

ISSN 2077–4893 (Print)  
ISSN 2077–4915 (Online)

# АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



**2026**

---

Виходить чотири рази на рік

## ЗАСНОВНИКИ

**Інститут агроєкології і природокористування  
Національної академії аграрних наук України**

**Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України»**

**Всеукраїнська громадська організація  
«Асоціація агроєкологів України»**

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ:

вул. Метрологічна, 12, Київ-143, 03143  
тел. (044) 522-60-62; e-mail: agroecojournal@ukr.net  
<https://journalagroeco.org.ua>

*Журнал внесено до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б»)  
згідно з Наказом МОН України від 17.03.2020 № 409  
для публікації основних результатів дисертаційних робіт та матеріалів  
досліджень вчених теоретичного і практичного характеру з актуальних питань  
за спеціальностями: 101 – Екологія; 201 – Агронімія;  
091 – Біологія; 051 – Економіка; 205 – Лісове господарство;  
204 – Технологія виробництва та переробки продукції тваринництва.*

*Журнал включено до міжнародних інформаційних та наукометричних баз:  
Research Bib Journal Database (Японія)  
Index Copernicus (Республіка Польща)  
Google Scholar (США)  
Ulrich's Periodicals Directory (США)*

Відповідальність за зміст і достовірність поданих матеріалів та точність  
наведених даних несуть автори наукових статей.  
Редколегія не завжди поділяє думки авторів статей

**Журнал друкується і поширюється через мережу Інтернет  
за рішенням вченої ради Інституту агроєкології і природокористування НААН  
(протокол № 3 від 23 березня 2026 р.)  
Свідоцтво про державну реєстрацію КВ № 23578-13418 ПР від 27.09.2018.**

---

---

Підписано до друку 10.04.2026 р. Формат 70×100/16. Друк офсетний.  
Ум. друк. арк. 15,65. Наклад 250 прим. Зам. № АЕ-02–26.  
Оригінал-макет та друк ТОВ «ДІА». 03022, Київ-22, вул. Васильківська, 45

---

---

# АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

---

---

2 • 2026



КИЇВ • 2026

## EDITORIAL BOARD

### Editor-in-chief

**DEMYANYUK O.**, Doctor of Agricultural Sciences, Prof., Corresponding member of NAAS

### Executive Secretary

**SHUMYHAI I.**, Candidate of Agricultural Sciences, Senior Researcher

<b>BUDZANIVSKA I.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>TERTYCHNA O.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>
<b>GONCHARENKO I.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>TKACH Ye.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Senior Researcher (Ukraine)</i>
<b>HRYTSAK L.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>FURDYCHKO O.</b> , <i>Doctor of Economics, Doctor of Agriculture Sciences, Prof., Academician of NAAS (Ukraine)</i>
<b>DREBOT O.</b> , <i>Doctor of Economic Sciences, Prof., Academician of NAAS (Ukraine)</i>	<b>CHOBOTKO G.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>
<b>KLEPKO A.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>KHOMIAK I.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Docent (Ukraine)</i>
<b>LISOVYY M.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>SHEVCHUK L.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>
<b>MUDRAK O.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>SHERSTOBOEVA O.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof. (Ukraine)</i>
<b>PALAPA N.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>YUKHNOVSKIY V.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof. (Ukraine)</i>
<b>PARFENYUK A.</b> , <i>Doctor of Biological Sciences, Prof. (Ukraine)</i>	<b>COELHO PINHEIRO M.</b> , <i>PhD, Prof. (Portugal)</i>
<b>SYMOCHKO L.</b> , <i>Candidate of Biological Sciences, Docent (Ukraine; Portugal)</i>	<b>SOBCZYK V.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof. (Poland)</i>
<b>SKYBA V.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Docent (Ukraine)</i>	<b>JANSE J.</b> , <i>Dr. Ir. PhD; Prof (Netherlands)</i>
<b>TARARIKO O.</b> , <i>Doctor of Agricultural Sciences, Prof., Academician of NAAS (Ukraine)</i>	

## РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головний редактор

**ДЕМ'ЯНЮК О.С.**, д-р с.-г. наук, проф., чл.-кор. НААН

Відповідальний секретар

**ШУМИГАЙ І.В.**, канд. с.-г. наук, ст. досл.

**БУДЗАНІВСЬКА І.Г.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Київ)*

**ТЕРТИЧНА О.В.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Київ)*

**ГОНЧАРЕНКО І.В.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Київ)*

**ТКАЧ Є.Д.**,

*д-р біол. наук,  
ст. досл. (Київ)*

**ГРИЦАК Л.Р.**,

*д-р біол. наук, проф. (Тернопіль)*

**ФУРДИЧКО О.І.**,

*д-р екон. наук, д-р с.-г. наук,  
проф., акад. НААН (Київ)*

**ДРЕБОТ О.І.**,

*д-р екон. наук, проф.,  
акад. НААН (Київ)*

**ЧОБОТЬКО Г.М.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Київ)*

**КЛЕПКО А.В.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Київ)*

**ХОМ'ЯК І.В.**,

*д-р біол. наук,  
доцент (Житомир)*

**ЛІСОВИЙ М.М.**,

*д-р с.-г. наук,  
проф. (Київ)*

**ШЕВЧУК Л.М.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Житомир)*

**МУДРАК О.В.**,

*д-р с.-г. наук,  
проф. (Вінниця)*

**ШЕРСТОБОЄВА О.В.**,

*д-р с.-г. наук,  
проф. (Київ)*

**ПАЛАПА Н.В.**,

*д-р с.-г. наук,  
проф. (Київ)*

**ПАРФЕНЮК А.І.**,

*д-р біол. наук,  
проф. (Київ)*

**ЮХНОВСЬКИЙ В.Ю.**,

*д-р с.-г. наук,  
проф. (Київ)*

**СИМОЧКО Л.Ю.**,

*канд. біол. наук,  
доцент (Київ; Коїмбра, Португалія)*

**КОЕЛЬО ПІНЕЙРО М.**,

*д-р філософії,  
проф. (Португалія)*

**СКИБА В.В.**,

*д-р с.-г. наук,  
доцент (Біла Церква)*

**СОБЧИК В.**,

*д-р с.-г. наук,  
проф. (Республіка Польща)*

**ТАРАРІКО О.Г.**,

*д-р с.-г. наук, проф.,  
акад. НААН (Київ)*

**ЯНСЕ Якоб,**

*д-р філософії, проф. (Нідерланди)*

- Райчук Л.А., Швиденко І.К., Кучма Т.Л., Чоботко Г.М.**  
Просторове планування забруднених радіонуклідами угідь як компонент системи кризового екологічного менеджменту
- Морозова Т.В., Мудрак О.В., Мудрак Г.В., Ермішев О.В., Семенів В.С.**  
Екологічне оцінювання стану навколишнього природного середовища з використанням апіндикації
- Мокрий В.І., Казимира І.Я., Бондарь В.І., Арустамян Е.М.**  
Удосконалення моніторингу дорожньої мережі біосферного резервату «Розточчя» з використанням ГІС
- Коніщук В.В., Шумигай І.В., Душко П.М., Хом'як І.В.**  
Екологічний стан озера Черемського природного заповідника
- Христецька М.В., Матейчик В.І., Турич В.В.**  
Гідрологічний моніторинг Шацького Поозер'я: десятирічний цикл кліматичних змін (2016–2025 рр.)
- Оксенчук О.В., Митяй І.С.**  
Гідроекологічна характеристика річки Мурашка в зв'язку зі створенням Березівської міні-ГЕС
- Домбровський К.О., Рильський О.Ф., Тертична О.В.**  
Структурна організація зооперифітону за біологічного очищення стічних вод
- Чорнобров О.Ю.**  
Особливості збереження відмерлих дерев як оселищ біорізноманіття за ведення сталого лісового господарства
- Ліщук А.М., Парфенюк А.І., Карачинська Н.В., Яременко П.А.**  
Інтегральна оцінка екологічних ризиків деградації ґрунтів Лісостепу України за кліматичними та агроєкологічними індикаторами
- Краснов В.П., Жуковський О.В., Орлов О.О., Мельник-Шамрай В.В.**  
Особливості радіоактивного забруднення *Populus tremula* L. у вологих сугрудах Житомирського Полісся
- 6 **Raichuk L., Shvydenko I., Kuchma T., Chobotko G.**  
Spatial planning of radionuclide-contaminated lands as a component of the crisis environmental management system
- 13 **Morozova T., Mudrak O., Mudrak H., Yermishev O., Semeniv V.**  
Environmental Assessment of the State of the Natural Environment Using Apiculture-Based Bioindication
- 22 **Mokryi V., Kazymyra I., Bondar V., Arustamian E.**  
Enhancement of Road Network Monitoring in the Roztochchia Biosphere Reserve Using GIS
- 31 **Konishchuk V., Shumyhai I., Dushko P., Khomiak I.**  
Ecological State of the Lakes of the Cheremskyi Nature Reserve
- 43 **Khrystetska M., Mateychyk V., Turych V.**  
Hydrological monitoring of the Shatsk lake region: ten-year climate change cycle (2016–2025)
- 54 **Oksenchuk O., Mityay I.**  
Hydroecological characteristics of the Murashka River in Connection with Creating the Berezivka Mini-Hydropower Plant
- 64 **Dombrovskiy K., Rylskiy O., Tertychna O.**  
Structural organization of zooperiphyton under biological wastewater treatment
- 74 **Chornobrov O.**  
Peculiarities of conserving dead trees as biodiversity habitats under sustainable forest management
- 82 **Lishchuk A., Parfeniuk A., Karachynska N., Yaremenko P.**  
Integrated assessment of environmental risks of soil degradation in the Ukrainian Forest-Steppe based on climatic and agroecological indicators
- 94 **Krasnov V., Zhukovskiy O., Orlov O., Melnyk-Shamrai V.**  
Peculiarities of radioactive contamination of *Populus tremula* L. in the moist fairly fertile site of Zhytomyr Polissia

- Грищенко О.М., Паламарчук Р.П., Пташник М.М., Жученко С.І., Сироватко В.О.**  
Вплив бойових дій на просторову неоднорідність забруднення рухомими формами свинцю ґрунтів Херсонської області
- Мельничук Т.М., Мідик С.В., Вішован Ю.Ю., Самкова О.П., Богданович Р.П., Феделеш-Гладинець М.І.**  
Моделювання біоремедіаційного відновлення біогенності чорнозему південного за мілітарного впливу
- Стародуб В.І., Ткач Є.Д.**  
Частота трапляння та рясність адвентивних видів рослин в агроценозах Правобережного Лісостепу України
- Гейко М.М., Скиба В.В.**  
Морфофункціональна пластичність *Portulaca oleracea* L. у присадибних агроценозах Лісостепу України як референтна основа фітоіндикаційного моніторингу
- Кічигіна О.О., Глущенко Л.А., Дем'янюк О.С., Цибро Ю.А., Гаврилюк Л.В.**  
Лікарські та ефіроолійні рослини родини *Apiaceae* в Україні: видовий склад та сортовий ресурс
- Худотєплова В.О., Безноско І.В.**  
Фітопатологічна експертиза насіння вівса посівного за різних технологій вирощування
- Тимошенко О.М., Приведенюк Н.В., Серєда О.В.**  
Вміст ефірної олії в листках шавлії лікарської залежно від елементів технології вирощування
- Голодна А.В., Гордієнко М.В.**  
Фотосинтетична діяльність посівів проса залежно від технології вирощування у Правобережному Лісостепу
- 104 **Hryshchenko O., Palamarchuk R., Ptashnik M., Zhuchenko S., Syrovatko V.**  
Impact of Hostilities on the Spatial Heterogeneity of Soil Contamination with Mobile Forms of Lead in Kherson Region
- 116 **Melnychuk T., Midyk S., Vishovan Y., Samkova O., Bogdanovich R., Fedelezh-Gladynets M.**  
Modelling bioremediation restoration of biogenicity of southern chernozem under military influence
- 127 **Starodub V., Tkach Ye.**  
Frequency of occurrence and abundance of key adventive plant species in agroecosystems of the right-bank Forest-Steppe of Ukraine
- 137 **Heiko M., Skyba V.**  
Morpho-functional plasticity of *Portulaca oleracea* L. in household agrocenoses of Ukrainian Forest-Steppe as a reference basis for phytoindication monitoring
- 145 **Kichigina O., Hlushchenko L., Demyanyuk O., Tsybro Yu., Havryliuk L.**  
Medicinal and essential oil plants of the *Apiaceae* family in Ukraine: species composition and variety resource
- 151 **Khudoteplova V., Beznosko I.**  
Phytopathological examination of oat (*Avena sativa* L.) seeds under different cultivation technologies
- 159 **Tymoshenko O., Pryvedeniuk N., Sereda A.**  
Content of essential oil in the leaves of medicinal sage (*Salvia officinalis* L.) depending on cultivation technology elements
- 167 **Golodna A., Hordienko M.**  
Photosynthetic activity of millet crops depending on cultivation technology in the right-bank Forest-Steppe
- Реферати 178 **Abstract**
- Відомості про авторів 189 **Information about the authors**
- Правила для авторів 193 **Rules for the authors**

## ПРОСТОРОВЕ ПЛАНУВАННЯ ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ УГІДЬ ЯК КОМПОНЕНТ СИСТЕМИ КРИЗОВОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МЕНЕДЖМЕНТУ

Л.А. Райчук, І.К. Швиденко, Т.Л. Кучма, Г.М. Чоботько

*Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україні)  
e-mail: edelvice@ukr.net; ORCID: 0000-0002-2552-4578  
e-mail: favor09@ukr.net; ORCID: 0000-0002-6135-8968  
e-mail: tanyakuchma@gmail.com; ORCID: 0000-0002-9328-5919  
e-mail: chobotko@ukr.net; ORCID: 0000-0001-8228-4331*

*Забруднення радіонуклідами агроландшафтів Українського Полісся після аварії на ЧАЕС залишається джерелом стійкої просторової нерівномірності ризиків для продовольчої безпеки, стану земельних ресурсів і здоров'я населення. Особливої актуальності ця проблема набуває в умовах воєнних і поствоєнних трансформацій, коли зростає потреба у раціональному поверненні забруднених радіонуклідами угідь до використання, порушуються традиційні режими природокористування, а доступ до польових вимірювань істотно обмежено, зокрема з міркувань безпеки. Метою роботи є визначення потенціалу просторового планування забруднених радіонуклідами угідь як інструмента кризового екологічного менеджменту, що забезпечує інтеграцію картографічних даних, показників дозового навантаження на населення та ландшафтно-екологічних характеристик у процесі ухвалення управлінських рішень. Методологія дослідження ґрунтується на поєднанні відкритих геопросторових даних, цифрової моделі рельєфу SRTM, супутникових продуктів ESA WorldCover, карт забруднення території <sup>137</sup>Cs і оцінок дозового навантаження на населення з подальшим розрахунком інтегрального індексу радіоекологічної критичності (RECI). Апробацію підходу проведено у 2024–2025 рр. на локальному (околицях с. Розсохівське Житомирської обл.), обласному та регіональному рівнях. Отримані результати засвідчили домінування малокритичних і помірно критичних ландшафтів за одночасного збереження стійких зон високої та дуже високої критичності у заплавах річок, лісових масивах і ділянках акумуляції стоку, де поєднання морфологічних умов і підвищених коефіцієнтів переходу радіонуклідів створює локальне підсилення радіоекологічних ризиків. Порівняння з опублікованими радіоекологічними картами підтвердило просторову узгодженість критичних ділянок і водночас точніше ранжування територій завдяки ширшій факторній базі індексу RECI. Запропонований підхід гарантує превентивне зонування територій, підтримку управлінських рішень, пріоритизацію ремедіаційних заходів і формування сценаріїв повернення деградованих угідь у виробництво без необхідності додаткових натурних досліджень. Отримані картографічні матеріали можуть бути використані як науково-методична основа для регіонального просторового планування, оптимізації продовольчої політики та інтеграції радіоекологічного картування до системи кризового екологічного менеджменту і післявоєнного відновлення постраждалих територій.*

**Ключові слова:** *геопросторове моделювання, радіаційні ризики, кризове управління територіями, превентивне зонування, управлінські сценарії, реабілітація територій.*

### ВСТУП

Забруднення радіонуклідами агроландшафтів, сформоване внаслідок Чорнобильської катастрофи, і надалі залишається одним із найбільш тривалих та просторово неоднорідних чинників екологічного ризику Українського Полісся, що визначає

обмеження землекористування, впливає на продовольчу безпеку та формує потенційні загрози для здоров'я населення. Попри істотне зниження середніх рівнів радіаційного навантаження з плином часу, збереження локальних осередків підвищеної акумуляції радіонуклідів у поєднанні з ландшафтними особливостями регіону зумовлює стійку мозаїчність ризиків і по-

требує переходу від суто констатувального моніторингу до просторово орієнтованих управлінських рішень.

Сучасні наукові дослідження у цій сфері зосереджені переважно на радіологічному моніторингу, дистанційному зондуванні Землі, побудові геоінформаційних моделей та прогнозуванні міграції радіонуклідів у системі «грунт–рослина». Водночас переважна частина існуючих підходів орієнтована на фіксацію рівнів забруднення або дозових показників і лише обмежено інтегрує природні, антропогенні та соціально-економічні параметри у контекст стратегій управління та реагування. Це істотно звужує можливості застосування результатів досліджень для практичного планування землекористування та реабілітації територій.

В умовах воєнних і поствоєнних трансформацій, коли Україна зазнає втрат значних площ родючих земель, порушення структури агровиробництва та зростання антропогенного тиску на території Полісся, просторове планування набуває статусу ключового інструмента кризового екологічного менеджменту. За цих обставин особливого значення набуває необхідність оперативної оцінки просторової радіоекологічної вразливості земель за обмеженого доступу до натурних досліджень і підвищених вимог до обґрунтованості управлінських рішень.

Невирішеним залишається питання системної інтеграції картографічних матеріалів, показників дозового навантаження на населення, типів землекористування та чинників ландшафтної вразливості в єдину аналітичну основу для прийняття рішень щодо реабілітації та подальшого використання забруднених радіонуклідами територій. У цьому контексті формування інструментів просторового планування, здатних поєднувати багатофакторні дані та забезпечувати пріоритизацію управлінських дій, є актуальним науковим і прикладним завданням.

**Мета роботи** — з'ясувати потенціал просторового планування радіаційно забруднених угідь як інструмента кризового

екологічного менеджменту, охарактеризувати можливості ГІС-моделювання для пріоритизації рішень та виявити критерії, що визначають радіоекологічно критичні зони застосування земель у регіоні Українського Полісся.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Проблематика радіоекологічної оцінки та просторового планування постчорнобильських територій останнім часом набула нового змісту через поєднання наслідків радіоактивного забруднення Чорнобильського походження та сучасних кризових впливів. У міжнародній літературі простежується тенденція переходу від локальних оцінок до інтегрованих моделей, що враховують просторові закономірності міграції забруднювачів, ландшафтні чинники, ризики для населення та довкілля, зокрема агросфери. Дослідження щодо формування доз внутрішнього опромінення на основі комплексного моделювання підтвердили необхідність використання інструментів прогнозування для підтримки управлінських рішень у пострадіаційних регіонах [1]. Також у вітчизняних роботах доведено, що ухвалення рішень щодо землекористування потребує оцінки поведінки  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у довгостроковій перспективі [2].

