначати зміни активності на рівні 10^{-9} моля етилену, що практично властиве для діяльності однієї бактеріальної клітини. Тож, нітрогеназна активність ґрунту може бути індикаторним показником його стану. Це підтверджують отримані нами результати (табл. 6.2).

Таблиця 6.1 Потенційна активність емісії CO_2 у дерново-підзолистих ґрунтах залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Активність емісії CO_2 , нмоль/г ґрунту/годину		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	676,65 ± 9,22	851,10 ± 11,32	520,41 ± 4,30
Народичі-2	752,72 ^a ± 10,70	918,06 ^a ± 20,12	605,84 ^a ± 6,32
Народичі-3	910,22 ^a ± 14,51	1065,94 ^a ± 34,70	892,05 ^a ± 23,55
полігон № 2			
ЧЗВ-1	220,15 ± 10,42	272,38 ± 11,90	180,44 ± 9,52
ЧЗВ-2	216,08 ± 13,33	200,33 ^a ± 9,54	161,25 ^a ± 4,89
ЧЗВ-3	207,75 ± 12,61	198,10 ^a ± 10,42	119,23 ^a ± 5,38
ЧЗВ-4	43,49 ^a ± 0,90	54,18 ^a ± 1,45	35,95 ^a ± 2,15

Примітка. Тут і в табл. 6.2–6.7: I – квітень 2021 р., II – липень 2021 р., III – вересень 2021 р. Індексом «^a» позначено достовірні зміни показників між варіантами за збільшення рівнів сумарної потужності поглиненої радіації, як порівняти зі значеннями, отриманими за найменших рівнів забруднення у відповідних полігонах.

Так, у ґрунті полігону № 1 потенційна азотфіксувальна активність зростала по мірі збільшення радіоактивного навантаження. Найвищі показники отримано у точці Народичі-3, вони відрізнялися у 3,6–3,9 раза від значень у точках Народичі-1 і Народичі-2.

У зоні відчуження ЧАЕС активність азотфіксації була значно меншою за показники першого полігону. В межах полігону № 2 діяльність азотфіксувальних бактерій зменшувалася по мірі зростання радіаційного навантаження і в точці ЧЗВ-4 сягала найменшого, критичного рівня.

Таблиця 6.2 Потенційна активність азотфіксації у дерново-підзолистих ґрунтах залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Нітрогеназна (азотфіксувальна) активність, нмоль етилену/г ґрунту за годину		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	15,35 ± 1,12	21,51 ± 2,16	13,08 ± 1,05
Народичі-2	18,41 ^a ± 1,45	28,45 ^a ± 2,12	15,24 ± 1,30
Народичі-3	54,62 ^a ± 3,10	81,90 ^a ± 3,35	32,50 ^a ± 2,45
полігон № 2			
ЧЗВ-1	10,18 ± 1,00	12,45 ± 1,17	6,14 ± 0,23
ЧЗВ-2	9,54 ± 1,29	10,58 ^a ± 0,65	6,30 ± 0,19
ЧЗВ-3	8,95 ± 1,22	10,15 ^a ± 0,42	6,05 ± 0,47
ЧЗВ-4	2,10 ^a ± 0,15	3,12 ^a ± 0,10	1,18 ^a ± 0,09

Газохроматографічне дослідження потенційної денітрифікувальної активності (за яку відповідає фермент нітратредуктаза) у ґрунтах (табл. 6.3) демонструє такі ж залежності від рівнів радіоактивного забруднення, як і для активності азотфіксаторів, що відмічено вище, незважаючи на те, що це є практично протилежними процесами.

Таблиця 6.3 Потенційна активність біологічної денітрифікації у дерново-підзолистих ґрунтах залежно від рівня радіаційного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Денітрифікаційна активність, нмоль N ₂ O/г ґрунту/годину		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	26,65 ± 1,52	41,10 ± 2,55	25,10 ± 1,16
Народичі-2	31,42 ^a ± 1,75	48,06 ^a ± 2,82	25,54 ± 1,72
Народичі-3	44,62 ^a ± 4,18	63,94 ^a ± 4,18	42,55 ^a ± 3,35
полігон № 2			
ЧЗВ-1	21,40 ± 1,25	22,15 ± 1,23	13,21 ± 0,43
ЧЗВ-2	16,34 ^a ± 1,49	20,38 ± 1,02	11,40 ^a ± 0,32
ЧЗВ-3	17,05 ^a ± 2,34	19,45 ^a ± 0,72	9,10 ^a ± 0,27
ЧЗВ-4	3,19 ^a ± 0,12	5,92 ^a ± 0,47	3,05 ^a ± 0,10

Це підтверджує відому тезу: у біологічно активних ґрунтах активізується більшість біологічних процесів як відображення інтенсифікації метаболічної активності мікроорганізмів. Отже, отримані результати свідчать як про інтенсифікацію колообігу Карбону (за показниками емісії CO₂), так і колообігу Нітрогену (за даними активності процесів азотфіксації та

денітрифікації) за відносно невеликого зростання рівнів радіоактивного забруднення, а також про інгібування метаболічної активності мікробіоти за впливу високих рівнів радіації.

Як відомо (Tabatabai, 1994; Dick et al., 1996; Kandeler et al., 1996), спрямованість процесів мінералізації і синтезу органічної ґрунтової речовини може відображати активність окремих специфічних ферментів. У результаті процесів іммобілізації ферменти стабілізуються в ґрунті і тривалий час зберігають свою каталітичну активність. Найважливіші у ґрунтах біохімічні процеси, такі як розкладання целюлози і лігніну, синтез і деструкція гумусових сполук, тобто основні ланки ґрунотворного процесу, проходять за безпосередньої участі ферментів. У зв'язку з цим досліджено активність ферментів, які відносяться до гідролаз – тих, що каталізують реакції гідролітичного розщеплення внутрішньомолекулярних зв'язків у сполуках (целюлази як ферменту, відповідального за руйнування целюлози, а також протеази як ферменту, що здійснює деструкцію білкових речовин, у т. ч. й у рослинних рештках). Крім того, визначили активність ферментів, що відносяться до оксидоредуктаз (каталази і поліфенолоксидази) – каталізаторів окисно-відновних реакцій, важливе значення яких відоме не лише як відображення загальної ґрунтової біодинаміки, але й у синтезі гумусових сполук (Іутинська, 2006).

Целюлоза є домінуючим компонентом рослинних решток і одним із основних субстратів у процесах трансформації органічних сполук ґрунту. Гідроліз целюлози здійснює целюлаза – фермент, що каталізує гідроліз бета (1,4)-глікозидних зв'язків у целюлозі з утворенням моносахаридів глюкози або целобіози. Оскільки целюлаза впливає на швидкість трансформації мортмаси, вивчення активності цього ензиму є першочерговим завданням при дослідженні біологічної активності ґрунтів.

Результати проведених досліджень показують чітку залежність активності ферменту від рівня радіоактивного забруднення (табл. 6.4). Так, у ґрунті полігону № 1 активність целюлази зростає зі збільшенням поглиненої

мікроорганізмами дози радіації і є найбільшою у точці Народичі-3. Активність целюлази у ґрунті полігону № 2 є відносно невисокою. І якщо зростання потужності поглиненої дози радіації до 22,2 і 61,6 мкГр/год демонструє тенденцію до зниження ферментативної активності, то у точці ЧЗВ-4 за найбільшого в наших дослідженнях забруднення спостерігається суттєве зменшення активності ферменту.

Таблиця 6.4 Активність целюлази у дерново-підзолистих ґрунтах залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Активність целюлази, мкг глюкози/10 г ґрунту/48 год		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	12,05 ± 2,10	14,21 ± 2,18	11,28 ± 3,00
Народичі-2	17,40 ^a ± 2,15	18,75 ± 3,02	15,04 ± 1,10
Народичі-3	24,71 ^a ± 3,06	31,92 ^a ± 2,15	20,55 ^a ± 2,38
полігон № 2			
ЧЗВ-1	9,13 ± 2,00	11,45 ± 1,27	7,14 ± 0,33
ЧЗВ-2	7,54 ± 2,19	9,88 ± 2,67	8,35 ± 1,18
ЧЗВ-3	7,92 ± 1,21	10,05 ± 0,75	6,25 ± 2,57
ЧЗВ-4	4,00 ^a ± 1,15	5,22 ^a ± 1,12	4,12 ^a ± 1,00

Іншим важливим гідролітичним ферментом у ґрунті є протеаза. У результаті послідовного протеолітичного розщеплення сполук за участі протеаз до амінокислот і наступного процесу їх дезамінування у ґрунті

формується пул доступних для рослин мінеральних азотних сполук (процес, відомий як амоніфікація).

Проведені нами дослідження протеазної активності ґрунтів свідчать про високі показники у ґрунті полігону № 1 (з найвищим рівнем у точці Народичі-3) і низькі значення у ґрунті полігону № 2. При цьому найнижчу активність відмічено у точці ЧЗВ-4 (табл. 6.5).

Таблиця 6.5 Протеазна активність ґрунтів залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Протеазна активність, мг гліцину/г ґрунту/24 год		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	2,08 ± 0,15	3,20 ± 0,28	2,72 ± 0,14
Народичі-2	2,45 ± 0,27	3,75 ± 0,32	3,10 ^a ± 0,10
Народичі-3	3,22 ^a ± 0,18	5,36 ^a ± 0,45	4,61 ^a ± 0,26
полігон № 2			
ЧЗВ-1	0,90 ± 0,05	1,55 ± 0,08	1,11 ± 0,08
ЧЗВ-2	0,74 ± 0,11	1,64 ± 0,02	0,87 ^a ± 0,02
ЧЗВ-3	0,75 ^a ± 0,05	1,17 ^a ± 0,04	0,65 ^a ± 0,03
ЧЗВ-4	0,22 ^a ± 0,01	0,25 ^a ± 0,02	0,28 ^a ± 0,02

Показники активності каталази – відомого фермента, який бере участь в окисно-відновних, і в т. ч. синтетичних реакціях, також були доволі високими у ґрунті полігону № 1. Найвищі показники каталазної активності відмічено у

всі строки проведення досліджень у точці Народичі-3. При дослідженні активності ферменту у ґрунті, відібраному в полігоні № 2, відмічаємо невисокі значення. Найнижчі показники активності каталази отримано у точці ЧЗВ-4 (табл. 6.6).

Таблиця 6.6 Каталазна активність ґрунтів залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Каталазна активність, мл 0,1 н КМnO ₄ /г ґрунту/20 хв		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	2,88 ± 0,10	3,65 ± 0,18	2,58 ± 0,04
Народичі-2	3,15 ^a ± 0,14	4,32 ^a ± 0,20	2,90 ^a ± 0,08
Народичі-3	4,22 ^a ± 0,21	5,10 ^a ± 0,33	3,77 ^a ± 0,19
полігон № 2			
ЧЗВ-1	1,24 ± 0,08	2,55 ± 0,10	1,10 ± 0,04
ЧЗВ-2	0,94 ^a ± 0,10	1,94 ^a ± 0,05	0,95 ^a ± 0,03
ЧЗВ-3	0,85 ^a ± 0,07	1,38 ^a ± 0,01	0,75 ^a ± 0,03
ЧЗВ-4	0,14 ^a ± 0,02	0,44 ^a ± 0,01	0,19 ^a ± 0,01

Ферменти, які беруть безпосередню участь у перетворенні органічних сполук ароматичного ряду в компоненти гумусу, відносяться до поліфенолоксидаз. У зв'язку з цим для визначення спрямованості процесів мінералізації↔синтезу органічної речовини у ґрунті у ферментному комплексі найчастіше досліджують активність цих ензимів.

Проведені дослідження свідчать про зростання поліфенолоксидазної активності у ґрунті полігону № 1 по мірі збільшення дози поглиненої мікроорганізмами радіації. При цьому найвищі показники відмічаємо у точці Народичі-3. У зоні відчуження ЧАЕС (полігон № 2) активність ферменту є невисокою, а у точці ЧЗВ-4 показники відрізняються від усіх інших на 1–2 порядки (табл. 6.7).

Таблиця 6.7 Поліфенолоксидазна активність ґрунтів залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2021 р.

Місця відбору зразків	Поліфенолоксидазна активність, мл 0,01 н I ₂ /г ґрунту/2 хв		
	I	II	III
полігон № 1			
Народичі-1	0,280 ± 0,014	0,335 ± 0,021	0,229 ± 0,014
Народичі-2	0,335 ^a ± 0,008	0,359 ± 0,018	0,307 ^a ± 0,010
Народичі-3	0,368 ^a ± 0,023	0,403 ^a ± 0,023	0,345 ^a ± 0,015
полігон № 2			
ЧЗВ-1	0,182 ± 0,011	0,231 ± 0,016	0,130 ± 0,004
ЧЗВ-2	0,140 ^a ± 0,009	0,186 ^a ± 0,013	0,096 ^a ± 0,006
ЧЗВ-3	0,144 ^a ± 0,016	0,157 ^a ± 0,015	0,093 ^a ± 0,003
ЧЗВ-4	0,031 ^a ± 0,002	0,056 ^a ± 0,004	0,004 ^a ± 0,001

Отже, отримані результати досліджень біологічної активності у ґрунтах свідчать, що через більш ніж 35 років після аварії на ЧАЕС відносно невисокі рівні радіоактивного забруднення стимулюють метаболічну діяльність

мікроорганізмів. Натомість, високі рівні радіоактивного забруднення значною мірою стримують функціональну активність ґрунтової мікробіоти.

Повторне проведення досліджень біологічної активності ґрунту полігону № 1 у 2023 р. підтвердило зроблені нами висновки. Так, потенційна емісія вуглекислого газу в усі строки проведення аналізів зростала від точки Народичі-1 до точки Народичі-3 в 1,3–1,4 раза (табл. 6.8). Отже, інтенсивність продукування CO₂ як відображення метаболічної активності ґрунтової мікробіоти свідчить про формування сприятливих умов у точці Народичі-3.

Таблиця 6.8 Динаміка потенційної активності емісії CO₂ у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Активність емісії, нмоль CO ₂ /г ґрунту/годину		
	I	II	III
Народичі-1	715,38 ± 5,75	839,44 ± 20,12	631,50 ± 9,22
Народичі-2	848,00 ^a ± 15,23	923,88 ^a ± 13,91	722,38 ^a ± 15,50
Народичі-3	935,72 ^a ± 22,50	1151,05 ^a ± 42,15	958,45 ^a ± 32,91

Примітка. Тут і в табл. 6.9–6.14: I – травень 2023 р., II – липень 2023 р., III – вересень 2023 р. Символом «^a» позначено зростання показників відносно значень у точці Народичі-1.

Підтверджено також вищевідмічені особливості функціонального прояву азотфіксувальних та денітрифікувальних мікроорганізмів за впливу невисоких доз радіації (табл. 6.9 і 6.10).

При дослідженні ферментативної активності ґрунту у полігоні № 1 також підтверджено зроблені нами раніше висновки щодо позитивного впливу на ці показники невисоких доз радіоактивного забруднення ґрунту через більш

ніж 35 років після аварії на ЧАЕС. Так, відмічено достовірне зростання целюлазної активності у ґрунті точки Народичі-3 (табл. 6.11).

Таблиця 6.9 Динаміка потенційної активності азотфіксації у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Нітрогеназна (азотфіксувальна) активність, нмоль етилену/г ґрунту за годину		
	I	II	III
Народичі-1	17,05 ± 0,83	21,44 ± 1,19	15,40 ± 0,54
Народичі-2	20,45 ^a ± 1,11	23,70 ± 2,15	17,48 ^a ± 0,96
Народичі-3	38,33 ^a ± 2,02	41,58 ^a ± 2,16	33,75 ^a ± 1,67

Таблиця 6.10 Потенційна активність біологічної денітрифікації у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Денітрифікаційна активність, нмоль N ₂ O/г ґрунту/годину		
	I	II	III
Народичі-1	25,18 ± 0,72	39,52 ± 2,09	19,30 ± 0,52
Народичі-2	28,40 ^a ± 1,31	43,56 ^a ± 3,21	21,68 ^a ± 1,36
Народичі-3	35,53 ^a ± 2,72	51,05 ^a ± 2,96	38,25 ^a ± 2,60

Таблиця 6.11 Динаміка активності целюлази у ґрунті полігону № 1 залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Активність целюлази, мкг глюкози/10 г ґрунту/48 год		
	I	II	III
Народичі-1	19,17 ± 1,23	17,33 ± 2,15	13,45 ± 0,62
Народичі-2	22,45 ± 3,11	21,90 ± 3,16	17,80 ^a ± 1,16
Народичі-3	34,73 ^a ± 3,00	29,88 ^a ± 2,05	23,55 ^a ± 1,27

Схожі залежності отримано також при визначенні активності іншого гідролітичного ферменту – протеази (табл. 6.12).

