

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ПОГОДЖЕНО

Декан факультету захисту
рослин, біотехнологій та екології

_____ **Юлія КОЛОМІЄЦЬ**
« _____ » _____ 2026 р.

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Завідувач кафедри загальної
екології, радіобіології та безпеки
життєдіяльності

_____ **Алла КЛЕПКО**
« _____ » _____ 2026 р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

**на тему «Оцінка радіоекологічних особливостей використання золи як добрива
при вирощуванні культурних рослин»**

Спеціальність 101 «Екологія»

Освітньо-професійна програма «Екологія»

Гарант освітньої програми

доктор педагогічних

наук, професор кафедри

загальної екології, радіобіології

та безпеки життєдіяльності _____

(підпис)

Володимир БОГОЛЮБОВ

Керівник бакалаврської кваліфікаційної роботи

кандидат біологічних

наук, доцент кафедри

загальної екології, радіобіології

та безпеки життєдіяльності,

доцент _____

(підпис)

Володимир ІЛЛЄНКО

Виконала _____

(підпис)

Анастасія ШАПОШНИК

КИЇВ-2026

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології
Кафедра загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

ЗАТВЕРДЖУЮ

завідувач кафедри загальної екології, радіобіології
та безпеки життєдіяльності

д.б.н., професор _____ Алла КЛЕПКО

«_____» _____ 2026 р.

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ БАКАЛАВРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ ЗДОБУВАЧУ

Шапошник Анастасії Валеріївни

Спеціальність 101 «Екологія»

Освітньо-професійна програма «Екологія»

Тема бакалаврської кваліфікаційної роботи «Оцінка радіоекологічних особливостей використання золи як добрива при вирощуванні культурних рослин»

затверджена наказом від «28» жовтня 2025 року № 2537 «С».

Термін подання завершеної роботи на кафедру «_____» _____ 2026 р.

Вихідні дані до бакалаврської кваліфікаційної роботи: законодавчі акти, навчальна та наукова література, публікації наукових установ, власні спостереження та дослідження.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Виміряти питому активність ^{137}Cs у зразках золи домогосподарств та проаналізувати спектр гамма-випромінювання;
2. Визначити кількість золи, яку необхідно вносити для різних варіантів експерименту, збільшення питомої активності ^{137}Cs у ґрунті за рахунок внесення золи;
3. Обрати види та сорти культурних рослин для експерименту, провести визначення схожості насіння;
4. Розробити схему експерименту та виростити рослини в лабораторії для отримання зеленої маси;
5. Виміряти питому активність ^{137}Cs та ^{40}K у біомасі рослин гамма-спектрометричним методом;

6. Розрахувати коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{40}K ;
7. Провести аналіз отриманих результатів та сформулювати висновки.

Дата видачі завдання 10 листопада 2026 р.

**Керівник бакалаврської
кваліфікаційної роботи**

(підпис)

Володимир ІЛЛЄНКО

Завдання взяла до виконання

(підпис)

Анастасія ШАПОШНИК

РЕФЕРАТ

Бакалаврська кваліфікаційна робота на тему «Оцінка радіоекологічних особливостей використання золи як добрива при вирощуванні культурних рослин» викладена на 49 сторінках рукописного тексту, містить 9 таблиць, 11 рисунків та 1 додаток. Кількість використаних джерел літератури: 34.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: зола, ^{137}Cs , ^{40}K , забруднення радіонуклідами, забруднення ґрунту, забруднення рослинності.

Актуальність даної роботи полягає у зростанні обсягів спалювання біомаси рослин та, відповідно, утворенню значної кількості золи, що потребує раціонального й безпечного використання цього побічного продукту. Опалення приватних домогосподарств, особливо на території Житомирської та Київської областей, а також використання побічних продуктів спалювання як добрив, потребують належного контролю та регулювання. Це зумовлено тим, що окремі райони зазначених територій зазнали радіоактивного впливу внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, що створює ризик концентрування у золі накопичених радіонуклідів при спалюванні деревини.

Зола є цінним джерелом мікроелементів, які сприяють покращенню родючості ґрунтів і підвищенню врожайності сільськогосподарських культур на 10-30%. Використання золи як добрива дозволяє не лише зменшити кількість відходів, а й підвищити ефективність агровиробництва шляхом збагачення ґрунтів необхідними поживними речовинами.

Водночас застосування золи пов'язане з певними екологічними ризиками, оскільки вона може містити радіонукліди у суттєвих кількостях. Це створює потенційну небезпеку радіоактивного забруднення ґрунтів, рослинної продукції та навколишнього середовища загалом.

Тому оцінка радіоекологічних особливостей використання золи є важливою складовою забезпечення екологічної безпеки агровиробництва та контролю якості сільськогосподарської продукції. Проведення таких досліджень сприяє формуванню екологічно обґрунтованих технологій удобрення, раціонального використання ресурсів і безпечної утилізації відходів енергетики.

Метою нашої роботи була комплексна оцінка впливу радіоактивно забрудненої золи домогосподарств Народицького району Житомирської області на надходження ^{137}Cs у рослини вівса та вики. Вивчення рівнів радіоактивного забруднення ^{137}Cs ґрунту та біомаси рослин в умовах лабораторного експерименту.

Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні **завдання**:

1. Виміряти питому активність ^{137}Cs у зразках золи домогосподарств та проаналізувати спектр гамма-випромінювання;
2. Визначити кількість золи, яку необхідно вносити для різних варіантів експерименту, збільшення питомої активності ^{137}Cs у ґрунті за рахунок внесення золи;
3. Обрати види та сорти культурних рослин для експерименту, провести визначення схожості насіння;
4. Розробити схему експерименту та виростити рослини в лабораторії для отримання зеленої маси;
5. Виміряти питому активність ^{137}Cs та ^{40}K у біомасі рослин гамма-спектрометричним методом;
6. Розрахувати коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{40}K ;
7. Провести аналіз отриманих результатів та сформулювати висновки.

Предметом дослідження є рівні питомої активності радіонуклідів ^{137}Cs та ^{40}K у зразках ґрунту та рослин, коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{40}K .

Об'єктом дослідження є перехід ^{137}Cs та ^{40}K з ґрунту в рослини вівса та вики за внесення радіоактивно забрудненої золи та без.

ABSTRACT

This bachelor's thesis, entitled 'Assessment of the radioecological characteristics of using ash as a fertiliser in the cultivation of crops', comprises 49 pages of handwritten text, including 9 tables, 11 figures and 1 appendix. Number of references cited: 34.

KEYWORDS: ash, ^{137}Cs , ^{40}K , radionuclide contamination, soil contamination, vegetation contamination.

The present study is of particular pertinence in light of the escalating magnitude of biomass combustion, a process that invariably gives rise to the generation of substantial quantities of ash. This, in turn, underscores the imperative for the judicious and secure utilisation of this by-product. The utilisation of domestic heating systems, particularly in the Zhytomyr and Kyiv regions, and the application of combustion by-products as fertilisers, necessitate effective control and regulation. This phenomenon can be attributed to the fact that specific regions within these areas were exposed to radioactive contamination as a result of the Chernobyl nuclear power plant accident. This exposure presents a risk of accumulated radionuclides concentrating in the ash during the process of wood combustion.

Ash has been shown to be a valuable source of micronutrients, which have been demonstrated to enhance soil fertility and increase crop yields by 10–30%. The utilisation of ash as a fertiliser has been demonstrated to engender a reduction in waste, whilst concomitantly enhancing agricultural productivity by enriching the soil with essential nutrients.

Conversely, the utilisation of ash is associated with specific environmental risks, as it may contain substantial quantities of radionuclides. This poses a potential risk of radioactive contamination of soil, crops and the environment as a whole.

Consequently, the evaluation of radioecological aspects pertaining to ash utilisation constitutes a pivotal element in the assurance of environmental safety within the context of agricultural production and the quality control of agricultural produce. Conducting such research contributes to the development of environmentally sound

fertilisation technologies, the rational use of resources, and the safe disposal of energy sector waste.

The objective of the present study was to conduct a comprehensive evaluation of the impact of radioactively contaminated household ash from the Narodychi district of Zhytomyr region on the uptake of ^{137}Cs by oats and vetch plants. The study entailed the investigation of the levels of ^{137}Cs radioactive contamination in soil and plant biomass under laboratory conditions.

In order to achieve the aforementioned objective, the following tasks were formulated:

1. The objective of the present study is twofold: firstly, to measure the specific activity of ^{137}Cs in samples of household ash, and secondly, to analyse the gamma-ray spectrum.
2. The objective of this study is to ascertain the quantity of ash necessary for various experimental variants, and to determine the increase in the specific activity of ^{137}Cs in the soil due to the addition of ash.
3. The experiment will involve the selection of species and varieties of cultivated plants, in addition to the determination of seed germination rates.
4. The development of an experimental design is imperative for the cultivation of plants in a laboratory setting, with the objective of acquiring green biomass.
5. The specific activity of ^{137}Cs and ^{40}K in plant biomass is to be measured using the gamma-spectrometric method.
6. The accumulation factors for ^{137}Cs and ^{40}K are to be calculated;
7. The results obtained should then be analysed and conclusions drawn.

The subject of the present study is the specific activity levels of the radionuclides ^{137}Cs and ^{40}K in soil and plant samples, and the accumulation coefficients of ^{137}Cs and ^{40}K .

The objective of the present study is to examine the transfer of ^{137}Cs and ^{40}K from soil to oats and vetch plants, with and without the application of radioactively contaminated ash.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	9
РОЗДІЛ 1. АВАРІЯ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС ЯК ОСНОВНЕ ДЖЕРЕЛО ШТУЧНИХ РАДІОНУКЛІДІВ У ЗОЛІ ПАЛИВНОЇ ДЕРЕВИНИ	11
1.1 Наслідки аварії на ЧАЕС для сільськогосподарських територій та лісів	11
1.2. Зола – мінеральний склад та обґрунтування можливості використання у якості мінерального добрива.....	18
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	20
2.1. Рослини, використані в експерименті	20
2.2. Визначення схожості насіння.....	23
2.3. Схема лабораторного експерименту	24
2.4. Спектрометр енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С»-63 та методика вимірювання питомої активності ^{137}Cs	25
РОЗДІЛ 3. РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ЗОЛИ ЯК ДОБРИВА ПРИ ВИРОЩУВАННІ КУЛЬТУРНИХ РОСЛИН	30
3.1. Результати визначення схожості насіння.....	30
3.2. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs в золі та розрахунок внесеної активності.....	32
3.3. Результати вимірювання питомої активності ^{137}Cs у рослинах....	34
ВИСНОВКИ	39
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	41
ДОДАТКИ.....	46

Радіоекологічна ситуація в Україні залишається однією з важливих проблем сучасних наукових досліджень та екологічного моніторингу. Особливого значення набуває вивчення довгострокових наслідків аварії на Чорнобильській АЕС, вплив якої й досі спостерігається на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення. Незважаючи на значний проміжок часу після катастрофи (40 років минуло), питання контролю радіаційного стану довкілля та оцінки можливих шляхів міграції радіонуклідів залишаються актуальними, особливо для територій північної частини Житомирської області.