Наукові публікації останніх років виокремлюють просторову неоднорідність ризиків. Дослідження міграції радіонуклідів у системі «грунт–рослина» показали значний вплив типу угідь, окремо наголошено на особливостях накопичення забруднювачів у лісових екосистемах, що зумовлює критичність лісових масивів Полісся [3]. Аналіз сучасної динаміки  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у сільськогосподарських ґрунтах Житомирського Полісся засвідчив наявність певних їх залишкових концентрацій та ризик їх повторної міграції у продукцію [4]. І. Лабунська з колегами довели підвищений перехід радіонуклідів у зерно й деревину, що безпосередньо пов'язано зі структурами ґрунтів і режимом землекористування [5].

GIS-технології та дистанційне зонування активно перетворюються на базові

методи оцінки ризиків. Прогнозні моделі, побудовані на основі геопросторових даних, засвідчили ефективність картування для завдань реабілітації та моніторингу [6]. Геопросторовий аналіз впливу кліматичних чинників на агресурси Полісся підтвердив ключову роль цифрових моделей рельєфу й супутникових продуктів ESA для управління деградованими землями [7]. Окремий напрям формують дослідження пожеж у зоні відчуження та їх впливу на перерозподіл радіонуклідів у елементах довкілля – за результатами інтегральної оцінки 2023 р. ці події становлять новий тип екологічних викликів для зони навколо Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) [8].

Вітчизняні роботи зосереджені на реабілітації агроландшафтів і підтримці продовольчої безпеки. Праці О.І. Дребот зі співавт. [9] окреслили концептуальні засади повернення забруднених радіонуклідами угідь у виробництво на засадах зеленої економіки, а А. Кирильчук і Р. Паламарчук довели необхідність адаптивного обробітку ґрунтів залежно від динаміки вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  [10]. Дослідження безпечності харчових продуктів продемонстрували, що навіть через тридцять років після аварії на ЧАЕС рівні забруднення території і продукції  $^{137}\text{Cs}$  залишаються чинником продовольчих ризиків [11].

З 2022 р. у публікаціях фіксується вплив воєнних дій на території, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС, включно зі знищенням чи істотним пошкодженням інфраструктури та зміною екологічної рівноваги, що потребує кризових управлінських підходів у сфері довкілля [12]. Міжнародні огляди наголошують, що повномасштабна війна погіршує стан довкілля та ускладнює досягнення цілей сталого розвитку [13].

Незважаючи на значний прогрес, донині не вирішено питання інтеграції радіоекологічного картування до системи екологічного управління територіями, де поєднуються радіаційні, соціально-економічні та воєнні стресори. Не розроблені інструменти оперативного просторового планування угідь, не існує єдиної системи індикаторів ризику та сценаріїв повернення деградованих зе-

мель у виробництво. Саме тому подальші дослідження потребують узгодження GIS-моделювання, індексів радіаційної критичності, управлінських рішень і кризового екологічного менеджменту.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження виконано протягом 2024–2025 рр. на базі Інституту агроєкології і природокористування НААН. Апробацію методу просторового планування проведено на території поблизу с. Розсохівське Житомирської обл. (II зона радіоактивного забруднення) з подальшим масштабуванням на обласний та регіональний рівні.

У межах дослідження застосовано набір методів, що відповідають практиці кризового екологічного менеджменту для радіаційно забруднених територій. Просторово-обґрунтоване управління ризиками реалізовано через інтеграцію відкритих джерел геоданих та розрахунок індексу радіоекологічної критичності (RECI) [14] на основі картографічних матеріалів про рівні забруднення  $^{137}\text{Cs}$  території [15; 16], дозових навантажень на населення [17], цифрової моделі рельєфу SRTM [18] та інтерпретації супутникових продуктів ESA WorldCover [19]. Інтегроване картування радіоекологічної критичності територій здійснено у середовищі QGIS із використанням векторних та растрових шарів для ґрунтового покриття, наземного покриття, морфометричних та гідрографічних параметрів, адаптованих до умов Українського Полісся. Превентивне територіальне зонування забезпечено шляхом класифікації параметрів RECI за шкалою критичності з урахуванням рельєфу, стоку, типу землекористування та індексу експлуатації. Сценарне планування землекористування реалізовано через побудову карт придатності, що відображають потенційні «гарячі точки» та зони допустимого використання без додаткових польових вимірювань. Підтримка управлінських рішень передбачає валідацію просторових результатів зіставленням з опублікованими радіоекологічними картами окремих районів Полісся

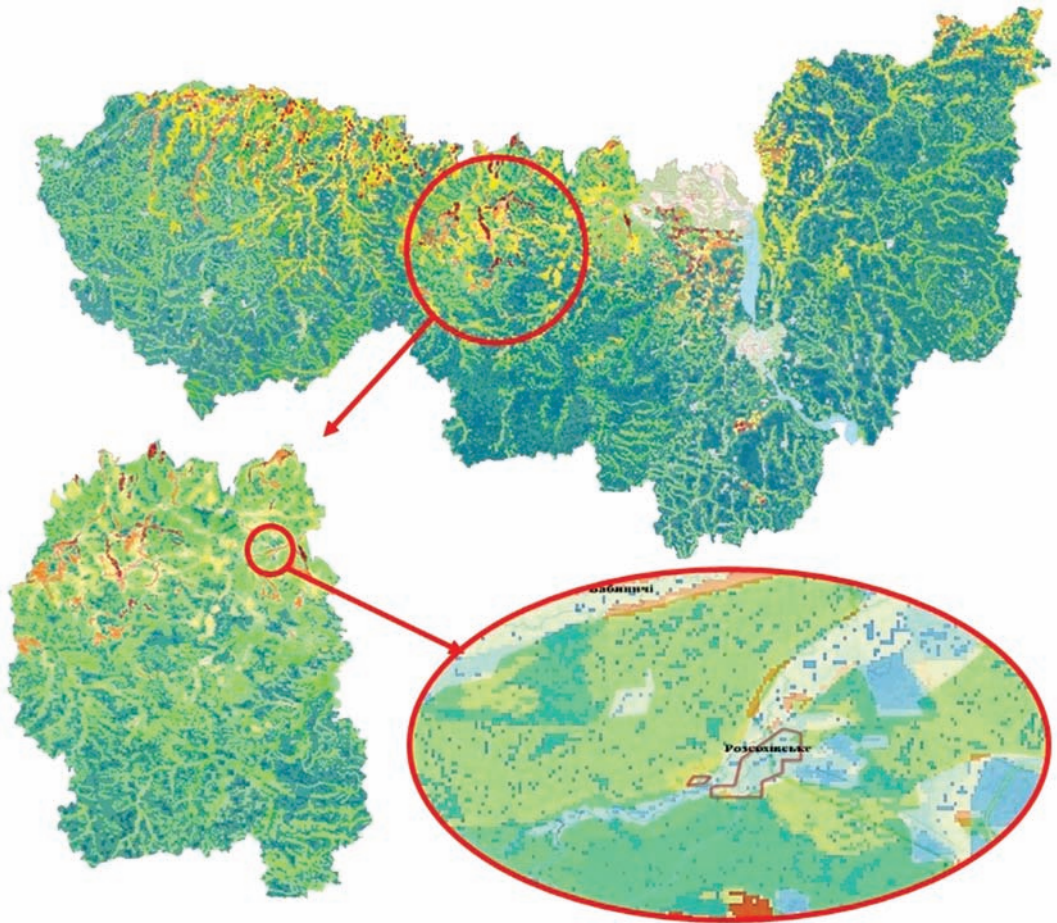
[20–23]. Пріоритизація ремедіаційних заходів ґрунтується на ранжуванні території за RECI, що дає можливість використовувати результати як основу для подальших управлінських сценаріїв без проведення додаткових натурних досліджень.

### РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Застосування інтегрального показника радіоекологічної критичності територій (RECI) продемонструвало можливість просторово диференційованої оцінки стану

забруднених земель Українського Полісся на трьох масштабних рівнях — регіональному, обласному та локальному (рис.).

Результати картування засвідчили домінування помірно критичних, малокритичних і некритичних площ, що відображає загальне зменшення радіаційного навантаження на агроландшафти Полісся після аварії на ЧАЕС. Водночас просторовий аналіз підтвердив наявність стабільних «осередків критичності» у заплавах річок, перезволожених лісових масивах та ділянках із підвищеною акумуляцією стоку, де



Інтегроване картування радіоекологічної критичності територій на регіональному (а), обласному (б) та локальному (в) рівнях

Примітки: ■ — надзвичайно критичний; ■ — дуже критичний; ■ — критичний; ■ — помірно критичний; ■ — малокритичний; ■ — некритичний

### Пріоритизація дій відповідно до рівнів радіоекологічної критичності за RECI

Рівень RECI	Критичність	Пропоновані управлінські сценарії і/чи заходи
<37,0	Некритичний	Стандартне землекористування; періодичний перегляд рівня радіоекологічної критичності
37,1–74,0	Малокритичний	Контроль наземного покриву; недопущення лісових вирубок на перезволожених ділянках
74,1–111,0	Помірно критичний	Планування землекористування з обмеженням с/г діяльності; аналіз локальних біогеоценозів
111,1–148,0	Критичний	Попереджувальне зонування; виключення культур із високими рівнями накопичення радіонуклідів; контроль за використанням продукції лісового походження
148,1–185,0	Дуже критичний	Істотне обмеження/заборона агровиробництва; моніторинг продуктів лісового походження; просторове обмеження рекреації
>185,0	Надзвичайно критичний	Тимчасове вилучення земель із використання; заборона переробки біоресурсів; альтернативні сценарії використання території

поєднання морфологічних умов та високих коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини формує ефект локального посилення забруднення.

На регіональній та обласній картах найбільш критичні значення RECI були зафіксовані на півночі Київської та Житомирської обл. і в окремих районах Волині, що узгоджується з історичною конфігурацією перенесення радіонуклідів та їх депонування у гідрографічних депресіях [24].

Причинно-наслідковий зв'язок полягає у поєднанні трьох переважаючих груп чинників: підвищеного вихідного забруднення  $^{137}\text{Cs}$ , високої здатності лісових біогеоценозів акумулювати радіонукліди та обмеженого водного дренажу, що посилює вторинну міграцію.

На локальному рівні (околиці с. Розсохівське) метод допоміг відтворити конфігурацію мікроландшафтів: критичні ділянки тяжіють до зон високої акумуляції стоку, мозаїки лісових угруповань із відповідними коефіцієнтами (1,7–2,0) [14] та підвищеними рівнями експлуатації ландшафтів за ймовірності перевищення дозового навантаження населення 1 мЗв/рік чи наближення до цього значення [17]. Виявлена закономірність свідчить, що навіть за не-

високих поточних доз формуються локальні акумулятивні ділянки радіонуклідного навантаження, де перенасичення біомаси сприяє пролонгованому поверненню радіонуклідів у контурі «грунт–рослина».

Порівняння отриманих карт із наявними зразками радіоекологічного картування, виконаними ННЦРМ [22], ІПБАЕ НАНУ [20; 21] та УкрНДІСТР НУБіП України [23], довело просторову відповідність критичних зон та одночасно продемонструвало точнішу диференціацію ділянок завдяки ширшій факторній базі RECI. Існуючі методики тяжіють або до відображення лише рівня забруднення  $^{137}\text{Cs}$ , або до морфології ландшафтів, тоді як запропонований індекс агрегує дев'ять параметрів, включаючи гідрографічну віддаленість, рельєф, акумуляцію стоку, тип ґрунту та наземного покриву, рівні експлуатації та дозове навантаження на населення як комплексний показник. Саме тому RECI підвищує діагностичну спроможність під час аналізу мікроландшафтів та забезпечує масштабування результатів без істотної втрати просторової точності.

Результати підтримують застосовність моделі для кризового екологічного менеджменту: можливість просторового управлін-

ня ризиками, превентивне зонування та сценарне планування землекористування здійснюються без додаткових польових вимірювань. З огляду на встановлені пороги критичності (від <37 для некритичного до >185 для надзвичайно критичного рівня) (табл.), карти можуть бути використані для обґрунтування управлінських сценаріїв, оцінки чутливості територій і розробки регіональних планів реагування.

## ВИСНОВКИ

Розроблений підхід підтвердив, що інтегральний показник радіоекологічної критичності територій (RECI), побудований на поєднанні дев'яти груп просторових і радіаційно-екологічних параметрів, є придатним інструментом для оперативної оцінки стану забруднених земель Українського Полісся з використанням виключно відкритих геоданих і без необхідності додаткових польових вимірювань. Просторове моделювання на локальному, обласному та регіональному рівнях виявило стабільні закономірності: домінування малокритичних і помірно критичних ландшафтів за збереження обмежених, але стійких зон високої та дуже високої критичності, пов'язаних із поєднанням підвищених рівнів  $^{137}\text{Cs}$ , низької дреонованості та акумулятивного характеру лісових біогеоценозів. Такий розподіл пояснює наявність природно зумовлених акумулятивних ділянок радіонуклідного навантаження, що й надалі визначатимуть локальні ризики для агроєкосистем і ресурсокористування.

Зіставлення результатів з опублікованими картографічними моделями радіо-

екологічного стану засвідчило їх просторову узгодженість, тоді як RECI забезпечив вищу факторну чутливість завдяки одночасному врахуванню рельєфу, стоку, структури ґрунтів, типів наземного покриву, інтенсивності експлуатації та дозового навантаження. Це розширює можливості діагностики для мікроландшафтів і забезпечує масштабованість оцінок без істотної втрати точності — ознаку, принципову для кризового екологічного менеджменту.

Практичне значення розробленого підходу полягає у можливості переходу від констатації рівня забруднення до просторового управління ризиками: превентивного зонування, сценарного планування землекористування та підтримки ухвалення управлінських рішень на засадах просторової радіоекологічної критичності. Карти, отримані за допомогою RECI, можуть застосовуватися для орієнтації регіональних програм природокористування, адаптації агровиробництва та оцінки радіоекологічної вразливості населення, не потребуючи натурних уточнень у більшості випадків.

Перспективи подальших досліджень — розширення бази підходу для інших радіонуклідів, інтеграція сезонної динаміки наземного покриву та уточнення алгоритмів нормалізації показників у зонах різкої зміни ландшафтних параметрів. Окремим напрямом може стати застосування RECI у системах оперативного планування післявоєнного відновлення територій та для моніторингу соціально-економічної вразливості громад у контексті довготривалих радіаційних наслідків.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Chobotko, H., Raichuk, L., Cherniavskiy, A., Liubashenko, N., & McDonald, I. (2019). Complex analysis and mathematical modeling of the internal exposure dose of the Ukrainian Polissya rural population. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 20(3), 397–404. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.04.397>.
2. Raichuk, L., & McDonald, I. (2025). Optimization of land use systems for radioactively contaminated territories of Ukrainian Polissya: Theoretical and practical approaches. *Balanced Nature Using*, (3), 78–85. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.3.2025.342525>.
3. Romantschuk, L., Ustyenko, V., & Didenko, P. (2021). Accumulation and distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  radionuclides in the forests of the «Drevlyansky» Nature Reserve. *International Journal of Ecotoxicology and Ecobiology*, 6(2), 29–33. DOI: <https://doi.org/10.11648/j.ijee.20210602.11>.
4. Kyrylchuk, A., & Palamarchuk, R. (2022). Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  content in the soil cover of agricultural lands in Zhytomyr region. *Agroecological Journal*, (4), 84–92. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273254>.
5. Labunska, I., Levchuk, S., Kashparov, V., Holia-

- ka, D., Yoschenko, L., Santillo, D., & Johnston, P. (2021). Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district. *Environment International*, 146, 106282. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106282.
6. Matvieieva, I., Groza, V., Pavliukh, L., Rudyak, Y., & Daradkeh, Y. I. (2019). Information model of ecological systems on the basis of reliability and radio-capacity with application of GIS technologies. In M. Savinov, Y. Ometov, & V. Stankovski (Eds.), *Proceedings of the International Workshop on Cyber Hygiene* (pp. 593–603). CEUR Workshop Proceedings. URL: <http://ceur-ws.org/Vol-2654/paper46.pdf>.
7. Tarariko, O. H., Cruze, R. M., Ilienko, T. V., Kuchma, T. L., Kozlova, A. O., Andereiev, A. A., ... Velychko, V. A. (2024). Impact of climate changes on agrosources of Ukrainian Polissia based on geospatial data. *Agricultural Science and Practice*, 11(2), 3–29. DOI: <https://doi.org/10.15407/agrisp11.02.003>.
8. Lev, T. D., Talerko, M. M., & Prister, B. S. (2023). Comprehensive assessment of the Chernobyl Exclusion Zone wildfires impact on the 100-km area around the Chernobyl NPP. *Nuclear Energy and the Environment*, (2), 77–86. DOI: <https://doi.org/10.31717/2311-8253.23.2.8>.
9. Дребот, О. І., Дем'янюк, О. С., & Райчук, Л. А. (2022). Науково-методичні засади реабілітації радіоактивно забруднених агроландшафтів у контексті зеленої економіки. *Вісник аграрної науки*, 100(2(827)), 74–81. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovvisnyk202202-10>.
10. Kyrylchuk, A., & Palamarchuk, R. (2022). Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  content in the soil cover of agricultural lands in Zhytomyr region. *Agroecological Journal*, 4, 84–92. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273254>.
11. Котелевич, В. А., & Пінський, О. В. (2022). Сучасний стан безпечності харчових продуктів щодо вмісту  $^{137}\text{Cs}$  порівняно з 2010 роком у контексті продовольчої безпеки. *Scientific Progress & Innovations*, (4), 246–258. DOI: <https://doi.org/10.31210/visnyk2022.04.29>.
12. Tsaryk, L., & Kuzyk, I. (2022). Russian Ukrainian war: Environmental aspect. *Scientific Notes of Ternopil National Volodymyr Hnatyuk Pedagogical University. Series: Geography*, 53(2), 100–106. DOI: <https://doi.org/10.25128/2519-4577.22.2.13>.
13. Appiah-Otoo, I., & Chen, X. (2023). Russian-Ukrainian war degrades the total environment. *Letters in Spatial and Resource Sciences*, 16, 32. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12076-023-00354-8>.
14. Raichuk, L., Kuchma, T., Shvydenko, I. et al. (2025). *Components of the comprehensive radioecological criticality index (RECI) for territories*. Zenodo. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.15147892>.
15. Державна служба України з питань геодезії, картографії та кадастру. (2022). *Публічна кадастрова карта України*. URL: <https://map.land.gov.ua/>.
16. National Atlas of Ukraine. (2023). *Territory pollution with Caesium-137 (Aftermath of the Chernobyl accident, 1986)*. URL: <http://wdc.org.ua/atlas/en/7030100.html>.
17. Ліхтарьов, І. А., Ковган, Л. М., Василенко, В. В. та ін. (2012). *Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи: Дані за 2011 р. (Збірка 14)*. Міністерство охорони здоров'я України. URL: <https://komekolog.rada.gov.ua/uploads/documents/36568.pdf>.
18. National Aeronautics and Space Administration. (2023). *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)*. URL: <https://eosps.nasa.gov/missions/shuttle-radar-topography-mission>.
19. Zanaga, D., Van De Kerchove, R., Daems, D. et al. (2022). *ESA World Cover 10 m 2021 v200*. Zenodo. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7254221>.
20. Лев, Т. Д., Прістер, Б. С., Виноградська, В. Д., Тищенко, О. Г., & Піскун, В. Н. (2018). Басейново-ландшафтний принцип в оцінюванні ступеня радіоекологічної критичності території України. *Український географічний журнал*, (4), 49–58.
21. Prister, B. S., Vinogradskaya, V. D., Lev, T. D., Talerko, M. M., Garger, E. K., Onishi, Y., & Tischenko, O. G. (2018). Preventive radioecological assessment of territory for optimization of monitoring and countermeasures after radiation accidents. *Journal of Environmental Radioactivity*, 184–185, 140–151. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.01.021>.
22. Dolin, V., Khrushchov, D., Magliovana, T., Vasylenko, V., Matrosov, D., & Baranovska, D. (2021). Geoinformation modeling of irradiation dose formation for rural population of Narodychy district of Zhytomyr region. In *Proceedings of Geoinformatics 2021*. European Association of Geoscientists & Engineers. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20215521022>.
23. Smith, J. T., Levchuk, S. E., Bugai, D. A., Beresford, N. A., Wood, M. D., Khomutinin, Y., Laptev, G. V., & Kashparov, V. A. (2025). A protocol for the radiological assessment for agricultural use of land in Ukraine abandoned after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 286, Article 107698. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2025.107698>.
24. IG NASU, IS Geo Ltd., & WDC Ukraine. (n.d.). *Territory pollution with Caesium-137 (Aftermath of the Chernobyl accident, 1986)*. In *National Atlas of Ukraine*. URL: <http://wdc.org.ua/atlas/en/7030100.html>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 23.12.2025