Таблиця 6.12 Динаміка протеазної активності ґрунту (полігон № 1) залежно від рівня радіаційного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Протеазна активність, мг гліцину/г ґрунту/24 год		
	I	II	III
Народичі-1	1,95 ± 0,12	3,55 ± 0,22	2,26 ± 0,12
Народичі-2	2,18 ± 0,20	4,11 ^a ± 0,30	2,90 ^a ± 0,11
Народичі-3	2,82 ^a ± 0,21	5,75 ^a ± 0,35	4,56 ^a ± 0,32

При визначенні активності ферментів, що відносяться до класу оксидоредуктаз, також показано зростання показників у ґрунті, відібраному в точці Народичі-3. Активність каталази збільшується за цих умов у 1,5–1,7 раза

(табл. 6.13), як порівняти з показниками ґрунту точки Народичі-1, а поліфенолоксидазна активність – в 1,1–1,2 раза (табл. 6.14).

Таблиця 6.13 Динаміка каталазної активності ґрунту (полігон № 1) залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Каталазна активність, мл 0,1 Н КМnO4/г ґрунту/20 хв		
	I	II	III
Народичі-1	2,95 ± 0,05	3,15 ± 0,12	2,34 ± 0,06
Народичі-2	3,18 ^a ± 0,12	3,81 ^a ± 0,25	2,85 ^a ± 0,10
Народичі-3	4,65 ^a ± 0,18	5,45 ^a ± 0,22	3,76 ^a ± 0,21

Таблиця 6.14 Динаміка поліфенолоксидазної активності ґрунту (полігон № 1) залежно від рівня радіоактивного забруднення, 2023 р.

Місця відбору зразків	Поліфенолоксидазна активність, мл 0,01 Н I ₂ /г ґрунту/2 хв		
	I	II	III
Народичі-1	0,313 ± 0,004	0,353 ± 0,003	0,306 ± 0,004
Народичі-2	0,332 ^a ± 0,003	0,374 ^a ± 0,011	0,321 ^a ± 0,005
Народичі-3	0,372 ^a ± 0,009	0,394 ^a ± 0,008	0,365 ^a ± 0,007

Таким чином, проведені через більш ніж 35 років після аварії на ЧАЕС дослідження біологічної активності ґрунтів, забруднених радіонуклідами, свідчать, що невисокі потужності дози радіації (до 1,57 мкГр/год) стимулюють метаболічну діяльність ґрунтової мікробіоти. При цьому активізуються як процеси азотного колообігу (азотфіксація, денітрифікація), так і С-колообігу,

про що свідчить зростання емісії CO₂, целюлазної та протеазної активності. Водночас, підвищена за цих умов активність каталази та поліфенолоксидази може опосередковано підтверджувати зростання інтенсивності синтетичних (гумусоутворювальних) процесів.

Високі потужності дози радіації (особливо за показників 84,0 мкГр/год) продовжують інгібувати не лише розвиток бактерій та мікроміцетів, що показано нами у розділі 5, але й їхню активність.

Слід зазначити, що вплив іонізуючої радіації на ферментативну активність ґрунтів у реальних умовах є маловивченим. Із доступної нам літератури відомо про дослідження Г. Лавренть'євої з співав. (Lavrentyeva et al., 2017), присвячені впливу радіоактивного забруднення наземної екосистеми радіонуклідом ⁹⁰Sr (в умовах регіонального сховища радіоактивних відходів) на активність каталази, інвертази, дегідрогенази та уреаз. Авторами не виявлено достовірних змін активності інвертази, дегідрогенази та уреаз за різних рівнів забруднення, як порівняти з контролем. У той же час, показано стимулювання активності каталази зі збільшенням питомої радіаційної активності від 118 ± 16 до 1864 ± 9 Бк/кг. Подальше підвищення питомої активності ⁹⁰Sr у ґрунті до 5202 ± 38 Бк/кг у дослідах призводило до пригнічення активності каталази. Отже, чутливим ферментом на дію радіаційного забруднення у зазначених дослідженнях виявилась лише каталаза.

Визначення у наших дослідах активності ферментів нітрогенази, нітратредуктази, целюлази, протеази, каталази та поліфенолоксидази свідчить про надзвичайно високу чутливість зазначених ензимів до дії іонізуючої радіації. Так, спостерігалось зростання активності всіх досліджених ферментів за відносно невисоких рівнів радіоактивного забруднення (полігон № 1) і суттєве зниження показників для полігону № 2 (відносно значень, отриманих у ґрунті з точки ЧЗВ-1). Вважаємо, що дослідження активності зазначеного комплексу ферментів є надійним інструментарієм щодо встановлення реакції ґрунтової мікробіоти на забруднення ґрунтів радіонуклідами.

Результати вище охарактеризованих досліджень відображено у наступних публікаціях:

Волкогон І.В. Біологічна активність дерново-підзолистих ґрунтів за різних рівнів радіоактивного забруднення. Агроекологічний ж. 2024. № 1. С. 85-93. doi: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2024.299942>

Волкогон І.В., Ілленко В.В., Гудков І.М. Біологічна активність ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами. Мат. VIII Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія – філософія існування людства» (м. Київ, 26 квітня 2022 р.). Київ: НУБіП України, 2022. С. 13-14.

Volkohon I., Illienko V. The abundance and activity of microorganisms in the soil under at increasing radioactive contamination. EGU General Assembly 2023. (23–28 April 2023, Vienna, Austria). Abstract EGU23-503. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-503>

Волкогон І.В., Ілленко В.В., Лазарєв М.М., Клепко А.В., Гудков І.М. Активність біологічних процесів у дерново-підзолистих ґрунтах за різних рівнів радіонуклідного забруднення. Мат. міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України «Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу». Секція 2. Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни (25 травня 2023 р., Київ). К.: НУБіП, 2023. С. 46-48.

РОЗДІЛ 7. АНАЛІЗ І УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ

Як вже зазначалося у розділі 1, доза радіації, за якої відбувається загибель клітин мікроорганізмів конкретного виду, може варіювати у досить широких межах (Daly et al., 2004; Ghosal et al., 2005), тож теоретично виживання мікроорганізмів та розвиток специфічних популяцій у ґрунті буде залежати як від структури угруповань мікробіоти, так і від градієнту радіоактивного забруднення.

Незважаючи на доволі інтенсивні дослідження впливу радіації на довкілля після аварій на ЧАЕС та АЕС «Фукусіма-1», питанням реакції на радіонукліди ґрунтових мікроорганізмів, і особливо деструкторів рослинної мортмаси, присвячено небагато робіт. Крім того, більшість досліджень у даному напрямі проведено у перші роки після аварій. Слід також відмітити, що увага науковців була переважно зосереджена на такому компоненті угруповань ґрунтових мікроорганізмів як мікроміцети (Жданова з співав., 1991; 1994; 1999; Тугай с соавт., 2005; 2011; 2012; Tugay et al., 2011). Досліджено їхній таксономічний склад і кількість, встановлено, що за дії радіоактивного забруднення в ґрунтах пунктів спостереження протягом 1986–1988 рр. кількість грибних спор знизилася в 2–3 рази. Відмічено, що у шарі ґрунту 0–10 см переважав темнозабарвлений грибний міцелій. Пізніше було показано, що чисельність мікроміцетів почала відновлюватися і показники наблизились до значень «чистих» регіонів (Жданова з співав., 1994; Dighton et al., 2008; Тугай з співав., 2011).

Інформація про наслідки радіонуклідного забруднення територій, спричинених аварією на Чорнобильській АЕС, для прокаріотних організмів з'явилася дещо пізніше (Кравченко с соавт., 1999; Григор'єва з співав., 1999; Рокитко, 2003). Слід зазначити, що після аварії увагу приділяли переважно дослідженням медичного характеру, а саме вивченню бактеріальної мікробіоти при патологічних процесах у людини та тварин.

У першій половині 1990-х років були здійснені спроби комплексної оцінки стану мікробного ценозу в ґрунтах, що отримали радіонуклідне забруднення. Так, зокрема, З. Калашникова з співав. (Калашникова с соавт., 1996) визначали чисельність автохтонних і алохтонних мікроорганізмів. Досліджено 142 зразки ґрунту (відібраних у Вишгородському районі Київської області), серед яких високу щільність радіоактивного забруднення мали 47 зразків, а решта характеризувалися фоновим рівнем і вважалися контрольними. Встановлено, що в окремих зразках забрудненого ґрунту кількість бактерій перевищувала 1×10^6 клітин/г ґрунту, при тому, що в контрольних зразках їх чисельність була у 5 разів меншою. Це дало підставу розцінити такі зміни як стимулювання розвитку ґрунтових мікроорганізмів за щільності забруднення до 10 Ки/км^2 ($37 \times 10^{10} \text{ кБк/м}^2$). У той же час збільшення забруднення радіонуклідами понад 10 Ки/км^2 призводило до зменшення кількості представників досліджених груп мікроорганізмів. Пригнічувалася життєдіяльність як автохтонної, так і алохтонної мікробіоти, що свідчить про глибокі екологічні порушення в мікробних ценозах ґрунтів за цих умов.

У 1999 р. опубліковано роботу І. Кравченко з співав. (Кравченко с соавт., 1999), у якій представлено результати досліджень, виконаних у 1991 р. Автори повідомили про значне зниження чисельності ґрунтових бактерій за дії іонізуючої радіації, при цьому показники корелювали зі зменшенням відстані до ЧАЕС. Ця особливість чітко простежувалася для підстилки і меншою мірою – для горизонтів прилеглої до неї ґрунту. Показано, що загальна кількість бактерій для підстилки в пункті спостереження, віддаленого від ЧАЕС на 26–28 км, становила 230×10^6 КУО/г, на відстані 7–10 км від ЧАЕС – 180×10^6 КУО/г і на відстані 5–6 км – лише 10×10^6 КУО/г ґрунту. Така залежність спостерігалась як для загальної кількості бактерій, так і для окремих груп бактерій: бацил, псевдомонад, корінеформ та олігонітрофілів. На жаль, автори не навели рівні радіонуклідного забруднення ґрунту, чи хоча б радіаційного фону місцевості, тому на основі цієї публікації складно говорити про конкретні дозові навантаження.

Дослідження різноманітності мікроорганізмів у 10-км зоні ЧАЕС проведено В. Романовською з колегами (Романовская с соавт., 1996; 1998; 2001; Рокитко, 2003). Авторами встановлено, що загальна чисельність ґрунтових бактерій була на 1–3 порядки нижчою, а кількість видів на 30–40% меншою проти показників ґрунтів поза зоною. Також показано, що у досліджених ґрунтах кількісно переважали резистентні до γ -опромінювання види бактерій. Схожі результати отримано і в інших дослідженнях (Zavilgelsky et al., 1998).

Мікробіологічний аналіз ґрунту, проведений через 12 років після аварії на ЧАЕС Л. Єрусалимською і Г. Корчак (Єрусалимская, Корчак, 1999), не виявив прямої залежності між рівнем радіоактивності ґрунту і чисельністю гетеротрофних бактерій. Лише в окремих точках місця поховання радіоактивних відходів відмічено зменшення на один порядок кількості автохтонної й алохтонної мікробіоти при забрудненні 350 мкКі/кг ($1,3 \times 10^6$ Бк/кг). Авторами показано, що у більшості досліджених зразків ґрунту, незалежно від рівнів забруднення радіонуклідами, переважала автохтонна мікробіота, як порівняти з алохтонною. На думку авторів, цей факт може свідчити про те, що в ґрунтах поблизу ЧАЕС з часом відбуваються процеси відновлення мікробної рівноваги.

Пізніше дослідження М. Гу з співав. (Gu et al., 2014) впливу радіоактивного забруднення на популяційну різноманітність та метаболічні характеристики мікроорганізмів ґрунту із радіаційно забруднених зон показали, що радіація змінила структуру та функцію мікробного угруповання ґрунту. Зі збільшенням рівня радіоактивного забруднення чисельність бактерій, у т. ч. й актиноміцетів, поступово зменшувалася. Подібно до цього, різноманітність ґрунтових бактеріальних угруповань була нижчою в зразках із найбільш забруднених Цезієм районів префектури Фукусіми (Ihara et al., 2021).

На противагу цьому, у ґрунтових зразках з високим рівнем радіоактивності виявлено більше різноманіття бактеріальних таксонів, як порівняти зі слабозабрудненим ґрунтом (Theodorakopoulos et al. 2017). Втім

автори припускають, що радіонукліди, які залишилися в чорнобильському ґрунті, все ще впливають на угруповання мікроорганізмів.

С. Хойос-Фернандес з співав. (Hoyos-Hernandez et al., 2019) за результатами досліджень з використанням комбінованого таксономічного і метагеномного підходу виявили, що у зразках ґрунтів, відібраних із забруднених радіонуклідами територій ЧАЕС і префектури Фукусіми, угруповання прокариотів у ґрунтах з високими концентраціями радіонуклідів мають функціональні профілі, які дозволяють їм справлятися з радіоактивним забрудненням.

Вищенаведені результати досліджень свідчать, що на сьогодні не існує єдиної узгодженої точки зору щодо впливу рівнів радіоактивного забруднення ґрунтів на розвиток і активність мікроорганізмів. Це може пояснюватися широким діапазоном рівнів радіонуклідного забруднення території, надзвичайною строкатістю забруднення і, відповідно, місцями відбору зразків ґрунту для аналізу, видовим складом мікроорганізмів, методичними підходами для з'ясування ситуації.

При дослідженні угруповань мікробіоти у ґрунтах, забруднених радіонуклідами, надзвичайно важливим є визначення змін у стані популяцій целюлозоруйнівних ґрунтових мікроорганізмів як однієї з основних груп мікробіоти, що забезпечує початкові ланки трофічних біологічних ланцюгів, а також інтенсивність процесів розкладання рослинної мортмаси. Дж. Бонзом з співав. (Bonzom et al., 2016) досліджували інтенсивність розкладання лісної підстилки у зоні відчуження ЧАЕС. За їхніми результатами маса підстилки втрачалася більшою мірою зі збільшенням потужності дози опромінення від 0,3 до 150 мкГр/год. Автори приходять до обережного висновку, що радіоактивне забруднення лісових екосистем протягом більше двох десятиліть не обов'язково має згубний вплив на розклад органічної речовини.

В. Чепон з співав. (Charon et al., 2012) також показали, що в ґрунті, забрудненому радіонуклідами, за активності ^{137}Cs в діапазоні від 61 до 750 Бк/г, містилося широке розмаїття бактерій, яке не відрізнялося від тих

угруповань, що спостерігаються на сусідніх контрольних ґрунтах з активністю ^{137}Cs від 0,35 до 1,5 Бк/г, через 25 років після аварії, що може свідчити про відновлення бактеріальних угруповань. Це підтверджується також і дослідженнями М. Рагона з співав. (Ragon et al., 2011).

У той же час, результати досліджень Т. Моссей з співав. (Mousseau et al., 2014) демонструють зниження швидкості розкладання листової підстилки у відповідь на зростання рівня радіоактивності, що призвело до збільшення товщини її шару з підвищенням рівня іонізуючого випромінювання.

Отримання протилежних результатів, вірогідно, можна пояснити як різним складом радіонуклідів у ґрунтах та отриманою дозою опромінення, так і різним складом мортмаси, що надходить до ґрунту (унаслідок різної структури та видового складу рослинних угруповань у місцях проведення аналізів), адже якість рослинних решток є потужним фактором, який впливає на формування угруповань мікроорганізмів (Melillo et al., 1982; Cornwell et al., 2008; Almagro et al., 2021).