Одним із важливих аспектів сучасних досліджень є оцінка безпечності використання побічних продуктів спалювання біомаси, зокрема деревної золи у сільському господарстві. Зола широко застосовується як джерело мінеральних елементів для підвищення родючості ґрунтів і врожайності культурних рослин, однак її джерелом можуть слугувати рослини на радіоактивно забруднених територіях. А при спалюванні такої біомаси, у золі можуть концентруватися значні активності радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs .

Особливої уваги потребують території Народицького району Житомирської області, які належать до регіонів, що зазнали значного радіоактивного забруднення після аварії у 1986 року. Проведення досліджень у даному районі дає можливість оцінити сучасний радіаційний стан ґрунтів, визначити особливості накопичення радіонуклідів у золі та встановити потенційні ризики її використання у рослинництві.

Метою нашої роботи була комплексна оцінка впливу радіоактивно забрудненої золи домогосподарств Народицького району Житомирської області на надходження ^{137}Cs у рослини вівса та вики. Вивчення рівнів радіоактивного забруднення ^{137}Cs ґрунту та біомаси рослин в умовах лабораторного експерименту.

Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні завдання:

1. Виміряти питому активність ^{137}Cs у зразках золи домогосподарств та проаналізувати спектр гамма-випромінювання;
2. Визначити кількість золи, яку необхідно вносити для різних варіантів експерименту, збільшення питомої активності ^{137}Cs у ґрунті за рахунок внесення золи;
3. Обрати види та сорти культурних рослин для експерименту, провести визначення схожості насіння;
4. Розробити схему експерименту та виростити рослини в лабораторії для отримання зеленої маси;
5. Виміряти питому активність ^{137}Cs та ^{40}K у біомасі рослин гамма-спектрометричним методом;
6. Розрахувати коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{40}K ;
7. Провести аналіз отриманих результатів та сформулювати висновки.

Предметом дослідження є рівні питомої активності радіонуклідів ^{137}Cs та ^{40}K у зразках ґрунту та рослин, коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та ^{40}K .

Об'єктом дослідження є перехід ^{137}Cs та ^{40}K з ґрунту в рослини вівса та вики за внесення радіоактивно забрудненої золи та без.

Результати роботи були представлені на XII Міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих учених «Екологія – філософія існування людства» (Додаток А).

1.1 Наслідки аварії на ЧАЕС для сільськогосподарських територій та лісів

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції стала катастрофою світових масштабів, яка торкнулася сотень тисяч людей, а її наслідки й досі безпосередньо впливають на населення. Через значний рівень радіоактивного забруднення сільських територій Полісся та переважання сільського населення на постраждалих землях її часто характеризують як “сільську аварію” [1].

У результаті оцінки радіаційної ситуації, що склалася на території тодішнього Радянського Союзу після аварії, було встановлено три напрями радіоактивних опадів: західний, північний та південний.

Західний напрямок пройшов територією півночі Київської, Житомирської, Рівненської, Волинської областей, досяг території Польщі й повернув у бік Скандинавії. Північний слід був зафіксований у Чернігівській області, а також у низці регіонів Білорусі та росії. Південний слід сформувався на початку травня 1986 року й прокладався у напрямку Київ - Умань - Одеса, після чого вийшов за межі СРСР. У зонах опадів радіонуклідів було зафіксовано помітну різницю у співвідношенні основних дозоутворюючих ізотопів. У західних та північних областях домінували ізотопи йоду та цезію, при цьому середнє співвідношення довгоживучих радіонуклідів цезію до стронцію становило в середньому 8:10. Натомість, у південному напрямку концентрації стронцію та цезію були майже однаковими - 1:1 [2].

Характерною особливістю чорнобильських випадінь є їх плямистість. Це означає, що рівень радіоактивного забруднення міг суттєво відрізнятись навіть у межах відносно невеликих територій, що створювало серйозні труднощі для точного картографування забруднених зон. Така ситуація потребувала детального вивчення фактичного стану навколишнього

середовища, зокрема лісових масивів, які є чутливими до забруднення і відіграють важливу роль у функціонуванні екосистеми.

Однак, радіоактивне забруднення охопило не лише ліси, загальна площа радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь в Україні, зокрема, становить 42,9 млн га, що дорівнює 71% території всієї країни [3]. У віддалений післяаварійний період, основним джерелом радіаційного впливу на людину залишається внутрішня доза іонізуючого опромінення, пов'язана із споживанням продуктів харчування та сільськогосподарської сировини, забруднених радіонуклідами. Основна частина цієї дози обумовлена радіоактивним цезієм, що надходить до організму людини з молоком корів [4].

Однак така ситуація є справедливою лише, якщо населення, що проживає на забруднених радіонуклідами територіях, споживає продукцію місцевого походження.

Основним шляхом забруднення продуктів харчування рослинного й тваринного походження (через корми) є потрапляння радіонуклідів через трофічні ланцюги “грунт-рослина-тварина-продукція”. Особливо інтенсивне перенесення радіонуклідів спостерігається в лучних екосистемах. Лучні та пасовищні рослини накопичують у своїй надземній біомасі значно більше радіонуклідів, ніж культури польових сівозмін. Це пов'язано з підвищеним вмістом радіоактивних елементів у дернині. До того ж, щільнокущові злаки (зокрема костриця та тонконіг) засвоюють більше радіоцезію ніж кореневищні види (пирій повзучий, стоколос безостий), оскільки основна маса їхніх коренів зосереджена у верхньому шарі ґрунту (0-5,0 см), який є найбільш забруднений радіонуклідами [5].

Потенційний ризик цих природних територій зумовлений двома факторами: високим рівнем забруднення ґрунту та сукупністю природних умов, що сприяють біогенній міграції радіонуклідів [6].

У перші роки після аварії на ЧАЕС проводилися протирадіаційні заходи - вапнування кислих ґрунтів, внесення калійних і фосфорних добрив, що зменшувало міграцію радіонуклідів у системі “грунт-рослина”. Однак

останніми роками застосування добрив суттєво скоротилося через зменшення поголів'я худоби, спад виробництва добрив і припинення фінансування контрзаходів у сільському господарстві [7]. Це зумовило ситуацію, коли радіологічно критичні продукти тваринного походження як молоко та м'ясо великої рогатої худоби обумовлюють формування 50-95% внутрішньої дози опромінення населення [8].

На сьогодні численні дослідження підтверджують, що радіаційні проблеми у виробництві сільськогосподарської продукції в Україні актуальні на територіях, де переважають торфові та торфово-болотні ґрунти, які характеризуються низькою сорбційною здатністю щодо радіонуклідів [9]. Це означає практичну неможливість виключення земель з використання для заготівлі сіна та випасання худоби природних і напівприродних земель.

Моніторинг радіоактивно забруднених земель українського Полісся показав, що площа сільськогосподарських угідь із рівнем забруднення 37-185 кБк/м² (1-5 Ки/км²) становить 865 тис. га. Території зі щільністю забруднення 185-555 кБк/м² (5-15 Ки/км²) охоплюють 90 тис. га, з яких 50% - це лукопасовищні угіддя. Для регіону характерні високий рівень антропогенного навантаження, потужний промисловий потенціал, висока щільність населення та велика частка зайнятих у сільському господарстві (понад 20% працюючого населення) [3].

У зв'язку зі змінами економічної ситуації в Україні ціни на газ та електроенергію значно зросли. На початку 2025 року ціна газу для населення від "Нафтогазу України" становить 7,96 грн/м³ з ПДВ. Проте через припинення транзиту російського газу тариф на його транспортування зріс у понад чотири рази - з 124,16 до 501,97 грн за тисячу кубометрів [10]. Жителі різних регіонів дедалі частіше переходять на використання місцевої паливної деревини для опалення будівель і задоволення побутових потреб.

Наразі, заготівля паливної деревини переважно відбувається стихійно - люди здійснюють вирубку в будь-яких доступних місцях, не враховуючи можливі негативні наслідки. Відсутність державного контролю створює не

лише правову проблему, а й екологічну - адже деревину часто заготовляють у лісових масивах, що можуть бути забруднені радіонуклідами, рівень яких залишається невідомим.

Практично відразу після аварії на ЧАЕС почалося вивчення масштабів радіоактивного забруднення лісів і воно проходило в декілька етапів. Ці етапи різнилися між собою методичними підходами та обсягом робіт. Перша методика обстеження проводилася науковцями УкрНДІЛГА сумісно зі спеціалістами Міністерства лісового господарства України, Укрдержліспроекту, зі співробітниками науково-дослідних інститутів рф. Обстеження проводилися з використанням приладу ДП-5В; вимірювання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання здійснювали по 16-ти азимутальних напрямках від епіцентру аварії, переважно вздовж доріг і просік, з прив'язкою до кварталних стовпів. Попри примітивність методів, вдалося визначити конфігурацію радіоактивного забруднення лісів найбільш постраждалих територій, а також мозаїчність його розподілу. Отримані результати дозволили організувати заходи для зменшення опромінення працівників лісового господарства, евакуації та згортання робіт у найбільш небезпечних зонах [11].

У 1987-1988 роках роботи з обстеженням радіоактивного забруднення лісів були продовжені із залученням удосконалених методик та нових вимірювальних приладів, що дозволило охопити значно більші території. Основу методичних підходів становила залежність між щільністю радіоактивного забруднення ґрунту (Ki/km^2) та потужністю експозиційної дози гамма-випромінювання ($mkP/год$). На підставі цих досліджень було проведено масштабне обстеження лісових масивів і лісгоспів шести областей України (табл. 1.1).

Отримані матеріали стали основою для ухвалення рішень щодо:

- заборони випуску продукції, рівень радіоактивного забруднення якої, перевищував тимчасово допустимі норми;

- реорганізації структури лісогосподарських підприємств і розміщення їхніх виробничих підрозділів;
- переселення частини працівників лісового господарства із забруднених територій.