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 23.01.2026

Дата публікації: 10.04.2026

## ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА З ВИКОРИСТАННЯМ АПІІНДИКАЦІЇ

Т.В. Морозова<sup>1</sup>, О.В. Мудрак<sup>2</sup>, Г.В. Мудрак<sup>3</sup>,  
О.В. Єрмішев<sup>4</sup>, В.С. Семенів<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України» (м. Київ, Україна)

e-mail: [tetiana.morozova@ukr.net](mailto:tetiana.morozova@ukr.net); ORCID: 0000-0003-4836-1035

<sup>2</sup> КЗВО «Вінницька академія безперервної освіти» (м. Вінниця, Україна)

e-mail: [ov\\_tudrak@ukr.net](mailto:ov_tudrak@ukr.net); ORCID: 0000-0002-1776-6120

<sup>3</sup> Вінницький національний аграрний університет (м. Вінниця, Україна)

e-mail: [galina170971@ukr.net](mailto:galina170971@ukr.net); ORCID: 0000-0003-1319-9189

<sup>4</sup> Донецький національний університет імені Василя Стуса (м. Вінниця, Україна)

e-mail: [o.yermishev@donnu.edu.ua](mailto:o.yermishev@donnu.edu.ua); ORCID: 0000-0001-5854-9678

<sup>5</sup> Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича (м. Чернівці, Україна)

e-mail: [vlad.semeniv99@gmail.com](mailto:vlad.semeniv99@gmail.com); ORCID: 0009-0005-2487-6183

У статті представлено результати дослідження можливостей апііндикації як інструменту інтегрованого екологічного оцінювання стану навколишнього природного середовища. Обґрунтовано доцільність використання продукції бджільництва (меду, пилку, прополісу) як чутливих інтегральних біоіндикаторів, що відображають рівень антропогенного навантаження та особливості функціонування екосистем. Дослідження виконано із застосуванням фізико-хімічних і токсикологічних методів аналізу, зокрема визначення масової частки води, діастазного числа, вмісту проліну, кислотності, а також концентрацій важких металів (Pb, Cd, As). Встановлено, що найбільш інформативними показниками якості меду є діастазне число та вміст проліну, які відображають як технологічні аспекти виробництва, так і екологічні умови формування сировини. Показано, що навіть за відсутності перевищення гранично допустимих концентрацій важких металів, їх наближення до порогових значень може свідчити про наявність потенційних екологічних ризиків. Виявлено просторову варіабельність накопичення кадмію у пилку та прополісі, що вказує на локальні джерела забруднення та підтверджує ефективність апііндикації для виявлення раних стадій екологічних змін. Запропоновано інтегральний індекс апііндикації (ApiIndEX), який узагальнює різноміпні показники в єдину систему оцінювання, а також концептуальну модель, що поєднує біоіндикаційні дані з геоінформаційними технологіями та дистанційним зондуванням Землі. Показано, що застосування апііндикації узгоджується з концепцією One Health, яка передбачає інтегроване оцінювання стану довкілля, безпечності харчових продуктів і ризиків для здоров'я людини. Отримані результати підтверджують перспективність використання апііндикації у системах сучасного екологічного моніторингу.

**Ключові слова:** біомоніторинг, мед, продукти бджільництва, важкі метали, екологічний стан, ApiIndEX.

### ВСТУП

У сучасних умовах глобальних екологічних трансформацій, зумовлених посиленням антропогенного навантаження, кліматичними змінами і зростанням рівня хімічного забруднення, особливої актуаль-

ності набуває проблема отримання репрезентативної та інтегрованої інформації про стан компонентів довкілля. Традиційні фізико-хімічні методи контролю, попри високу аналітичну точність, не забезпечують цілісного відображення біологічних ефектів комплексного впливу забруднювачів та їх просторово-часової динаміки [1; 2].

У цьому контексті біоіндикаційні підходи розглядаються як важливий компонент сучасних систем екологічного моніторингу. Серед них апііндикація, що базується на використанні медоносною бджоли (*Apis mellifera* Linnaeus, 1761), привертає значну увагу завдяки здатності інтегрувати інформацію про стан довкілля в межах значних територій, охоплених фуражувальною активністю бджіл [3; 4]. У процесі збору нектару, пилку і води бджоли контактують із різними компонентами середовища, акумулюючи широкий спектр забруднювачів, зокрема важкі метали, пестициди та інші токсиканти [1; 2].

Продукти бджільництва, як-от мед, пилки і віск, розглядаються як інтегральні матриці, що відображають як короткострокові, так і довготривалі зміни екологічного стану територій. Їх застосування у біомоніторингу обґрунтовано високою здатністю до акумуляції забруднювачів і просторовою репрезентативністю. Водночас сучасні дослідження підкреслюють потенціал використання бджіл як елементів біосенсорних систем у складі інтегрованих платформ екологічного моніторингу, що поєднують біологічні та цифрові підходи [3–5].

Попри значний науковий доробок, відсутність комплексних підходів до інтеграції біоіндикаційних даних із геоінформаційними технологіями та методами просторово-часового аналізу формує наукову проблему, що обмежує ефективність використання апііндикації у системах екологічного моніторингу.

**Мета роботи** — наукове обґрунтування застосування апііндикації як елемента біомоніторингу з урахуванням фізико-хімічних і токсикологічних показників продуктів бджільництва. Дослідження охоплювало аналіз меду, пилку та прополісу за показниками масової частки води, діастазного числа, вмісту проліну, кислотності, а також концентрацій важких металів (Pb, Cd, As).

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Апііндикація впродовж останніх десятиліть сформувалася як перспективний між-

дисциплінарний напрям екологічного моніторингу, що поєднує підходи екології, біоіндикації, екотоксикології та аналітичної хімії. Її концептуальна основа ґрунтується на використанні медоносною бджоли (*Apis mellifera*) та продуктів бджільництва як інтегральних індикаторів стану довкілля. Доведено, що бджоли функціонують як природні біологічні пробовідбірники, акумулюючи забруднювачі з атмосферного повітря, ґрунтів і рослинності у межах радіусу фуражування [1; 2].

Ефективність апііндикації зумовлена біологічними особливостями *Apis mellifera*, зокрема широким радіусом льоту (2–5 км), тісною взаємодією з різними компонентами екосистем та здатністю продуктів бджільництва нагромаджувати широкий спектр полутантів. Це створює передумови для інтегрального оцінювання рівня антропогенного навантаження на території [2; 3]. Сучасні дослідження розширюють функціональні можливості апііндикації, включаючи визначення не лише важких металів і пестицидів, але й нових контамінантів, зокрема мікропластику, що підтверджує високу чутливість цього підходу [4].

Важливим напрямом розвитку апііндикації є дослідження якості та безпечності продуктів бджільництва як складової біомоніторингу. У цьому контексті роботи В.П. Лясоти та співавт. займають вагоме місце, оскільки спрямовані на оцінювання якості меду різних гатунків вітчизняних виробників. Авторами обґрунтовано використання експресних методик контролю якості продукції бджільництва із застосуванням рефрактометра РОСКЕТ-РАЛ-3 для визначення фізико-хімічних показників [5].

Окрему увагу приділено виявленню фальсифікації меду. Встановлення домішок гідрокарбонату натрію та лужних мийних засобів здійснюється за допомогою індикаторних методів, тоді як наявність сторонніх домішок, зокрема бурякового цукру, визначається методом мікроскопічного аналізу. Зазначені підходи підкреслюють практичну значущість лабораторного контролю якості меду та його роль як індикаторного об'єкта, оскільки хімічний склад продуктів

бджільництва відображає як технологічні порушення, так і екологічні умови формування сировини.

Істотна увага у сучасних дослідженнях Ž. Bargańska, L. Svečnjak [2; 3], приділяється вибору біоматриць для аналізу. Зафіксовано, що мед відображає довготривале накопичення забруднювачів, тоді як пилок, віск і тканини бджіл більш чутливо реагують на короткострокові зміни екологічного стану. Така диференціація підвищує інформативність апііндикації та створює можливості для просторово-часового аналізу забруднення.

Вагомий внесок у розвиток теоретичних засад апііндикації зробили зарубіжні дослідники. Зокрема, у роботах M. Conti та співавт. [1] обґрунтовано використання бджіл як біоіндикаторів важких металів у довкіллі. Подальші дослідження підтвердили здатність продуктів бджільництва акумулювати широкий спектр забруднювачів та відображати просторову неоднорідність екологічного стану території [2]. Сучасні роботи демонструють розширення спектра досліджуваних контамінантів і посилення ролі апііндикації у системах екологічного моніторингу [1; 4; 6; 7]. Застосування апііндикації в Україні залишається обмеженим, що визначає перспективність майбутніх досліджень у цьому напрямі. Зокрема, у роботах M. Федоряк та співавт. [8] обґрунтовано використання біоіндикаторів для оцінювання аеротехногенного забруднення агроландшафтів. Така диференціація підвищує інформативність апііндикації та створює можливості для просторово-часового аналізу забруднення.

Водночас у науковій літературі відзначається низка методичних обмежень. Зокрема, відсутність уніфікованих підходів до відбору проб, різноманітність аналітичних методів та складність інтерпретації результатів ускладнюють порівняння даних між дослідженнями. Додатковим чинником є варіабельність показників, зумовлена впливом біотичних і абіотичних чинників, включаючи стан бджолиних сімей, кліматичні умови та ландшафтну структуру територій [1]. Це необхідно враховувати під

час розроблення моделей та інтегральних показників.

Сучасні підходи до розвитку апііндикації пов'язані з її інтеграцією у цифрові та просторово-аналітичні системи екологічного моніторингу. Використання бджіл як біосенсорів передбачає поєднання біоіндикаційних даних із геоінформаційними системами та автоматизованими платформами збору інформації [6]. Тому, апііндикація розглядається як складова сучасних інтегрованих систем оцінювання стану навколишнього природного середовища, що поєднують біологічні, аналітичні та цифрові підходи.

### МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проведено у 2018–2020 рр. на території Чернівецької обл., що характеризуються різним рівнем антропогенного навантаження. Для оцінювання просторово-часових особливостей забруднення відібрано зразки продукції бджільництва з пасік, розташованих у 40 локаціях, що репрезентують аграрні території. Об'єктами дослідження були мед, бджолиний пилок та прополіс. Загалом, проаналізовано 600 зразків. Відбір зразків здійснювали у літній сезон, відповідно до стандартних підходів відбору проб продукції бджільництва. Дослідження проводили на пасіках із використанням бджіл карпатської породи, із середнім радіусом фуражування 2–5 км, що визначає зону формування кормової бази та потенційного впливу джерел забруднення. Виявлення фізико-хімічних показників меду виконували відповідно до вимог національного стандарту [9].

Масову частку води в меді визначали рефрактометричним методом із використанням лабораторного рефрактометра з подальшим перерахунком показника заломлення у відсотковий вміст води за калібрувальними таблицями [9].

Діастазне число сформулювали як показник ферментативної активності  $\alpha$ -амілази за методом Готе (Gothe method), що ґрунтується на гідролізі крохмалю ферментами меду з подальшим встановленням ступеня розщеплення за інтенсивністю

забарвлення йод-крохмального комплексу; результати виражали в одиницях Готе (Gothe units) [10; 11]. Вміст проліну виявляли як індикатор біологічної активності меду та особливостей його походження, що відображає інтенсивність метаболічних процесів у бджолиних колоніях. Кислотність меду визначали потенціометричним методом із застосуванням рН-метра шляхом вимірювання рН водного розчину. Вміст важких металів (Pb, Cd, As) у зразках меду, пилку та прополісу встановили методом атомно-абсорбційної спектроскопії, що забезпечує високу чутливість і селективність аналізу.

Отримані результати розглядали як індикатори екологічного стану територій з урахуванням просторового охоплення кормової бази бджолиних сімей у межах радіусу фуражування.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

**Контроль якості меду як індикатор екологічного стану територій: сучасні підходи та нормативні вимоги.** Контроль якості та автентичності меду є важливим не лише з точки зору безпечності харчового продукту, але і як інструмент оцінки стану довкілля. У сучасних умовах зростання антропогенного навантаження особливого значення набувають підходи апіідикації та апімоніторингу, що базуються на використанні медоносних бджіл (*Apis mellifera*) і продуктів їх життєдіяльності як інтегральних біоіндикаторів стану екосистем.

Згідно з міжнародними і європейськими нормативами, зокрема стандарту Codex Alimentarius (CODEX STAN 12-1981, оновлений) та Директиви ЄС 2001/110/ЄС із змінами 2024 р., мед визначається як природний продукт, що утворюється в результаті трансформації нектару рослин бджолами без додавання сторонніх речовин. Ці документи регламентують основні показники якості, включаючи вміст цукрів, ферментативну активність, кислотність і рівень домішок, а також встановлюють вимоги до маркування та простежуваності походження продукції.

**Фізико-хімічні показники як критерії якості меду.** Одним із ключових показників зрілості меду є масова частка води, яка безпосередньо впливає на його стабільність і стійкість до ферментації. Згідно з міжнародними стандартами, підвищений вміст води є ознакою незрілості меду або порушення технології його відбору, що може призводити до бродіння і втрати якості. Варіації цього показника можуть бути пов'язані як із технологічними аспектами виробництва, так і з кліматичними умовами сезону медозбору. Зрілість меду підтверджується запечатуванням його в сотах і стабільним переходом у кристалічний стан після викачування. Нормативне значення водності меду згідно з ДСТУ 4497:2005 не повинно перевищувати 18,5%. Дослідження показали, що лише одна проба (№ 8) відповідала стандарту, тоді як інші мали відхилення, що могло свідчити про передчасне викачування меду, фальсифікації або вплив екологічних чинників на бджолині сім'ї (рис. 1).

Ферментативна активність меду, зокрема діастазне число, є важливим індикатором його натуральності та ступеня термічної обробки. Діастаза та інші ферменти (інвертаза, глюкозооксидаза) відіграють ключову роль у формуванні складу меду, забезпечуючи перетворення складних вуглеводів на прості цукри. Зниження діастазної активності може вказувати на нагрівання або тривале зберігання продукту (рис. 2).

Вміст проліну, як однієї з основних амінокислот меду, широко використовується як індикатор його натуральності і зрілості. Низькі значення цього показника можуть бути пов'язані з фальсифікацією меду (додаванням цукрових сиропів) або підкормкою бджіл у період медозбору, що є однією з найпоширеніших проблем сучасного ринку меду (рис. 3).

Кислотність меду, зумовлена наявністю органічних кислот (передусім глюконової), визначає його смакові властивості та антимікробну активність. Згідно зі стандартами Codex Alimentarius, цей показник не має перевищувати 40 мЕкв/кг, що узгоджується з отриманими результатами досліджень (рис. 4).

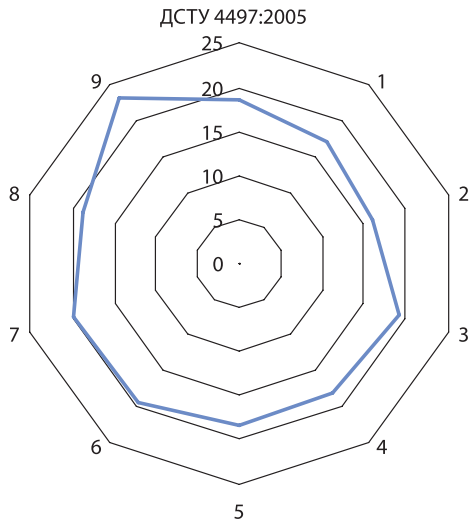


Рис. 1. Масова частка води, %

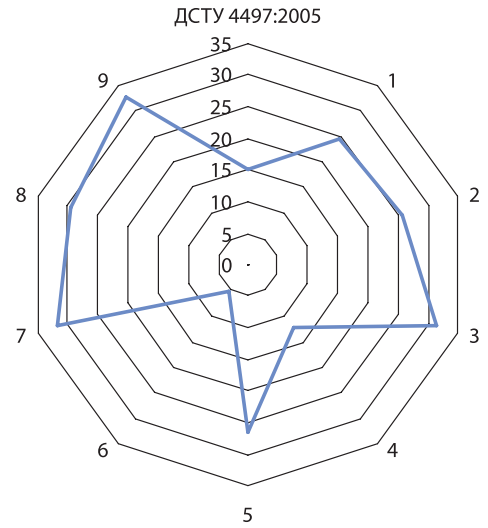


Рис. 2. Діастазне число меду

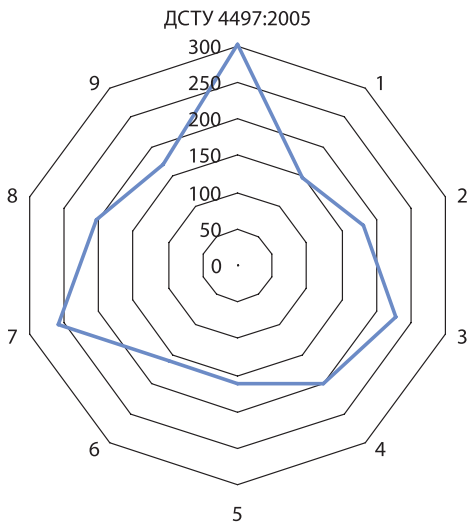


Рис. 3. Вміст проліну, мг/кг

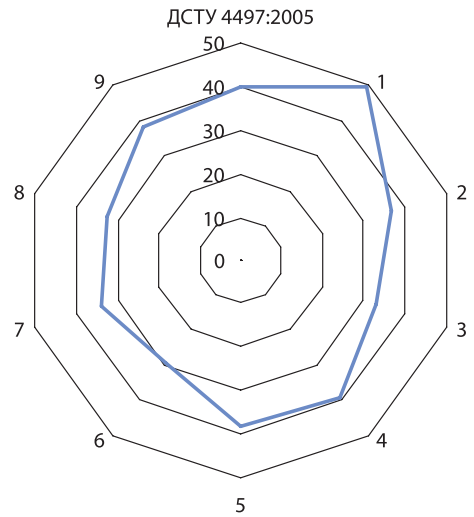


Рис. 4. Кислотність меду, мЕкв/кг

**Мед як індикатор забруднення довкілля.** Продукти бджільництва, зокрема мед, пилок і прополіс, здатні акумулювати хімічні елементи, що надходять у екосистему внаслідок антропогенної діяльності. Це робить їх ефективними індикаторами забруднення довкілля важкими металами.

Отримані результати свідчать про те, що вміст свинцю і миш'яку у дослідже-

них зразках не перевищує встановлених гранично допустимих концентрацій, що може вказувати на відносно сприятливий екологічний стан території відбору. Водночас виявлені випадки підвищеного вмісту кадмію у пилку та прополісі окремих проб свідчать про наявність локальних джерел забруднення, що потребує подальшого аналізу ґрунтів і рослинності.