Отже, існують значні наукові розбіжності щодо масштабів впливу іонізуючої радіації на довкілля в регіонах, забруднених радіонуклідами, на що звертає увагу низка науковців (Chesser and Baker, 2006; Mousseau and Møller, 2011; Beresford et al., 2016; Brown et al., 2016; Smith, 2019). Особливо гострі наукові дебати точаться щодо тривалого, хронічного впливу помірного рівня іонізуючої радіації на біорізноманіття (Beresford et al., 2020). Саме тому проведення додаткових досліджень необхідне для розуміння як актуального, так і потенційного впливу радіоактивних викидів на навколишнє середовище. Це підсилюється розумінням того, що протягом більш ніж 35 років з часу Чорнобильської трагедії у ґрунті могли відбутися певні зміни ступеню радіоактивного забруднення, обумовлені природними процесами (насамперед, унаслідок напіврозпаду довговічних радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , їх вертикальної міграції по ґрунтовому профілю та іммобілізації ^{137}Cs глинистими мінералами ґрунту) (Гудков, Лазарев, 2018). Цілком можливо також, що тривале опромінення може сприяти як адаптації представників мікробіоти до певних

рівнів забруднення, так і змінам у структурі угруповань мікроорганізмів унаслідок відбору, що може призводити до домінування радіотолерантних видів.

У зв'язку з вищезазначеним, ми проводили дослідження на двох полігонах (полігон № 1 у зоні безумовного (обов'язкового) відселення з градієнтом забруднення від 0,20 до 1,57 мкГр/год і полігон № 2 у зоні відчуження ЧАЕС з градієнтом від 3,70 до 84,00 мкГр/год). Питома активність радіонуклідів у вибраних для досліджень точках полігонів відрізняється у багато разів і, відповідно, доза опромінення ґрунтової мікробіоти також суттєво відрізняється. За рахунок опромінення від ^{137}Cs та ^{90}Sr сумарна потужність поглиненої дози, яку отримують мікроорганізми в точках Народичі-1 та ЧЗВ-4, знаходиться в діапазоні від 0,20 мкГр/год до 84 мкГр/год відповідно, що відрізняється більш ніж у 420 разів. Такий градієнт у радіологічних характеристиках ґрунтів, на нашу думку, дозволяє оцінити результати впливу саме рівнів іонізуючого випромінювання на процеси деструкції рослинної мортмаси мікроорганізмами та стан ґрунтової мікробіоти.

Як відомо, інтенсивність розкладання рослинних решток можна визначити, помістивши у ґрунт целюлозовмісні матеріали у вигляді лляного полотна або рослинних решток у нейлонових пакетах з певним розміром отворів, що забезпечує вільний обмін повітря, води та поживних речовин. Розміри отворів у пакетиках визначають групи організмів, які можуть сприяти розкладанню мортмаси. При цьому швидкість розкладання рослинних решток визначається як втрата маси за певний час (Verhoef, 1995). Недоліком існуючих методів є труднощі в отриманні рівномірної рослинної мортмаси з року в рік та в різних регіонах.

У зв'язку з вищезазначеним, у своїх дослідженнях ми використали новий метод ТВІ (Keuskamp et al., 2013), який дозволяє визначити не лише інтенсивність мінералізації рослинних решток, але і ступінь трансформації мінералізованої речовини у нові стабільні органічні сполуки.

Проведені дослідження дозволили встановити, що як інтенсивність мінералізації мортмаси, так і рівні стабілізації нових стабільних сполук значно відрізняються між полігонами. У зоні відчуження ЧАЕС ці показники є значно меншими, якщо порівняти їх зі значеннями, отриманими на полігоні в зоні безумовного (обов'язкового) відселення.

З літератури (Jenkinson, 1988; Smith, Paul, 1990; Carter et al., 1999) відомо про тісний зв'язок між мікробною біомасою ґрунту, швидкістю розкладання рослинних решток та N-мінералізацією. Визначення у ґрунтах обох полігонів у динаміці вмісту мікробної біомаси значною мірою підтверджує результати щодо особливостей розкладання рослинної мортмаси залежно від рівня радіоактивного забруднення. Більше того, виявлено суттєві відмінності між показниками вмісту біомаси в межах окремих полігонів. Так, у точці Народичі-3 полігону № 1 (рівень забруднення 1,57 мкГр/год) спостерігали суттєво вищі показники, як порівняти зі значеннями у точках Народичі-1 і Народичі-2 (за рівнів сумарної потужності дози ($^{137}\text{Cs}+^{90}\text{Sr}$) 0,20 і 1,00 мкГр/год відповідно). У той же час, у ґрунті полігону № 2 вміст біомаси мікробіоти був невисоким і знижувався зі збільшенням рівня забруднення ґрунту радіонуклідами, особливо у точці з найвищим рівнем забруднення (84,00 мкГр/год).

Отже, розвиток мікроорганізмів залежав від рівня радіоактивного забруднення ґрунту. При цьому відносно невисоке зростання потужності дози (від 0,2 до 1,57 мкГр/год) сприяло зростанню показників.

Отримані дані значною мірою підтверджуються результатами обліку чисельності мікроорганізмів-представників сахаролітичного (мікроміцети та целюлозоруйнівні бактерії) та пептолітичного (амоніфікатори) шляхів деструкції свіжої органічної речовини. Так, чисельність мікроміцетів у ґрунті полігону № 1 зростала по мірі збільшення рівня його радіоактивного забруднення. Найбільшу кількість грибів у всі строки досліджень відмічено саме у точці Народичі-3. У ґрунті полігону № 2 у всі строки проведення досліджень відмічено найнижчу чисельність мікроскопічних грибів серед

досліджених варіантів. При цьому кількість мікроміцетів є меншою за відповідні показники для ґрунту полігону № 1 на порядок залежно від точок відбору зразків.

Відмічена для мікроміцетів особливість характерна також і для целюлозоруйнівних бактерій, проте їх чисельність є дуже низькою.

При дослідженні чисельності амоніфікувальних мікроорганізмів встановлено, що ця група представників ґрунтової мікробіоти активізується в розвитку за відносно невисокого зростання рівнів радіоактивного забруднення на полігоні № 1 і, водночас, її розвиток пригнічується у ґрунті полігону № 2, особливо у точці з найвищим рівнем забруднення. Отже, пептолітичний шлях деструкції органічних решток (амоніфікація) загалом узгоджується з особливостями перебігу сахаролітичного шляху (розвиток таких біодеструкторів як мікроміцети, насамперед).

Проведені у 2023 р. на полігоні № 1 повторні дослідження підтверджують зроблені раніше висновки щодо стимулювального впливу відносно невисоких рівнів радіоактивного забруднення на розвиток мікроорганізмів-деструкторів органічної речовини. При цьому слід зазначити, що в межах полігону аналогічна вище відміченій залежність спостерігається також і щодо розвитку мікроорганізмів інших еколого-трофічних груп, діяльність яких значною мірою залежить від розвитку й активності деструкторів органічної речовини. Отримані результати свідчать про інтенсивніший розвиток мікроорганізмів, що беруть участь у колообігу азоту (бактерій, які використовують переважно мінеральні сполуки азоту, азотфіксаторів та денітрифікаторів) у точці полігону з рівнем потужності дози 1,57 мкГр/год. У ході досліджень відмічено також інтенсивніший розвиток мікроорганізмів, здатних до розчинення мінеральних сполук Фосфору у точці Народичі-3.

Отже, умови, що складаються у ґрунті точки Народичі-3, є сприятливішими, як порівняти з ґрунтами інших точок для розвитку як

деструкторів рослинної мортмаси, так і для мікроорганізмів-представників інших еколого-трофічних груп.

Крім обліку мікроорганізмів у ґрунті, в динаміці визначали потенційну активність окремих процесів, зокрема, емісії CO_2 , азотфіксації та денітрифікації. Як відомо (Brookes, 1982), дослідження потенційної активності забезпечує можливість, за створення оптимальних умов вологозабезпечення, температури і живлення мікроорганізмів, рельєфно відслідкувати вплив досліджуваного чинника (у нашому випадку – рівнів радіоактивного забруднення) на активність мікробіоти.

Отримані результати свідчать, що у ґрунті полігону № 1 активність емісії CO_2 зростає зі збільшенням радіоактивного забруднення. Причому у точці Народичі-3 емісія зростає в 1,2–1,3 рази проти значень, отриманих в точках Народичі-1 і Народичі-2.

Інші тенденції відмічено у ґрунті полігону № 2, де рівні радіоактивного забруднення є суттєво вищими, як порівняти з такими на полігоні № 1. Так, загалом показники емісії CO_2 були невисокими. І якщо різниця в значеннях між точками ЧЗВ-1, ЧЗВ-2 та ЧЗВ-3 не завжди була достовірною, то у точці ЧЗВ-4 показники активності зменшувалися на порядок.

Важливою характеристикою діяльності ґрунтової мікробіоти є її нітрогеназна (азотфіксувальна) активність. Сучасний високоточний газохроматографічний метод її визначення, що базується на здатності бактеріального нітрогеназного ферментного комплексу до відновлення ацетилену до етилену як аналогу відновлення N_2 до NH_3 (Hardy et al., 1968), дозволяє визначати зміни активності на рівні 10^{-9} моля етилену, що практично властиве для діяльності однієї бактеріальної клітини. Тож нітрогеназна активність ґрунту може бути індикаторним показником його стану (Умаров, 1976). Це підтверджують отримані нами результати. Так, у ґрунті полігону № 1 потенційна азотфіксувальна активність зростала по мірі збільшення радіоактивного навантаження. Найвищі показники отримано у точці Народичі-3, вони відрізнялися у 3,5–4 рази від значень у точках Народичі-1 і

Народичі-2. У зоні відчуження ЧАЕС активність азотфіксації була невисокою. В межах полігону № 2 діяльність азотфіксувальних бактерій зменшувалася по мірі зростання радіаційного навантаження і в точці ЧЗВ-4 знижувалася до найменшого, критичного рівня.

Зважаючи на нескладні лабораторні процедури визначення потенційної активності азотфіксації в ґрунті та надзвичайну чутливість методу, вважаємо доцільним включення цього виду аналізу до переліку заходів з дослідження екологічного стану ґрунтів, у т. ч. й впливу рівнів радіоактивного забруднення.

Газохроматографічне дослідження потенційної денітрифікувальної активності у ґрунтах демонструє подібні, як і для активності азотфіксаторів, залежності від рівнів радіоактивного забруднення, незважаючи на те, що ці процеси є практично протилежними. Це підтверджує відому тезу: у біологічно активних ґрунтах активізується більшість біологічних процесів як відображення інтенсифікації метаболічної активності мікроорганізмів.

Отже, отримані результати свідчать як про інтенсифікацію колообігу Карбону (за показниками емісії CO_2), так і колообігу Нітрогену (за даними активності процесів азотфіксації та денітрифікації) за відносно невеликого зростання рівнів радіоактивного забруднення, а також про інгібування метаболічної активності мікробіоти за впливу високих рівнів радіації.

Як відомо, ферменти є прямими посередниками біологічного катаболізму органічних і мінеральних компонентів ґрунту. Ці біологічні катализатори забезпечують значиму оцінку швидкості реакції для важливих процесів у ґрунті. Активність ґрунтових ферментів часто тісно пов'язана з органічною речовиною ґрунту, його фізичними властивостями та мікробною активністю або біомасою. При цьому вона змінюється набагато раніше, ніж інші параметри, таким чином забезпечуючи ранні ознаки змін у здоров'ї ґрунту. Отже, активність ґрунтових ферментів можна використовувати як міру мікробної активності, продуктивності ґрунту та інгібуючої дії забруднюючих речовин (Tate, 1995). Оцінкою ступеня порушення екосистеми можуть служити порушення мікробної активності ґрунту, про що свідчать зміни в

рівнях метаболічних ферментів. Наприклад, цей зв'язок було чітко показано при дослідженні забрудненого важкими металами ґрунт (Kandeler et al., 1996).

У зв'язку з цим нами досліджено активність ферментів, які відносяться до гідролаз – тих, що каталізують реакції гідролітичного розщеплення внутрішньомолекулярних зв'язків у сполуках (целюлази як ферменту, відповідального за руйнування целюлози, а також протеази як ферменту, що здійснює деструкцію білкових речовин, у т. ч. й у рослинних рештках). Крім того, визначали активність ферментів, що відносяться до оксидоредуктаз (каталази і поліфенолоксидази) – каталізаторів окисно-відновних реакцій, важливе значення яких відоме не лише як відображення загальної ґрунтової біодинаміки, але й у синтезі гумусових сполук (Іутинська, 2006).

Целюлоза є домінуючим компонентом рослинних решток і одним із основних субстратів у процесах трансформації органічних сполук ґрунту. Гідроліз целюлози здійснює целюлаза – фермент, що каталізує гідроліз бета (1,4)-глікозидних зв'язків у целюлозі з утворенням моносахаридів глюкози або целобіози. Оскільки целюлаза безпосередньо впливає на швидкість трансформації мортмаси, вивчення активності цього ензиму є одним із першочергових завдань при дослідженні біологічної активності ґрунтів.

Результати проведених досліджень показують чітку залежність активності ферменту від рівня радіоактивного забруднення – у ґрунті полігону № 1 активність целюлази зростає зі збільшенням поглиненої мікроорганізмами дози радіації і є найбільшою у точці Народичі-3. Активність ферменту у ґрунті полігону № 2 є відносно невисокою, при цьому найменші показники відмічено у точці ЧЗВ-4.

Іншим важливим гідролітичним ферментом у ґрунті є протеаза. У результаті послідовного протеолітичного розщеплення сполук за участі протеаз до амінокислот і наступного процесу їх дезамінування у ґрунті формується пул доступних для рослин мінеральних азотних сполук (процес, відомий як амоніфікація). Проведені нами дослідження протеазної активності

свідчать про високі показники у ґрунті полігону № 1 (з найвищим рівнем у точці Народичі-3) і низькі значення у ґрунті полігону № 2. При цьому найнижчу активність відмічено у точці ЧЗВ-4.

Активність каталази – відомого фермента, який бере участь в окисно-відновних, і в т. ч. синтетичних реакціях, також була суттєво вищою у ґрунті полігону № 1, як порівняти з полігоном № 2. Найвищі показники каталазної активності відмічено в усі строки проведення досліджень у точці Народичі-3. Найнижчі значення активності ферменту отримано у точці ЧЗВ-4.

Ферменти, які беруть безпосередню участь у трансформації органічних сполук ароматичного ряду в компоненти гумусу, відносяться до поліфенолоксидаз. У зв'язку з цим для визначення спрямованості процесів мінералізації↔синтезу органічної речовини у ґрунті у ферментному комплексі найчастіше досліджують активність цих ензимів. Проведені дослідження свідчать про зростання поліфенолоксидазної активності у ґрунті полігону № 1 по мірі збільшення дози поглиненої мікроорганізмами радіації. При цьому найвищі показники відмічаємо у точці Народичі-3. У зоні відчуження ЧАЕС (полігон № 2) активність ферменту є невисокою, а у точці ЧЗВ-4 показники відрізняються від усіх інших на 1–2 порядки.

Отже, отримані результати досліджень інтенсивності трансформації свіжої органічної речовини, особливостей розвитку мікроорганізмів-представників сахаролітичного та протеолітичного шляхів деструкції рослинної мортмаси, накопичення у ґрунтах мікробної біомаси, перебігу загальної біологічної та специфічної ферментативної активності у ґрунтах свідчать, що через більш ніж 35 років після аварії на ЧАЕС відносно невисокі рівні радіоактивного забруднення можуть стимулювати розвиток ґрунтової мікробіоти та її метаболічну діяльність. Натомість, високі рівні радіоактивного забруднення значною мірою гальмують розвиток і функціональну активність мікроорганізмів.

Безперечно, за зіставлення отриманих результатів присутня певна частка умовності, оскільки порівнювати ґрунти обох полігонів можна лише за

повного збігу всіх ґрунтово-кліматичних параметрів. Ми вважаємо, що таке порівняння, хоч і умовне, є можливим, оскільки рель'єф обох полігонів рівнинний, вміст вологи в зразках знаходився в усі строки проведення досліджень практично на одному рівні, агрохімічні показники також не є контрастними. Відмінною особливістю полігонів є їхня історія. Хоча ґрунт в обох полігонах дерново-підзолистий, проте у першому полігоні він окультурений, і використовувався до аварії на ЧАЕС як сільськогосподарське угіддя. Сьогодні цю територію можна класифікувати як переліг – своєрідний біотоп, у якому відновлюються функції, характерні для традиційних фітоценозів. Ґрунт у зоні відчуження ЧАЕС (полігон № 2) знаходиться під лісом, а на ділянці з найвищим рівнем забруднення радіонуклідами у 2020 р. відбулася пожежа. Незважаючи на вищезазначені відмінності, ми вважаємо, що основним параметром, який дозволяє відрізнити характеристики досліджуваних ґрунтів, є рівні радіоактивного забруднення.