Наступний етап вивчення стану лісів розпочався у 1989 році та тривав до 1992-го. Він здійснювався шляхом безпосереднього аналізу ґрунтів у лісових насадженнях усіх кварталів: Волинської, Київської, Житомирської, Чернігівської та Сумської областей. В інших регіонах України роботи проводилися вибірково - на тих ділянках лісів, де за результатами авіаційного моніторингу було зафіксовано підвищення рівнів радіації (табл. 1.2). На той час було відомо, що основна кількість радіонуклідів сконцентрована у лісовій підстилці та верхніх (до 4 см) шарах мінеральної частини ґрунту [12]. Отримані результати стали підґрунтям для планування та ведення лісогосподарської діяльності на всіх територіях, забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС [13].

Таблиця 1.1 – Рівні радіоактивного забруднення лісів [14]

Область	Рік обстеження	Площа обстежених лісів, тис. га	Площа лісів по зонах за щільністю забруднення Кі/км ² , тис. га					
			0-2,0	2,1-5,0	5,1-15,0	15,1-40,0	40,1-80,0	Більше 80
Житомирська	1988	403,0	-	340,9	36,2	17,8	6,7	1,4
	1989	441,3	232,5	144,4	45,9	10,1	7,6	0,8
Київська	1988	275,0	-	194,8	57,1	13,5	6,1	3,5
	1989	353,5	235,5	26,9	13,5	3,6	1,8	0,9
Рівненська	1988	291,0	-	286,0	5,0	-	-	-
	1989	228,2	62,6	0,6	0,08	-	-	-
Всього	1988	969,0	-	821,7	98,3	31,3	12,8	4,9
	1989	1023,0	530,6	171,9	59,48	13,7	9,4	1,7

У результаті досліджень радіоактивного забруднення лісів у 1988-1989 роках (табл. 1.1) було встановлено, що найбільш постраждалою від наслідків Чорнобильської катастрофи є Житомирська область. Площа обстежених лісів тут становила понад 440 тис. га, з яких 60,7 тис. га за 1988 рік та 63,6 тис. га за

1989 рік припадає на зони забруднення в межах 5,1-80 Кі/км², а на 2,2 тис. га - понад 80 Кі/км². У Київській області рівень обстежено 350 тис. га лісів, з яких 76,7 тис. га за 1988 рік та 18,9 за 1989 рік територій, на яких щільність забруднення в межах 5,1-80 Кі/км² та 4,4 тис. га де забруднення перевищує 80 Кі/км². Для порівняння, у Рівненській області масштаби забруднення були меншими - обстежено близько 230 тис. га лісів, де щільність забруднення понад 5,1 Кі/км² становила лише 5,08 тис. га у період 1988 -1989 роки.

За даними моніторингу 1991 року встановлено, що рівень забруднення ізотопами ¹³⁷Cs та ¹³⁴Cs у межах 5,1-80 Кі/км² охоплює значні площі лісових угідь обласних лісгосподарських об'єднань (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Радіоактивне забруднення ¹³⁷Cs та ¹³⁴Cs лісів обласних лісгосподарських об'єднань України (моніторинг 1991 р.) [14]

Об'єднання	Площа обстежених лісів, тис. га	В т. ч. за щільністю забруднення, Кі/км ²							
		До 1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-15,0	15,1-40,0	40,1-80,0	>80
Житомирліс	732,3	292,4	182,5	158,3	50,3	16,4	27,0	4,8	0,6
Київліс	372,3	178,0	129,3	38,2	13,0	5,5	4,2	2,6	1,5
Рівнеліс	671,5	293,6	215,3	151,6	10,7	0,3	-	-	-
Всього	1776,1	764	527,1	348,1	74	22,2	31,2	7,4	2,1

Зокрема, для Житомирського лісового господарства такі території займають близько 99,1 тис. га, для Київського - 26,8 тис. га. У межах Рівненського лісгосподарського об'єднання щільність радіоактивного забруднення не перевищує 15,0 Кі/км², а загальна площа таких лісів становить 11 тис. га.

У результаті проведених досліджень встановлено, що серед техногенних радіонуклідів, які забруднюють лісові масиви за межами зони відчуження ЧАЕС, найпоширенішим є ¹³⁷Cs, на який припадає понад 90% загальної радіоактивності.

Максимальна кількість забруднених площ (поза межами 30-кілометрової зони ЧАЕС) зосереджена на території Житомирської області -

тут 32,4 тис. га лісів повністю виведено з господарського використання, винятком є природоохоронна діяльність. На прикладі Житомирської області, можна прослідкувати неоднорідність радіоактивного забруднення лісів (табл. 1.3).

Таблиця 1.3 – Розподіл площ держлісгоспів Житомирської області по щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , Ки/км^2 [14]

Держлісгосп	Площа по зонах, га								
	0-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-15,0	15,1-30,0	30,1-40,0	40,1-80,0	>80
Житомирський	42026	-	-	-	-	-	-	-	-
Лугинський	197	83821	3464	5771	1073	1859	284	-	-
Народицький	825	3362	11065	7951	3391	7013	3207	4119	555
Овруцький	112	3914	23889	22681	9868	12014	1539	638	-
Всього	43160	91097	38418	36403	14332	20886	5030	4757	555

Найвищі рівні щільності радіоактивного забруднення ґрунтів зафіксовані в лісгоспах північної частини області - Народицькому, Овруцькому та Лугинському (табл. 1.3). У Народицькому держлісгоспі з щільністю понад $5,1 \text{ Ки/км}^2$ займають - 26,2 тис. га, Овруцький держлісгосп має найбільшу площу забруднених земель - понад 74 тис.га, з яких 46,7 тис.га має щільність забруднення в межах $5,1-80 \text{ Ки/км}^2$, тоді як найменшу - Лугинський з щільністю понад $5,1 \text{ Ки/км}^2$ - 8987 тис. га.

Обстеження лісів у 18 областях України показало, що на 38,6% площ рівень радіоактивного забруднення ґрунтів перевищує 1 Ки/км^2 . Найвищі показники зафіксовано в Житомирській - 60,1%, Рівненській - 56,3% та Київській - 52,2% областях (без урахування 30-км зони ЧАЕС).

Загалом, на 40,8 тис. га лісів заборонено господарську діяльність, введено регламентацію використання продукції з деревних порід – 101,5 тис. га та недеревної продукції лісу – 1190,5 тис. га [15].

Станом на 1 січня 1993 року внаслідок аварії на ЧАЕС радіоактивного забруднення зазнали 1233,8 тис. га лісів України, з них 442,6 тис. га - в

Житомирській області. На 99,1 тис. га щільність ^{137}Cs перевищувала 185 кБк/м², що відповідає підзоні 2а (з обмеженням використання паливної та тонкомірної деревини). На 32,4 тис. га території Житомирщини рівень забруднення сягав понад 555 кБк/м², що вимагало запровадження спеціального режиму лісокористування та обмежень щодо тривалості праці при проведенні лісогосподарських робіт [16].

Використання золи після спалювання деревини, що може бути отримана із забруднених радіонуклідами лісових масивів, як добрива, може призводити до перерозподілу радіонуклідів на присадибних ділянках та внести додаткову їх кількість у вирощену продукцію.

1.2. Зола – мінеральний склад та обґрунтування можливості використання у якості мінерального добрива.

Зола - це мінеральний залишок, що утворюється при згорянні різних органічних речовин. У першу чергу, це гарне калійно-фосфорне і вапняне добриво, яке містить до 30 мінеральних компонентів, у тому числі мікроелементи [17].

Окрім кисню, основними компонентами деревної золи є кальцій (Ca), калій (K), магній (Mg), кремній (Si), алюміній (Al), залізо (Fe) та фосфор (P). Зола зазвичай має дуже низький вміст азоту (N), оскільки він випаровується під час горіння. Мікроелементи, що містяться в золі, включають: миш'як (As), барій (Ba), бор (B), кадмій (Cd), мідь (Cu), хром (Cr), срібло (Ag), молібден (Mo), ртуть (Hg), нікель (Ni), ванадій (V) та цинк (Zn) [18].

Хімічні компоненти, що зумовлюють вапнуючу дію золи, загалом подібні до тих, що містяться у вапні. Проте, деревна зола є складнішою за хімічною сумішшю, тому її вапнуючий ефект на одиницю маси нижчий, ніж у вапняних продуктів. Приблизно три тонни деревної золи еквівалентні одній тонні негашеного вапна (CaO) за вапнуючою здатністю. Зола отримана безпосередньо після спалювання - хімічно нестабільна у вологому середовищі та при контакті з повітрям: оксиди в її складі реагують з водою та CO₂,

утворюючи гідроксиди й карбонати, унаслідок чого маса мінерального залишку збільшується [18]. Лужність золи підвищує рН ґрунту, нейтралізуючи кислотність шляхом розчинення карбонатів [19].

Добавки, що містять деревну золу, мали більш позитивний вплив на рН ґрунту, порівняно з використанням лише вапна. Деревна зола збільшувала електропровідність ґрунту, тоді як обробка лише вапном не давала ніякого ефекту [20].

Найбільша кількість фосфору (P) у світі використовується для добрив, а оцінки тривалості світових запасів фосфору пов'язані з розвитком майбутніх сільськогосподарських потреб та ефективністю. Однак, глобальні ресурси фосфору обмежені та, ймовірно, будуть вичерпані протягом наступного століття. Тому рішення для переробки фосфору шляхом використання залишків та відходів у сільському господарстві стають все більш важливими для збереження світових запасів фосфору. Попіл від спалювання біомаси є найстарішим мінеральним добривом у світі. У контексті збільшення виробництва біоенергії, переробка попелу в сільському господарстві може вирішити проблему утилізації золи та зменшити необхідність комерційного внесення добрив [21].

Ряд досліджень свідчить, що використання деревної золи сприяє підвищенню доступності поживних речовин, стабілізації рівня рН та мінералізацію азоту, що в результаті покращує ріст і розвиток сільськогосподарських культур [22].

Однак, окрім корисного впливу використання золи, слід врахувати й можливі негативні наслідки для довкілля та засвоєння поживних речовин рослинами. Екологічне управління золою ускладнюється наявністю токсичних мікроелементів і різноманітних неорганічних сполук, що формуються в результаті термохімічних процесів під час спалювання біомаси [23]. Деревна зола може містити важкі метали [24], такі як кадмій (Cd), хром (Cr) та мідь (Cu) [25].