Слід зазначити, що згідно з сучасними підходами до оцінки якості харчових продуктів, важливим є не лише факт перевищення нормативів, але й наближення концентрацій токсикантів до гранично допустимих значень, що може мати потенційні екологічні ризики.

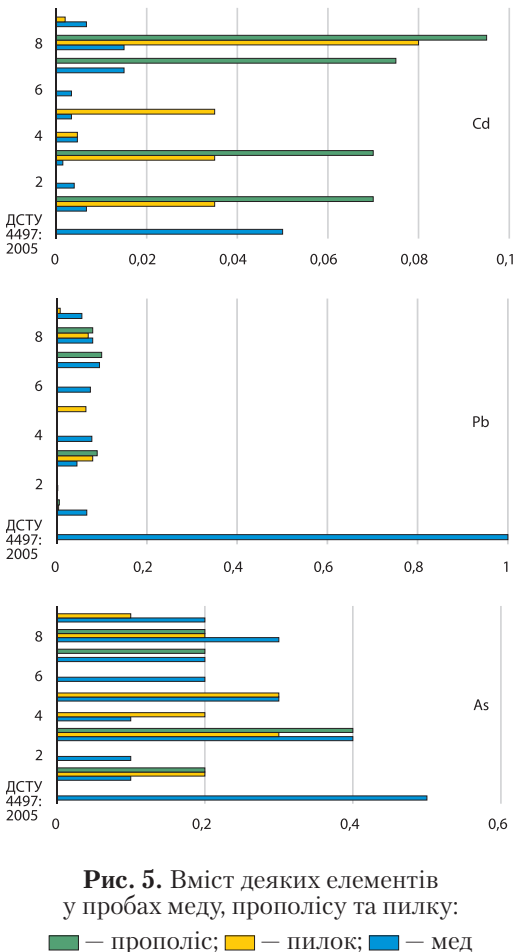
Аналіз фізико-хімічних показників меду показав, що найбільш чутливими індикаторами його якості є вміст проліну і ферментативна активність, тоді як показники кислотності та водності в більшості випадків залишаються в межах нормативних значень. Результати дослідження важких металів підтверджують доцільність використання продуктів бджільництва як інтегральних біоіндикаторів стану довкіл-

ля. Аналіз вмісту важких металів (Pb, Cd, As) у меді, пилку і прополісі виявив відмінності у характері забруднення досліджених територій. Концентрації свинцю в усіх проаналізованих зразках не перевищували встановлених гранично допустимих значень ( $\leq 0,1$  мг/кг), що свідчить про відсутність значного антропогенного навантаження, пов'язаного з промисловими викидами або інтенсивним транспортним впливом. Це дає підстави вважати, що досліджені пасіки розташовані в умовах відносно низького техногенного пресингу. Натомість для кадмію виявлено принципово іншу просторову структуру розподілу. У низці зразків прополісу (точки 1, 3, 7), а також у пилку та прополісі (точка 8) зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій. В інших випадках, навіть за відсутності перевищення нормативів, рівні кадмію наближалися до порогових значень, що може зумовити потенційний ризик його акумуляції (рис. 5).

Припускаємо, що основним шляхом надходження кадмію є ґрунтово-рослинний ланцюг. Це відображає високу мобільність цього елемента у системі ґрунт–рослина з подальшим його включенням у нектар і пилку. Джерела такого забруднення може мати як природне (геохімічний фон), так і антропогенне походження, зокрема бути пов'язаними із застосуванням мінеральних добрив і дифузним сільськогосподарським навантаженням.

Концентрації миш'яку в усіх зразках не перевищували нормативних значень, однак його стабільна присутність на рівні близько 50% від гранично допустимої концентрації свідчить про хронічний низькодозовий вплив. Це підкреслює необхідність врахування субпорогових рівнів забруднення як індикаторів ранніх стадій екологічних змін.

Отримані результати демонструють, що відповідність нормативним показникам не завжди відображає реальний екологічний стан територій. Наявність кількох контамінантів на субкритичних рівнях може вказувати на кумулятивний вплив, який не враховується в межах традиційних під-



**Рис. 5.** Вміст деяких елементів у пробах меду, прополісу та пилку:  
 ■ — прополіс; ■ — пилку; ■ — мед

ходів до оцінювання. Загалом, встановлено, що продукти бджільництва виконують функцію чутливих інтегральних індикаторів стану довкілля, відображаючи як локальні джерела забруднення, так і процеси на рівні ландшафтів. Отримані дані підтверджують, що продукти бджільництва здатні фіксувати ранні стадії екологічного забруднення ще до перевищення нормативних значень, що визначає їх особливу цінність у системах превентивного екологічного моніторингу.

Тому, апііндикація є ефективним підходом до екологічного моніторингу, який поєднує оцінку якості харчової продукції з аналізом стану екосистем. Застосування цього підходу, у поєднанні з сучасними вимогами європейського законодавства щодо якості та простежуваності меду, створює науково обґрунтовану основу для оцінки екологічної безпеки територій та розвитку сталого бджільництва.

Запропонована модель (рис. 6) відображає сучасний перехід від фрагментарних біоіндикаційних досліджень до інтегрованих інформаційно-аналітичних систем біо-

сурвейлансу, що поєднують лабораторні, польові та геоінформаційні підходи.

1. *Блок збору даних із пасік.* На першому етапі здійснюється відбір біологічних і біохімічних проб: мед (як інтегральний субстрат акумуляції), пилок (індикатор флористичного спектра та джерел контамінації), біоматеріал бджіл. Аналітичне визначення включає: вміст води, діастазне число, концентрацію проліну, вміст важких металів (Pb, Cd, Zn, Cu тощо) із використанням атомно-абсорбційної спектроскопії або ICP-MS. Ці показники широко застосовуються у дослідженнях як маркери якості меду та екологічного стану територій [8].

2. *Інтеграція з ГІС та дистанційним зондуванням Землі.* Модель передбачає поєднання біоіндикаційних даних із супутниковими продуктами (NDVI, LST, індекси посухи), картографічною інформацією про землекористування, просторовим розподілом джерел забруднення. Таке поєднання відповідає сучасним підходам до екологічного моніторингу, де біоіндикатори інтегруються з даними дистанційного зонду-

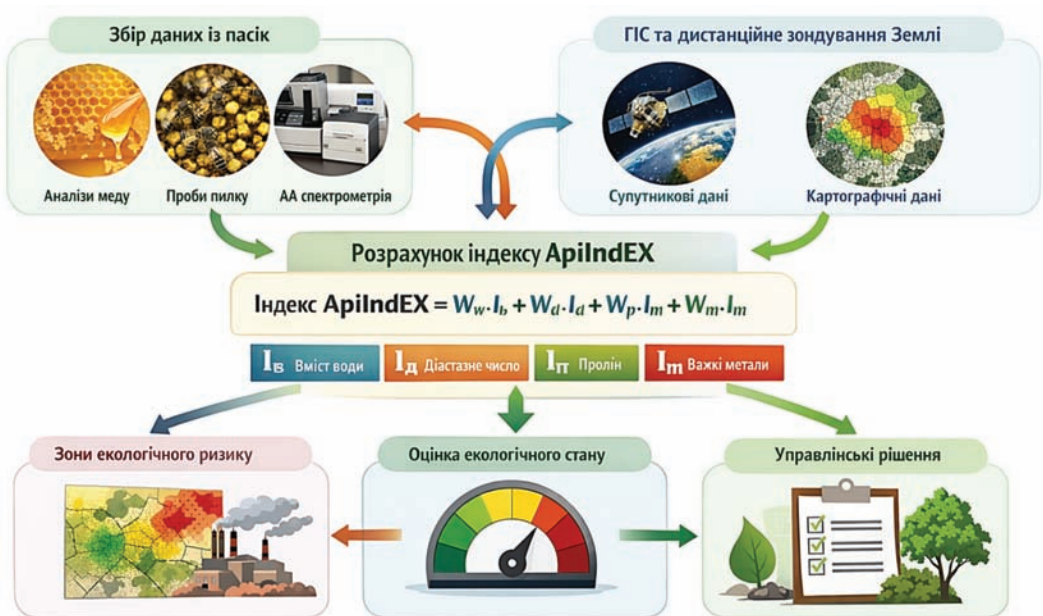


Рис. 6. Інтегрована модель апііндикації (розроблено авторами)

вання для підвищення просторово-часової репрезентативності [9; 10].

3. *Розрахунок інтегрального індексу ApiIndEX*. Центральним елементом моделі є інтегральний індекс апііндикації:

$$ApiIndEX = W_v \cdot I_v + W_d \cdot I_d + W_p \cdot I_p + W_m,$$

де  $I_v$  – індекс вмісту води;  $I_d$  – індекс діастазного числа;  $I_p$  – індекс проліну;  $I_m$  – індекс вмісту важких металів,  $W_i$  – вагові коефіцієнти.

Індекс є агрегованим показником, який узагальнює різнотипні параметри в єдину шкалу. Подібні мультикритеріальні підходи активно застосовуються у біомоніторингу (Gutiérrez et al., 2020), проте їх адаптація до апііндикації залишається недостатньо розробленою, що і формує наукову новизну моделі.

4. *Просторове виділення зон екологічного ризику*. На основі значень *ApiIndEX* здійснюється: картографування територій, класифікація зон за рівнем екологічного ризику, виявлення «гарячих точок» забруднення. Цей підхід узгоджується з концепцією risk-based environmental assessment та геостатистичного аналізу [11].

5. *Інтерпретація та підтримка управлінських рішень*. Фінальний етап моделі включає: інтерпретацію результатів, формування рекомендацій щодо екологічного відновлення, інтеграцію у системи підтримки прийняття рішень.

Отже, модель трансформує біоіндикаційні дані у прикладний інструмент управління природокористуванням.

Попри значний обсяг досліджень у сфері апііндикації, існує низка не вирішених питань: відсутність уніфікованих інтегральних індексів, які поєднують біохімічні і токсикологічні показники; недостатня інтеграція біоіндикаційних даних із ГІС та дистанційним зондуванням; обмежене використання апііндикації у системах оперативного екологічного моніторингу; відсутність адаптованих моделей для умов трансформованих ландшафтів (зокрема в Україні в умовах воєнного впливу).

Сучасні підходи до екологічного моніторингу дедалі частіше розглядаються в

межах концепції One Health, яка передбачає інтеграцію оцінювання стану довкілля, здоров'я тварин і людини як взаємопов'язаних компонентів єдиної системи. Концепція сформована та розвивається міжнародними організаціями, зокрема Всесвітньою організацією охорони здоров'я (WHO), Продовольчою та сільськогосподарською організацією ООН (FAO) та Всесвітньою організацією охорони здоров'я тварин (WOAH). У цьому контексті апііндикація набуває особливого значення, оскільки продукти бджільництва одночасно є харчовими продуктами і біоіндикаторами стану екосистем, що створює можливість комплексного оцінювання екологічних ризиків та їх потенційного впливу на здоров'я населення.

## ВИСНОВКИ

Показано, що продукти бджільництва (мед, пилок, прополіс) є чутливими інтегральними індикаторами стану навколишнього природного середовища, які відображають як якість екосистем, так і рівень антропогенного навантаження. Встановлено, що найбільш інформативними показниками якості меду є вміст проліну та діастазне число, тоді як аналіз концентрацій важких металів дає можливість виявляти локальні джерела забруднення навіть за відсутності перевищення гранично допустимих значень.

Обґрунтовано доцільність використання апііндикації як інструменту інтегрованого екологічного моніторингу, що поєднує оцінювання якості харчової продукції з аналізом стану довкілля. Запропонований інтегральний індекс апііндикації (*ApiIndEX*) забезпечує узагальнення фізико-хімічних і токсикологічних показників у єдину систему, що підвищує інформативність та порівнюваність результатів.

Розроблено концептуальну модель, яка інтегрує біоіндикаційні дані з геоінформаційними технологіями та дистанційним зондуванням Землі, що створює основу для просторово-часового аналізу екологічного стану територій.

Доведено, що застосування апііндикації узгоджується з сучасними міждисциплі-

нарними підходами, зокрема концепцією One Health, яка об'єднує оцінювання стану довкілля, безпечності харчових продуктів і потенційних ризиків для здоров'я людини. У цьому контексті продукти бджільництва постають важливим інструментом ранньої діагностики екологічних змін.

Запропонований підхід має потенціал для масштабування та впровадження у системи екологічного моніторингу, зокрема в умовах трансформованих ландшафтів і зростаючого антропогенного впливу.

## ЛІТЕРАТУРА

- Conti, M. E., Astolfi, M. L., Mele, G., Ristorini, M., Vitiello, G., Massimi, L., ... Finoia, M. G. (2022). Performance of bees and beehive products as indicators of elemental tracers of atmospheric pollution in sites of the Rome province (Italy). *Ecological Indicators*, *140*, 109061. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109061>.
- Bargańska, Z., Ślebioda, M., & Namieśnik, J. (2016). Honey bees and their products: Bioindicators of environmental contamination. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *46*(3), 235–248. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1078220>.
- Svečnjak, L., Chesson, L. A., Gallina, A., Maia, M., Martinello, M., Mutinelli, F., & Muz, M. N. (2020). Standard methods for apicultural products: Botanical origin of honey. *Food Chemistry*, *306*, 125587. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.125587>.
- Raza, M. F., Khan, K. A., Jabeen, R., Latif, M., Rafique, M. K., & Nadeem, M. (2024). Honeybees as sentinels of microplastic pollution: A review. *Entomologia Generalis*, *45*(5), 1211–1228. <https://doi.org/10.1127/entomologia/2024/3505>.
- Лясота, В. П., Богатко, Н. М., Букалова, Н. В., Джміль, В. І., Хіцька, О. А., Мазур, Т. Г., ... Вакула, Б. В. (2023). Безпечність та якість меду натурального бджолиного, виготовленого під різними торговими марками, за реалізації у супермаркетах. *Науковий вісник ветеринарної медицини*, *1*, 40–51.
- Van der Steen, J. J. M. (2023). Bees as biosensors: Integrating ecological monitoring and environmental risk assessment. *Trends in Ecology & Evolution*, *38*(9), 812–825. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.05.004>.
- Catalano, P., Della Sala, F., Cavaliere, M., Caputo, C., Pecoraro, D., Crispino, G., ... Amorena, M. (2024). Use of honey bees and hive products as bioindicators to assess environmental contamination in targeted areas of the Campania region (Italy). *Animals*, *14*(10), 1446. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani14101446>.
- Fedorjak, M., Kulmanov, O., Zhuk, A., Shkrobants, O., Tymchuk, K., Moskalyk, G., ... Angelstam, P. (2021). Stakeholders' views on sustaining honey bee health and beekeeping: The roles of ecological and social system drivers. *Landscape Ecology*, *36*(3), 763–783. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01169-4>.
- ДСТУ 4497:2005. Мед натуральний. Технічні умови. (2007). [Чинний від 2005-12-28]. Київ: Держспоживстандарт України.
- Kerkvliet, J. D., & van der Putten, A. P. J. (1973). The diastase number of honey: A comparative study. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und -Forschung*, *153*, 87–93. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01137309>.
- Gün, R., & Karaoğlu, M. M. (2024) Detection of honey adulteration by characterization of the physico-chemical properties of honey adulterated with the addition of glucose–fructose and maltose corn syrups. *Eur Food Res Technol*, *250*, 2255–2272. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00217-024-04535-7>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 27.01.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 03.03.2026

Дата публікації: 10.04.2026

## УДОСКОНАЛЕННЯ МОНІТОРИНГУ ДОРОЖНЬОЇ МЕРЕЖІ БІОСФЕРНОГО РЕЗЕРВАТУ «РОЗТОЧЧЯ» З ВИКОРИСТАННЯМ ГІС

В.І. Мокрий<sup>1</sup>, І.Я. Казимира<sup>1</sup>, В.І. Бондарь<sup>2</sup>, Е.М. Арустамян<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Національний університет «Львівська політехніка» (м. Львів, Україна)  
e-mail: volodymyr.i.mokriy@lpnu.ua; ORCID: 0000-0002-5814-5160  
e-mail: iryna.y.kazymyra@lpnu.ua; ORCID: 0000-0003-1597-5647

<sup>2</sup> Національний університет біоресурсів і природокористування України (м. Київ, Україна)  
e-mail: plantprotect\_dean@nubip.edu.ua; ORCID: 0000-0002-8737-3568  
e-mail: plantprotect\_dean@nubip.edu.ua; ORCID: 0000-0002-4845-2909

*Актуальність моніторингу екологічної безпеки українсько-польського транскордонного біосферного резервату «Розточчя», включеного до світової мережі біосферних резерватів, зумовлена необхідністю дотримання міжнародних стандартів його функціонування та ефективного управління. Використання геоінформаційних технологій передбачає здійснення динамічного моніторингу із застосуванням космічної інформації у цифровому форматі, її оброблення та подальшу візуалізацію у вигляді тематичних картографічних моделей. У роботі представлено еколого-картографічну модель «Населені пункти та дорожня мережа Розточчя», побудовану на основі результатів моніторингових досліджень об'єктів біосферного резервату «Розточчя». Розроблена інтерактивна карта інтегрує просторово-часові георозподілені дані щодо території природно-заповідного фонду, населених пунктів і дорожньої мережі, що забезпечує можливість для збалансованого природокористування на прикордонних територіях. Методологічною основою дослідження є системний, науково обґрунтований підхід, що включає аналіз теоретичних напрацювань, використання геоінформаційних технологій, спеціалізованих програмних комплексів та інструментів аналізу просторової близькості геооб'єктів. Синтез еколого-картографічних моделей екосистем реалізовано засобами ГІС MapInfo Professional. Створений інформаційний ресурс спрямований на підвищення оперативності та якості роботи з просторовими даними про природно-заповідний фонд, забезпечення відкритого доступу громадськості до баз даних заповідних територій і об'єктів для сталого розвитку регіону. Дорожня мережа Розточчя розглядається як сукупність дорожніх ландшафтно-інженерних систем. Проаналізовано специфіку природних і історичних чинників, що визначають динаміку формування, поширення та трансформації дорожніх ландшафтів регіону. Запропоновано створення дорожньої заповідної мережі як інструменту збереження ландшафтного різноманіття, посилення атрактивності територій і розвитку туристично-рекреаційного потенціалу Розточчя. Практичне значення дослідження полягає у комплексному застосуванні ГІС-технологій для моніторингу транскордонних природоохоронних територій. Структура сформованої бази геоданих забезпечує отримання оперативної, об'єктивної та повної інформації про сучасний стан компонентів екологічної мережі та створює підґрунтя для проектування лісоекологічних і гідроекологічних коридорів та оптимізації функціонального зонування біосферного резервату «Розточчя».*

**Ключові слова:** еколого-картографічна модель, дорожня заповідна мережа, екологічний коридор, геоінформаційна система.

### ВСТУП

Збереження і відновлення екологічного потенціалу України, значимість її еколого-економічної ролі в Європейському Союзі визначають напрями реалізації геоінфор-

маційних технологій моніторингу екосистем транскордонних територій Розточчя. Ця височинна територія простягається з північного заходу на південний схід, від м. Красник у Люблінському воєводстві Польщі до м. Львів в Україні. Довжина порівняно вузького горбистого пасма Роз-

точчя становить 180 км, із яких 110 км знаходяться на польській території. Розточчя — один із найцікавіших фізико-географічних регіонів Центрально-Східної Європи. Для забезпечення екологічної безпеки, оцінки стану, прогнозу наслідків природного та антропогенного впливу на ландшафти, біорізноманіття і стабільність мікроклімату українсько-польських територій, доцільне застосування геоінформаційних систем (ГІС) [1].