Дещо несподіваним у нашій роботі виявився ефект стимулювання розвитку та метаболічної активності мікроорганізмів у ґрунті полігону № 1 за відносно невеликого збільшення радіоактивного забруднення. Можна допустити, що за цих умов протягом більш ніж 35 років після аварії на ЧАЕС відбулися певні адаптаційні зміни мікроорганізмів. При цьому не виключено також, що в угрупованнях ґрунтової мікробіоти почали домінувати радіотолерантні мікроміцети і бактерії. Не можна також не враховувати такий радіобіологічний ефект, як радіаційне стимулювання, або радіаційний гормезис. Відомо, що за деяких, відносно невисоких доз опромінення у контрольованих умовах можна спостерігати прискорення поділу клітин мікроорганізмів, скорочення їхнього клітинного циклу, формування колоній та інших процесів, які характеризують загалом прискорення росту та розвитку (Миллер с соавт., 1980). Саме на цьому, зокрема, базуються деякі радіаційно-біологічні технології прискорення процесів бродіння. Крім позитивного впливу невисоких рівнів іонізуючої радіації на розвиток мікроорганізмів, відомо також і про покращення показників росту і розвитку рослин за

підвищеного радіаційного фону (Міхеєв, 2015; Міхеєв, Овсянікова, 2015). Слід також додати, що нещодавно було показано, що гумусові сполуки здатні зв'язувати окремі радіонукліди, тим самим значною мірою зменшувати їхню активність (Dayo-Olagbende et al., 2021). Оскільки у ґрунті полігону № 1 (Народичі-3) нами встановлено збільшення показників стабілізації *de novo* органічної речовини, зростання розвитку та активності мікробіоти можна пояснити інтенсивнішим синтезом цих новоутворених сполук.

Таким чином, у роботі представлено інформацію, яка робить вклад у вчення щодо впливу іонізуючої радіації на трансформацію рослинних решток, розвиток і функціональну активність мікроорганізмів у дерново-підзолистих ґрунтах Українського Полісся.

Показано, що через більш ніж 35 років після аварії на Чорнобильській АЕС відносно невисокі потужності доз іонізуючої радіації, які утворюються за рахунок забруднення ґрунту переважно радіонуклідами ^{90}Sr і ^{137}Cs , не пригнічують розвиток мікроорганізмів-представників сахаролітичного (мікроміцетів та целюлозоруйнівних бактерій) і пептолітичного (амоніфікаторів) шляхів деструкції органічної речовини у ґрунті, а можуть проявляти стимуляторну дію. Натомість високі рівні потужності доз продовжують пригнічувати діяльність мікробіоти та інтенсивність розкладання у ґрунті рослинних решток.

Встановлено, що у комплексі целюлозоруйнівних мікроорганізмів, як і в перші роки після аварії на ЧАЕС, домінують мікроміцети.

Показано, що рівні радіоактивного забруднення ґрунтів аналогічно впливають також і на розвиток та функціональну активність представників інших еколого-трофічних груп мікроорганізмів: азотфіксаторів, денітрифікаторів, іммобілізаторів азоту, фосфатмобілізуювальних бактерій.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі на основі проведення комплексних досліджень показано особливості впливу різних рівнів радіоактивного забруднення дерново-підзолистих ґрунтів на інтенсивність трансформації рослинних решток, розвиток та активність ґрунтових мікроорганізмів у віддалений період (через більш як 35 років) після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС). Вперше встановлено, що відносно невисокі рівні радіоактивного забруднення не впливають негативно на формування і функціонування угруповань мікроорганізмів-представників сахаролітичного (мікроміцетів та целюлозоруйнівних бактерій) і пептолітичного (амоніфікаторів) шляхів деструкції органічної речовини у ґрунті і можуть навіть стимулювати цей процес. Натомість високі рівні забруднення продовжують пригнічувати діяльність мікробіоти та інтенсивність розкладання у ґрунті рослинної мортмаси.

1. Вперше встановлено, що інтенсивність трансформації рослинних решток у зоні безумовного (обов'язкового) відселення ЧАЕС (полігон № 1) зростає за відносно незначного збільшення сумарної потужності поглиненої дози за рахунок вмісту у ґрунті радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs (до 1,57 мкГр/год). У той же час, у зоні відчуження ЧАЕС (полігон № 2) за високих рівнів потужності дози (від 3,70 до 84,00 мкГр/год) ці процеси характеризуються невисокою активністю і знижуються по мірі зростання рівнів забруднення ґрунту. За цих умов зменшується як інтенсивність розкладання рослинної мортмаси, так і стабілізація органічної речовини *de novo*, що негативно позначається на родючості ґрунту.

2. Невисокі рівні забруднення дерново-підзолистого ґрунту в зоні безумовного (обов'язкового) відселення ЧАЕС сприяють накопиченню активної мікробної біомаси (до 3806 мг/кг ґрунту за рівня фону 1,57 мкГр/год). У ґрунті полігону № 2 (зона відчуження ЧАЕС) спостерігаються невисокі показники біомаси мікроорганізмів, особливо у точці з найвищим

забрудненням (у межах 200–268 мг/кг ґрунту). Інтенсивність накопичення мікробної біомаси значною мірою пояснює різницю в активності трансформації рослинних решток на обох полігонах, оскільки рушійною силою в цих процесах є розвиток угруповань мікроорганізмів, їхній склад та активність.

3. Чисельність мікроскопічних грибів у ґрунті полігону № 1 зростає за невисокого збільшення рівня радіоактивного забруднення. У ґрунті полігону № 2 кількість мікроскопічних грибів є меншою за відповідні показники для ґрунту полігону № 1 на 1–2 порядки залежно від інтенсивності забруднення. Відмічена для мікроміцетів особливість є характерною і для целюлозоруйнівних бактерій, проте їх чисельність є дуже низькою. Отримані результати свідчать, що в угрупованнях представників сахаролітичного шляху деструкції рослинних решток за радіаційного забруднення навіть більш ніж через 35 років після аварії на ЧАЕС домінують мікроміцети.

4. Особливості розвитку мікроорганізмів пептолітичного шляху деструкції органічних решток (амоніфікувальні мікроорганізми) загалом узгоджуються з особливостями формування популяцій представників сахаролітичного шляху (розвиток таких біодеструкторів як мікроміцети, насамперед). Амоніфікатори активізуються в розвитку за невисокого збільшення рівнів радіоактивного забруднення у ґрунті полігону № 1 і, водночас, розвиток представників цієї групи ґрунтової мікробіоти пригнічується у ґрунті полігону № 2, особливо у точці з найвищим рівнем забруднення.

5. Використання методики газохроматографічного визначення потенційної активності азотфіксації є чутливим тестом щодо реакції ґрунтових мікроорганізмів на радіоактивне забруднення ґрунтів. Невисокі рівні радіоактивного забруднення ґрунту стимулюють процес азотфіксації, спостерігається інтенсифікація розвитку азотфіксувальних бактерій, у т. ч. представників роду *Azotobacter*. За високих потужностей поглиненої радіації у зоні відчуження ЧАЕС показники потенційної нітрогеназної активності є

невисокими і сягають критично низького рівня за рівня забруднення 84,0 мкГр/год.

6. Встановлено, що розвиток представників інших еколого-трофічних груп ґрунтової мікробіоти (іммобілізатори мінерального азоту, денітрифікатори, фосфатмобілізатори) також залежить від рівнів радіоактивного забруднення і має подібний характер.

7. У ході дослідження активності ферментів у досліджуваних ґрунтах виявлено стимулювання невисокими дозами радіації (потужність фону до 1,57 мкГр/год) активності як гідролітичних ензимів – целюлази і протеази (відповідальних за деструкцію целюлози і білкових речовин, відповідно), так і оксидоредуктаз – каталази і поліфенолоксидази (що беруть участь в окисно-відновних реакціях, у т. ч. й у синтезі гумусових сполук). У ґрунті полігону № 2 активність зазначених ферментів є невисокою. При цьому найнижчі показники відмічено у точці з найвищими значеннями рівня радіонуклідного забруднення.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Адлер Г.И., Энгель М.С. Факторы, влияющие на выживаемость бактерий после ионизирующих излучений. Восстановление клеток от повреждений: (пер. с англ.) / под ред. В.И. Корогодина. М.: Госатомиздат, 1963. С. 143–158.
2. Андреюк Е.И., Валагурова Е.В. Основы экологии почвенных микроорганизмов. К.: Наук. думка. 1992. 190 с.
3. Аристовская Т.В. Микробиология подзолистых почв. М.: Наука, 1965. 187 с.
4. Атлас Чорнобильської зони відчуження. Київ, 1996. 26 с.
5. Балюк С.А., Греков В.О., Лісовий М.В., Комариста А.В. Розрахунок балансу гумусу і поживних речовин у землеробстві України на різних рівнях управління. Харків, 2011. 30 с.
6. Барвінський А.В. Зміна агрофізичних властивостей дерново-підзолистих ґрунтів під впливом застосування добрив та меліорантів. *Вісник аграрної науки*. 2003. 9. С. 16-19.
7. Бацула О.О., Головачов Є.А., Дерев'янку Р.Г. та ін. Забезпечення бездефіцитного балансу гумусу в ґрунті. К.: Урожай, 1987. 128 с.
8. Бедернічек Т., Гамкало З. Лабільна органічна речовина ґрунту: теорія, методологія, індикаторна роль. Київ: Кондор, 2014. 180 с.
9. Берестецкий О.А., Возняковская Ю.М., Доросинский Л.М. Биологические основы плодородия почвы. М.: Колос, 1984. 287 с.
10. Білоненко Г.М., Івашина А.Д., Мірошніченко М.М. Зміна складу органо-мінеральних колоїдів супіщаних ґрунтів України при різних прийомах інтенсифікації сільськогосподарського виробництва. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 1993. 56. С. 36-45.
11. Боєчко Ф.Ф., Боєчко Л.О., Шмиголь І.В. Основы молекулярної біології. Черкаси: Вид. ЧНУ імені Богдана Хмельницького, 2013. 255 с.
12. Булигін С.Ю., Величко В.А., Демиденко О.В. Агрогенез чорнозему. К.: Аграрна наука. 356 с.

13. Былинкина В.Н. Фишкова Э.С. Влияние длительного применения удобрений на микрофлору черноземных почв. *Труды ВНИИ с.-х. микробиологии*. 1953. 13. С. 28-32.
14. Вальдштейн Э.А., Жестяников В.Д. Пострадиационное восстановление у бактерий. Защита и восстановление при лучевых повреждениях. М.: Наука, 1966. С. 5–19.
15. Варюшкина Н.М., Кирпанова Л.И. Трансформация азота удобрений при ежегодном их внесении в дерново-подзолистую почву. *Почвоведение*. 1984. 10. С. 116-120.
16. Веремеєнко С. І. Еволюція та управління продуктивністю ґрунтів Полісся України. Луцьк: Надстир'я, 1997. 314 с.
17. Верниченко Л.Ю., Мишустин Е.Н. Влияние соломы на почвенные процессы и урожай сельскохозяйственных культур. В кн. Использование соломы как органического удобрения. М.: Наука, 1980. С. 3-33.
18. Волкогон В.В., Британ Т.Ю., Пиріг О.В. Розвиток мікроорганізмів та спрямованість біологічних процесів у чорноземі вилуженому за моделювання дефіциту свіжої органічної речовини та впливу мінерального азоту. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2018. 28. С. 3-16. doi: 10.35868/1997-3004.28.3-16
19. Волкогон І.В. Біологічна активність дерново-підзолистих ґрунтів за різних рівнів радіоактивного забруднення. *Агроекологічний ж.* 2024. № 1. С. 85-93. doi: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2024.299942>
20. Волкогон І.В. Біомаса мікроорганізмів ґрунту залежно від ступеню радіоактивного забруднення. Актуальні питання радіобіології – 2023. 8-й з'їзд Радіобіологічного товариства України». (21–25 серпня 2023 р. м. Житомир). Житомир, 2023. С. 138.
21. Волкогон І.В., Ілленко В.В., Гудков І.М. Біологічна активність ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами. Зб. мат. доповідей VIII міжн. науково-практичної конф. студентів, аспірантів і молодих вчених.

«Екологія – філософія існування людства» (26–27 квітня 2022 р., м. Київ). Київ: НУБіП України, 2022. С. 13-14.

22. Волкогон І.В., Ілленко В.В., Лазарєв М.М., Клепко А.В., Гудков І.М. Застосування нового методу ТВІ (TEA BAG INDEX) у дослідженні впливу проникаючої радіації на трансформацію мікроорганізмами рослинних решток. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2023. 36. С. 34-47. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.37.34-47>

23. Волкогон І.В., Ілленко В.В. Мікробна біомаса в ґрунті за впливу проникаючої радіації. *Мат. Міжнародної науково-практичної конф. «Інноваційні технології в захисті рослин за умов глобалізації»* (1 грудня, 2022 р., м. Київ). Київ: НУБіП, 2022. С. 76-78.

24. Волкогон І.В., Ілленко В.В. Особливості розвитку мікроорганізмів у ґрунті за різних рівнів радіоактивного забруднення. *Мат. XV наук. конф. Молодих вчених «Мікробіологія в сучасному сільськогосподарському виробництві»* (26 жовтня 2022 р., м. Чернігів). Чернігів, 2022. С. 155-158.

25. Волкогон І.В., Ілленко В.В., Лазарєв М.М., Клепко А.В., Гудков І.М. Активність біологічних процесів у дерново-підзолистих ґрунтах за різних рівнів радіонуклідного забруднення. *Мат. міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України «Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу»*. Секція 2. Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни (25 травня 2023 р., Київ). К.: НУБіП, 2023. С. 46-48.

26. Гадзало Я.М., Патица М.В., Заришняк А.С., Патица Т.І. *Агробіологія з основами біотехнології*. К.: Аграрна наука, 2019. 208 с.

27. Гайченко В.А., Чайка В.М., Бунтова О.Г., Крайнюк О.Ю., Мікроеволюційні зрушення в популяціях комах зони відчуження ЧАЕС та їх потенційні наслідки для агроценозів прилеглих територій. *Ядерна фізика та енергетика*. 2016. 17(2). С. 180-188. http://nbuv.gov.ua/UJRN/yadf_2016_17_2_13

28. Галстян А. Ш. Определение активности ферментов почв. Ереван, 1978. 56 с.
29. Гамзиков Г.П., Емельянова В.Н., Кулагина М.Н. Влияние длительного применения удобрений на гумусный и азотный фонд дерново-подзолистых почв. Почвенно-агрохимические и экологические проблемы формирования высокопродуктивных агроценозов. Пущино, 1989. С. 72-73.
30. Гасанова Е.С., Стекольников К.Е., Котов В.В. Фракционный и групповой состав гумуса чернозема выщелоченного и его трансформация под влиянием агротехнических приёмов. *Доклады по экологическому почвоведению*. 2010. 13 (1). С. 19-29.
31. Гельцер Ф.Ю. Симбиоз с микроорганизмами – основа жизни растений. М.: Изд. МСХА, 1990. 134 с.
32. Гомонова Н.Ф., Овчинникова М.Ф. Влияние длительного применения минерального удобрения и известкования на химические свойства, групповой и фракционный состав гумуса. *Агрохимия*. 1986. № 1. С. 85-90.
33. Григор'єва Л.В., Корчак Г.И., Єрусалимська Л.Ф. Вплив різних рівнів радіаційного забруднення ґрунту на індикаторні та патогенні мікроорганізми. *Довкілля та здоров'я*. 1999. № 1. С. 53–56.
34. Гродзинский Д.М., Гудков И.Н. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2006. 46(2). С. 189-199.
35. Гудков І.М. Радіобіологія. Херсон: Олді-Плюс, 2016. 506 с.
36. Гудков І.М. Реакції рослин на опромінення в зоні аварії на Чорнобильській АЕС. Херсон: Олді-Плюс, 2020. 162 с.
37. Гудков І.М., Гродзинський Д.М. Особливості формування поглинених доз та віддалені радіобіологічні ефекти у сільськогосподарських рослин на забруднених радіонуклідами територіях. *Вісник ДАУ*. 2001. 1. С. 8-11.