2.1. Рослини, використані в експерименті

Для проведення експериментальних досліджень було обрано три кормові культури - тимофіївка лучна, вика та овес посівний, які мають важливе господарське значення у системі кормовиробництва (рис. 2.1 – 2.3). Рослини характеризуються високим потенціалом формування врожаю зеленої маси та значною кормовою цінністю, що зумовлює їх широке використання для заготівлі зеленої маси, сіна і сінажу.

Досліджувані культури відзначаються екологічною пластичністю та здатністю адаптуватися до різних ґрунтово-кліматичних умов, що забезпечує стабільність продуктивності в умовах варіабельності агроєкологічних факторів. Крім того, вони ефективно інтегруються у кормові сівозміни, сприяють оптимізації фітосанітарного стану посівів і підвищенню родючості ґрунту, виступаючи цінними попередниками для інших сільськогосподарських культур.



Рис. 2.1. Тимофіївка



Рис. 2.2. Вика



Рис. 2.3. Овес

Тимофіївка лучна (*Phleum pratense*, L.) - культура помірного холодного клімату, має високу зимостійкість, досить вологолюбна, може добре рости на всіх типах ґрунтів [26]. Одна з найважливіших злакових трав лучного і польового травосіяння у лісостеповій і поліській зонах. Стебло пряме,

гладеньке, заввишки 100-120 см. Дає багато листків (50-60% загальної маси). Листки синьо-зелені, плоскі, по краях шорсткі. Колоски одноквіткові, суцвіття - несправжній колос (султан). Насіння дрібне, округло-овальне, світло-сірого або жовто-бурого кольору, розміщене в безостих лусках і легко відокремлюється від них. Маса 1000 насінин становить - 0,4-0,6 г. Коренева система мичкувата, з тонкими коренями, які щільно пронизують верхній орний шар ґрунту та проникають на глибину до 80-100 см. Повного розвитку тимофіївка досягає на другий рік життя, утримується в травостої впродовж 6-ти і більше років. Після скошування і випасання добре відростає. Витримує затоплення весняними водами до 30 днів. Погано переносить посуху і тривале затінення. Найвищі врожаї рослина дає на глинистих досить вологих ґрунтах. Витримує значну кислотність (рН 4,5-5,0), але на кислих ґрунтах росте значно гірше. Після цвітіння стебла тимофіївки швидко грубіють і кормова цінність її знижується. Запізнення із збиранням призводить до значних втрат поживних речовин. Кращим строком скошування на сіно є період від кінця колосіння - до початку цвітіння. Врожайність насіння становить 0,4-0,8 т/га [27].

Для тимофіївки найефективнішими є азотні добрива. Загалом культура добре розвивається і на непідготовлених ґрунтах. Завдяки особливій будові кореневої системи, рослина здатна самотійно засвоювати необхідні поживні речовини та позитивно впливати на стан ґрунту. Після скошування доцільно вносити фосфорні і калійні добрива - це покращує підготовлення рослини до зимівлі.

Вика звичайна (*Vicia sativa* L.) - однорічна рослина сімейства бобових висотою 100-150 см. Росте та розвивається у маргінальних зонах посівів, є посухостійкою та стійкою до мінливих річних погодних умов [28]. Вона утворює чіпкі стебла, вкриті парноперистим листям, що закінчуються розгалуженими вусиками. Листя має 6-8 пар. Квітки розміщені попарно в пазухах листків, довжиною 1 см і більше. Чашечки мають п'ять зубців. Віночок безлистий, має фіолетовий прапорець, рожеві крила та покрив такого ж кольору (іноді білуватий).

Вика звичайна використовується як сидерат та кормова культура. Сидерати підвищують вміст органічного вуглецю у ґрунті, агрегативну стійкість, покращують коефіцієнти інфільтрації та гідравлічну провідність, а також можуть зменшити ущільнення ґрунту, тим самим збільшуючи його вологість [29]. Позитивна дія сидерату триває протягом 3-4 років [30]. Період цвітіння віки посівної припадає на червень-липень. Перші сходи з'являються через 7-10 днів. У період вегетації вони вимагають прополки, розпушування міжрядь і поливу. Прикопувати на добриво зелену масу віки рекомендується на 10 день цвітіння. Невибаглива до умов вирощування. Накопичення фосфору вікою звичайною найактивніше відбувається на початку вегетаційного періоду. Коренева система розвивається інтенсивніше у рослин з оптимальним фосфорним живленням, що забезпечує досить високу морозостійкість та посухостійкість, тоді як рослини відстають у рості та розвитку за відсутності цього елементу живлення. Калій підвищує стійкість рослин до грибкових захворювань та низьких температур, сприяє формуванню міцного стебла, посилює відтік вуглеводів з листя в боби. [31]. Оскільки вика звичайна характеризується підвищеною потребою в калії та фосфорі, зола, що є джерелом цих елементів, виступає для неї ефективним добривом.

Овес посівний (*Avena sativa.*) - багаторічна рослина роду злакових родини Тонконогові. Вологолюбний, холодостійкий. Насіння починає проростати при температурі 2-3°C. Гарні врожаї дає на різних ґрунтах, за винятком піщаних [32]. Головна перевага і відмінна риса злакового сидерата від популярних бобових - колосальна кількість поживних білків та вітамінів. У вівса їх навіть більше, ніж в конюшині або люцерні. Його вміст азоту є нижчим порівняно з бобовими культурами, проте за концентрацією калію та фосфору він має значну перевагу перед іншими культурами. Кореневу систему цієї рослини можна назвати еталонною. Незважаючи на невеликі розміри пагонів, коріння у вівса дуже потужні - воно збагачує ґрунт киснем. Твердий ґрунт - розпушує, а сипучий навпаки пов'язує своїм корінням. Овес досить унікальний серед зернових культур завдяки своєму волотоподібному

суцвіттю та здатності регулювати кількість зерен [33]. Зростає рослина дуже щільно, а значить у бур'янів немає шансів пробитися між тісним рядом стебел. Овес - відповідний сидерат під томати, баклажани, полуницю та інші, яким потрібна велика кількість калію.

2.2. Визначення схожості насіння

Для визначення лабораторної схожості насіння кормових культур 23.09.2025 було проведено дослід із використанням чашок Петрі та фільтрувального паперу. Об'єктами дослідження були насіння злакових культур – тимофіївка лучна (*Phléum praténse* L.), овес посівний (*Avena sativa* L.), а також однорічної бобової культури – вика звичайна (*Vicia sativa* L.).

На першому етапі здійснювали попередню перевірку якості насіння методом водної флотації. Для цього у склянку наливали 80 мл дистильованої води кімнатної температури, після чого вносили дослідні зразки насіння та ретельно перемішували склянкою паличкою. Насіння залишали на кілька хвилин для відстоювання. Повноцінне, добре виповнене насіння осідало на дно, тоді як щупле, пошкоджене або нежиттєздатне залишалося на поверхні води. Насіння, що сплигло, видаляли та утилізували.

Після відбору повноцінного насіння проводили закладання досліду на пророщування. У три стерильні чашки Петрі вкладали попередньо вирізані кружечки фільтрувального паперу відповідного діаметру. Фільтрувальний папір зволожували приблизно 10 мл дистильованої води до рівномірного насичення без утворення надлишку рідини.

У кожную чашку Петрі відібрали по 10 насінин відповідної культури, рівномірно розміщуючи їх на поверхні зволоженого фільтрувального паперу з дотриманням інтервалу для запобігання контакту проростків між собою. Чашки накривали кришками для створення замкненого вологого середовища.

Після закладання досліду, зразки поміщали в термостат для пророщування за сталої температури 22-24 °C, що є оптимальною для

проростання більшості злакових і бобових культур. Упродовж періоду пророщування здійснювали щоденний візуальний контроль за станом насіння, підтримували необхідний рівень вологості субстрату та фіксували початок появи проростків.

Оцінку лабораторної схожості проводили шляхом підрахунку кількості нормально розвинених проростків через встановлений термін пророщування з подальшим визначенням відсотка схожості кожної культури.

2.3. Схема лабораторного експерименту

Для лабораторного експерименту було вирішено взяти насіння вики і вівса. Насіння тимофіївки не було взято в експеримент через низьку схожість. Дослід закладено в 3-х повторностях та 10-ти варіантах. Для досліду використаний ґрунт з питомою активністю ^{137}Cs 45 ± 4 Бк/кг ^{40}K 310 ± 30 Бк/кг. Вирощування рослин проводили у пластикових ємностях на 1,5 л. У кожному ємність поміщали 600 г ґрунту та висаджували насіння. Дослід закладено у grow-box 06.03.26 при сталій температурі всередині 19-21 °C, освітлення працювало протягом 12 годин з 8:00-18:00 з інтенсивністю потоку 5000 люкс (люксометр LX1330B), рослини періодично поливали. Вирощування рослин тривало до 24.04.26 (рис. 2.4).

Контрольний варіант вирощувався без внесення радіоактивно забрудненої золи. Кожна культура мала 4-ри дослідні варіанти, 3 з внесенням 15 г золи з різним рівнем забруднення ^{137}Cs (табл. 3.3) та 1 з внесенням 25 г найбільш радіоактивної за ^{137}Cs золи.



Рис. 2.4. Вирощування культур в “grow-box”

2.4. Спектрометр енергії гамма-випромінення СЕГ-001 «АКП-С»-63 та методика вимірювання питомої активності ^{137}Cs

Гамма-спектрометр СЕГ-001 ”АКП-С”-63 призначений для визначення якісного та кількісного складу гамма-випромінюючих радіонуклідів у різних об’єктах. Його застосовують для аналізу навколишнього середовища, сільськогосподарської продукції, харчових продуктів, будівельних матеріалів і радіоактивних відходів. Прилад дозволяє виявити радіонукліди та визначити

їхню питому активність, зокрема для таких ізотопів, як ^{137}Cs .

До складу спектрометра входить блок детектування гамма-випромінювання, який містить сцинтиляційний детектор діаметром 63 мм і багатоканальний аналізатор імпульсів. Для зменшення впливу зовнішнього фону використовується пасивний низькофоновий захист із свинцю товщиною 5 см. Система, також, включає персональний комп'ютер, сумісний з IBM, із програмним забезпеченням "AKWin", принтер, набір вимірювальних посудин та комплект документації.