Розточчя, як транскордонна природна фізико-географічна формація, є визначальним об'єктом в інтеграції національної екомережі до всеєвропейської через створення міждержавних природоохоронних територій. Формування біосферного резервату «Розточчя» започатковано в 2011 р. у Львівській обл. на Заході України, безпосередньо на кордоні з Польщею. Резерват має спільний кордон із Польщею, а отже, і з ЄС. 19 червня 2019 р. комісія з програми МАБ ЮНЕСКО ухвалила рішення про утворення українсько-польського транскордонного біосферного резервату (ТБР) «Розточчя». Польська частина резервату складається з Розточанського національного парку і чотирьох регіональних ландшафтних парків. Функціональними складовими української частини ТБР «Розточчя» є об'єкти природно-заповідного фонду (ПЗФ): природний заповідник (ПЗ) «Розточчя», Яворівський національний природний парк (НПП), регіональний ландшафтний парк (РЛП) «Равське Розточчя», багато ландшафтних заказників, заповідних урочищ і пам'яток природи. З липня 2017 р. ділянка лісу між селами Лелехівка та Верещиця — частина природного заповідника «Розточчя», включена у кластерний об'єкт всесвітньої спадщини ЮНЕСКО — «Букові праліси і давні ліси Карпат та інших регіонів Європи». Площа природних ядер — 3325 га, буферної зони — 11800 га, транзитної зони — 59762 га. Площа української частини ТБР становить 74 887 га, загальна площа всього ТБР — 371 902 га [2].

ТБР «Розточчя» розташований на Головному європейському вододілі, що розділяє річкові басейни Чорного та Балтійського

морів. На півночі межує з Поліським заболоченим екологічним регіоном. Регіон Розточчя формує екологічний коридор європейського значення — вузька місцевість, яка з'єднує Люблінську височину з Поділлям і Карпатською дугою, що забезпечує міграцію тварин і рослин. Географічний регіон розташування ТБР «Розточчя» — Галичина, має історичне значення між Центральною та Східною Європою.

Згідно з існуючими правилами, Державний кадастр територій та об'єктів ПЗФ України ведеться з метою оцінки складу та перспектив розвитку ПЗФ, стану територій та об'єктів, які входять до нього, організації їх охорони і ефективного використання, планування наукових досліджень, а також забезпечення державних органів, зацікавлених підприємств, установ та організацій відповідною інформацією, необхідною для вирішення питань соціально-економічного розвитку, розміщення продуктивних сил та в інших цілях, передбачених законодавством України [3–5]. Відповідно до інструкції про зміст та вироблення документації Державного кадастру територій та об'єктів ПЗФ України [6], органи Міндовкілля України на місцях сприяє збиранню даних, створюють цифрові карти розташування об'єктів ПЗФ. Однозначно можна стверджувати, що ГІС-технології є ефективним засобом створення цифрових карт, збереження, поповнення та обробки даних, формування баз геоданих, яка містить інформацію про геопросторове розміщення та атрибутивні дані про досліджувані території, що необхідно для збереження та популяризації об'єктів культурної та природної спадщини ПЗФ.

Отже, проблема моніторингу екологічної безпеки ТБР «Розточчя», який включено у світову мережу біосферних резерватів, що вимагає виконання міжнародних стандартів його функціонування та управління, є актуальною і має важливе наукове й прикладне значення. Використання ГІС-технологій дає змогу комплексно підійти до вирішення такої проблеми.

**Метою роботи** є створення тематичної еколого-картографічної моделі «Населені

пункти та дорожня мережа Розточчя» на основі комплексного підходу до сучасних інформаційно-аналітичних технологій та інструментальних засобів. Ідентифікація об'єктів ПЗФ та девастрованих ландшафтів необхідна під час створення моделюючого інформаційно-програмного комплексу, що підвищить інформативність даних моніторингу для управління екологічною безпекою природних і антропогенізованих екосистем Розточчя.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Протягом чотирьох десятиліть Розточчя є об'єктом пильної уваги науковців різних спеціальностей. У монографії [7] представлені результати багаторічних досліджень, які охоплюють широке коло питань — від краєзнавчого вивчення Розточчя українськими і польськими науковцями, інвентаризації та картографування заповідної території до результатів вивчення рідкісних та фонових видів флори та фауни, старовікових лісів, їх структури та запасів мертвої деревини. Авторами [8] наведено історичні аспекти природоохоронних досліджень Розточчя, проаналізовано наукові доробки різних наукових шкіл. Відомості про природничі дослідження на Розточчі наведено у дисертаційних роботах М. Соколи, В. Брусака, Р. Гнатюка, О. Підкови та ін. Вивченню біорізноманіття присвячені праці науковців: ботаніки — С. Стойко, П. Яценко, О. Кагало, Л. Тасенкевич, В. Ткачик, М. Жижин, М. Загультський, А. Зеленчук; зоологи — І. Горбань, Ю. Чорнобай, В. Різун, І. Капрусь та ін. Моніторингові природоохоронні дослідження відображено у працях вчених: Я. Дубина, О. Луговой, Г. Стрянець, А. Гузій, Н. Ференц, І. Хомин та ін.

Ландшафтно-геофізичні дослідження територій Розточчя, створення ландшафтних і палеоландшафтних карт, із використанням крупномасштабних цифрових моделей рельєфу і ГІС-технологій, представлені у публікаціях авторів: ландшафтознавці — Б. Муха, В. Брусак, О. Федірко, Є. Іванов; геоморфологи — Я. Кравчук,

Р. Гнатюк, І. Ковальчук, Ю. Зінько, В. Шушняк, І. Круглова, О. Яворський, ґрунтознавці — З. Яцок, Б. Свидницький та ін.

У процесі підготовки номінаційних документів для створення БР «Розточчя» польськими науковцями [9–12], було проаналізовано стан біорізноманіття на транскордонних українсько-польських територіях Розточчя. Широкий спектр ландшафтознавчих досліджень сприяв організації природоохоронних територій на Розточчі, що втілено завдяки кропіткій праці багатьох поколінь українських і польських природодослідників. Однак цілісний моніторинг природних ресурсів Розточчя відсутній.

Розв'язання проблеми екологічного моніторингу екологічної безпеки територій БР «Розточчя» з використанням ГІС-технологій започатковано авторами [1], запропоновано технологію створення геопорталу «Екологічна безпека українсько-польської екологічної мережі». Геопортал є ефективним засобом оперативного аналізу і прогнозу динаміки антропогенних, природних і соціальних чинників, що потребує бази даних моніторингу біологічного і ландшафтного різноманіття ТБР «Розточчя». Розроблено еколого-картографічні моделі природно-заповідних об'єктів української частини БР «Розточчя». В інших публікаціях запропоновано інформаційно-аналітичні технології моніторингу лісових екосистем, гемеробії ландшафтів, гідрологічної мережі та антропогенізації ґрунтів Розточчя. Для забезпечення екологічної безпеки поверхневих вод, авторами [13] проаналізовано основні положення концепції еколого-технологічної реконструкції каналізаційних очисних споруд у басейні р. Західний Буг українсько-польської гідрологічної мережі Львівщини. Сформовано базу вихідних даних, обґрунтовано будівельну частину еколого-технологічної карти та представлено кошторис реконструкції водоочисних споруд.

Сучасні дослідження (2015–2025 рр.) свідчать, що екосистеми регіону зазнають зростаючого антропогенного навантаження, що формує нові виклики для екологіч-

ної безпеки. Одним із ключових чинників трансформації екосистем Розточчя є зміни землекористування, урбанізація та лісогосподарська діяльність. Встановлено, що заміна природних деревостанів інтродукованими або інвазійними видами призводить до порушення структури біоценозів і зниження їхньої стійкості [14]. Додатковим чинником є урбогенний вплив, який проявляється у зміні умов існування організмів. Дослідження поширення грибів показало, що в міських умовах їх щільність є значно вищою через механічні пошкодження дерев та змінені екологічні умови [15]. Помітного антропогенного впливу зазнає гідрологічна мережа. Дослідження органічного забруднення поверхневих вод у зонах скидів демонструють істотне погіршення якості води за впливу господарської діяльності [16].

Антропогенна трансформація безпосередньо впливає на біорізноманіття регіону. Дослідження фітопатогенних грибів виявили 38 видів, серед яких частина є новими для Розточчя, що свідчить як про високе різноманіття, так і про зміну екологічних умов [17]. У ґрунтових екосистемах також відбуваються зміни. Дослідження мезофауни старовікових лісів показують, що структура угруповань є чутливою до змін середовища, зокрема до господарського впливу та трансформації лісів.

Істотним чинником екологічної небезпеки є кліматичні зміни, які посилюють антропогенний вплив [18]. Для Розточчя характерні загальні тенденції змін клімату: підвищення температури; зміни режиму опадів; зростання частоти екстремальних явищ. Ці процеси спричиняють зниження рівня ґрунтових і поверхневих вод, висихання боліт та збільшення ризику пожеж [19]. Пожежі, своєю чергою, змінюють структуру рослинності: після них домінують піонерні види, а відновлення природних екосистем потребує тривалого часу. Окремі дослідження зосереджені на впливі антропогенних чинників на функціонування екосистем. Аналіз болотних екосистем довів, що господарська діяльність змінює хімічний склад рослин та структуру угру-

повань [20]. Також встановлено, що антропогенна трансформація призводить до: зміни трофічних зв'язків; порушення кругообігу речовин; деградації ґрунтів. Ці процеси безпосередньо впливають на екологічну безпеку регіону.

Важливим напрямом досліджень є розвиток систем екологічного моніторингу. У межах ПЗ «Розточчя» здійснюється біоценотичний моніторинг, спрямований на збереження біорізноманіття та адаптацію екосистем до кліматичних змін [21]. Такі дослідження є основою для формування стратегій екологічної безпеки, включаючи: збереження природних екосистем; відновлення порушених територій; адаптацію до кліматичних змін.

Поглиблені й детальні, але фрагментарні та розрізнені ландшафтознавчі дослідження Розточчя не інтегровані в систему просторово-часових георозподілених баз даних. Відсутній мережевий доступ до розподілених відомчих та інтегрованих баз даних, комплексної обробки й використання інформації. Тривалі лісівничі, ботанічні та зоологічні дослідження Розточчя свідчать про інтенсифікацію антропогенних загроз.

У зазначених та інших роботах виявлено високу чутливість екосистем Розточчя до минулих і сучасних екологічних загроз. Тому, сталий розвиток регіону, який базується на збалансованому, невиснажливо-му, максимально наближеному до природи ресурсокористуванні, потребує застосування сучасних інформаційно-аналітичних технологій моніторингу чинників екологічної безпеки біологічного і ландшафтного різноманіття екосистем ТБР «Розточчя».

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Для створення цифрової карти з тематичним шаром «Населені пункти та дорожня мережа Розточчя» використано ГІС MapInfo Professional [22], яка дає змогу вирішувати складні завдання географічного аналізу на основі реалізації запитів і створення різних тематичних карт, здійснювати зв'язок із віддаленими базами даних,

експортувати географічні об'єкти та інші програмні продукти. MapInfo є настільною системою картографування, завдяки її розвиненим можливостям тематичного картографування. Поєднанням тематичних шарів і методів буферизації, районування, злиття і розбивки об'єктів, просторової й атрибутивної класифікації створено багатоконпонентну карту з ієрархічною структурою легенди.

Картографічний матеріал, який застосовується для побудови інформаційних картографічних моделей, є важливим елементом вхідної інформації. Як вихідні дані для оцифрування карти досліджуваних територій використано топографічну карту Львівської обл., карту функціонального зонування ТБР «Розточчя», карти Google Earth і Bing Maps Яворівського та Жовківського р-нів.

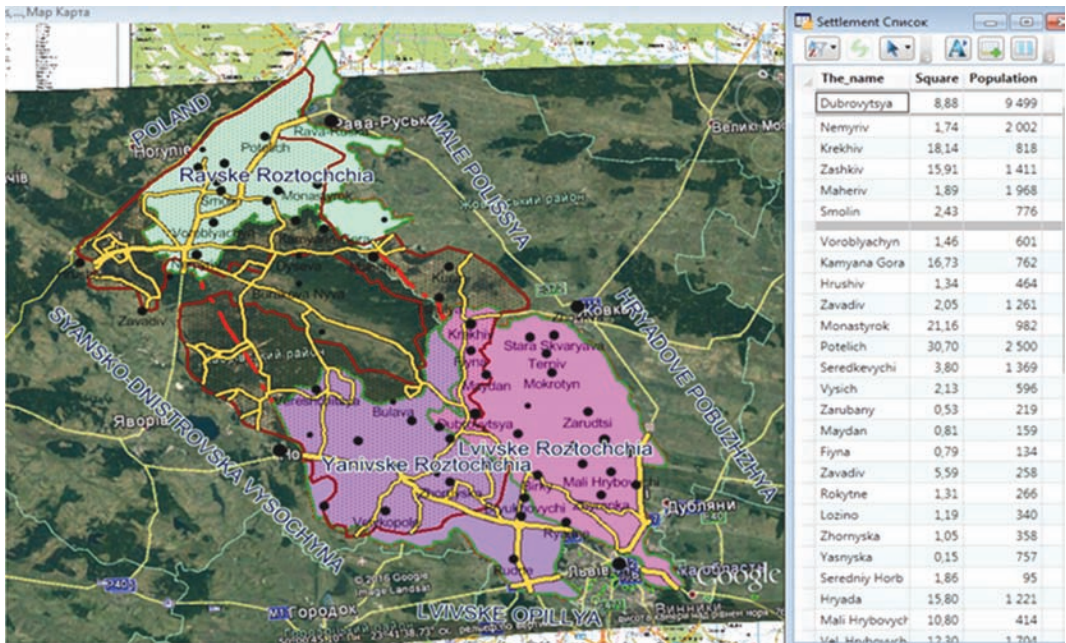
## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Результати виконаних досліджень полягають у відпрацюванні алгоритмів, мето-

дів і технологій екологічного моніторингу антропогенних чинників екологічної безпеки — дорожньої мережі і населених пунктів, започаткованих авторами. Розроблену еколого-картографічну модель представлено у вигляді цифрової карти з відповідним тематичним шаром (рис.).

Створений тематичний шар «Населені пункти і дорожня мережа Розточчя» є структурною складовою еколого-картографічної моделі «ПЗФ ТБР «Розточчя»», який частково забезпечує розв'язання завдань еколого-економічного моніторингу екологічної безпеки, інвентаризації природоохоронних та природно-техногенних комплексів досліджуваних територій. Цифрові карти в ній організовані у вигляді шарів. Під час побудови цифрової карти Розточчя створено шари «Геоморфологічні райони», «Населені пункти», «Дороги». Кожен шар містить різні об'єкти карти.

Користувач має можливість працювати з окремим шаром, або, накладаючи шари один на одного, створити комплексну карту і працювати з нею. Цифрова карта вхо-



Фрагмент робочого вікна ГІС MapInfo Professional із тематичним шаром «Населені пункти та дорожня мережа Розточчя»

дить до складу картографічних баз даних і є одним із найважливіших елементів інформаційного забезпечення моніторингу екологічної безпеки ТБР «Розточчя».

Екологічна безпека територій визначається ступенем реалізації реальних і потенційних екологічних загроз. Ймовірність нерационального використання природних ресурсів на транскордонних із Євросоюзом територіях підвищує екологічні ризики. Транскордонне розташування досліджуваних територій, специфіка територіального міждержавного поділу геоморфологічних елементів ландшафту, особливості господарських зв'язків із Євросоюзом, обумовлюють необхідність розвитку методології моніторингу екологічної безпеки гідрологічних, лісових, лучно-болотних і урбанізованих комплексів транскордонних територій для запобігання екологічних загроз усіх рівнів.

Інтеграція міждисциплінарних методів аналізу даних гарантує принципово нові вимоги до розв'язку проблеми оперативного, вірогідного і повного інформаційного забезпечення збалансованого та екологічно безпечного управління екосистемами Розточчя. Для тематичної систематизації результатів інвентаризації та моніторингових досліджень, організованого збереження, пошуку потрібної інформації, її оброблення та аналізу використовуються ПС. Такі сучасні комп'ютерні технології дають змогу поєднати модельне зображення території (карти, схеми, космознімки земної поверхні) з інформацією табличного типу (різнопланові статистичні дані, тематичні списки, еколого-економічні показники тощо). Геоінформаційною системою управління геопросторовими даними та атрибутами, асоційованими з ними, забезпечується можливість використання, збереження, редагування, аналізу та відображення географічних даних. Основними складовими цифрової карти є координатна система і набір графічних об'єктів, що відображають місце розміщення і просторові обриси відповідних реальних об'єктів, а також техногенні, постмеліоративні, дигресійні, резерватогенні, ренатуралізацій-

ні процеси і явища динаміки екосистем Розточчя. Для прийняття оптимальних управлінських рішень у галузі екологічно безпечного ресурсокористування, застосування ПС-технологій забезпечує комплексну інтерпретацію накопиченої інформації моніторингових даних, оперативного її поновлення та аналізу.

Антропогенізація ландшафтів унаслідок розвитку і функціонування дорожньої мережі є вагомим чинником впливу на екологічну безпеку природоохоронних територій. Дорожня мережа Розточчя представлена дорожніми ландшафтно-інженерними системами, тобто сучасними діючими і старими транспортними магістралями та ґрунтовими і лісовими дорогами, з їх ландшафтною і господарською інфраструктурою. Специфіка природних та історичних умов, характеру господарського освоєння, впровадження режиму заповідності, обмеження лісогосподарської діяльності, зміна агротехнічного виробництва обумовлюють динаміку поширення та змін дорожніх ландшафтів Розточчя. Вони розповсюджені значно ширше, ніж на прилеглих рівнинних територіях. До оптимізації дорожньої мережі необхідно підходити творчо, що значно зекономить час і кошти. Зокрема, частину з них, із різним покриттям і ландшафтною структурою, можна залишити для подальших наукових досліджень — пізнання процесів руйнації дорожніх ландшафтів та специфіки відновлення рослинного покриву у межах дорожніх ландшафтно-техногенних систем. Інші дорожні ландшафти можна перетворити в музеї просто неба. Гармонізація розвитку ландшафтно-технічних систем із природним середовищем є обов'язковим чинником забезпечення екологічної безпеки територій.

Фундаментальним чинником збалансованого природокористування є збереження існуючих функціональних екосистем. У контексті сталого розвитку Розточчя, для охорони ландшафтного різноманіття, підвищення атракторності територій та розвитку туристично-рекреаційного потенціалу доцільно створювати дорожню за-

повідну мережу. Крім того, можливі різні підходи до її створення. Це можуть бути ділянки старих покинутих доріг і сучасні — залишені в результаті їх спрямлення або переносу в інше місце, оригінальні урочища, що примикають або входять до структури дорожніх ландшафтів, у результаті їх парадинамічних зв'язків із прилеглими ландшафтами. До таких належать і частина діючих дорожніх ландшафтів, що унікальні або оригінальні як такі — це дорожні «серпантини», дороги-тераси, оформлені каменем, тощо. Вони створюють регіональний образ дорожніх ландшафтів, притаманний Розточчю. За допомогою таких естетично оформлених дорожніх урочищ (відрізків, ділянок) цей місцевий дорожній колорит необхідно не лише підтримувати, а й постійно поновлювати та збагачувати.