38. Гудков І.М., Лазарєв М.М. Проблеми реабілітації та повертання до використання забруднених радіонуклідами ґрунтів. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2018. Спецвипуск. С. 83-91.
39. Докучаєв В.В. К вопросу об открытии при русских университетах кафедр почвоведения и учение о микроорганизмах. Избранные сочинения. М.: Гос. изд. с.-х. литературы. 1948. С. 290-318.
40. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). 5-е изд., доп. и перераб. М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.
41. ДСТУ 4115-2002 Ґрунти. Визначення рухомих сполук фосфору і калію за модифікованим методом Чирикова [Чинний від 2003-01-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2002.
42. ДСТУ 4289:2004 Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини: [Чинний від 2004-04-30]. Київ: Держспоживстандарт України, 2005.
43. ДСТУ 4729:2007 Визначення нітратного та амонійного азоту в модифікації ННЦ ІГА ім. О.Н. Соколовського: [Чинний від 2008-01-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2007.
44. ДСТУ 7928:2015 Якість ґрунту. Визначення активності ґрунтового ферменту поліфенолоксидази фотоелектроколориметричним методом [Чинний від 2016-09-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2015.
45. ДСТУ 7929:2015 Якість ґрунту. Визначення активності ґрунтового ферменту дегідрогенази фотоелектроколориметричним методом [Чинний від 2016-09-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2015.
46. ДСТУ ISO 10381-6: 2001 Якість ґрунту. Відбір проб. Частина 6: Настанови щодо відбору, обробки та зберігання ґрунту для оцінки аеробних мікробіологічних процесів у лабораторії (ISO 10381-6:1993, IDT). [Чинний від 2002-07-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2002.
47. ДСТУ ISO 10390:2007 Якість ґрунту. Визначення рН [Чинний від 2002-04-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2002.

48. ДСТУ ISO 13878:2005 Якість ґрунту. Визначення вмісту загального азоту сухим спалюванням [Чинний від 2006-01-07]. Київ: Держспоживстандарт України, 2005.

49. ДСТУ ISO 14240-1:2003 Якість ґрунту. Визначення ґрунтової мікробної біомаси. Частина 1. Метод субстрат-стимульованого дихання (ISO 14240-1:1997, IDT) [Чинний від 2004-07-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2003.

50. Експериментальна ґрунтова мікробіологія. За ред. В.В. Волкогона. К.: Аграрна наука, 2010. 464 с.

51. Ерусалимская Л.Ф., Корчак Г.И. Особенности микробных ценозов почвы в условиях длительного хронического загрязнения радионуклидами. *Гигиена населенных мест*. 1999. Т. 2, № 1. С. 125–136.

52. Жданова Н.Н., Василевская А.И., Артишкова Л.В. Комплексы почвенных микромицетов в зоне влияния Чернобыльской АЭС. *Микробиол. журн.* 1991. V. 53, № 4. С. 3–9.

53. Жданова Н.М., Захарченко В.О., Василевская А.Т. та ін. Особливості складу мікробіоти в ґрунтах зони впливу Чорнобильської АЕС. *Укр. ботан. журн.* 1994. Т. 51, № 2/3. С. 134–144.

54. Жданова Н.Н., Василевская А.И., Захарченко В.О. Микромицеты почв, загрязненных в результате чернобыльской катастрофы, и их вклад в процессы миграции радионуклидов. Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 352–356.

55. Жестяников В.Д. Восстановление и радиорезистентность клетки. Л.: Наука, 1968. 351 с.

56. Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність ґрунтової мікрофлори за різних рівнів радіоактивного забруднення. зб. праць міжн. науково-практичної конф. «Чорнобильська катастрофа. актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (22-23 квітня 2021 р., м. Житомир). Житомир: Поліський університет, 2021. С. 95-99.

57. Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність мікробіоти ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС. Науковці НУБіП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. К.: НУБіП України, 2021. С.162-192.

58. Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність мікрофлори ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС (розділ 10). Монографія "Науковці НУБіП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС: монографія" / за ред. проф. І.М. Гудкова і проф. В.О. Кашпарова Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2021. 206 с.

59. Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність мікробіоти ґрунту, забрудненого радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС. Науковці НУБіП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. К.: НУБіП України, 2021. С.162-192.

60. Ілленко В.В., Шаванова К.Є., Рубан Ю.В., Паренюк О.Я. Надходження ^{137}Cs у рослини зернових культур за впливу комплексних бактеріальних препаратів. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2020. № 23. С. 139–148.

61. Ілленко В.В., Волкогон І.В., Клепко А.В., Лазарєв М.М., Гудков І.М. Активність ґрунтової мікрофлори за різних рівнів радіоактивного забруднення. зб. праць міжн. науково-практичної конф. «Чорнобильська катастрофа. актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (22-23 квітня 2021 р., м. Житомир). Житомир: Поліський університет, 2021. С. 95-100.

62. Іутинська Г.О. Ґрунтова мікробіологія. Київ: Арістей, 2006. 284 с.

63. Калашникова З.В., Корчак Г.И., Карачев И.И. и др. Оценка доступности радионуклидов растениям при разных условиях жизнедеятельности микробиоценозов почвы. *Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения*. 1996. Т. 3. С. 168–174.

64. Камінський В.Ф., Дегодюк Е.Г., Дегодюк С.Е., Літвінова О.А., Гуральчук С.З., Єрмолаєв М.М., Волкогон В.В., Бердніков О.М., Булигіна М.Є., Булигін С.Ю., Дишлюк В.Є. Культура сидерації. К.: Аграрна наука, 2013. 80 с.
65. Канівець В.І. Життя ґрунту. К.: Аграрна наука, 2001. 124 с.
66. Карта радиационной обстановки на территории Украины. М.: Госгеодезия СССР, 1991. 5 с.
67. Каушанский Д.А., Кузин А.М. Радиационно-биологическая технология. М.: Энергоатомиздат, 1984. 152 с.
68. Кашпаров В.А., Левчук С.Е., Отрешко Л.Н., Малоштан И.М. Загрязнение сельскохозяйственной продукции ^{90}Sr в Украине в отдаленный период после чернобыльской аварии. *Радиационная биология. Радиэкология*. 2013. 53(6). С 639–650. doi: 10.7868/S0869803113060052
69. Кашпаров В.О., Голяка Д.М., Левчук С.Є., Берковський В.Б. Зонування територій радіоактивного забруднення після чорнобильської аварії. *Ядерна фізика та енергетика (Nucl. Phys. Energy)*. 2022. 23. С. 182-194. <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.03.182>
70. Копылов В.М., Бонч-Осмоловская А.Е. та ін. Гамма-устойчивость и ультрафиолетовая чувствительность экстремально-термофильных архебактерий и зубактерий. *Микробиология*. 1993. 62(1). С. 90–96.
71. Корогодін В.І. Проблемы пострадиационного восстановления. М.: Атомиздат, 1966. 391 с.
72. Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіоактивного забруднення агроценозів. Логос, 2008. 241 с.
73. Кравець Е.А., Гродзинский Д.М., Рожко И.И. и др. Морфологическая асимметрия растений как реакция на действие ионизирующего излучения. *Агроэкол. ж.* 2005. 3. С. 62-66.
74. Кравченко И.К., Семенов А.М., Дедыш С.Н., Сизова М.В., Панков Н.С. Анализ природных популяций микроорганизмов в почвах, подвергнутых воздействию аварии на ЧАЭС. *Биоиндикация радиоактивных загрязнений*. 1999. С. 313–323.

75. Кудеяров В.Н. Имобилизационно-минерализационные процессы превращения азотных удобрений в почвах. *Вестник с.-х. науки*. 1987. 6. С. 31-38.
76. Кудеяров В.Н., Биелек П., Соколов О.А. Баланс азота и трансформация азотных удобрений в почвах. Пушино, 1986. 160 с.
77. Кудеяров В.Н., Благодатский С.А., Ларионова А.А. Изменение внутрипочвенных потоков азота при внесении азотных удобрений. *Агрохимия*. 1990. №11. С. 47-53.
78. Кузин А.М., Каушанский Д.А. Прикладная радиобиология. М.: Энергоиздат, 1981. 221 с.
79. Лазарев М.М., Клепко А.В., Гудков І.М., Ілленко В.В., Білера Н.М., Паренюк О.Ю., Шаванова К.Є., Бондарь В.І., Поліщук С.В., Кашпарова О.В., Волкогон І.В. Звіт про науково-дослідну роботу за договором від 20.05.21 № 200/01/0489 «Целюлозоруйнуюча активність мікрофлори ґрунтів Українського Полісся в умовах радіоактивного забруднення та її участь у ґрунтоутворюючих процесах, включаючи пірогенно трансформовані ґрунти». Київ, 2021. 126 с. https://nrfu.org.ua/wp-content/uploads/2022/01/2020.01_0489_lazaryev_0489_01.2021_zz.pdf
80. Лыков А.М. Воспроизводство плодородия почв в Нечерноземной зоне. М.: Россельхозиздат, 1982. 143 с.
81. Мазур Г.А. Відтворення і регулювання родючості легких ґрунтів. К.: Аграрна наука, 2008. 308 с.
82. Мазур Г.А., Григора Т.І. Группово-фракційний склад і запаси гумусу в сірому лісовому ґрунті у зв'язку з інтенсивністю його використання. *Вісник ХАУ*. 2011. 1. С. 178-181.
83. Малиновський А.С., Романчук Л.Д., Дідух М.І., Кашпаров В.А. та ін. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області 20 років після аварії на ЧАЕС). Житомир: Вид-во ДАУ. 2006. 76 с.

84. Мейсель М.Н., Черняев Н.Д. Научные и практические вопросы лучевой стерилизации и пастеризации. *Вестник АН СССР*. 1956. 11. С. 38–45.
85. Метлицкий Л.В., Рогачёв В.Н., Хрущёв В.Г. Радиационная обработка пищевых продуктов. М.: Экономика, 1967. 160 с.
86. Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. М.: ЦИНАО, 1985. 46 с.
87. Миллер Д.Р., Глазбрук А.Д., Муллен Б.М. и др. Предсказание выживаемости бактерий при УФ-облучении. Жизнеспособность клеток, облученных в малых дозах: теоретические и клинические аспекты. М.: Медицина, 1980. С. 157–165.
88. Міхеєв О.М. Гіперадаптація. Стимульована онтогенетична адаптація рослин. К.: Фітосоціоцентр, 2015. 423 с.
89. Михеев А.Н. Малые «дозы» радиобиологии. Моя маленькая радиобиологическая вера. К.: Фитосоциоцентр, 2016. 371 с.
90. Міхеєв О.М., Овсянікова Л.Г. Гігантизм фотосинтезуючих органів живих і хвойних порід дерев в умовах підвищеного радіаційного фону. Труды Международной научно-практической конференции «Радиоэкология – 2015», Киев, 2015. С. 102-106.
91. Мишустин Е.Н. Микроорганизмы и продуктивность земледелия. М., 1972. 342.
92. Надсон Г.А., Филиппов Г.С. Об устойчивых и наследственных изменениях у низших растительных организмов под влиянием рентгеновых лучей. *Вестник рентгенологии и радиологии*. 1926. 4(4). С. 241–249.
93. Надсон Г.А., Филиппов Г.С. Об образовании новых рас дрожжевых и плесневых грибов под влиянием рентгеновых лучей. *Ж. Русского ботанического общества*. 1928. 13(1–2). С. 221–239.
94. Надсон Г.А., Филиппов Г.С. Расообразование у *Torulopsis glutinis* (*Torula glutinis*) после освещения рентгеновыми лучами. *Вестник рентгенологии и радиологии*. 1932. 10. С. 200–207.

95. Павлоцкая Ф. И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов. *Журнал аналитической химии*. 1997. 52(2). С. 126–143.
96. Панахова А.А. Влияние гамма-излучения на микробиологические свойства почвы (на примере серо-бурой почвы Абшерона). *BAKI UNIVERSITETİNİN XƏBƏRLƏRİ*. №4. *Təbiət elmləri seriyası*. 2009. С.92-97.
97. Паренюк О.Ю., Ілленко В.В., Гудков І.М. Мікрофлора забруднених радіонуклідами ґрунтів. К.: НУБіП України, 2018. 202 с.
98. Паренюк Е.Ю., Шаванова Е.Е., Ильенко В.В. и др. Влияние почвенной микрофлоры на переход ^{137}Cs в растение. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2015. 55(1). С. 51-56. DOI: 10.7868/S0869803115010105
99. Перцовский Е.С., Шубин А.С. Применение атомной энергии в пищевой промышленности. М.: Пищевая промышленность, 1964. 398 с.
100. Пономарева В.В. Биогеохимическая сущность подзолообразовательного процесса. Труды X Международного конгресса почвоведов. Москва: Наука, 1974. Т. 6. 118-125.
101. Полупан Н.И., Тихоненко Д.Г., Ковалишин Д.И. Дерново-подзолистые почвы. В кн. Почвы Украины и повышение их плодородия. Київ: Урожай, 1988. Т. 1. С. 128-137.
102. Пристер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с.
103. Равин В.К., Винецкий Ю.П. Генетический контроль радиочувствительности у бактерий. Современные проблемы радиационной генетики. М.: Атомиздат, 1969. С. 242–257.
104. Разработка дозиметрических моделей для оценки доз облучения почвенного микробоценоза и мезофауны при радиоактивном загрязнении окружающей среды. Обнинск : ВНИИСХРАЭ. 2011. 55 с.

105. Рокитко П.В. Склад бактерій в 10-км зоні ЧАЕС і їх стійкість до γ -випромінювання та інших стресових факторів: дис. ... канд. біол. наук: 03.00.07. Київ, 2003. 149 с.
106. Романовская В.А., Рокитко П.В., Малашенко Ю.Р., Малашенко О.Р. Последствия радиоактивного загрязнения для бактерий в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. *Вісник ОНУ*. 2001. 4. С. 259–262.
107. Романовская В.А., Соколов И.Г., Рокитко П.В., Чорная Н.А. Экологические последствия радиоактивного загрязнения для почвенных бактерий в 10 км зоне ЧАЭС. *Микробиология*. 1998. 67(2). С. 274-280.
108. Романовская В.А., Столяр С.М., Малашенко Ю.Р., Шатохина Э.С. Влияние длительного действия радиации на разнообразие гетеротрофных бактерий в почвах 10- км зоны ЧАЭС. *Микробиол. журн.* 1996. 58(5). С. 3-11.
109. Рубенчик Л.Й. Микроорганизмы — биологические индикаторы. К.: Наук. думка, 1972. 163 с.
110. Семенов Л.Ф., Стасилевич З.К. Испытание аминных и тиоловых препаратов при γ -облучении бактерий. Защита и восстановление при лучевых повреждениях. М.: Наука, 1966. С. 46–50.
111. Скрипніченко С.В., Скиба Г.В. Аналіз мікробіологічних процесів у дерново-підзолистому ґрунті за екологічно-безпечного землеробства. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. 2. С. 20-25.
112. Стэплтон Дж. Защита и восстановление у бактерий и грибов. Радиационная защита и восстановление (пер. с англ.). М.: Атомиздат, 1964. С. 93–121.
113. Тихоненко Д.Г., Канивец В.И., Кисель А.И., Канивец Н.А. Окультуривание и повышение плодородия легких почв Полесья УССР. В кн. Повышение плодородия почв Нечерноземной зоны УССР. Киев, 1983. 103-109.
114. Тугай Т.И., Жданова Н.Н., Желтоножский В.А. и др. Ответные реакции грибов, выделенных из различных по уровню радиоактивного

загрязнения помещений объекта “Укрытие”, на действие ионизирующего излучения. *Зб. наук. праць Інституту ядерних досліджень*. 2005. С. 128–136.

115. Тугай Т.І., Желтоножский В.А., Садовников Л.В. Вплив різних типів іонізуючого опромінення на жирнокислотний склад клітинних ліпідів мікроскопічних грибів з радіоадаптивними властивостями. *Мікробіол. ж.* 2011. 73(2). С. 26–32.