Спектрометр працює в діапазоні енергій від 0,1 до 3 МеВ. Енергетична роздільна здатність для лінії 0,661 МеВ ізотопу ^{137}Cs становить менше 9 %, а інтегральна нелінійність - менше 1 %. Максимально вимірювана активність при зовнішньому фоні 15 мкР/год і експозиції 1 година у посудині Марінеллі об'ємом 1 літр становить приблизно 1,2 Бк для ^{137}Cs , 6,0 Бк для ^{226}Ra , 2,0 Бк для ^{40}K і 3,0 Бк для ^{232}Th . Аналізатор має не менше 1024 каналів. Час виходу на робочий режим становить близько 30 хвилин, а безперервна робота можлива до 24 годин. Живлення здійснюється від мережі 220 В, 50 Гц при споживаній потужності близько 250 Вт.

Серед основних особливостей приладу: можливість визначення широкого спектра гамма-випромінюючих радіонуклідів, зручна конструкція захисного екрана, а також універсальність застосування. Спектрометр придатний як для точних лабораторних вимірювань, так і для швидкого експрес-контролю, що дозволяє за кілька хвилин оцінити, чи не перевищує вміст радіонуклідів допустимі рівні.

Час контролю залежить від об'єму проби та активності радіонукліда. Наприклад, для визначення ^{137}Cs при об'ємі проби 1 літр і допустимому рівні 200 Бк/кг достатньо близько 0,17 хвилин, тоді як при нижчих рівнях активності час вимірювання збільшується і може досягати понад 10 хвилин. Це забезпечує гнучкість у виборі режимів вимірювання залежно від поставленого завдання [34].

Перед початком вимірювання проб необхідно виконати їх зважування.

Для цього визначають масу кожної проби, використовуючи посудину Дента+. Спочатку вимірюється маса порожнього контейнера, яка становить 10-11 г, після чого визначається маса контейнера з пробєю (рис. 2.5). Різниця між отриманими масами буде маса зразка.



Рис. 2.5. Зважування висушеної вики звичайної

Після підготовки проби її розміщують у “свинцевий будиночок” спектрометра (рис. 2.6) та проводять вимірювання.

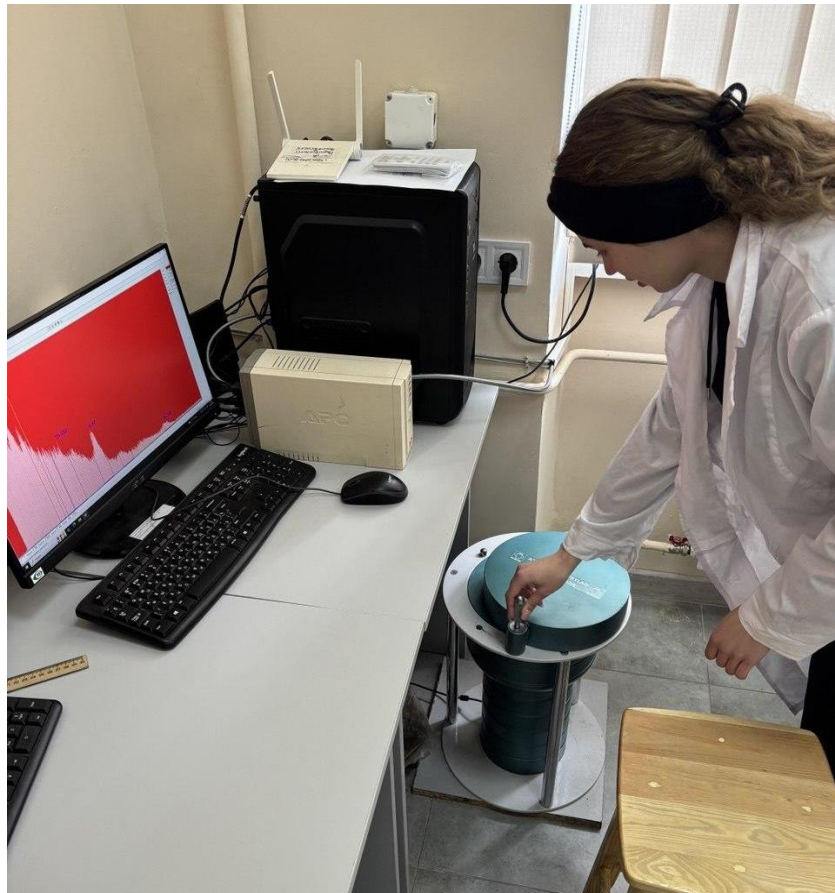


Рис. 2.6. Робота зі спектрометром: переміщення проби у “свинцевий будиночок”

Перед проведенням основних вимірювань необхідно виконати калібрування спектрометра по енергії. Тривалість вимірювання повинна становити не менше 600 секунд, щоб отримати спектр належної якості для калібрування.

Ця процедура є необхідною, оскільки навіть у стабільних лабораторних умовах змінюється температура та вологість, що впливає на роботу детектора. У даному випадку використовується сцинтиляційний детектор на основі кристалу йодиду натрію (NaI), який чутливих до таких змін. Внаслідок цього можливі зміщення енергетичних піків, які потрібні для компенсувати шляхом калібрування.

Для проведення калібрування використовуються табличні значення енергетичних піків. Отриманий експериментальний спектр порівнюється з табличними даними, після чого в програмному забезпеченні задаються точні

значення енергій відповідних піків. Це дозволяє аналізатору правильно співвіднести канали спектра з енергіями.

Для запуску калібрування натискається кнопка “контрольне джерело”, після чого програма автоматично обробляє спектр і виконує енергетичне налаштування.

Для завершення процедури необхідно:

- натиснути кнопку “стоп”;
- перейти в меню “обробка” та “енергетичне калібрування”;
- у вікні з піками за потреби відредагувати їх значення відповідно

до отриманих даних.

3.1. Результати визначення схожості насіння

Після пророщування насіння на змоченому водою фільтрувальному папері у чашках Петрі, були отримані наступні результати для вики, овесу та тимофіївки (рис. 3.1 -3.3).



Рис. 3.1. Вика звичайна: схожість насіння в лабораторних умовах



Рис. 3.2. Овес посівний: схожість насіння в лабораторних умовах

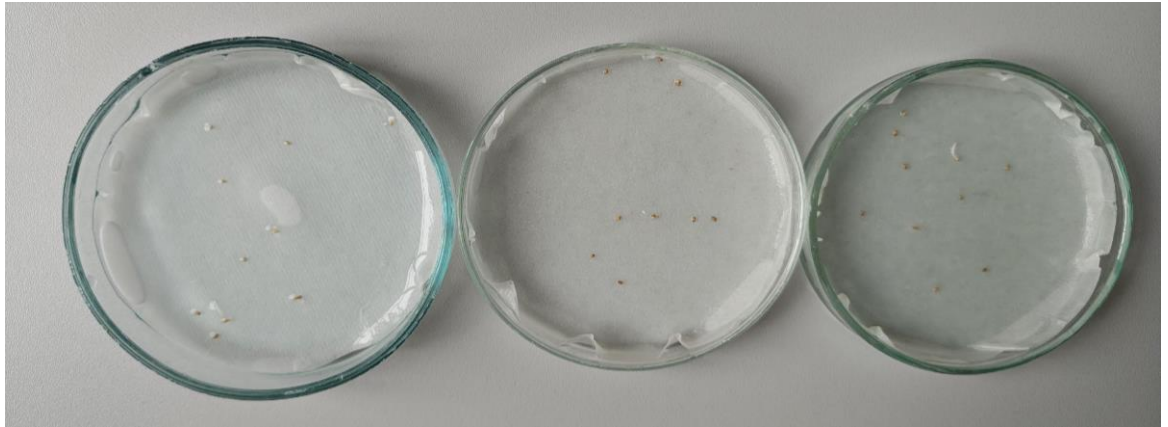


Рис. 3.3. Тимофіївка лучна: схожість насіння в лабораторних умовах

Отримані результати дослідження (табл. 3.1) свідчать про суттєву відмінність схожості насіння досліджуваних культур. Найнижчий показник встановлено для тимофіївки лучної - 50%, що вказує на середню якість насіннєвого матеріалу та можливу наявність нежиттєздатного насіння навіть після попереднього відбору. Овес посівний продемонстрував вищу схожість - 70%, що характеризує його як більш життєздатну культуру за даних умов пророщування. Найвищий результат отримано у вики звичайної - 96%, що свідчить про високу енергію проростання та якість насіння.

Таблиця 3.1 – Результати визначення схожості насіння дослідних культур (10 шт./повторність)

Культура	Проросло, шт.			Схожість, %
	1	2	3	
Тимофіївка лучна	4	6	5	50
Овес посівний	7	9	5	70
Вика звичайна	10	9	10	96

Таким чином, серед досліджуваних культур найкращими показниками схожості відзначилася вика звичайна, тоді як тимофіївка лучна потребує більш ретельного контролю якості насіння перед висівом. Для лабораторного

експерименту з вирощування культур було вирішено брати вику та овес.

3.2. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs в золі та розрахунок внесеної активності

Для лабораторного експерименту з вирощування рослин у фітотроні на ґрунті з внесенням радіоактивно забрудненої золи було взято зразки золи трьох домогосподарств з Народицького району Житомирської області. Перед початком експерименту виміряли з допомогою спектрометра СЕГ-001 “АКП-С”-63 значення питомої активності ^{137}Cs та ^{40}K у золі (табл. 3.2, рис. 3.4-3.5).



Рис. 3.4. Зола використана в експерименті (відібрана в домогосподарствах Народицького району Житомирської області)

Таблиця 3.2 – Результати вимірювання радіоактивності золи для експерименту

Зразок золи	Активність ^{137}Cs , Бк/кг	Активність ^{40}K , Бк/кг
1	3200±352	2650±820
2	7300±730	2550±710
3	11500±1150	2750±935

Контрольні варіанти вики та овесу вирощували без додавання золи. Для розрахунку внесення золи на одну повторність використовували наступну схему. Під дослідні варіанти з золою вносили по 15 г золи. Також, був додатковий дослідний варіант з внесенням 25 г золи №3 з найбільшою питомою активністю 11500±1150 Бк/кг. Відповідно розрахована привнесена активність ^{137}Cs для різних варіантів досліду знаходиться в таблиці 3.3.

Таблиця 3.3 – Привнесена активність ^{137}Cs

№ варіанту	Маса внесеної золи, г	Активність ^{137}Cs у золі кБк/кг	Привнесена активність ^{137}Cs , Бк/повторність	Активність ^{40}K у золі кБк/кг	Привнесена активність ^{40}K , Бк/повторність
1.1 та 2.1	15	3,2	48	2,65	40
1.2 та 2.2	15	7,2	108	2,55	38
1.3 та 2.3	15	11,5	172,5	2,75	41
1.4 та 2.4	25	11,5	287,5	2,75	69
1.5 та 2.5	-	-	-	-	-

У таблиці 3.3 зазначено, що внесення золи призводить до збільшення

активності радіонуклідів ^{137}Cs та ^{40}K у ґрунті. Розрахунок привнесеної активності проводився шляхом множення питомої активності золи на масу внесеної золи, переведену у кілограми (15 г = 0,015; 25 г = 0,025 кг).