Екологічна безпека Розточчя визначається функціями збереження біологічного різноманіття і ландшафтів, проведенням наукових досліджень, а також вирішенням проблем сталого соціально-економічного розвитку природних і адміністративних регіонів, підтримки традиційного невиснажливого природокористування, максимально наближеного до природи лісокористування та еколого-освітньої роботи з місцевими громадами. Концепція створення БР як природоохоронних територій, які ведуть глобальний моніторинг екологічного стану біосфери, виникла в 70-х роках ХХ ст. БР «Розточчя» утворено з ініціативи України і Польщі для спільної діяльності щодо збереження унікальних екосистем на транскордонній височині Розточчя. Польською й українською сторонами обрано схему організації БР як єдиного утворення. Це потребує координації дій країн-партнерів на етапах оптимізації функціонального зонування, планування спільних робіт для ефективного функціонування та формування організаційних структур, які забезпечать управління БР «Розточчя».

Згідно з вимогами МАБ ЮНЕСКО, стосовно функціонального зонування БР, під час реалізації проекту проведено підготовку й узгодження з польськими

проектантами планів щодо внесення певних територій до заповідної зони (зона А) і забезпечення його охорони, збереженості та відтворюваності біологічного і ландшафтного різноманіття. ТБР «Розточчя» є природним ядром національної екомережі в межах Галицько-Слобожанського (лісостепового) і Дністровського екологічних коридорів.

Відповідно до Севільської стратегії, завданням ТБР «Розточчя» є охорона біологічного різноманіття, природних ресурсів і їх стале використання. Збереження видового різноманіття забезпечується дотриманням режиму заповідності на території природного ядра (3314,6 га), яке складається з території ПЗ «Розточчя» (2084 га), заповідних зон Яворівського НПП (661,6), РЛП «Равське Розточчя» (293) та заповідного урочища «Немирів» (276 га), що разом становить 4,5% від території біосферного резервату і є достатнім для забезпечення вимог МАБ ЮНЕСКО.

Водночас, екосистеми Розточчя зазнали істотних антропогенних трансформацій — кар'єри і відвали гірничовидобування, гідротехнічні споруди і водойми, розвиток ставкових господарств, скорочення лісопокритих площ, меліорація заболочених угідь, зміни русел річок тощо. Однією з особливостей природно-господарського каркасу Розточчя є функціонування на третині його території Яворівського військового полігона, де переплелися різні види діяльності — мілітарна, лісокористування, сільськогосподарська, природоохоронна. Природно-техногенні екосистеми різного рівня трансформації займають близько 60% території біосферного резервату, на орні землі припадає понад 27%, під забудовою — майже 4%.

Для гарантування екологічної безпеки доцільне подальше узгодження підходів і принципів виділення буферної зони (зона В) і координація діяльності у транзитній зоні (зона С) цього міжнародного природоохоронного об'єкта. Наразі доцільна оптимізація підготовлених принципів схем функціонального зонування резервату у межах польської й української

частин Розточчя, яка має бути погоджена із землекористувачами.

## ВИСНОВКИ

Екологічна безпека ПЗФ Розточчя забезпечується кластерними територіями заповідного ядра, які займають близько 6%, до того ж площі буферної зони перевищують ядро в 3,5 рази, що відповідає досвіду територіальної організації біосферних резерватів, які представляють зону широколистяних лісів помірного поясу Європи. Втім планістична модель зонування БР «Розточчя» є кластерною, з мозаїчним розташуванням заповідних і буферних зон, тому потребує оптимізації шляхом створення локальних лісоекологічних та гідроекологічних коридорів. Розроблені еколого-картографічні моделі Розточчя сприяють оптимізації функціонального зонування

української і польської частин ТБР «Розточчя», його заповідних, буферних та транзитних зон (зон антропогенних ландшафтів). Використання ГІС-технологій для моніторингу екологічної безпеки ТБР «Розточчя» дає змогу одержати оперативну, вірогідну і повну інформацію про сучасний стан заповідного, рекреаційно-господарського, урбанізованого комплексів екомережі Розточчя, на основі методів і технологій наземного та дистанційного моніторингу стану і динаміки екосистем.

Перспективи подальших досліджень визначають тематику розробок і утворення нових моделей комплексної оцінки екологічних ризиків техногенної та природної небезпек — карстопровальні явища, зсувні процеси, повені, лісові пожежі, підтоплення, інвазія для інформаційної підтримки прийняття управлінських рішень.

## ЛІТЕРАТУРА

- Mokryy, V., Petrushka, I., Tomin, V., Niska, M., Moroz, O., Bobush, O., ... Grechanyk, R. (2020). Informational support on creation of the geoportals «Environmental safety of Ukrainian-Polish transboundary territories» by technologies of robotized monitoring. *Studia Quaternaria*, 37(1), 15–19. DOI: <https://doi.org/10.24425/sq.2019.126390>.
- Транскордонний українсько-польський біосферний резерват «Розточчя». (n.d.). URL: <https://wownature.in.ua/oberihaymo/biosferni-rezervaty-v-ukraini/transkordonnny-ukrainsko-polsky-biosferny-rezervat-roztochchia/>.
- Про природно-заповідний фонд України. Закон України № 2456-XII (1992). (Україна). URL: <http://www.rada.kiev.ua>.
- Про охорону навколишнього природного середовища. Закон України № 1264-XII (1991). (Україна). URL: <http://www.rada.kiev.ua>.
- Порядок ведення державного кадастру територій та об'єктів природно-заповідного фонду України. (n.d.). Київ: Головне управління національних парків та заповідної справи.
- Інструкція про зміст та складання документації державного кадастру територій та об'єктів природно-заповідного фонду України. (n.d.). Київ: Головне управління національних парків та заповідної справи.
- Заїка, В., Скольський, І., & Стрянець, Г. (Ред.). (2025). *Природний заповідник «Розточчя» — результати біоценотичних досліджень: моногр.* Львів: Галичпрес. DOI: <http://doi.org/10.32718/zaroz25>.
- Шушняк, В., & Савка, Г. (2009). Історія природоохоронних досліджень території Яворівського національного природного парку. *Вісник Львів. Ун-ту. Сер. геогр.*, 37, 285–291.
- Rąkowski, G., Brusak, W., Zinko, J., & Krawczuk, J. (1994). Roztoczanska transgraniczna strefa ochronna. *Pzewod. wycieczkowy Ogolnopolsk. Zjazdu PTG*, 240–242.
- Buraczynski, J. (Red.). (2002). *Roztocze: Srodowisko przyrodnicze*. Lublin: Wydawnictwo Lubelskie.
- Grabowski, T. (2015). *Roztocze. Transgraniczny rezerwat biosfery*. Kregowce: Zwierzyniec.
- Grabowski, T., & Harasimiuk, M. (2016). *Roztocze: przyroda i czlowiek*. Kregowce: Zwierzyniec.
- Mokryy, V., Kazymyra, I., Petrushka, I., Moroz, O., & Grechanyk, R. (2020). Concept of environmental-technological reconstruction for wastewater treatment plants of Western Bug basin in Ukrainian-Polish hydrological network of Lviv region. In *Sustainable development — state and prospects: Collective monograph*. Gdańsk: Wydawnictwo GSW.
- Химин, О. І., & Капрусь, І. Я. (2021). Структурні трансформації таксоену *Collembola* під впливом інвазії дуба червоного в лісові екосистеми Яворівського НПП. *Наукові записки Державного природознавчого музею*, 37, 87–94. DOI: <https://doi.org/10.36885/nzdpm.2021.37.87-94>.
- Popovych, V., Dyda, O., Popovych, N., & Les, M. (2020). Features of the Oyster Mushroom Growth and Distribution in Suburban Forests and Urban Conditions of the Ukrainian Roztochya. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 202–212. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/122240>.
- Бедункова, О., & Кузнецов, П. (2025). Дослідження органічного забруднення поверхневих вод річки у зоні антропогенного впливу водного

- скиду. *Biota. Human. Technology*, (1), 126–136. DOI: <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7>.
17. Tsaryk, I., Yavornytskyi, V., & Reshetylo, O. (2025). Dominance structure of the communities of soil and litter mesofauna in old-growth forests of the Ukrainian Roztochchia. *Studia Biologica*, 19(2), 157–168. DOI: <https://doi.org/10.30970/sbi.1902>.
18. Екосистемна адаптація до зміни клімату в українських біосферних заповідниках. Аналіз ситуації, діагностика та стратегічні перспективи для Українського біосферного заповідника. URL: <https://www.eba-ukraine.net/publications-new-kopie.html>.
19. Kowalski, M., & Nowak, P. (2025). Forecasting post-fire vegetation dynamics in natural ecosystems. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 26(1), 15–27. DOI: <https://doi.org/10.12912/27197050/208577>.
20. Снітинський, В., Лисак, Г., Хірівський, П., Любинець, Н., Панас, Н., & Калита, Р. (2025). Екологічний аналіз антропогенного впливу на якість плодів *Vaccinium oxycoccos* L. на Яворівщині. *Вісник Львівського національного університету природокористування. Сер. Агрономія*, (29), 15–21. DOI: <https://doi.org/10.31734/agronomy2025.29.015>.
21. Стрянець, Г. В. (2025). Біоценотичний моніторинг природних екосистем резервату "Розточчя" та розробка заходів адаптації щодо кліматичних змін. *Літопис природи*, 38. URL: <https://nrat.ukrintei.ua/searchdoc/0225U002170/>.
22. MapInfo Professional. URL: <https://geoguide.com.ua/software/software.php?part=pitney&art=mapinfo>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 24.01.2026  
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 06.03.2026  
Дата публікації: 10.04.2026

---

## ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ОЗЕР ЧЕРЕМСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

В.В. Коніщук<sup>1</sup>, І.В. Шумигай<sup>1</sup>, П.М. Душко<sup>1</sup>, І.В. Хом'як<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)

e-mail: [konishchuk\\_vasyl@ukr.net](mailto:konishchuk_vasyl@ukr.net); ORCID: 0000-0003-4115-5642

e-mail: [innashum27@gmail.com](mailto:innashum27@gmail.com); ORCID: 0000-0002-0432-2651

e-mail: [p\\_dushko@ukr.net](mailto:p_dushko@ukr.net); ORCID: 0000-0002-1408-0342

<sup>2</sup> Житомирський державний університет імені Івана Франка (м. Житомир, Україна)

e-mail: [khotyukivan@gmail.com](mailto:khotyukivan@gmail.com); ORCID: 0000-0003-0080-0019

Генезис і функціонування озера залежить від ландшафту, який його формує, і водночас це впливає на екосистему за різними показниками стану водойми. В озері постійно взаємодіють між собою фізичні, хімічні, біотичні та геолого-геоморфологічні процеси тощо. Озеро розвивається в часі й просторі, забезпечує гідрорежим та існування гідробіонтів. У статті наведені дані щодо оцінки екологічного стану оз. Черемське та Редичі на території Черемського природного заповідника (Камінь-Каширський р-н, Волинська обл., Україна), як одного із ядер Поліського коридору Пан'європейської екомережі. Представлено узагальнену інформацію щодо раритетної компоненти біоти, рекомендації оптимізації збереження рідкісних видів і ценозів. Збір та аналіз гідрохімічних проб проводився згідно з загальноприйнятими стандартними методиками аналізу поверхневих вод. У роботі подані натурні дані за результатами експедиційних, експериментальних досліджень. Визначено, що якість води певною мірою залежить від її йонного складу, кислотність змінюється сезонно. Наведено результати досліджень умісту й форм знаходження важких металів, зокрема феруму, купруму, мангану, цинку, кадмію та подальших досліджень. Під час дослідження стану мікроелементів у поверхневих водах важливо враховувати їх різну форму вмісту, що відрізняється за міграційною рухливістю, біодоступністю й токсичністю для гідробіонтів. Запропоновано шляхи поліпшення екологічного стану, моніторингу озер, охорони природних комплексів та подальших досліджень. Проаналізувавши результати досліджень, можна стверджувати, що Черемський природний заповідник — досить цікавий та цінний природно-заповідний об'єкт, де відмічено ціну низку гігрофітів та видів флори. Він виконує важливу біосферну функцію у регіоні та є осередком біорізноманіття. Наразі одним із завдань дослідження озер є розроблення шляхів вирішення однієї із актуальних проблем сучасності — охорони й відновлення водних ресурсів. Тому для розробки заходів ефективного використання водойм та їх охорони необхідне комплексне і всебічне вивчення їх режиму, процесів, що відбуваються на водозборах, впливу діяльності людини, сучасного природного стану.

**Ключові слова:** гідроекосистеми, природно-заповідний фонд, екомережа, політанти, важкі метали, біорізноманіття, моніторинг, воєнний стан.

### ВСТУП

В Україні 908 озер загальною площею 89,1 тис. га, з них 43 займають територію понад 10 км<sup>2</sup>. Озера Полісся це утворення голоцену — сучасної епохи четвертинного геологічного періоду післяльодовикового часу (11700 років тому і донині). Постгляціальний атлантичний етап характеризувався теплим і вологим кліматом, що сприяло утворенню лімноккомплексів (озер,

боліт, струмків) у понижених формах рельєфу, вздовж річкових долин, русел водотоків. За генезисом на Поліссі переважають заплавні, флювіо-гляціальні, карстово-тектонічні й суфозійно-карстові озера. Площа території басейну р. Прип'ять становить 69000 км<sup>2</sup> і є третьою за розміром в Україні після річок узбережжя Чорного, Азовського морів та басейну Дніпра (заплавна смуга). 366 озер басейну Прип'ять займають площу 120 км<sup>2</sup> із об'ємом води 240 млн м<sup>3</sup>. Волинська обл. посідає

1-ше місце — 235 природних озер із 908 у країні, Рівненська обл. — 81, Чернівецька обл. — 61, АР Крим, Львівська обл. — по 56. Загалом, в Україні зосереджено 30838 природних і штучних водойм на площі 1298,7 тис. га із об'ємом води 60,98 км<sup>3</sup>, заозереність 0,15% [1].

Сучасний підхід щодо дослідження поверхневих вод передбачає моніторинг динамічних процесів їх існування у тісному зв'язку один з одним, а також із процесами, що відбуваються в межах водозбірного басейну. Водночас озера є досить уразливими екосистемами. Сповільнений водообмін та антропогенний вплив сприяє їх замуленню, заростанню, евтрофікації, забрудненню, погіршенню умов самоочистки озерної води [2].

Лише за комплексного, новітнього теоретико-методологічного підходу, послідовного і детального вивчення можливі науково обґрунтований аналіз, прогнозування екологічного стану і моніторинг озера як цілісної екосистеми, планування стратегії оцінки сукцесій, тактики природоохоронних заходів.

**Мета роботи** — аналіз загального екологічного стану лімнокомплексів, визначення політантів, важких металів та накопиченням їх у рослинах оз. Черемське, Редичі території Черемського природного заповідника (ПЗ) для виявлення екологічних особливостей резистентності гідроекосистем, формування якості води та забезпечення оптимального режиму збереження водно-болотних угідь в умовах воєнного стану.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Систематичне вивчення Поліської низовини почалося наприкінці ХХ ст. Західною експедицією під керівництвом І.І. Жилінського (1899 р.). У результаті роботи експедиції (1873–1897 рр.) зібрано, а пізніше й опубліковано значний фактичний матеріал із геологічної будови, гідрологічних умов, болотоутворення й кліматичних особливостей Полісся. Характеристику боліт і торфовищ здійснив Г.І. Танфільєв

[3], пов'язуючи історію їх утворення з геологічною будовою території.

Академік П.А. Тутковський зібрав у цьому розрізі чималий фактичний матеріал, узагальнив і опублікував його у своїх працях (1901–1912 рр.). Деякі з них присвячені особливостям морфології і генезису озерних улоговин.

До 1939 р. західна частина Полісся входила до складу Польщі. Дослідження цієї території здійснювали експедиції Польського бюро меліорації Полісся, що було створено у 1928 р. Геологи і географи Е. Вундерліх, С. Волосевич епізодично займались озерами Полісся [4; 5].

Велика заслуга у вивченні озер Полісся належить професору Варшавського університету С. Ленцевичу [6], який організував низку експедицій, аби обстежити понад 140 озер. Дослідження цього вченого охоплюють гідрографію, батиметрію 70 озер, а також термічний режим деяких із них. Він описує водойми та геологічну будову території, відзначає, що в основі її підвишень залягають відклади крейдового віку. Ці висновки, що не знайшли підтвердження за сучасних досліджень східних районів Полісся, виявилися цілком вірогідними для Південно-Західного Полісся.

Впродовж 1945–1960 рр. співробітниками БДУ, КДУ, Українського НДІ рибного господарства організовано низку експедицій на озера Полісся. Вагомим результатом досліджень були опис вищої водної рослинності [7]. У цей період з'явилися роботи, присвячені фізико-географічній характеристиці озер та озерних ландшафтів Українського Полісся [8]. Питання гідрології даної території розглянуто у працях О. Ревери [9], гідрохімічного режиму деяких озер Шацької групи — Л. Науменко [10].

Останніми роками водоймам України приділено низку різних досліджень. Такі вітчизняні та зарубіжні вчені, як Л.В. Ільїн, В.О. Мартинюк, Я.О. Мольчак, В.М. Пашенко, Б.П. Власов, В.М. Зайцев, В.В. Коніщук та ін. [1; 2; 11] вивчали деталі озерознавства.

Крім того, в 1987 р. Фондом Міжнародного комітету з навколишнього середовища

озер (ILEC) та Програмою ООН із навколишнього середовища було розпочато проєкт «Обстеження стану світових озер», метою якого було надання базової інформації для екологічно обґрунтованого управління та сталого розвитку озер і водосховищ та їхніх ресурсів. Також уже понад 20 років діє міжнародна мережева програма «Живі озера», заснована Глобальним фондом природи (GNF), ціллю якої є збереження озер та їхніх водозборів [12; 13].

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Озеро Черемське має такі показники: координати  $51^{\circ}31'27''$ ,  $25^{\circ}32'12''$ , його площа поверхні становить 7,7 га, а максимальна глибина – 7 м. Центр оз. Редичі знаходиться на координатах  $51^{\circ}31'30''$  пн. ш.,  $25^{\circ}35'07''$ . Його площа поверхні сягає 14 га, а максимальна глибина – 4,5 м (рис.).

Статистичні дані про клімат і погоду для території Черемського ПЗ бралися



Карта знаходження водних об'єктів на території Черемського ПЗ

у Маневницькій метеостанції (гідрометеорологічні спостереження проводяться із 1946 р.), оскільки ця метеостанція є найближчою до заповідника й відповідає загальним фізико-географічним умовам.

Кліматичні умови Черемського ПЗ, як і всієї Волинської обл., характеризуються помірною континентальністю, м'якою зимою з нестійкими морозами, частими відлигами, нежарким літом, значними опадами, затяжними весною та осінню. Взимку та влітку територія піддається західному та південно-західному переносу повітря, що значно пом'якшує температурний режим і створює умови достатнього зволоження. Сумарна сонячна радіація становить приблизно 90 ккал/см<sup>2</sup>, альbedo – 29%. Радіаційний баланс за рік достатній (приблизно 34 ккал/см<sup>2</sup>). Основна кількість тепла, що отримує поверхня, витрачається на випаровування, а турбулентний теплообмін і теплообмін у ґрунті порівняно невеликі. Тому тут формується помірний вологий клімат із незначними коливаннями температури. Кількість опадів перевищує випаровування. Сердньорічна температура повітря +7,2°C, а середньорічна кількість опадів 634,4 мм.

Найбільшу річну кількість опадів зазначено в 1998 р. – 996,2 мм, а місячну – в липні 1955 р. – 220,1 мм. Найменшу річну кількість опадів відмічено в 1961 р. – 299,3 мм, а місячну – в березні 1974 р. – 1,5 мм. Щодо температури повітря, то найвища середньорічна зафіксована в 1989 і 2000 рр. – по +8,8°C, а найвища середньомісячна – у липні 1959 р. +21,9°C. А найнижча середньорічна та середньомісячна температура спостерігалась у 1987 р., яка сягала відповідно +5,4°C і –14,5°C.