116. Тугай Т.І., Тугай А.В., Желтоножська М.В., Садовніков Л.В. Закономірності впливу низьких доз опромінення на мікроскопічні гриби. *Ядерна фізика та енергетика*. 2012. 13(4). С. 134-144.

117. Туманян М.А., Каушанский Д.А. Радиационная стерилизация. М.: Медицина, 1974. 304 с.

118. Туев Н.А. Микробиологические процессы гумусообразования. М.: ВО Агропромиздат, 1989. 237 с.

119. Туев Н.А. Гумус в почвенном плодородии и микробиологические процессы его минерализации. *Труды ВНИИСХМ*. 1984. 54. С. 40-54.

120. Умаров М.М. Ацетиленовый метод определения активности азотфиксации в почвенно-микробиологических исследованиях. *Почвоведение*. 1976. 11. С. 119-123.

121. Хеннан Р.С. Научные и технологические проблемы применения ионизирующих излучений для консервирования пищевых продуктов. М.: Пищепромиздат, 1957. 279 с.

122. Чорнобильська зона відчуження. [Електронний ресурс]. 2020. Режим доступу до ресурсу: <https://www.google.com/maps/d/u/0/viewer?hl=ru&ie=UTF8&msa=0&ll=51.135394199796934%2C29.81735127902172&spn=0.343571%2C0.501251&t=h&z=9&source=embed&mid=1rBaWnuwy-PVeTNgPK-RTqiqx2VI>

123. Adler H.I., Fisher W.D., Hardigree A.A., Stapleton G.E. Repair of radiation-induced damage to the cell division mechanism of *Escherichia coli*. *J. Bacteriol.* 1966. V. 91, N 2. P. 737–742.

124. Ager D., Evans S., Li H., Lilley A.K., & Van Der Gast C.J. Anthropogenic disturbance affects the structure of bacterial communities. *Environmental Microbiol.* 2010. 12. P. 670-678.
125. Akiba T., Koyama K., Ishiki Y., Kimura S., Fukushima T. On the mechanism of the development of multiple-drug-resistant clones of *Shigella* (АНГЛ.). *Jpn. J. Microbiol.* 1960. 4. P. 219—227. PMID 13681921
126. Al-Najjar M.A.A., Albokari M.M. Shifts in microbial community composition in tannery-contaminated soil in response to increased gamma radiation. *Ann. Microbiology.* 2019. 69. P. 1567–1577. doi: 10.1007/s13213-019-01541-z
127. Almagro M, Ruiz-Navarro A, Díaz-Pereira E, Albaladejo J, Martínez-Mena M. Plant residue chemical quality modulates the soil microbial response related to decomposition and soil organic carbon and nitrogen stabilization in a rainfed Mediterranean agroecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 2021. 156. 108198. doi: 10.1016/j.soilbio.2021.108198
128. Aneja M., Sharma S., Schloter M., Munch J.C. Microbial degradation of beech litter – Influence of soil type and litter quality on the structure and function of microbial populations involved in the turnover process, *Microb. Ecol.* 2006. 52. P. 127–135.
129. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 1978. 10. P. 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8).
130. Anderson S., Appanna V.D. Microbial formation of crystalline strontium carbonate. *FEMS Microbiol. Letters.* 1994. 116(1). P. 43–48.
131. Anderson A.W., Nordan H.C., Cain R.F. et al. Studies on a radioresistant micrococcus. I. Isolation, morphology, cultural characteristics, and resistance to gamma radiation. *Food Technol.* 1956. 10(1). P. 575–577.
132. Andrew C.D, Samuel A., Simon J., Margaret S.T. Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environ. Research Letter.* 2013. 8. P. 44–49. doi:10.1088/1748-9326/8/4/044049

133. Angers D.A., Bissonnette N., Lègère A., Samsom N. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can J Soil Sci.* 1993. 73. P. 39-50. doi: 10.4141/cjss93-004.
134. Avery S.V. Caesium accumulation by microorganisms: Uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity. *J. Industrial Microbiol.* 1995. 14(2). P. 76–84. doi: 10.1007/BF01569888
135. Avery S.V., Smith S.L., Ghazi A.M., & Hoptroff M.J. Stimulation of Strontium Accumulation in Linoleate-Enriched *Saccharomyces cerevisiae* Is a Result of Reduced Sr^{2+} Efflux. *Appl. Environ. Microbiol.* 1999. 65(3). P. 1191–1197. doi: 10.1128/AEM.65.3.1191-1197.1999
136. Bailey V.L., Bolton H. and Smith J.L. Substrate–induced respiration and selective inhibition as measures of microbial biomass in soils. In: Soil sampling and methods of analysis (ed. M.R. Carter, and E.G. Gregorich). Can. Soc Soil Sci Boca Raton, FL: CRC press. 2008. P. 515–526. doi: 10.1201/9781420005271.ch39
137. Balderston W.L, Sherr B., Payne W.J. Blockage by acetylene of nitrous oxide reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*. *Appl Environ Microbiol.* 1976. 31(4). P. 504-508. doi: 10.1128/aem.31.4.504-508.1976
138. Bank T.L., Kukkadapu R.K., Madden A.S., Ginder-Vogel M.A, Baldwin M.E., Jardine P.M. Effects of gamma-sterilization on the physico-chemical properties of natural sediments. *Chem Geol.* 2008. 251. P. 1–7. doi: 10.1016/j.chemgeo.2008.01.003
139. Bano A., Hussain J., Akbar A., Mehmood K., Anwar M., Hasni M. S., et al. Biosorption of heavy metals by obligate halophilic fungi. *Chemosphere.* 2018. 199. P. 218–222. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.02.043
140. Bardgett R.D., Freeman C., Ostle N.J. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *ISME J.* 2008. 2. P. 805–814.
141. Bartha R., Bordeleau L. Cell-free peroxidases in soil. *Soil Biol. Biochem.* 1969. 1(2). P. 139-143. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90004-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(69)90004-2)

142. Bayer C., Mielniczuk J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 1997. 21. P. 105-112.
143. Beazley M.J., Martinez R.J., Sobecky P.A. et al. Uranium biomineralization as a result of bacterial phosphatase activity: insights from bacterial isolates from a contaminated subsurface. *Environ Sci Technol*. 2007. 41. P. 5701–7.
144. Becker J.N. & Kuzyakov Y. Teatime on Mount Kilimanjaro: Assessing climate and land-use effects on litter decomposition and stabilization using the Tea Bag Index. *L. Degrad. Dev.* 2018. 29. P. 2321–2329. <https://doi.org/10.1002/ldr.2982>
145. Belbe G.M., Tofană M. Effects of Ionizing Radiation on Microbiological Contaminants of Foods. *Bull. UASVM Agriculture*. 2010. 67(2). P. 178-184.
146. Beresford N.A., Horemans N., Copplestone D. et al. Towards solving a scientific controversy - The effects of ionising radiation on the environment. *J. Environ. Radioactivity*. 2020. 211. 106033. doi: 10.1016/j.jenvrad.2019.106033
147. Beresford N.A., Fesenko S., Konoplev A. et al. Thirty years after the Chernobyl accident: what lessons have we learnt? *J. Environ. Radioact.* 2016. 157. P. 77–89. doi:10.1016/j.jenvrad.2016.02.003.
148. Berg B., Berg M.P., Bottner P. et al. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*. 1993. 20(3). P. 127–159. <http://geoprodig.cnrs.fr/items/show/84319>
149. Berg B., Laskowski R. Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. San Diego, CA: Elsevier Academic Press, 2005. 448 p.
150. Berg B., McClaugherty C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin and Heidelberg: Springer. 2003. 315 p. doi: 10.1007 / 978-3-642-38821-7

151. Berg B., Meentemeyer V. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant Soil*. 2002. 242. P. 83–92. <https://doi.org/10.1023/A:1019637807021>
152. Bilen S., Turan V. Enzymatic Analyses in Soils. In: Amaresan, N., Patel, P., Amin, D. (eds) *Practical Handbook on Agricultural Microbiology*. Springer Protocols Handbooks. Humana, New York, NY. 2022. https://doi.org/10.1007/978-1-0716-1724-3_50
153. Blanco-Canqui H., Lal R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2004. 23(6). P. 481–504. doi: 10.1080/07352680490886842
154. Bockheim J.G., Gilbert O. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant Soil*. 1957. 9. P. 179–185.
155. Boddey R.M., Jantalia C.P., Conceição P.C. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*. 2010. 16 (2). P. 784-795. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x
156. Bonan G.B., Hartman M.D., Parton W.J., Wieder W.R. Evaluating litter decomposition in earth system models with long-term litterbag experiments: an example using the Community Land Model version 4 (CLM4). *Global Change Biology*. 2012. 19(3). P. 957–974. doi: 10.1111/gcb.12031
157. Bonzom J.-M., Hättenschwiler S., Lecomte-Pradines C. et al. Effects of radionuclide contamination on leaf litter decomposition in the Chernobyl exclusion zone. *Sci. Total Environment*. 2016. 562. P. 596-603. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.006
158. Borick P.M., Fogarty M.G. Effects of Continuous and Interrupted Radiation on Microorganisms. *Appl Microbiol*. 1967. 15 (4). P. 785-789.
159. Bridle K.L. & Kirkpatrick J.B. An analysis of the breakdown of paper products (toilet paper, tissues and tampons) in natural environments, Tasmania, Australia. *J. Environ. Management*. 2005. 74 (1). P. 21-30. doi: 10.1016/j.jenvman.2004.08.004

160. Brookes P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol. Fertil. Soils*. 1995. 19:269-279. <https://doi.org/10.1007/BF00336094>
161. Brookes P.C., Powlson D.S., Jenkinson D.S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol Biochem*. 1982. 14. P. 319-29. doi: 10.1016/0038-0717(82)90001-3.
162. Brooks B.W., Murray R.G.E. Nomenclature for “*Micrococcus radiodurans*” and other radiation-resistant cocci: *Deinococcaceae* fam. nov. and *Deinococcus* gen. nov., including five species. *Int. J. Systematic Bacteriology*. 1981. 31(3). P. 353–360.
163. Brown J.E., Alfonso B., Avila R. et al. A new version of the ERICA Tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. *J. Environ. Radioact.* 2016. 153. P. 141–148. <http://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.12.011>
164. Cadish G., Giller K.E. Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition. CAB INT, Wallingford. 1997. 409 p.
165. Cambardella C.A., Elliott E.T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. America J.* 1993. 57. P. 1071–76.
166. Carter M.R., Gregorich E.G., Angers D.A., Beare M.H., Sparling G.P., Wardle D.A., Voroney R.P. Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Can. J. Soil Science*. 1999. 79. P. 507-520. <https://doi.org/10.4141/S99-012>
167. Chapin F.S. III, Matson P.A., Mooney H.A. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York. 2011. 447 p. doi: 10.1007/978-1-4419-9504-9
168. Chapin F.S. III, Zavaleta E.S., Evineret V.T. et al. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 2000. 405. P. 234-242. doi: 10.1038/35012241

169. Chapon V., Piette L. Vesvres M.-H. et al. Microbial diversity in contaminated soils along the T22 trench of the Chernobyl experimental platform. *Appl. Geochem.* 2012. 27. P. 1375–1383. doi: 10.1016/j.apgeochem.2011.08.011
170. Chen Y., Aviad T. Effect of humic substances on plant growth. In: Maccarthy P., Clapp C.E., Malcolm R.L., Bloom P.R., ed., *Humic substances in soil and crop sciences: selected readings*, Madison, WI: American Society of Agronomy, 1990. P. 161–86.
171. Chen R., Senbayram M., Blagodatsky S. et al. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Glob. Chang. Biol.* 2014. 20, P. 2356–2367. doi: 10.1111/gcb.12475
172. Cheng W. Rhizosphere priming effect: its functional relationships with microbial turnover, evapotranspiration, and C–N budgets. *Soil Biol. Biochem.* 2009. 41. P. 1795–1801. doi: 10.1016/j.soilbio.2008.04.018
173. Chenu C., Klumpp K., Bispo A. et al. Stocker du carbone dans les sols agricoles: évaluation de leviers d'action pour la France. *Inn. Agronomiques* 2014. 37. P. 23–37. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01173319>
174. Chesser R., Baker R.J., Growing up with Chernobyl. *Am. Sci.* 2006. 94(6). P. 542-549. doi: 10.1511/2006.62.542
175. Chotte J.L., Diouf M., Assigbetse K. et al. Unexpected similar stability of soil microbial CO₂ respiration in 20-year manured and in unmanured tropical soils. *Environ Chem Lett.* 2013. (11). P. 135–142. doi:10.1007/s10311-012-0388-9
176. Colas F., Woodward G., Burdon F. et al., Towards a simple global-standard bioassay for a key ecosystem process: organic-matter decomposition using cotton strips. *Ecol. Indicators.* 2019. 106. 105466. doi: 10.1016/J.Ecolind.2019.105466
177. Confalonieri F., Sommer S. Bacterial and archaeal resistance to ionizing radiation. *J. Phys.: Conf. Ser.* 2011. 261. 012005. doi: 10.1088/1742-6596/261/1/012005
178. Cornwell W.K., Cornelissen J.H.C., Amatangelo K. et al. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes

worldwide. *Ecol. Lett.* 2008. 11. P. 1065–1071. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x

179. Correll R.L., Harch B.D., Kirkby C.A., O'Brien K. Statistical analysis of reduction in tensile strength of cotton strips as a measure of soil microbial activity. *J. Microbiol. Methods.* 1997. 31. P. 9–17.

180. Cotrufo M.F., Del Galdo I., Piermatteo D. Litter decomposition: concepts, methods and future perspectives. In: Kutsch WL, Bahn M, Heinemeyer A (eds) *Soil carbon dynamics: an integrated methodology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2009. P. 76–90. doi: 10.1017/CBO9780511711794.006

181. Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biol.* 2013. 19. P. 988-995. doi: 10.1111/gcb.12113

182. Counsell T.J., Murray R.G.E. Polar lipid profiles of the genus *Deinococcus*. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 1986. 36(2). P. 202–206.

183. Craine J.M., Morrow C., Fierer N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology.* 2007. 88. P. 2105–2113. doi: 10.1890/06-1847.1

184. Dadachova E., Bryan R.A., Huang X. et al. Ionizing Radiation Changes the Electronic Properties of Melanin and Enhances the Growth of Melanized Fungi. *PLoS ONE.* 2007. 2(5). e457. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000457>

185. Dayo-Olagbende G.O., Akingbola O.O. Humus: A Means of Attenuating Radionuclides in Soils. *Journal Clean WAS.* 2021. 5(2): 54-57. doi: <http://doi.org/10.26480/jcleanwas.02.2021.54.57>

186. Daly M.J., Gaidamakova E.K., Matrosova V.Y. et al. Accumulation of Mn (II) in *Deinococcus radiodurans* facilitates gamma-radiation resistance. *Science.* 2004. 306:1025–1028. doi: 10.1126/science.1103185

187. Davidson E.A., Janssens I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature.* 2006. 440. P. 165–173. doi: 10.1038/nature04514

188. Davidson E.A., Keller M., Erickson H.E., Verchot L.V., Veldkamp D. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*. 2000. 50(8) P. 667–680. doi: 10.1641/0006-3568(2000)050[0667:TACMOS]2.0.CO;2.
189. Davis N.S., Silverman G.J., Msurovsky E.B. Radiation-resistant, pigmented coccus isolated from haddock tissue. *J. bacteriology*. 1963. 86. P. 294–298.
190. Derrien D., Plain C., Courty P.E. et al. Does the addition of labile substrate destabilise old soil organic matter? *Soil Biol Biochem*. 2014. 76. P. 149–160. doi: 10.1016/j.soilbio
191. Dewey D.L., Boag J.W. Dose-rate effect in bacteria. *Radiation Res*. 1958. 9. P. 106–120.
192. Dick R.P., Breakwell D.P., Turco R. F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: *Methods for Assessing Soil Quality*. Doran J.W. and Jones A.J. (eds.). Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin. 1996. P. 247-271
193. Dickson J.S. Radiation inactivation of microorganisms. In: Molins R. (Ed.). *Food Irradiation. Principles and Applications*. New York: Wiley-Interscience. John Wiley and Sons Inc. 2001. P. 23–35.
194. Didion M., Repo A., Liski J., Forsius M., Bierbaumer M., & Djukic I. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags- a field study and model application. *Forests*. 2016. 7(8). 167. <https://doi.org/10.3390/f7080167>
195. Dighton J., Tugay T., Zhdanova N. Fungi and ionizing radiation from radionuclides. *FEMS Microbiol Lett*. 2008. 281. P. 109–120. doi: 10.1111/j.1574-6968.2008.01076.x
196. Di Ruggiero J., Santangelo N., Nackerdien Z. et al. Repair of extensive ionizing-radiation DNA damage at 95 degrees C in the hyperthermophilic archaeon *Pyrococcus furiosus*. *J. Bacteriology*. 1997. 179(14). P. 4643–4645.