У варіантах 1.1 та 1.2 при додаванні 15 г золи привнесена активність ^{137}Cs становила 48 Бк, а ^{40}K - 40 Бк. У варіантах 1.2 та 2.2 за вищої питомої активності золи значення ^{137}Cs зросло до 108 Бк, тоді як для ^{40}K - 38 Бк, відповідно.

У варіантах 1.3 та 2.3 привнесена активність ^{137}Cs досягла 172,5 Бк, а ^{40}K - 41 Бк. Найвищі показники зафіксовані у варіантах 1.4 та 2.4 при внесенні 25 г золи : активність ^{137}Cs становила 287,5 Бк, а ^{40}K - 69 Бк, відповідно.



Рис. 3.5. Спектр гамма-випромінювання зразка золи

3.3. Результати вимірювання питомої активності ^{137}Cs у рослинах

Після вирощування рослин вики та овесу протягом 50 діб, зелену масу рослин було зібрано та зважено. Після висушування рослини повторно зважували (табл. 3.4 і 3.5), поміщали у посудини Дента+ та вимірювали активність ^{137}Cs та ^{40}K за допомогою спектрометра СЕГ-001.

Таблиця 3.4 – Біомаса рослин овесу посівного, отримана в результаті лабораторного експерименту

№ варіанту	Маса внесеної золи, г	Активність ^{137}Cs у золі кБк/кг	Біомаса рослин, г/3 повторності	Маса сухої біомаси, г/ 3 повторності
1.1	15	3,2	22,286	3,069
1.2	15	7,2	11,793	1,755
1.3	15	11,5	12,069	2,150
1.4	25	11,5	18,793	3,57
1.5	-	-	13,150	2,269

Таблиця 3.5 – Біомаса рослин вики звичайної, отримана в результаті лабораторного експерименту

№ варіанту	Маса внесеної золи, г	Активність ^{137}Cs у золі кБк	Біомаса рослин, г/3 повторності	Маса сухої біомаси, г/ 3 повторності
2.1	15	3,2	18,610	2,928
2.2	15	7,2	29,101	4,306
2.3	15	11,5	30,544	3,615
2.4	25	11,5	12,125	2,305
2.5	-	-	10,320	1,951

Отримані результати вимірювань питомої активності радіонуклідів у рослинах занесені до таблиці (табл. 3.6). Маса сухої речовини рослин, що були отримані в результаті лабораторного експерименту виявилися невеликими, що не дозволило виміряти питому активність ^{137}Cs у зразках. Тому в таблиці ми зазначили значення питомої активності ^{137}Cs , як менше мінімально детектованої активності (МДА), що було розраховано програмою для набору спектрів AkWin при аналізі спектрів гамма-випромінювання кожного зразка. З іншого боку, це свідчить про невисокі показники переходу ^{137}Cs з ґрунту в

рослини. З урахуванням МДА та маси зразка, спектрометр СЕГ-001 може виміряти активність радіонукліду за час експозиції зразка 48000 с на рівні 0,2 – 0,22 Бк/зразок, що є дуже незначною величиною.

Таблиця 3.6 – Результати вимірювання питомої активності ^{137}Cs та ^{40}K у рослинах та ґрунті

№ варіанту	Питома активність ^{137}Cs у рослинах, Бк/кг	Питома активність ^{40}K у рослинах, Бк/кг	Питома активність ^{137}Cs у ґрунті, Бк/кг	Питома активність ^{40}K у ґрунті, Бк/кг
1.1	<73,7	4109	125	376
1.2	<120,5	2648	225	373
1.3	<100,8	4297	332,5	378
1.4	<64,8	3322	524,2	425
1.5	<93,3	1797	45	310
2.1	<75,1	2568	125	376
2.2	<51,0	1990	225	373
2.3	<61,5	2813	332,5	378
2.4	<96,2	3098	524,2	425
2.5	<110,6	1584	45	310

Розрахунково було визначена питома активність і ^{137}Cs і ^{40}K в ґрунті з урахуванням привнесеної активності за рахунок золи. Для цього визначаємо активність кожного радіонукліда у 0,6 кг ґрунту до внесення золи.

$$45 \text{ Бк/кг} * 0,6 \text{ кг} = 27 \text{ Бк } ^{137}\text{Cs} \text{ на 1 повторність}$$

$$310 \text{ Бк/кг} * 0,6 = 186 \text{ Бк } ^{40}\text{K} \text{ на 1 повторність}$$

Додаємо до вмісту в ґрунті привнесену радіоактивність із золою для варіанту 1.1 та 2.1 і ділимо на 0,6 кг:

$$(27+48) / 0,6 = 125 \text{ Бк /кг } ^{137}\text{Cs}$$

$$(186+40) / 0,6 = 376 \text{ Бк /кг } ^{40}\text{К}$$

Розрахунки за вищезазначеною схемою провели також і для решти варіантів з внесенням радіоактивної золи.

Для варіантів із більшою питомою активністю золи спостерігається значне збільшення активності ^{137}Cs у ґрунті. Якщо початкове значення становило 45 Бк/кг, то у найбільш активних зразках показники зростали вище 500 Бк/кг, це понад 100 разів. Найбільші значення зафіксовані у варіантах із внесенням 25 г золи, де привнесена активність була максимальною. Для ^{40}K також спостерігається підвищення активності, однак менш виражене порівняно з ^{137}Cs .

Водночас слід враховувати, що через малу масу дослідних зразків, зростання міграції ^{137}Cs з ґрунту в рослини не вдалося виявити. В тому числі через те, що за таких умов основна частина радіонукліда залишається локалізованою у ґрунті в недоступній для рослин формі, тому перехід ^{137}Cs із ґрунту в рослини є мінімальним.

Також було виконано розрахунок коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{40}K для рослин вики та овесу (табл. 3.7).

Таблиця 3.7 – Значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{40}K

№ варіанту	K_n ^{137}Cs для овесу	K_n ^{40}K для овесу	№ варіанту	K_n ^{137}Cs для вики	K_n ^{40}K для вики
1.1	<0,59	10,9	2.1	<0,60	6,8
1.2	<0,54	7,1	2.2	<0,23	5,3
1.3	<0,30	11,4	2.3	<0,18	7,4
1.4	<0,12	7,8	2.4	<0,18	7,3
1.5	<2,07	5,8	2.5	<2,46	5,1

Аналіз визначених K_n для ^{137}Cs вказує на те, що при збільшенні кількості привнесеного радіонукліду разом із золою відмічається зменшення

інтенсивності накопичення ^{137}Cs рослинами овесу та вики. Для контрольних варіантів без внесення золи (1.5 та 2.5) встановлені найвищі значення K_n , а відповідно і найінтенсивніше накопичення. Найменші ж значення K_n встановлені для варіантів 1.4 та 2.4, де було внесено по 25 г золи з питомою активністю ^{137}Cs 11500 ± 1150 Бк/кг. На нашу думку такий ефект міг бути спричинений за рахунок впливу золи на рН ґрунту в досліді або за рахунок наявних у золі мікроелементів. Але це твердження потребує додаткового підтвердження за рахунок нових експериментальних досліджень.

У результаті проведених досліджень було здійснено оцінку впливу за внесення у ґрунт радіоактивно забрудненої золи відібраної з домогосподарств Народицького району Житомирської області на накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{40}K рослинами вики та овесу. Отримані результати дозволяють зробити такі висновки:

1. Проведене гамма-спектрометричне дослідження зразків золи показало значну варіабельність питомої активності ^{137}Cs . У досліджених зразках вона становила від 3200 ± 352 до 11500 ± 1150 Бк/кг, тоді як активність природного радіонукліда ^{40}K залишалася стабільною – у межах 2550-2750 Бк/кг.

2. На основі отриманих значень питомої активності було розраховано привнесену активність радіонуклідів у ґрунт залежно від маси внесеної золи. Встановлено, що внесення 15 г золи забезпечувало надходження від 48 до 172,5 Бк/кг ^{137}Cs на одну повторність, тоді як внесення 25 г найбільш забрудненої золи призводило до збільшення привнесеної активності до 287,5 Бк.

3. Під час визначення лабораторної схожості насіння, встановлено істотні відмінності між досліджуваними культурами. Найвищу схожість продемонструвала вика звичайна - 96%, овес посівний - 70%, тоді як тимофіївка лучна характеризувалася найнижчим показником - 50%. У зв'язку з недостатньою схожістю тимофіївка лучна не була включена до подальшого лабораторного експерименту.

4. Аналіз отриманої біомаси показав, що внесення золи по-різному впливало на продуктивність культур. Для вики звичайної у варіантах із помірним внесенням золи спостерігалось збільшення сирої та сухої біомаси порівняно з контролем, що може бути пов'язано з високим вмістом калію та фосфору у золі. Водночас найбільша доза радіоактивно забрудненої золи спричинила зниження біомаси рослин.

5. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs у рослинному матеріалі показало, що в усіх дослідних матеріалах вміст ^{137}Cs у рослинах перебував у значеннях нижче МДА спектрометра. Це свідчить про незначний перехід радіонукліда з ґрунту до рослин за умов проведеного лабораторного експерименту.

6. Аналіз визначених K_n для ^{137}Cs вказує на те, що при збільшенні кількості привнесеного радіонукліду разом із золою відмічається зменшення інтенсивності накопичення ^{137}Cs рослинами овесу та вики.

Отримані результати підтверджують необхідність радіологічного контролю деревної золи, що використовується як добриво. Навіть за відсутності інтенсивного переходу ^{137}Cs у рослини, внесення такої золи призводить до істотного збільшення радіоактивного навантаження на ґрунт. Проведене дослідження має практичне значення для оцінки екологічної безпеки використання золи як добрива та може бути основою для подальших досліджень міграції радіонуклідів у агроєкосистемах за різних умов вирощування культурних рослин.

1. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О. Сільськогосподарська радіоекологія: підручник / за ред. академіка НААН України І. М. Гудкова. Київ: Видавництво Ліра-К, 2017. 268 с.
2. Сільськогосподарська радіобіологія з основами радіоекології: Теоретичні основи та лабораторно-розрахунковий практикум: Навчальний посібник / В. П. Славов, В. М. Біденко, М. І. Дідух, В. З. Трохименко, О.М. Лукомський. Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка , 2015. 59 с.
3. Еколого-економічні засади реабілітації радіоактивно забруднених земель Полісся: монографія / В. П. Ландін, Е. М. Чоботько, М. Ю. Тараріко, Л. А. Райчук, І. К. Швиденко. Київ : *Аграрна наука*. 2018. 14 с.
4. Levchuk S. E., Lazarev M. M., Pavliuchenko V. V. Current state of ¹³⁷-Cs contamination of cow milk in the northern regions of Ukraine. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2016. Vol. 17, no. 1. P. 69–75. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2016.01.069>
5. Чоботько Г. М. Радіологічно критичні екосистеми та їх роль у формуванні забруднення сільськогосподарської продукції / Г.М. Чоботько, В. П. Ландін, І. І. Ясковець, Л. А. Райчук, І. К. Швиденко. *Агроекологічний журнал*. 2018. № 4. 30 с. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2018.155772>
6. Maloshtan I. et al. Assessment of radiological efficiency of countermeasures on peat-bog soils of Ukrainian Polissya. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017. Vol. 175-176. P. 52–59. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.03.026>
7. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період : методичні рекомендації / За ред. акад. УААН Б. С. Прістера. Київ : Атака-Н, 2007. 196 с.

8. Gudkov I. N. General strategy for conducting agro-industrial production in territories contaminated with radionuclides. Problems of ecology of the agro-industrial complex and environmental protection: Proceedings of the 4th international scientific conference - Shchuchinsk : IC AKVA. 2002. P. 14 – 15.
9. Хоменко І. М., Поліщук С. В. Оцінка впливу споживання продуктів харчування місцевого виробництва на формування дози внутрішнього опромінення у віддалений період після Чорнобильської катастрофи. *Довкілля та здоров'я*. 2014. №2. С. 57–61. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/dtz_2014_2_13
10. Опалювальний сезон 2025: що обрати-газ чи дрова для опалення будинку? *На пенсії*: веб-сайт. URL: <https://napensii.ua/uk/news/417938-opalyuvalnyj-sezon-2025-shho-obraty-gaz-chy-drova-dlya-opalennya-budynku/> (дата звернення 30.05.2026)
11. Краснов В. П., Жуковський О. В., Мельник-Шамрай В. В. Лісова радіоекологія в Україні – 40 років з часу аварії на ЧАЕС. *Scientific Bulletin of UNFU*. 2026. Т. 36, № 2. С. 26–35. DOI: <https://doi.org/10.36930/40360203>
12. Краснов В. П., Курбет Т. В., Суховецька С. В. Удосконалення методики обстеження лісів з метою їх реабілітації на території, забрудненій радіонуклідами. Науковий вісник НЛТУ України. *Національний лісотехнічний університет України*. 2016. Т. 26, № 1 .URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/problemi-reabilitatsiyi-lisiv-polissya-ukrayini-zabrudnenih-radionuklidami>
13. Краснов В. П., Курбет Т. В., Шелест З. М. Проблеми реабілітації лісів Полісся України, забруднених радіонуклідами. Науковий вісник НЛТУ України. *Національний лісотехнічний університет України*. 2015. Том 25, №2. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/problemi-reabilitatsiyi-lisiv-polissya-ukrayini-zabrudnenih-radionuklidami>

14. Прикладна радіоекологія лісу: монографія / В. П. Краснов, О. О. Орлов, В. О. Бузун, В. П. Ландін, З. М. Шелест ; ред. д. с.-г. н. проф.. В.П. Краснова. Житомир : «Полісся», 2007. 680 с.
15. Краснов В. П. Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів : автореферат д. с.-г. н. проф.. В.П. Краснова : 06.03.03. Київ. 2000. 43 с.
16. Голяка Д. М., Левчук С. Є., Процак В. П., Кашпаров В. О. Розподіл вмісту ^{137}Cs у деревині стовбура сосни звичайної (*Pinus Sylvestris* L.) Житомирського Полісся після Чорнобильської аварії. *Ядерна фізика та енергетика*. 2017. Том 1. С. 63-71. URL : <http://jnas.nbu.gov.ua/article/UJRN-0000745615>
17. Овчарук О., Рудський В., Немец М., Мудрик К. Екологічні аспекти використання твердого біопалива та характеристика твердого залишку (золи). *Збірник наукових праць міжнародної науково-практичної конференції «Аграрна наука і освіта в умовах євроінтеграції»*. 2019. 46 с. DOI: 10.1007/978-3-319-72371-6_63
18. Karlton E., Saarsalmi A., Ingerslev M., Mandre M., Andersson S., Gaitnieks T., Ozolinčius R., Varnagiryte-Kabasinskiene I. Wood ash recycling - possibilities and risks. In: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K., Stupak I., editors. *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy*, Vol. 12. Dordrecht: Springer Netherlands. 2008. P. 80-82. DOI: [10.1007/978-1-4020-5054-1_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5054-1_4)
19. Antonangelo A., Neto J. F., Crusciol C. A. C., Alleoni L. R. F. Lime and calcium-magnesium silicate in the ionic speciation of an oxisol. *Sci. Agric.* 2017. № 74, P. 317-333. DOI: [10.1590/1678-992X-2016-0372](https://doi.org/10.1590/1678-992X-2016-0372)
20. Clapham, WM, & Zibilske, LM. Wood ash as a liming amendment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 1992. Vol. 23. № 11–12. P. 1209–1227. DOI: 10.1080/00103629209368661

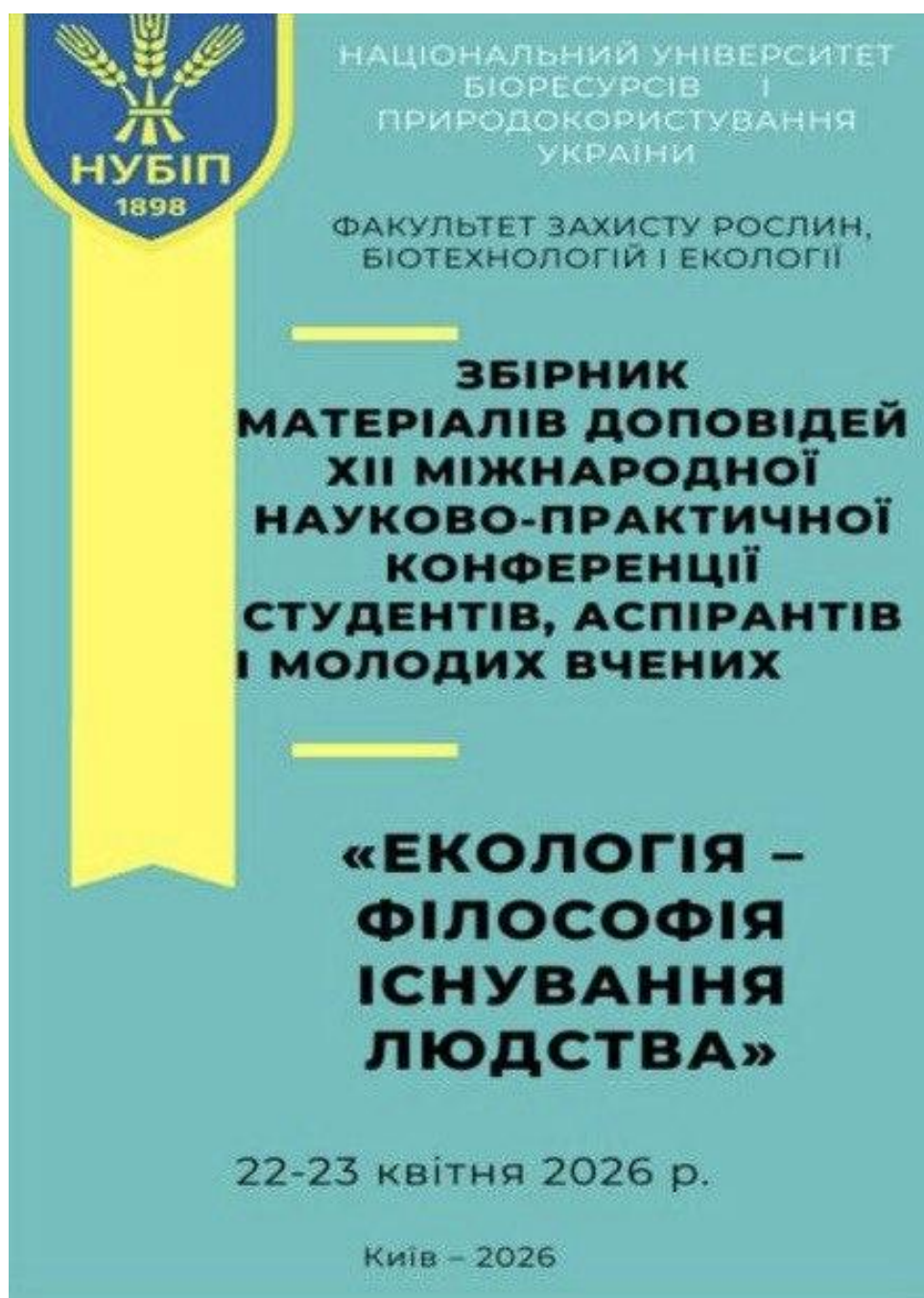
21. Schiemenz, K., Eichler-Löbermann, B. Biomass ashes and their phosphorus fertilizing effect on different crops. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 2010. №87. P. 471–472. DOI: [10.1007/s10705-010-9353-9](https://doi.org/10.1007/s10705-010-9353-9)
22. Johansen J. L., Nielsen M. L., Vestergard M., Mortensen L. H., Cruz-Paredes C., Ronn R., Kjoller, R., Hovmand M., Christensen S., Ekelund F. The complexity of wood ash fertilization disentangled: Effects on soil pH, nutrient status, plant growth and cadmium accumulation. *Environ. Exp. Bot.* 2021. Vol 185. DOI: [10.1016/j.envexpbot.2021.104424](https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104424)
23. James A. K., Thring R.W., Helle S., Ghuman H. S. Ash management review-applications of biomass bottom ash. *Energies* 2012. Vol. 5. P. 3856-3873. DOI: [10.3390/en5103856](https://doi.org/10.3390/en5103856)
24. Mayer E., Eichermüller J., Endriss F., Baumgarten B., Kirchhof R., Tejada J., Kappler A., Thorwarth H. Utilization and recycling of wood ashes from industrial heat and power plants regarding fertilizer use. *Waste Manag.* 2022. Vol. 141. P. 92-103.
25. Pei Y., Ike M., Shiota K., Takaoka M. The impacts of furnace and fuel types on the hazardous heavy metal contents and leaching behavior of woody biomass fly ash. *Fuel.* 2024. Vol. 372. DOI: [10.1016/j.fuel.2024.132202](https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.132202)
26. Наукові читання до 85-річчя від дня народження В. Г. Вировця: матеріали науково-практичної конференції (Глухів, 05 березня 2022 р.). Глухів : ІЛК НААН, 2022. 61 с.
27. Теоретичні основи лучного кормовиробництва на осушених торфовищах : монографія / Штакал М. І., Штакал В. М. ; за науковою редакцією д. с.-г. н. Штакала М.І. Вінниця : ТОВ «ТВОРИ», 2020. 184 с.
28. Nguyen V., Riley S., Nagel S. et al. Common Vetch: A Drought Tolerant, High Protein Neglected Leguminous Crop with Potential as a Sustainable Food Source. *Frontiers in Plant Science.* 2020. Vol.11. 818. DOI: [10.3389/fpls.2020.00818](https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00818)