Вітер обумовлюється, з одного боку, характером поверхні, а з другого, – розподілом над нею атмосферної циркуляції. Для заповідника характерна невелика середньорічна швидкість вітру – 3,8–4,0 м/с. Взимку переважають західні та південно-західні вітри, влітку – західні й північно-західні. В середньому за рік найбільша повторюваність належить штилям – 10,9%, на другому місці західні вітри – 10,8, потім

ідуть вітри напрямків Зх-Пн-Зх (7,9), Пд-Сх (7,6), Зх-Пд (7,2), Пн-Зх (7,1), Пд (6,2), Пд-Зх (5,7), Пд-Пд-Сх (5,4), Сх (5,2), Сх-Пд-Сх (5,1), Пн (4,7), Пд-Пд-Зх (4,4), Пн-Пн-Зх (4,3), Пн-Пн-Сх (2,8), Сх-Пн-Сх (2,4), Пн-Сх (2,3%) [14].

Вказані дослідження виконані під час експедиційно-маршрутних оглядах водойм упродовж 2025 р. у період межени.

Як основні методи досліджень були обрані стандартні методики польових гідрологічних і ботанічних обстежень.

Збір та аналіз основних гідрохімічних проб здійснювався згідно з загальноприйнятими стандартними методиками хімічного аналізу поверхневих вод [15; 16].

Пропонований експрес-метод оцінки запаху – нескладний у проведенні методу органолептичного аналізу, що дає змогу отримати якісні описи та оцінити запах за рейтинговими шкалами.

Інтенсивність параметрів запахів характеризується за семибальною шкалою від 0 до 6 (табл. 1).

Дослідження особливостей моніторингу забруднення вмісту металів із урахування положень Водної рамкової Директиви ЄС [17] та оцінка методів дослідження важких металів із використанням організмів-біомоніторів є важливим науковим завданням. Тому вимірювання нами важких металів (кадмій, манган, цинк, кобальт, мідь) здійснено атомно-абсорбційним методом за допомогою спектрофотометра ААС «115»М1 із порожнистою лампою для відповідних металів [18].

Біотопи досліджуваної території ідентифікували за Національним каталогом біотопів України [19].

Результати коливання рівня води у Черемському озері (центральна частина заповідника) отримані нами протягом 2002–2007 рр., у результаті стаціонарних замірів (тричі на місяць (подекадно) знімалися показники) за встановленою водомірною рейкою, для місяців вказано середні показники. Проведена низка експедиційних виїздів до Черемського ПЗ та вивчено прилеглі території. В результаті польових досліджень зібрано гербарні зразки рідкісних

Таблиця 1. Шкала оцінки запаху [15]

Оцінка, балів	Умови середовища	Інтенсивність запаху	Рівень загрози	Частотна характеристика
6	Небезпечні	Нестерпний	Надзвичайно високий, небезпечний для життя	Постійний, ніколи не зникає
5	Шкідливі	Дуже сильний	Реально високий	Щоденно, часто протягом доби
4		Сильний	Високий	Щоденно, один раз протягом доби
3		Виразний	Помірний	Один-два рази протягом тижня
2		Слабкий	Ймовірний	Декілька разів протягом місяця
1	Допустимі	Ледь чутний	Ймовірність дуже низька	Не пам'ятаю як часто, але відчував запах
0	Оптимальні	Не визначається	Відсутня	Не з'являється взагалі

рослин та зафіксовано деякі нетипові види комах унаслідок змін клімату.

Для моніторингу гідрорежиму Черемського масиву водомірна металева рейка була встановлена у межений період 29.07.2002 р., коли рівень води в оз. Черемське був одним із найнижчих через значну посуху.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Черемський ПЗ за схемою фізико-географічного районування відноситься до Новочервищанського району підобласті Верхньоприп'ятського Полісся області Волинське Полісся Поліського краю Зони мішаних лісів південно-західної Східно-Європейської рівнини. Фундамент останньої платформи складений інтенсивно дислокованими кристалічними породами протерозою (гранітами, гранодіоритами, граносієнітами, біотитово-амфіболітовими сланцями тощо), розбитими системою крупних розломів на окремі блоки, що опущені або підняті в різних районах на неоднакову висоту [19].

Останнім часом такий типовий хід кліматичних процесів порушується за впливу глобальних змін клімату. Так, показники максимальної та мінімальної температури

повітря в регіоні за останні десять років збільшились на 1,0°C, які практично не викликають сумнівів. Аналіз динаміки атмосферних опадів упродовж останніх років довів, що, попри наявність окремих маловодних років, середня річна кількість опадів збільшилася на 20–45 мм, що становить 3–10% від кліматичної норми. Тому зазначаємо, що глобальна температура зростає, а характер опадів стає дедалі більш непередбачуваним. Очікується, що ці тенденції будуть проявлятися впродовж найближчих десятиліть [20].

Досліджувана територія належить до зони інтенсивного водообміну й надмірного зволоження. Водонесний горизонт залягає неглибоко від поверхні рівня ґрунтових вод і відіграє головну роль у заболочуванні.

Болото має периферійно-оліготрофний хід розвитку та ґрунтово-атмосферний тип живлення. Болотний масив відіграє важливу роль у збалансованому функціонуванні місцевих екосистем. Болотний ландшафт регулює місцевий мікроклімат, виділяє кисень, зв'язує вуглекислоту (яка разом із радоном виділяється за осушення). Виконуючи роль механічного бар'єра, затримує дрібнозем, який змивається, створюючи умови для його седиментогенезу і подальшого епігенезу. Через велику адсорбційну

здатність і від'ємний заряд торфу затримуються у катіонній формі мігруючі хімічні елементи (мідь, залізо, тощо).

Болото нівелює мезо- і мікрорельєф місцевості, підвищує рівень ґрунтових вод, збільшує зволоження мінеральних ґрунтів, що за певних умов сприяє затуханню процесів водної та вітрової ерозії.

Осушення боліт та заболочених земель, особливо на Західному Поліссі, істотно змінили гідрографічну мережу, її морфометричні характеристики, ухили, звивистість та ін., що в сукупності зумовило зниження рівнів ґрунтових вод на 1–1,5 м та до перерозподілу внутрішньорічного стоку за сезонами року. Помітно зменшились площі водозбори озер, що знаходяться в зоні меліорації.

До нинішніх рельєфоутворювальних чинників слід віднести процеси дефляції та ерозії ґрунтів на відкритих обезліснених ділянках, оліготрофізація периферійних частин Черемського масиву, карстові просідання урочища Кухів Груд (крайня північно-східна частина заповідника) в зоні кальматації верхньокрейдових відкладів, заростання існуючих водойм [21].

Особливістю географічного положення є те, що по Черемському болотному масиву в східній частині проходить слабо виражена лінія вододілу між р. Стохід і Веселуха. Науковці стверджують, що у прадавні часи на цій території було величезне озеро, від якого до наших днів «дожили» два глибоких його «слідочки» — оз. Черемське та Редичі. Лишаючись до наявного часу майже вільними від антропогенного впливу, ці озера утримують значення одних із останніх первинно-природних водойм, характеристики яких важливі як базисні й порівняльні під час побудови еколого-гідрологічних моделей прогностичного стану водно-болотних утворень Західного Полісся.

Оз. Черемське та Редичі льодовиково-карстового генезису. Місцевість навколо озер відрізняється переважно низинним рельєфом на піщаних і супіщаних відкладах кватера, вкритих різновіковими ділянками хвойно-широколистяного лісу. За

загально-низинного характеру урочища в їх межах присутні й субмеридіональні підвищення (+4–5 м) у вигляді піщаних грив і дюноподібних утворень та окремі піщані пагорби заввишки 3–5 м. Низинні ділянки переважно зволожені, береги та дно піщані, заболочені, вкриті шаром сапропелю. Живляться підземними водами й атмосферними опадами. В озерах зафіксовані рідкісні види риби такі, як щипавка звичайна (*Cobitis taenia*), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus*) тощо. Через територію болотного масиву пролягають міграційні шляхи перельотів водно-болотних птахів [21].

З огляду на це, гідрогеологічні особливості та геологічна будова визначають характер, фізико-географічні властивості екосистем, зокрема значне перезволоження території, бідність на гумус ґрунтів, строкатість екоотопів.

Як відомо, якість води певною мірою залежить від її йонного складу. За складом розчинених речовин поверхневі води дуже різноманітні, оскільки взаємодіють із різними геологічними породами. Втім, слід зазначити, що невід'ємними компонентами природних водойм є йони металів. Важкі метали (ВМ), зокрема Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Hg є одними з найбільш розповсюджених і високотоксичних поллютантів. Залежно від умов середовища (рН, окислювально-відновний потенціал, наявність лігандів) вони існують у різних ступенях окислення і входять до складу різноманітних неорганічних і металоорганічних сполук, які можуть бути розчиненими, колоїдно-дисперсними або належати до складу мінеральних і органічних суспензій.

Багато металів утворюють досить міцні комплекси з органікою — першорядні форми міграції елементів у природних водах. Більшість органічних комплексів утворюються за хелатним циклом і є стійкими. Комплекси, утворені ґрунтовими кислотами із солями заліза, міді, алюмінію, титану, урану, ванадію, молібдену та інших ВМ, відносно добре розчинні в умовах нейтрального, слабкислого і слаболужного се-

редовища. Тому металоорганічні комплекси здатні мігрувати в природних водах на досить значні відстані. Особливо важливо це для мало мінералізованих і насамперед поверхневих вод, в яких утворення інших комплексів неможливе. Водночас ВМ, як мікроелементи необхідні для підтримання нормальної життєдіяльності організмів різних таксономічних груп, що певним чином ускладнює аналіз впливу важких металів на біоту водойми [22].

Якщо зважати на індивідуальну хімічну речовину, то контроль за її впливом здійснюють через встановлення її концентрації з подальшим порівнянням із гранично допустимою концентрацією (ГДК). Здійснивши порівняльний аналіз хімічного складу води в оз. Черемське та Редичі, необхідно відзначити, що концентрація головних йонів знаходяться в межах норми, однак не за всіма параметрами.

Як відомо, колір та запах води у водоймах може бути різним, що найчастіше зумовлено наявними в них органічними домішками. Збільшення вмісту останніх у воді безпосередньо пов'язана з природними умовами за наявності заболочених територій. За результатами власних досліджень, вода озер світло-жовтого кольору, а запах води з інтенсивністю в 2 бали харак-

теризується як рибний, що властиво для озер (див. *табл. 1*). Не слід забувати, присутність неприємного запаху, або загалом запаху, нехарактерного для певної місцевості, піддає стресу людину, тварин та рослин, що мешкають на цій території.

Активна кислотність (рН) середовища має велике значення для формування хімічного складу вод, процесів їх очищення, забезпечення умов існування для рослинного й тваринного світу водойми. Цікаво відмітити лужну реакцію поверхневих вод, що сягає в оз. Черемське та Редичі 6,89 і 7,17 відповідно. Крім того, величина загальної твердості нижча тимчасової (*табл. 2*), що може обґрунтовуватися підвищеним умістом карбонатів і гідрокарбонатів у ґрунтах, із якими контактують водні об'єкти. Цю деталь підтверджує показник рН цієї води, що свідчить про слаболужне середовище. Також різке зниження рН води в поєднанні з високими концентраціями певних металів має згубний вплив на іхтіофауну та можливе зниження загальної біомаси гідробіонтів.

У водному живленні озер беруть участь підземні води водоносних горизонтів. Однак більший вплив на формування хімічного складу води справляють водно-льодовикові відклади. Порівняно велика кіль-

Таблиця 2. Показники хімічного та біохімічного складу поверхневих вод Черемського ПЗ

Показники	Виміряне значення		ГДК рибогосподарське
	оз. Черемське	оз. Редичі	
рН	6,89	7,17	6,5–8,5
Твердість загальна, мг-екв/дм <sup>3</sup>	7,1	5,2	1,5–7,0
Твердість карбонатна, мг-екв/дм <sup>3</sup>	9,3	7,7	–
Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	54,6	74,1	300–1000
Залізо (заг.), мг/дм <sup>3</sup>	0,29	0,33	0,05
Мідь, мг/дм <sup>3</sup>	0,0015	0,0017	0,005
Цинк, мг/дм <sup>3</sup>	0,042	0,043	0,01
Манган, мг/дм <sup>3</sup>	0,014	0,012	0,01
Кадмій, мг/дм <sup>3</sup>	0,0020	0,0021	0,005
Кобальт, мг/дм <sup>3</sup>	0,027	0,022	0,005

кість опадів за останні роки (у межах 660–850 мм) у цьому регіоні зумовила значну промитість ґрунтів і порід, їх бідність на мінеральні компоненти. Саме через це водні об'єкти, що не піддаються прямому зовнішньому впливу, мають невисоку мінералізацію води, часто до 300 мг/дм<sup>3</sup> (див. табл. 2).

Евтрофікація водойм, що відрізняється низькими рівнями мінералізації (і поживних речовин) досить незрозуміле явище і вірогідно забезпечене запасами біогенної речовини з донних відкладень озера. Подняття процесів поверхневого «цвітіння» зі сталим термодинамічним блокуванням вертикального кисневого обміну та різними біохімічними процесами у товщі сапропелю на фоні мінімальних рівнів мінералізації води, представляють край динамічну фізико-біологічну систему. Виникнення та функціонування подібних систем вірогідно є характерним для первинних фаз трансформації давніх і сучасних озерно-аквально-побудов. Із цих позицій вивчення цього причинно-наслідкового комплексу та його реакцій на кліматичну нестабільність середовища перспективне на прикладі озер Полісся.

Загалом, ВМ — одні з найнебезпечніших компонентів забруднення поверхневих вод України. Небезпека, яку створює забруднення ВМ, пов'язана з тим, що метали не розкладаються ні біологічно, ні хімічно та можуть функціонувати біотойо у великих кількостях. Акумуляція ВМ у водоймах залежить не тільки від геологічної структури порід, але й типу водойми, її гідрологічного режиму, сезонних коливань фізико-хімічних показників води [23].

Отже, зазначаємо, що за вмістом біогенних сполук, які найактивніше беруть участь у життєдіяльності водних організмів досліджувані озера різняться, а концентрації незначні, що переважно не перевищують значень ГДК. Однак виняток становлять Fe, Cu, Zn — мікроелементи, що визначають рівень біопродуктивності водних об'єктів і у такий спосіб, обумовлюють якість їх води.

За підтвердженою статистичною значущістю фіксувалися переважання за вмістом у воді заліза загального (0,29–0,33 мг/дм<sup>3</sup>) щодо ГДК рибогосп. Відомо, що вода з підвищеним вмістом залізовмісних сполук чи іонів заліза непридатна для інкубації ікри, оскільки викликає значну елімінацію ембріонів. До вмісту заліза у воді чутливий фітопланктон, зоопланктон і зообентос. Отже, можна передбачити, що трофність досліджуваного озера є лімітована.

Zn та Cu — есенціальні мікроелементи. Як цинк, так і мідь входять до складу ферментів і беруть участь у багатьох біохімічних процесах живих організмів. За підвищених концентрацій їхній негативний вплив на водні екосистеми полягає, насамперед, у гальмуванні фотосинтезу фітопланктону, що знижує первинну продукцію водойм і підриває кормову базу зоопланктону та риб. У нашому випадку, серед решти аналізованих гідрохімічних параметрів перевищення вмісту проявилось тільки у нормативах цинку. Так, за ГДК рибогосп уміст останнього в двох озерах був вищим у 4 рази відповідно.

На нашу думку, такі значні концентрації йонів ВМ у воді озер Черемського заповідника можуть бути пояснені особливостями місцевого геохімічного фону, адже озера мають переважно болотне живлення, а їх водозбір повністю позбавлений антропогенного та рекреаційного навантаження. Цілком очевидно, що місцеві гідробіоти виробили низку адаптаційних пристосувань до життя в таких умовах, проте це питання вимагає окремого вивчення.

Слід зазначити, аква- та гідроксиокомплекси — це найтоксичніші сполуки металів у розчиненому стані, тоді як їхні комплексні сполуки з неорганічними лігандами й особливо органічними лігандами (ГР, БПР, вуглеводи) токсичні меншою мірою або зовсім нетоксичні. Для оцінки екологічного стану водного об'єкта коректним буде порівняння з ГДК саме концентрації токсичної форми металу, а не загальної його вмісту, як це дуже часто практикується. Загальновідомо, що детоксикація металів відбувається, передусім, унаслідок комплек-

соутворення та адсорбції їхніх розчинених сполук на поверхні мінеральних частинок завислих речовин. Адсорбція призводить до концентрування металів у складі зависі, а тому дуже часто концентрація багатьох із них у складі донних відкладів і в розчиненому стані набагато нижча [24–26].

Також окрему групу гідрохімічних показників становлять ВМ, існуючі дані спостережень дають змогу охарактеризувати вміст деяких речовин у воді, що не перевищують ГДК. Наприклад, концентрація кадмію становить 0,002 мг/дм<sup>3</sup>, яка не перевищує норм ГДК. А манган, на відміну від інших елементів, менше зв'язується у комплекси. Його вміст у воді, що коливається у межах 0,014–0,012 мг/дм<sup>3</sup> визначається інтенсивністю споживання під час фотосинтезу, за розкладання гідробіонтів, особливо синьозелених і діатомових водоростей та вищої водної рослинності.

Якість її води постійно змінюється — від погіршення стану внаслідок зовнішнього впливу до раптового покращання. Причиною поліпшення якості стали процеси самоочищення за участю водно-болотної рослинності, наявності перекатів, пористих осадових порід.

На сьогодні відомо, що на Західному Поліссі в окремих випадках проходить повторне заболочення, однак здебільшого посилюється дефляція і деструкція осушених земель. В умовах глобального потепління роль болотних екосистем важлива для забезпечення і регулювання оптимальних мікрокліматичних умов біоти. Болота постають своєрідним біофільтром поглинаючи іони ВМ, нагромаджуючи різні хімічні елементи [27]. Так, гідрофіти інтенсивно поглинають біогенні елементи, мінеральні й органічні речовини, накопичують іони важких металів та радіонукліди, виконують роль мінералізаторів та детоксикантів, а також біофільтрів пестицидів та нафтопродуктів. У чагарниках водних рослин осаджується значна кількість мінеральних, що приносяться водою, органічних суспензій. Тому, гідрофіти є чудовим природним біофільтром, що оберігає водну масу від забруднень і обмежує надмірний розвиток

фітопланктону. Ця особливість дає можливість використовувати зарості гідрофітів для поліпшення якості води, що скидається в озера. Ефективне використання фільтраційної функції гідрофітів — один із можливих шляхів зниження біогенного навантаження на водно-болотні угіддя.

Як відомо, за останні десятиліття площа боліт істотно не змінювалася, оскільки законом про меліорацію заборонено подальше осушення боліт. Однак стан болотних екосистем поступово погіршується внаслідок порушень гідрорежиму та заростання відкритих ділянок лісами, чагарниками, очеретами. Останні поширені у плавневих масивах озер, які зростають у вигляді вузьких на зволжених ділянках. Вони представляють собою екотон або перехідну зону між водним середовищем і береговою лінією. Формують спільний простір у кругообігу води, наносів і поживних речовин, сприяють утриманню води та формуванню ґрунту з високою здатністю до фільтрації і утримання запасу води для рослин. Функціонування цих екосистем знаходиться за безпосереднього впливу гідрологічного режиму заплави. За зміни гідрологічного режиму екосистеми мілководдя стають уразливими. За зниження рівня води — висока ймовірність їх пересихання. Так, осокові беруть істотну участь у формуванні рослинного покриву Полісся, часто будучи в ролі домінантів або едифікаторів на луках та водно-болотних угіддях [27].