197. Doran J.W., Sarrantonio M., Liebig M.A. Soil health and sustainability. *Adv. Agron.* 1996. 6. P. 1-45.
198. Dossou-Yovo W., Parent S.-É., Ziadi, N., Parent É., Parent L.-É. Tea Bag Index to Assess Carbon Decomposition Rate in Cranberry Agroecosystems. *Soil Syst.* 2021. 5(3): 44. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5030044>
199. Dungait J.A.J., Hopkins D.W., Gregory A.S., Whitmore A.P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology.* 2012. 18. P. 1781- 1796. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x
200. Ekschmitt K., Kandeler E., Poll C. et al. Soil-carbon preservation through habitat constraints and biological limitations on decomposer activity. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2008. 171. P. 27–35. doi: 10.1002/jpln.200700051
201. Fanin N., Bezaud S., Sarneel J.M., Cecchini S., Nicolas M., Augusto L. Relative Importance of Climate, Soil and Plant Functional Traits During the Early Decomposition Stage of Standardized Litter. *Ecosystems.* 2020. 23. P. 1004–1018. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00452-z>
202. Felber R., Conen F., Flechard C.R., Neftel A. The acetylene inhibition technique to determine total denitrification ($N_2 + N_2O$) losses from soil samples: potentials and limitations. *Biogeosciences Discuss.* 2012. 9. P. 2851–2882. doi:10.5194/bgd-9-2851-2012
203. Fierer N., Schimel J.P., Holden P.A. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biol Biochem.* 2003. 35. P. 167–176. doi: 10.1016/S0038-0717(02)00251-1
204. Francis A.J. Microbial dissolution and stabilization of toxic metals and radionuclides in mixed wastes. *Experientia.* 1990. 46(8). P. 840–851.
205. Francis A.J. Microbial transformations of radionuclides and environmental restoration through bioremediation. Report for presentation at the Symposium on "Emerging Trends in Separation Science and Technology" SESTEC 2006. Bhabha Atomic Research Center (BARC), Trombay, Mumbai, India (September 29 - October 1, 2006. 15 p.

206. Fritz K.M., Fulton S., Johnson B.R., Barton C.D., Jack J.D., Word D.A., Burke R.A. An assessment of cellulose filters as a standardized material for measuring litter breakdown in headwater streams. *Ecohydrology*. 2011. 4. P. 469–476. <https://doi.org/10.1002/eco.128>.
207. Fontaine S., Henault C., Aamor A. et al. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biol Biochem*. 2011. 43. P. 86–96. doi: 10.1016/j.soilbio.2010.09.017
208. Fontaine S., Mariotti A., Abbadie L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem*. 2003. 35. P. 837–843. doi: 10.1016/S0038-0717(03)00123-8)
209. Fritz K.M., Fulton S., Johnson B.R. et al. An assessment of cellulose filters as a standardized material for measuring litter breakdown in headwater streams. *Ecohydrology*. 2011. 4. P. 469–476. <https://doi.org/10.1002/eco.128>.
210. Fujii S., Mori A.S., Koide D., Makoto K., Matsuoka S., Osono T., Isbell F. Disentangling relationships between plant diversity and decomposition processes under forest restoration. *J. Appl. Ecol.* 2017. 54. P. 80–90. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12733>
211. Gerhardt P. Manual of Methods for General Bacteriology. Washington, DC: American Society for Microbiology, 1981. 524 p.
212. Ghosal D., Omelchenko M. V., Gaidamakova E. K. et al. How radiation kills cells: Survival of *Deinococcus radiodurans* and *Shewanella oneidensis* under oxidative stress. *FEMS Microbiology Rev.* 2005. 29(2). P. 361-375. doi: 10.1016/j.femsre.2004.12.007
213. Giller K.E., Witter E., McGrath S.P. Heavy metals and soil microbes. *Soil Biol. Biochem*. 2009. 41. P. 2031–2037. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.04.026
214. Gray S.N. Fungi as potential bioremediation agents in soil contaminated with heavy or radioactive metals. *Biochem Soc Trans.* 1998. 26. P. 666–670.

215. Gu M., Zhang, Z., Wang, W. et al. The Effects of Radiation Pollution on the Population Diversities and Metabolic Characteristics of Soil Microorganisms. *Water Air Soil Pollut.* 2014. 225. 2133. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2133-4>
216. Gucht K.V.D. Cottenie K., Muylaert K. et al. The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *Proc. Nat. Academy Sci. USA.* 2007. 104(51). 20404-20409. <https://doi.org/10.1073/pnas.0707200104>
217. Gudkov I. Radiation situation in Central Europe 25 years after Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radioecological problems. *Natural Human Environment: Dangers, Protection, Education.* Ed. K.H. Dygus. Warsaw: Oficyna Wydawnicza WSEIZ. 2012. P. 27–34
218. Gudkov I.M., Volkohon I.V., Illienko V.V., Lazarev M.M., Klepko A.V. Impact of radioactive contamination of soils on the diversity of micropopulation and the transformation of organic substances. *Agricultural Science and Practice*, 2022. 9(3). P. 3-15. <https://doi.org/10.15407/agrisp9.03.003>
219. Guillot E., Hinsinger P., Dufour L., Roy J., Bertrand I. With or without trees: resistance and resilience of soil microbial communities to drought and heat stress in a Mediterranean agroforestry system. *Soil Biol Biochem.* 2019. 129. P. 122–135. doi: 10.1016/j.soilbio.2018.11.011
220. Guo L.B., Gifford R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Glob Chang Biol.* 2002. 8. P. 345–360. doi: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x
221. Hättenschwiler S., Tiunov A.V., Scheu S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 2005. 36. P. 191–218. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932
222. Haidari M.D., Kojima K., Naoko Ohkama-Ohtsu N. et al. Evaluation of the effects of soil microorganisms on ¹³⁷Cs uptake of soybean cultivars with different ¹³⁷Cs accumulation properties in seeds as affected by single/co-inoculation using *Bradyrhizobium* and arbuscular mycorrhizal fungi and soil types. *Soil Microorg. (Japan).* 2017. 71(2). P. 49–63. doi: 10.18946/jssm.71.2_49

223. Han P., Zhang W., Wang G., Sun W., Huang Y. Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management: A global metaanalysis. *Scientific Reports*. 2016. 6. 27199. doi: 10.1038/srep27199
224. Hallsworth J.E. Microbial unknowns at the saline limits for life. *Nat Ecol & Evol*. 2019. 3(11): 1503–1504. doi: 10.1038/s41559-019-1021-0
225. Hardy R.W.F., Burns R.C., Holsten R.D., Application of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation. *Soil. Biol. Biochem*. 1973. 5(1). P. 41-83. doi: 10.1016/0038-0717(73)90093-X
226. Hargreaves J.C., Adl M.S., Warman P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric Ecosyst Environ*. 2008. 123. P. 1–14. doi: 10.1016/j.agee.2007.07.004
227. Harrison A.F., Latter P.M. & Walton D.W.H. Cotton strip assay: an index of decomposition in soils (ed. P.M. Latter), Institute of Terrestrial Ecology, Grange-Over-Sands, UK. 1988. ISBN 1 870393 06 6
228. Horn R, Smucker A Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil Till Res*. 2005. 82(1). P. 5–14. doi: 10.1016/j.still.2005.01.002
229. Howard-Flanders P. Molecular mechanisms in the repair of irradiated DNA. *Japan. J. Genetics*. 1965. 40 (suppl.). P. 256–263.
230. Hoyos-Hernandez C., Courbert C., Simonucci C, David S., Vogel T.M. and Larose C. Community structure and functional genes in radionuclide contaminated soils in Chernobyl and Fukushima. *FEMS Microbiol. Letters*. 2019. 366(21). fnz180. doi: 10.1093/femsle/fnz180
231. Hursh A., Ballantyne A., Cooper L. et al. The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale. *Glob Change Biol*. 2017. 23. P. 2090–2103. doi: 10.1111/gcb.13489
232. Ihara H., Kumagai A., Hori T., Nanba K., Aoyagi T., Takasaki M., Katayaman Y. Direct comparison of bacterial communities in soils contaminated with different levels of radioactive cesium from the first Fukushima nuclear power

plant accident. *Sci Total Environ.* 2021. 756: 143844.
doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143844

233. Illienko V., Volkohon I., Klepko A., Lazarev M. The changes of Tea Bag Index parameters depending on the radionuclide contamination level of soils in northern Ukraine. EGU General Assembly 2023. (23–28 April 2023, Vienna, Austria). Abstract EGU23. 140. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-140>

234. ISO 18589-5:2009 International standard. Measurement of radioactivity in the environment. Soil. Part 5: Measurement of strontium-90. 2009

235. Jackson R.B., Lajtha K., Crow S.E. et al. The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Ann Rev Ecol Evol Syst.* 2017. 48(1). P. 419–445. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234

236. Jain R., Rivera M.C., Lake J.A. Horizontal gene transfer among genomes: The complexity hypothesis. *PNAS.* 1999. 96(7). 3801-3806. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.7.3801>

237. Janzen H.H. Beyond carbon sequestration: soil as conduit of solar energy. *Eur J Soil Sci.* 2015. 66(1). P. 19–32. doi: 10.1111/ejss.12194

238. Jastrow J.D., Amonette J.E., Bailey V.L. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Clim Chang.* 2007. 80. P. 5–23. doi:10.1007/s10584-006-9178-3

239. Jelin B.A., Sun W., Kravets A.P. et al., Quantifying annual internal effective ¹³⁷Cesium dose utilizing direct body-burden measurement and ecological dose modeling. *J. Exposure Sci. Environ. Epidemiology (JESEE).* 2015. 26(6). P. 24-38. doi: 10.1038/jes.2015.6.

240. Jenkinson D.S. The soil microbial biomass. *New Zealand Soil News.* 1977. 25. P. 213-218.

241. Jenkinson D.S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems.* Wilson J.R. (ed.). CAB International. 1988. P. 368-386.

242. Jobbágy E.G., Jackson R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol Appl.* 2000. №10. P. 423–436. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2.
243. Johnson J.I., Temple K.L. Some Variables Affecting Measurement of Catalase Activity in Soil. *Soil Sci Soc American J.* 1964. 28. P. 207-209. <https://doi.org/10.2136/sssaj1964.03615995002800020024x>
244. Jung K-W., Lim S., Bahn Y-S. Microbial radiation-resistance mechanisms. *J. Microbiol.* 2017. 55(7). P. 499-507. doi: 10.1007/s12275-017-7242-5
245. Kaiser E.-A., Müller T., Jörgensen R.G., Insam H., Heinemeyer O. Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 1992. 24:675-683. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90046-Z](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90046-Z)
246. Kandeler F., Kampichler C., Horak O. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biol Fertil Soils.* 1996. 23. P. 299–306. <https://doi.org/10.1007/BF00335958>.
247. Kashparov V., Levchuk S., Zhurba M. et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)*. 2018. 10. P. 339-353. <https://doi.org/10.5194/essd-10-339-2018>
248. Keuskamp J.A., Dingemans B.J.J., Lehtinen, T. Sarneel, J.M., Hefting M.M. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods Ecol Evol.* 2013. 4: 1070-1075. doi: 10.1111/2041-210X.12097
249. Khan S.A., Mulvaney R.L., Ellsworth T.R., Boast C.W. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.* 2007. 36(6). P. 1821–1832. doi: 10.2134/jeq2007.0099
250. Korogodin V.I., Kapul'tsevich Yu., Petin V.G., Blisnik K.M. Radiosensitivity of haploid yeast cells irradiated with sparsely and densely ionizing radiations. *Mutat. Res.* 1996. 357. P. 67–74.

251. Kovaliukh N.N., Skripkin V.V., van Der Plicht J. ^{14}C Cycle in the hot zone around Chernobyl. Proc. 16th International ^{14}C Conference, (ed. W. G. Mook and J. van der Plicht). Radiocarbon. 1998. 40(1). P. 391-397.
252. Kravets A., Pavlenco Y. Reconstruction and forecast of doses due to ingestion of ^{137}Cs and ^{90}Sr after the Chernobyl accident. *Radiat Environ Biophys.* 2008. 47. P. 213-224. doi: 10.1007/s00411-008-0156-1.
253. Kuzyakov Y. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 2010. 42. P. 1363–1371. doi: 10.1016/j.soilbio.2010.04.003
254. Ladha J.K., Reddy C.K., Padre A.T., van Kessel C. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. *J. Environ. Quality.* 2011. 40. P. 1756–1766. doi: 10.2134/jeq2011.0064
255. Lal R. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European J. Soil Sci.* 2009. V. 60. P. 158-169. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x>
256. Lal R., Griffin M., Apt J., Lave L., Morgan M.G. Managing soil carbon. *Science.* 2004. 304. P. 393. doi: 10.1126/science.1093079
257. Lashermes G., Nicolardot B., Parnaudeau V. et al. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organicmatter application. *Eur J Soil Sci.* 2009. 60. P. 297–310. doi: 10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x
258. Lavrentyeva G.V., Zaharova V.R., Mirzeabasov O.A., Synzynys B.I. Influence of Radioactive Contamination of the Sr-90 Terrestrial Ecosystems on the Enzymatic Activity of the Soil. in XIII International Youth Scientific and Practical Conference “FUTURE OF ATOMIC ENERGY - AtomFuture 2017”, KnE Engineering. 2017. P. 137–142. doi: 10.18502/keg.v3i3.1613
259. Lehmann J., Kleber M. The contentious nature of soil organic matter. *Nature.* 2015. 528. P. 60–68. doi:10.1038/nature16069
260. Liang B.C., Gregorich E.G., MacKenzie A.F. et al. Retention and turnover of corn residue carbon in some eastern Canadian soils. *Soil Sci Soc America J.* 1998. 62. P. 1361-1366.

261. Liu Y., Cui X., Yang R. et al. Genomic Insights into the Radiation-Resistant Capability of *Sphingomonas gomolangmaensis* S5-59^T and *Sphingomonas glaciei* S8-45^T, Two Novel Bacteria from the North Slope of Mount Everest. *Microorganisms*. 2022. 10(10). 2037. doi: 10.3390/microorganisms10102037
262. Liu H., Macdonald C.A., Cook J., Anderson I. C., & Singh B. K. An ecological loop: host microbiomes across multitrophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*. 2019. 34. 1118-1130. doi: 10.1016/j.tree.2019.07.011
263. Lloyd J.R., Renshaw J.C. Microbial transformations of radionuclides: Fundamental mechanisms and biogeochemical implications. *Met. Ions Biol. Syst.* 2005. 44, pp. 205-240. PubMed: 15971669
264. Lopez-Fernandez M., Jroundi F., Ruiz-Fresneda M.A. and Merroun M.L. Microbial interaction with and tolerance of radionuclides: underlying mechanisms and biotechnological applications. *Microb Biotechnol.* 2021. 14(3). P. 810–828. doi: 10.1111/1751-7915.13718
265. Lovley D.R., Phillips E.J.P., Gorby Y.A. et al. Microbial reduction of uranium. *Nature*. 1991. 350. P. 413–6.
266. Lu M., Zhou X., Luo Y. et al. Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2011. 140. P. 234-244. doi: 10.1016/j.agee.2010.12.010
267. Luo Z., Feng W., Luo Y., Baldock J., Wang E. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Glob. Change Biol.* 2017. 23. P. 4430–4439. <https://doi.org/10.1111/gcb.13767>
268. Malo M.E. and Dadachova E. Melanin as an energy transducer and a radioprotector in Black Fungi. In *Fungi in Extreme Environments: Ecological Role and Biotechnological Significance*. Tiquia-Arashiro, S., and Grube, M. (eds). Cham, Switzerland: Springer. 2019. P. 175-182.
269. Martins M.R., Angers D.A., Corá J.E. Co-accumulation of microbial residues and particulate organic matter in the surface layer of a no-till Oxisol under

different crops. *Soil Biol. Biochem.* 2012. 50. P. 208-213.
doi: 10.1016/j.soilbio.2012.03.024

270. McKenney E.A., Koelle K., Dunn R.R., Yoder, A.D. The ecosystem services of animal microbiomes. *Molecular Ecology*. 2018. 27. P. 2164-2172.
doi: 10.1111/mec.14532

271. McNamara N.P., Black H.I.J., Beresford N.A., Parekh N.R. Effects of acute gamma irradiation on chemical, physical and biological properties of soils. *Appl Soil Ecol.* 2003. 24. P. 117–132. doi: 10.1016/S0929-1393(03)00073-8

272. Melillo J.M., Aber J.D., Muratore J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*. 1982. 63. P. 621–626.

273. Merroun M, Hennig C, Rossberg A et al. Molecular and atomic analysis of uranium complexes formed by three ecotypes of *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Biochem Soc Trans.* 2001. 30. P. 669–72.