29. Як віка звичайна вплинула на урожайність кукурудзи - дослідження. *Журнал Агроном.* 2023. URL: yak-vyka-zvyčajna-vplynula-na-urozhajnist-kukurudzy-doslidzhennya (дата звернення : 20.03.2026)
30. Писаренко В. В., Писаренко П. В., Писаренко В. М. та ін. Еколого-економічна ефективність використання сидератів. *Вісник Полтавської державної аграрної академії.* 2012. № 3. 123 с.
31. Demydas H. I., Poltoretskyi S. P., Burko L. M., Veiler S. S. Binary sowings as a basis for the intensification of fodder production industry. *Збірник наукових праць.* 2020. № 97(1). 18 p. DOI: 10.31395/2415-8240-2020-97-1-16-22
32. Яценко А. О., Полторецький С. В., Рогальський С. В. та ін. Довідник з кормовиробництва для виконання практичних завдань студентами факультету агрономії кваліфікації молодший бакалавр за спеціальністю 201 “Агрономія”. Умань : Редакційно-видавничий відділ, 2021. 63 с.
33. McCabe C. P., Burke J. I. Oat (*Avena sativa*) yield and grain fill responses to varying agronomic and weather factors. *The Journal of Agricultural Science.* 2021. P. 1–16. DOI: 10.1017/ S0021859621000320
34. ТОВ “Атом Комплекс Прилад”. СЕГ-001 “АКП-С”-63- спектрометр енергії гамма-випромінення [Електронний ресурс]. Режим доступу: URL: akp.com.ua/ua/index.php?option=com_content&view=article&id=121&Itemid=108

Додаток А

Тези

Шапошник А. В., Ілленко В. В. Використання добрив місцевого походження на радіоактивно забруднених територіях. Екологія - філософія існування людства : збірник матеріалів доповідей XII міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених. Київ : НУБІП України, 2026. С. 185-186.



<i>Тафінцева С.І., Мотозюк Л.М.</i> ПСИХОЛОГІЧНІ МЕХАНІЗМИ ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ КУЛЬТУРИ У ДІТЕЙ ТА ПІДЛІТКІВ.....	169
<i>Товстенко А.В., Білушенко А.А.</i> ЕКОЛОГО-ФАУНІСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ХРЕБЕТНИХ ТВАРИН ФАУНИ ПАРКУ ІМ. М. РИЛЬСЬКОГО В М. КИЄВІ.....	172
<i>Толошина В.В., Ладика М.М.</i> ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН РІЧКИ ТЯСМИН У МЕЖАХ ОЛЕКСАНДРІВСЬКОЇ ТЕРИТОРІАЛЬНОЇ ГРОМАДИ ТА ШЛЯХИ ЙОГО ПОКРАЩЕННЯ.....	174
<i>Трофімюк А.А., Манжура О.А.</i> ВПЛИВ ЖИВИЛЬНОГО СЕРЕДОВИЩА НА РІСТ І БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ <i>ASTRAGALUS DASYANTHUS IN VITRO</i>.....	176
<i>Усенко Ю.С., Строкаль В.П.</i> ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЯК ІНСТРУМЕНТ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ТА ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ.....	178
<i>Tsyronin P., Strokal V.</i> LITERATURE REVIEW OF ANALYSES OF SURFACE WATER EUTROPHICATION USING METADATA APPROACHES.....	179
<i>Чінікулов О.Р., Кудрявицька А.М.</i> СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ГОТЕЛЬНОГО ТА РЕСТОРАННОГО БІЗНЕСУ.....	181
<i>Шандра В.В., Федунішина В.В., Кудрявицька А.М.</i> ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНИХ ТЕРИТОРІЙ АВТОМОБІЛЬНИМИ ДОРОГАМИ.....	183
<i>Шапошник А.В., Ілленко В.В.</i> ВИКОРИСТАННЯ ДОБРІВ МІСЦЕВОГО ПОХОДЖЕННЯ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ.....	185
<i>Швець В.І., Манжура О.А.</i> ОПТИМІЗАЦІЯ УМОВ ЕКСТРАГУВАННЯ АСТРАГАЛОЗИДУ IV З РОСЛИН РОДУ <i>ASTRAGALUS</i>.....	186
<i>Шиденко О.І., Бережняк Є.М.</i> РЕКРЕАЦІЙНЕ НАВАНТАЖЕННЯ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІВСЬКИЙ» ПОБЛИЗУ ГОРІХУВАТСЬКИХ СТАВКІВ.....	189
<i>Яненко В.С., Клепо А.В.</i> МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ РИЗИКІВ ЗІТКНЕННЯ ПТАХІВ З ЛОПАТЯМИ ВІТРОЕЛЕКТРОУСТАНОВОК В УМОВАХ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я.....	191

2. М. Федоряк, Г. Москалик, У. Легета, О. Зароченцева Основи екології. Навчальний посібник.- Чернівці- 2020.- 120 с.

3. Вплив автомобільного транспорту на навколишнє середовище [електронний ресурс] // режим доступу: <http://ena.lp.edu.ua:8080/bitstream/ntb/5549/1/4.pdf>

УДК 504.5:628.4.047:631.86

ВИКОРИСТАННЯ ДОБРІВ МІСЦЕВОГО ПОХОДЖЕННЯ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Шапошник А.В., студентка 4 курсу, факультету захисту рослин, біотехнологій та екології
Іллєнко В.В., кандидат біологічних наук, доцент кафедри загальної екології, радіобіології
та БЖД

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Сучасне сільське господарств, особливо в умовах дрібнотоварного виробництва та приватних домогосподарств, значною мірою залежать від доступності ресурсів і здатності ефективно підтримувати родючість ґрунтів. У регіонах з переважанням дерново-підзолистих і торфових ґрунтів особливо актуальним є питання збереження їхньої продуктивності, оскільки такі ґрунти характеризуються підвищеною кислотністю, низьким вмістом поживних речовин, зокрема гумусу (2-3%), низьким вмістом мінеральних колоїдів у верхніх горизонтах ґрунту і тому потребують регулярного удобрення [1]. Водночас економічні обмеження, недостатній доступ до промислових мінеральних добрив і збереження традиційних підходів до ведення господарства зумовлюють активне використання локальних ресурсів (зокрема золи, пергною), що утворюються безпосередньо в господарствах.

Застосування органічних і мінеральних матеріалів місцевого походження дозволяє не лише зменшити витрати на вирощування сільськогосподарських культур, але й підтримувати агрофізичні та агрохімічні властивості ґрунту, зокрема покращувати його структуру, підвищувати вміст гумусу та регулювати кислотність. Такі підходи є невід'ємною складовою сталого ведення господарства в умовах обмежених ресурсів і сприяють збереженню продуктивності агроєкосистем.

Разом із тим, у низці регіонів України, зокрема на територіях Полісся, ці практики набувають додаткового значення у зв'язку з наслідками техногенного забруднення довкілля. У таких умовах використання добрив місцевого походження, зокрема деревної золи, потребує особливої уваги, оскільки радіоактивність золи може у сотні разів

перевищувати радіоактивність деревини, а її використання у якості добрива чи навіть звичайне зберігання може оцінюватися, як додаткове джерело опромінення населення за рахунок локального підвищення зовнішньої складової дози так і формування внутрішньої дози через продукти харчування з приватних секторів [2].

Список використаної джерел:

1. Гнила А.С., Райська А.Ю. Хімічні та агрохімічні заходи окультурювання дерново-підзолистих ґрунтів: матеріали II Всеукр. наук. конф. студентів та молодих учених. Нац. ун-т “Чернігівський колегіум” умені Т.Г. Шевченка, 2018, 105 с.
2. Єрмоленко С.М., Ілленко В.В., Лазарєв М.М. Прогнозування наслідків забруднення картоплі ^{137}Cs за умов радіоактивного забруднення ґрунту і застосування добрив місцевого походження. Екологічні науки. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.6-63.18>

УДК 582.736.3:615.322:66.061.3

ОПТИМІЗАЦІЯ УМОВ ЕКСТРАГУВАННЯ АСТРАГАЛОЗИДУ IV З РОСЛИН РОДУ *ASTRAGALUS*

Швець В.І., студентка 4 курсу, факультету захисту рослин, біотехнологій та екології

Манжура О.А., асистент кафедри екобіотехнології та біорізноманіття

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Актуальність досліджень. У сучасних умовах значно зростає інтерес до використання біологічно активних речовин рослинного походження у фармацевтичній, медичній та біотехнологічній промисловості. Особливу увагу привертають вторинні метаболіти лікарських рослин, серед яких важливе місце займають тритерпенові сапоніни. Представники роду *Astragalus* є перспективним джерелом таких сполук, зокрема астрагалозиду IV – одного з найбільш вивчених біологічно активних компонентів, який проявляє імуномодуючу, кардіопротекторну, протизапальну та антиоксидантну активність [1]. У зв'язку з цим актуальним є питання ефективного вилучення цієї сполуки з рослинної сировини, оскільки вихід цільових компонентів значною мірою залежить від умов екстракції.

Об'єкт і предмет досліджень. Об'єктом дослідження є рослинна сировина *Astragalus dasyanthus*, яка характеризується багатим фітохімічним складом. Основними групами біологічно активних речовин є тритерпенові сапоніни, флавоноїди та полісахариди, що визначають фармакологічну цінність цієї рослини [2-4]. Серед сапонінів особливе значення