274. Merroun M.L., Raff J., Rossberg A. et al. Complexation of uranium by cells and S-layer sheets of *Bacillus sphaericus* JG-A12. *Appl Environ Microbiol.* 2005. 71. P. 5532–43. doi: 10.1128/AEM.71.9.5532-5543.2005

275. Mondani L., Benzerara K., Carrière M., et al. Influence of Uranium on Bacterial Communities: A Comparison of Natural Uranium-Rich Soils with Controls. *PloS one*. 2011. 6(10). P. e25771. doi: 10.1371/journal.pone.0025771

276. Moorhead D.L., Sinsabaugh R.L. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecol. Monogr.* 2006. 76. P. 151–174. doi: 10.1890/0012-9615(2006)076[0151:ATMOLD]2.0.CO;2

277. Mori T., Hashimoto T., Sakai Y. Evaluating the tea bag method as a potential tool for detecting the effects of added nutrients and their interactions with climate on litter decomposition. *bioRxiv*. 2021.
<https://doi.org/10.1101/2021.01.28.428520>

278. Mousseau T.A., Milinevsky G., Kenney-Hunt J., Møller A.P. Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas. *Oecologia*. 2014. 175. P. 429–437. doi: 10.1007/s00442-014-2908-8

279. Mousseau T.A., Møller A.P. Landscape portrait: a look at the impacts of radioactive contaminants on Chernobyl's wildlife. *Bull. At. Sci.* 2011. 67. P. 38–46. <https://doi.org/10.1177/0096340211399747>
280. Mueller P., Schile-Beers L.M., Mozdzer T.J. et al. Global-change effects on early-stage decomposition processes in tidal wetlands-implications from a global survey using standardized litter. *Biogeosciences*. 2018. 15. P. 3189–3202. <https://doi.org/10.5194/bg-15-3189-2018>
281. Mulvaney R.L., Khan S.A., Ellsworth T.R. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *J. Environ. Qual.* 2009. 38. P. 2295–2314. doi: 10.2134/jeq2008.0527
282. Nachimuthu G., King K., Kristiansen P., Lockwood P., Guppy C. Comparison of methods for measuring soil microbial activity using cotton strips and a respirometer. *J. Microbiol. Methods*. 2007. 69(2). P. 322-9. doi: 10.1016/j.mimet.2007.02.002
283. Nielsen M.N. & Winding A. Microorganisms as Indicators of Soil Health. National Environmental Research Institute, Denmark. Technical Report No. 388. 2002.
284. Newton R.J., Jones S.E., Eiler A., McMahon K.D., & Bertilsson S. A guide to the natural history of freshwater lake bacteria. *Microbiol. Molecular Biol. Rev.* 2011. 75. P. 14-49. doi: 10.1128/MMBR.00028-10
285. Obbard J.P., Jones K.C. The use of the cotton-strip assays to assess cellulose decomposition in heavy metal-contaminated sewage sludge-amended soils. *Environ. Pollution*. 1993. 81(2). P. 173-178. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90083-Z](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90083-Z)
286. Ochiai K., Yamanaka T., Kimura K., Sawada O. Inheritance of drug resistance (and its transfer) between Shigella strains and Between Shigella and E. coli strains. *Hihon Iji Shimpō*. (яп.) 1959. 1861. C. 34.
287. Ogwu M.C., Kerfahi D., Song H. et al. Changes in soil taxonomic and functional diversity resulting from gamma irradiation. *Sci. Reports*. 2019. 9. 7894. doi. 10.1038/s41598-019-44441-7

288. Oyaizu H., Stackebrandt E., Schleifer K. H. et al. Radiation-resistant rod-shaped bacterium, *Deinobacter grandis* gen. nov., sp. nov., with peptidoglycan containing ornithine. *Int. J. Systematic Bacteriol.* 1987. 37(1). P. 62–67.

289. Pareniuk O., Shavanova K., Laceby J.P., Tytova L., Illienko V., Levchuk S., Gudkov I., Nanba K. Modification of ¹³⁷Cs transfer to rape (*Brassica napus* L.) phytomass under the influence of soil microorganisms. *J. Environmental Radioactivity.* 2015. 149. P. 73-80. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.07.003>

290. Parton W., Silver W.L., Burke I.C., Grassens L. & Harmon M.E. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science.* 2007. 315. P. 361–364. doi: 10.1126/science.1134853

291. Patyka N.V., Kaminsky V.F. Agrobiology of Rhizosphere. *Agricultural Science and Practice.* 2014. 1(3). P. 69-73. doi: <https://doi.org/10.15407/agrisp1.03.069>

292. Pavlopoulou A., Savva G.D., Louka M. et al. Unraveling the mechanisms of extreme radioresistance in prokaryotes: lessons from nature. *Mutat Res Rev Mutat Res.* 2016. 767. P. 92–107. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2015.10.001>

293. Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D., Robertson G.P., Smith P. Climate-smart soils. *Nature.* 2016. 532. P. 49–57. doi:10.1038/nature17174

294. Pellerin S., Bamière L., Angers D. et al. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 2013. 92 p.

295. Petraglia A., Cacciatori C., Chelli S. et al. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant Soil.* 2019. 435. P. 187–200. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3889-x>

296. Poeplau C., Don A. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 2015. 200(1). P. 33-41. doi: 10.1016/j.agee.2014.10.024

297. Poffenbarger H.J., Barker D.W., Helmers M.J. et al. Maximum soil organic carbon storage in Midwest US cropping systems when crops are optimally nitrogen-fertilized. *PLoS ONE*. 2017. 12:e0172293. doi: 10.1371/journal.pone.0172293
298. Prescott C.E. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecol Management*. 2005. 220. P. 66–74.
299. Prescott C.E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*. 2010. 101. P. 133–149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>
300. Pro H., Iizuka H. Characterization of radiation-resistant species of *Pseudomonas radiora* and patterns of catalase activities. *Agricultural Biol. Chem.* 1980. 44(6). P. 1315–1320.
301. Ragon M., Restoux G., Moreira D. et al. Sunlight-exposed biofilm microbial communities are naturally resistant to chernobyl ionizing-radiation levels. *PLoS One*. 2011. 6. e21764. doi: 10.1371/journal.pone.0021764
302. Rainey F.A., Ray K., Ferreira M. et al. Extensive Diversity of Ionizing-Radiation-Resistant Bacteria Recovered from Sonoran Desert Soil and Description of Nine New Species of the Genus *Deinococcus* Obtained from a Single Soil Sample. *Appl. Environ. Microbiol.* 2005. 71(9). P. 5225–5235. doi:10.1128/AEM.71.9.5225–5235.2005
303. Rajendhran J., Gunasekaran P. Strategies for accessing soil metagenome for desired applications. *Biotechnol. Adv.* 2008. 26. P. 576–590. doi: 10.1016/j.biotechadv.2008.08.002.
304. Raupp J. Manure Fertilization for Soil Organic Matter Maintenance and its Effects Upon Crops and the Environment, Evaluated in a Long-term Trial. CAB International 2001. Sustainable Management of Soil Organic Matter (eds R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell and C.A. Watson). 2001. P. 301-306.
305. Ravanat J.L., Douki T. UV and ionizing radiations induced DNA damage, differences and similarities. *Radiat Phys Chem.* 2016. 128. P. 92–102. doi: 10.1016/j.radphyschem.2016.07.007

306. Recous S., Robin D., Darwis D., Mary B. Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 1995. 27. P. 1529-1538
307. Ritz K. Growth responses of some fungi to spatially heterogeneous nutrients. *FEMS Microbiol Ecol.* 1995. 16. P. 269–280.
308. Robertson G.P., Bruulsema T.W., Gehl R.J. et al. Nitrogen–climate interactions in US agriculture. *Biogeochem.* 2013. 114. P. 41–70. doi: 10.1007/s10533-012-9802-4
309. Rovira A.D., Greacen E.L. The effect of aggregate disruption on the activity of microorganisms in soil. *Aust J Agric Res.* 1957. 8. P. 659–673.
310. Russell A.E., Cambardella C.A., Laird D.A., Jaynes D.B., Meek D.W. Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in Midwestern US agricultural systems. *Ecol. Appl.* 2009. 19. P. 1102–1113. doi: 10.1890/07-1919.1
311. Ryabova A., Kozlova O., Kadirov A., Ananeva A., Gusev O., Shagimardanova E. DetR DB: A database of ionizing radiation resistance determinants. *Genes.* 2020. 11. 1477. doi: 10.3390/genes11121477
312. Sahrawat K.L., Keeney D.R. Nitrous oxide emission from soils. *Adv. Soil. Sci.* 1986. 4. P. 103–147. doi: 10.1007/978-1-4613-8612-4_2
313. Saito T., Terato H., Yamamoto O. Pigments of *Rubrobacter radiotolerans*. *Arch. Microbiol.* 1994. 162(6). P. 414–421.
314. Sanderman J., Farquharson R., Baldock J. Soil carbon sequestration potential: a review for Australian agriculture—a report prepared for Department of Climate Change and Energy Efficiency. CSIRO Land and Water. 2010. <http://www.csiro.au/resources/Soil-Carbon-Sequestration-Potential-Report.html>
315. Schaller J., Weiske A., Dudel E.G. Effects of gamma-sterilization on DOC, uranium and arsenic remobilization from organic and microbial rich stream sediments. *Sci Total Environ.* 2011. 409. P. 3211–3214. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.05.014
316. Schimel J.P., Schaeffer S.M. Microbial control over carbon cycling in soil. *Front. Microbiol.* 2012. 348. P. 1-11. doi: 10.3389/fmicb.2012.00348

317. Setälä H., Marshall V.G., Trofymow J.A. Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and ^{15}N uptake by poplar in a pot trial. *Soil Biol. Biochem.* 1996. 28(12). 1661–1675. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00252-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00252-0)
318. Shuryak I., Matrosova V.Y., Gaidamakova E.K. et al. Microbial cells can cooperate to resist high-level chronic ionizing radiation. *PLoS ONE*. 2017. 12(12). e0189261. doi: 10.1371/journal.pone.0189261
319. Singh R., Rani A., Kumar P., Shukla G., Kumar A. Cellulolytic activity in microorganisms. *Bull. of Pure and Appl. Sc.* 2017. 36(1). P. 28-37. doi: 10.5958/2320-3196.2017.00004.0
320. Skladany G.J., Metting F. Bioremediation of contaminated soil. *Soil Microb Ecol.* 1992. P. 438–513
321. Slocum M.G., Roberts J. & Mendelsohn I.A. Artist canvas as a new standard for the cotton-strip assay. *J. Plant Nutrition Soil Sci.* 2009. 172. P. 71–74. doi: 10.1002/jpln.200800179
322. Smith J. Field evidence of significant effects of radiation on wildlife at chronic low dose rates is weak and often misleading. A comment on “Is non-human species radiosensitivity in the lab a good indicator of that in the field? Making the comparison more robust” by Beaugelin-Seiller et al.” *J. Environ. Radioact.* 2019. 105895. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.01.007>
323. Smith J.L., Paul E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: *Soil Biochemistry 6*. Bollag, J.-M. and Stotzky, G. (eds.). Marcel Dekker, Inc., New York. 1990. P. 357-396.
324. Spalding R.F., Exner M.E. Occurrence of nitrate in groundwater – a review. *J Environ Qual.* 1993. 22. P. 392–402. doi: 10.2134/jeq1993.00472425002200030002x.
325. Sparrow A.H., Sparrow R.C., Thompson K.H., Schairer L.A. The use of nuclear and chromosomal variables in determining and predicting radiosensitivities. *Radiat. Bot.* 1965. 5 (suppl.). P. 101–132.

326. Sparrow A.H., Underbrink A.G., Sparrow R.S. Chromosomes and cellular radiosensitivity. 1. The relationship of DO to chromosome volume and complexity in 79 different organisms. *Radiation Res.* 1967. 32(3). P. 915–945.

327. Sparrow A.H., Woodwell G.M. Prediction of the sensitivity of plants to chronic gamma-radiation. *Radioecology*. New-York, Washington: Reinhold, 1963. P. 257–285.

328. Steiner C., Blum W.E.H., Zech W. et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central Amazonian upland soil. *Plant Soil*. 2007. 29 P. 1.275–290. doi: 10.1007/s11104-007-9193-9

329. Steinera M., Linkov M., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems *J Environ Radioactiv.* 2002. 58(2). P. 217–241. doi: 10.1016/S0265-931X(01)00067-4

330. Sterner R.W., Elser J.J. *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements From Molecules to the Biosphere*. Princeton University Press, 2002. 464 p.

331. Stevens W.B., Hoeft R.G., Mulvaney R.L. Fate of nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study. *Agron. J.* 2005. 97. P. 1046–1053. doi: 10.2134/agronj2003.0313

332. Stockmann U., Adams M.A., Crawford J.W. et al. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2013. 164. P. 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>

333. Stockdale E.A., Murphy D.V. Managing Soil Microbial Biomass for Sustainable Agro-Ecosystems. In *Microbial Biomass: A Paradigm Shift in Terrestrial Biogeochemistry* (ed. K.R.Tate). 2017. P.67-85.

334. Tabatabai M.A. (1994). Soil Enzymes. In A.L. Page (Ed.). *Methods of Soil Analysis: Part 2 Microbiological and Biochemical Properties* (P. 775-833). Madison, WI: The American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.2.c37>.

335. Tate R.L. (1995). *Soil Microbiology*. 3rd Edition. John Wiley, New York. 2020. 592 p.
336. Tiedje J.M., Simkins S., Groffman P.M. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. *Plant Soil*. 1989. 115(2). P. 261–284.
337. Tiegs S.D., Langhans S.D., Tockner K. & Gessner M.O. Cotton strips as a leaf surrogate to measure decomposition in river floodplain habitats. *J. North American Benthological Soc.* 2007. 26(1). P. 70–77. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[70:CSAALS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[70:CSAALS]2.0.CO;2)
338. Trofymow J.A., Moore T.R., Titus B. et al. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can. J. Forest Research*. 2002. 32(5). P. 789–804. <https://doi.org/10.1139/x01-117>
339. Verhoef H. A. Litter bag method. In: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Alef, K. and Nannipieri, P. (eds.). Academic Press, 1995. P. 485-487.
340. Villemin G., Balandreau J., Dommergues Y. Utilization du test de reduction de l'acetylene pour la numeration des bacteries libres fixatrices d'azote. *Ann. Microbiol. End. Enzimol.* 1974) 24. P. 87–94.
341. Volkohon I., Illienko V. The abundance and activity of microorganisms in the soil under increasing radioactive contamination. EGU General Assembly 2023. (23–28 April 2023, Vienna, Austria). Abstract EGU23-503. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-503>
342. Waksman S.A. Soil microbiology. *Ann. Rev. Biochemistry*. 1936. 5(1). P. 561-584. <https://doi.org/10.1146/annurev.bi.05.070136.003021>
343. White O., Eisen J.A., Heidelberg J.F., Hickey E.K., Peterson J.D., Dodson R.J... Fraser C.M. Genome sequence of the radioresistant bacterium *Deinococcus radiodurans* R1. *Science*. 1999. 286(5444). 1571-1577. doi: 10.1126/science.286.5444.1571.