Сезонні обстеження озер демонструють характерну обмеженість площ мілководдя, що стримує розвиток вищої водної рослинності та вказує на відносну багаторічну і сезонну сталість рівня водойми.

Отже, отримані дані наочно вказують на необхідність продовження моніторингу гідрохімічних, біологічних показників озер Черемського заповідника. Це є нагальним для оцінювання їх екологічного стану, особливо за екстремальних умов, спричинених глобальними змінами клімату, інтенсифікацією «цвітіння» й заростання водойм.

Узагальнений масив наукової інформації свідчить про велику кількість даних щодо розподілу ВМ у різних компонентах

водних екосистем, оскільки на сьогодні досить активно розвивається напрям їх біомоніторингу в прісноводних екосистемах. Біоіндикація допомагає отримати інтегральну оцінку стану водойми, що відображає не лише ступінь концентрації ВМ, але й загальний екологічний стан водойми. Тому визначення оптимальних біоіндикаторів із-поміж видів, які поширені у водоймах, не лише дасть змогу виявляти забруднення гідро-екосистеми, але й вживати заходів щодо детоксикації водойми на ранніх етапах, що може бути більш економічно вигідно, ніж усунення наслідків на пізніх етапах, коли дія токсичних речовин може завдавати непоправної дії біоті водної екосистеми [22].

Тому з урахуванням вище зазначених фактів виникає питання про доцільність більш обґрунтованого підходу до планування та проведення природоохоронних заходів на водно-болотних угіддях.

Проблема заростання осоковими відкритих боліт актуальна для всього світу і вже накопичено певний досвід вирішення цієї проблеми. Найчастіше для боротьби з осоковими застосовують метод їх регулярного косіння впродовж не менше п'яти років із використанням спеціалізованої високопрохідної болотної техніки.

Також для боротьби з *Carex* одночасно з косінням важливо оптимізувати якість води. Так, рогоз краще росте в умовах, коли у вегетаційний період рівень води становить 20–40 см вище землі, а мінералізація води перевищує 300 мг/дм<sup>3</sup>. У таких умовах порушується надходження кисню до кореневищ, зумовлюючи їхню загибель. Однак застосування цього методу обмежене через неможливість активного регулювання рівнів води.

Для підтримки озер у відкритому стані та для запобігання неконтрольованих весняних випалам апробовано метод керування випалювання. Останній у зимовий період допомагає видаляти стару рослинність, яка накопичилася, і відростає після косіння молодих пагонів, що посилює продуктивність болотних екосистем.

Слід зауважити, що на території Черемського озерно-болотного комплексу прохо-

дить канал, який забезпечує гідрологічний баланс усіх водно-болотних угідь. Унаслідок процесів, що відбуваються в каналі проходять негативні явища, як-от замулення, заростання прибережною рослинністю. Тому для покращення гідрологічного режиму каналу та з метою поліпшення життєдіяльності флори та фауни проводиться розчистка західної частини центрального каналу від загатів та завалів. Окрім того, даний канал є центром розмноження та міграції в'юна (*Misgurnus*), щипавки звичайної (*Cobitis taenia*), що занесені до Додатку III Бернської Конвенції, як види, що підлягають особливій охороні. Завдяки зв'язку каналу з озерами сюди на нерест приходять чимало видів інших риб.

Наразі активні заходи щодо відновлення гідрологічного режиму, а в деяких випадках і для очищення відкритих ділянок водно-болотних угідь від заліснення, також необхідні для боліт із порушеним гідрологічним режимом. Так, уздовж каналу на території Черемського озерно-болотного комплексу працівниками охорони вирубані вербові чагарники та проведено розчистку від гілок дерев. До того ж здійснено роботу щодо розширення русла, штучно зроблені перетоки засипані ґрунтом і важко прохідні місяці доріг.

Надалі також потрібні дослідження, спрямовані на опис гідрохімічного складу озер на території Волинської обл., як найкращого показника динаміки всієї системи басейну Дніпра. Перспективами подальших досліджень слід вважати: глибше пізнання теорії еволюції, функціонування, стійкості й відновлюваності водойм у різних природних зонах, а також виявлення механізмів евтрофікації поверхневих вод і наукового прогнозування з урахуванням природних та антропогенних чинників. Наразі важливо, щоб озера стали об'єктом нашої турботи та уваги.

## ВИСНОВКИ

Якість води певною мірою залежить від її йонного складу. Важливо відмітити лужну реакцію поверхневих вод та те, що вели-

чина загальної твердості нижча тимчасової. Згідно з виконаними дослідженнями, водневий показник за 2025 р. у межах норми, що відповідає вимогам стандартів до ГДК рибгосп. Однак різке зниження рН води в поєднанні з високими концентраціями металів має згубний вплив на їхню фауну. Можливе зниження загальної біомаси гідробіонтів.

Такі метали, як манган, цинк і ферум належать до біологічно важливих хімічних елементів. Хоча за їхнього вмісту у воді, що перевищує ГДК, може проявлятися їхній токсичний вплив на живі організми. Однак більшою мірою це залежить від форми знаходження металу у воді, ніж від його загальної концентрації в розчиненому стані.

Отже, трансформація розчиненої форми металу в завислу як більш інертну реакцію і зумовлює зниження його потенційної біодоступності. Однак адсорбовану форму металів у складі завислих речовин треба

вважати потенційно токсичною, оскільки за певних умов, наприклад, у разі зниження величини рН води, здійснюватиметься її десорбція та вторинне надходження у водне середовище.

Проаналізувавши результати досліджень, можна стверджувати, що Черемський ПЗ — досить цікавий та цінний природно-заповідний об'єкт, де відмічено цілу низку гігрофітів та видів флори. Він виконує важливу біосферну функцію у регіоні та є осередком біорізноманіття.

Наразі одним із завдань дослідження озер є розроблення шляхів вирішення однієї із актуальних проблем сучасності — охорони й відновлення водних ресурсів. Тому для запровадження заходів ефективного використання водойм та їх охорони необхідне комплексне і всебічне вивчення їх режиму, процесів, що відбуваються на водозборах, впливу діяльності людини, сучасного природно-стану.

## ЛІТЕРАТУРА

- Льбіна, Л. В. (Ред.). (2008). *Лімнокмлекси Українського Полісся: моногр. Т. 1: Природничо-географічні основи дослідження та регіональні закономірності*. Луцьк: РВВ «Вежа».
- Льбін, Л. В. (2011). Озера та штучні водойми України: просторова диференціація та ресурси. *Український географічний журнал*, 3, 27–32.
- Танфильев, Г. И. (1895). *Болота и торфяники Полесья*. СПб.: Типография В. Киршбаума.
- Wunderlich, E. (1918). *Die Oberflachen Gestaltung Handbuch von Polen*. Berlin.
- Wolosowicz, S. (1922). *O zlawowaceni w dorzeczu Bugu* (Т. 1, s. 120–180). Warszawa: Spraw. Polsk. Instyt. Geolog.
- Lenciewicz, St. (1931). *Miedzyrzeczca St. Bugu s Prysreci. Wody plynace i jeziora. Przegląd geogr.* XI, 28.
- Горун, А. А. (2007). Водно-болотний фонд Шацького національного природного парку: антропогенний вплив та екологічні параметри. *Вісн. Волин. держ. ун-ту ім. Лесі Українки. Сер.: Біологія*, 11(1), 112–116.
- Карпенко, Н. І. (1994). Рельєф Шацького національного природного парку. *Шацький національний природний парк: наук. дослідж. 1983–1993 рр.* Луцьк: Світіязь.
- Ревера, О. З. (1959). *Гидрология Западного Полесья и Волинской возвышенности* [Автореф. дис. канд. геогр. наук]. Киев.
- Науменко, Л. Б. (1976). *Гидрохимическая характеристика озер Брестского и Волинского Полесья. Природа и население Брестской области*. Львов: Изд-во ГО СССР.
- Мартинюк, В. О. (2009). Історія дослідження озер Волинського Полісся. *Вісник ін-ту пед. освіти. Сер.: Географічна*, 1, 25–30.
- Global Nature Fund. Living Lakes. URL: <https://www.globalnature.org/en/living lakes>.
- World Lake Database. International Lake Environment Committee. URL: <https://wldb.ilec.or.jp/Foreword>.
- Білецька, М. Г., Голуб, В. О., Голуб, С. М., & Зюзук, Ф. В. (2009). *Волинська область: геогр. атлас* (М.М. Мельничук, Ред.). Київ: ТОВ «Вид-во «Мапа»».
- Хільчевський, В. К., & Забокрицька, М. Р. (2021). *Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод: навч. посіб.* Луцьк: Вежа-Друк.
- Набиванець, Б. І., Сухан, В. В., & Калабша, Л. В. (1996). *Аналітична хімія природного середовища*. Київ: Либідь.
- Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики: Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 23.10.2000 (2000). (Україна). URL: [https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id\\_doc=52747](https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=52747).
- Цюпко, Ф. І., & Положин, І. П. (1991). *Інструкція по роботі на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С115"М1*. Львів.
- Конішук, В. В., & Дідух, Я. П. (2004). Картографічний та ординаційний аналіз екологічних факторів Черемського природного заповідника. *Укр. ботан. журн.*, 61(3), 47–60.
- Шумигай, І. В., Душко, П. М., & Манішевська, Н. М. (2024). Моніторинг прояву кліма-

- тичних змін у Черемському природному заповіднику та адаптація до них водних екосистем. *Агроекологічний журнал*, 4, 92–104. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2024.317157>.
21. Огар, В. В. (2017). *Регіональна геологія*. Київ: КНУ ім. Тараса Шевченка.
  22. Колесник, Н. Л. (2015). Біоіндикатори забруднення важкими металами прісних водойм. *Таврійський науковий вісник. Сер.: Екологія, іхтіологія та аквакультура*, 94, 125–133.
  23. Васенко, О. Г., & Мельников, А. Ю. (2017). Дослідження вмісту важких металів у воді р. Дунай в межах України. *Екологічна безпека*, 2(24), 64–69.
  24. Park, G. S. (2007). The role and distribution of total suspended solids in the macrotidal coastal waters of Korea. *Environ. Monit. Assess*, 135, 153–162.
  25. Yong, R., Jia-mo, F. U., Guo-ying, S., Beckett, R., & Hart, B. T. (2000). Suspended particulate and colloidal matter in natural waters. *J. Environ. Sci.*, 12(2), 129–137.
  26. Zhu, G. W., Chi, Q. Q., Qin, B. Q., & Wang, W. M. (2005). Heavy-metal contents in suspended solids of Meiliang Bay, Taihu Lake and its environmental significances. *J. Environ. Sci.*, 17(4), 672–675.
  27. Мудрак, О. В., Дем'янюк, О. С., & Андрусак, Д. В. (2024). *Оцінка стану екосистем національного природного парку «Подільські Товтри» за впливу сільських поселень: моногр.* Кам'янець-Подільський: ТОВ «Друкарня «Рута»».

Дата першого надходження рукопису до редакції: 16.02.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 01.03.2026

Дата публікації: 10.04.2026

---

## ГІДРОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ШАЦЬКОГО ПООЗЕР'Я: ДЕСЯТИРІЧНИЙ ЦИКЛ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН (2016–2025 рр.)

М.В. Христецька, В.І. Матейчик, В.В. Турич

*Шацький національний природний парк (с. Світязь, Волинська обл., Україна)  
e-mail: robichnelis@ukr.net; ORCID: 0000-0002-2336-3889  
e-mail: shnpp.park@gmail.com; ORCID: 0009-0005-5923-0518  
e-mail: vitaliy\_turych@ukr.net; ORCID: 0000-0003-0705-3079*

*У роботі представлено комплексний аналіз гідрологічного режиму території Шацького національного природного парку за результатами десятирічного моніторингу (2016–2025 рр.). Дослідження спрямовано на виявлення закономірностей функціонування поверхневих, ґрунтових і напірних вод в умовах кліматичної мінливості та зростаючого антропогенного навантаження. Особливу увагу приділено аналізу реакції водних екосистем на зміну температурного режиму, нерівномірність атмосферного живлення та екстремальні гідрологічні явища. Методологічною основою дослідження є обробка багаторічних даних спостережної мережі свердловин, а також метеорологічної інформації (опадів, температура повітря), отриманої на станції «Світязь». Для оцінки гідрологічних процесів застосовано методи статистичного аналізу, що дали змогу визначити амплітуди коливань рівнів вод, середні значення показників та встановити кореляційні зв'язки між кліматичними і гідрологічними параметрами. Встановлено, що гідрологічний режим досліджуваної території має чітко виражений циклічний характер і формується під впливом співвідношення атмосферного живлення та теплового балансу. Критичний етап розвитку гідросистеми припав на 2018–2019 рр., коли внаслідок дефіциту опадів і підвищених температур сформувався від'ємний водний баланс. Це спричинило істотне зниження рівнів вод оз. Світязь до мінімальної позначки 162,92 м н.р.м., що відобразило загальну нестабільність гідроєкосистем регіону. Доведено, що наслідки маловодного періоду мали пролонгований характер і впливали на гідродинамічні процеси до початку 2020 р. Водночас у 2023–2024 рр. зафіксовано фазу активного відновлення, зумовлену збільшенням обсягів атмосферних опадів, що сприяло поповненню водних ресурсів і відновленню гідравлічного зв'язку між водонесими горизонтами. Максимальний рівень води досяг 163,81 м н.р.м., що свідчить про компенсаторні можливості природної системи. Обґрунтовано, що зменшення площі водного дзеркала мало тимчасовий характер і не є ознакою незворотної деградації.*

**Ключові слова:** оз. Світязь, напірні і ґрунтові води, гідроєкосистема, спостережні свердловини, рівень води.

### ВСТУП

Шацький національний природний парк (НПП) був створений Постановою Ради Міністрів УРСР від 28 грудня 1983 р. на площі 32515 га — для збереження унікальних природних комплексів, які мають особливу природоохоронну, оздоровчу, історико-культурну, наукову, еколого-освітню та естетичну цінність та розпочав функціонування з 1 квітня 1984 р. Указом Президента України від 16 серпня 1999 р. площу парку, як одну з ключових природних екосистем національної екомережі природоохоронних територій Західно-

поліського регіону України, збільшено до 48977 га.

Шацький НПП знаходиться на крайньому північному заході області в межах Західного Полісся на Головному Європейському вододілі між річками Західний Буг і Прип'ять. Тут формуються власні водні ресурси, які утворюють поверхневі (озера, річки, штучні водойми) і підземні (ґрунтові та напірні) води. Поверхневі води займають 21,2% території парку, з них відкриті водойми — 6338,9 га (14%), болота — 1652,7 га (7,2%). Територія парку становить унікальне поєднання озерних, лісових та болотних екосистем поліського типу,

водно-болотні природні комплекси якого мають міжнародне значення. За характером озера комплекс, розташований на Головному Європейському вододілі, територія не має аналогів в Україні.

Впродовж функціонування національний парк здобув визнання не тільки на національному, а й на міжнародному рівні. 1995 р. — водно-болотні угіддя Шацького НПП у рамках Рамсарської конвенції віднесені до ІВА територій, що мають міжнародне значення, переважно, як середовище існування водоплавних птахів. Протягом весняно-осінніх міграцій на озерах налічують понад 80 тис. водоплавних птахів. 2002 р. — рішенням 17-ї сесії Бюро координаційного Комітету ЮНЕСКО МАБ парку було надано статус біосферного резервату «Шацький». 2012 р. — за програмою ЮНЕСКО МАБ створено міжнародний трilaterальний біосферний резерват «Західне Полісся», до складу якого увійшли біосферні резервати «Шацький» (Україна), «Західне Полісся» (Польща) та «Прибузьке Полісся» (Білорусь). Транскордонний біосферний резерват «Західне Полісся» у світовому вимірі слугуватиме одним із головних об'єктів збереження ландшафтного та біологічного різноманіття не тільки у межах Полісся, а й Центральної та Східної Європи. Територія входить до Шацького ландшафтного району та характеризується значною кількістю природних озер, заболочених заплав і межиріч, зокрема Західного Бугу, Прип'яті, Копайвки та Рити, а також кінцево-моренних горбів. Це особливий природний географічний район, відомий як Шацьке поозер'я. В межах парку розташовано 23 озера загальною площею приблизно 7 тис. га, що робить цю територію однією з найбільших озерних груп в Європі. Серед них Світязь (2622 га, 58,4 м глибина), Пулемецьке (1568 га), Луки (673 га), та Люцимер (430 га) є найбільшими. Ці озера розділені Головним Європейським вододілом між басейнами Балтійським і Чорного морів. Озера характеризуються різною глибиною, площею та ступенем проточності, що формує складну багаторівневу гідросистему. Зокрема,

оз. Світязь є найглибшим в Україні, тоді як оз. Люцимер, Пулемецьке та Кримно відіграють важливу роль у підтриманні регіонального водного балансу.

Шацьке поозер'я — це унікальний природно-заповідний комплекс міжнародного значення, що функціонує як цілісна та взаємопов'язана гідрологічна система. У сучасних умовах глобального потепління цей регіон став природним індикатором стійкості водно-болотних угідь до кліматичних викликів [1–3]. Територія Шацького НПП, що охоплює озера льодовиково-карстового походження, є ключовим об'єктом для вивчення процесів адаптації гідроекосистем Полісся.

Стан водних ресурсів регіону сьогодні неможливо розглядати окремо від подій минулого століття. Масштабні осушувальні меліорації, що проводилися на цій території, істотно змінили природний водний режим. Це призвело до трансформації обводненості ландшафтів, зміни структури боліт та порушення стабільності озерних комплексів. Як наслідок, гідрологічна система стала більш вразливою до сучасних температурних аномалій та дефіциту опадів.

Задля збереження цього природного балансу на території Шацького НПП розгорнуто розгалужену систему моніторингу. Вона діє як у межах меліорованих ділянок, так і на прилеглих заповідних територіях. Особливістю цієї системи є вивчення не лише рівнів води, а й складних міжсистемних зв'язків: від гідрохімічного стану до взаємовпливів між водними екосистемами та навколишнім середовищем.

Ведення моніторингу здійснюється з урахуванням специфіки парку, територія якого поділена на чотири функціональні зони:

- 1) заповідну (де зберігається природний стан без втручання);
- 2) регульованої рекреації (місця відпочинку з обмеженням);
- 3) стаціонарної рекреації (пансіонати, бази відпочинку);
- 4) господарської (де ведеться господарська діяльність громади).

Для отримання точних наукових даних використовується мережа спостережних

Таблиця 1. Розміщення спостережних свердловин за рівнем ґрунтових та напірних вод

№ св.	Місце знаходження свердловин	Меліоративна система	Функціональна зона
2н, 2у	Світязьке л-во, прибережна смуга оз. Велике Чорне	Копайівська	Регульованої рекреації
4у, 4н	Мельниківське л-во, прибережна смуга оз. Мошне	Копайівська	Заповідна
5у	Мельниківське л-во, лісовий масив	Копайівська	Заповідна
6у	Мельниківське л-во, лісовий масив	Копайівська	Заповідна
12н, 13	Світязьке л-во, прибережна смуга оз. Світязь	Копайівська	Стаціонарної рекреації
12у	Світязьке л-во	Верхньо-Прип'ятська	Господарська
13у	Світязьке л-во	Верхньо-Прип'ятська	Регульованої рекреації
14у	ДП «Любомльське ДЛГ»	Верхньо-Прип'ятська	Господарська
15у	ДП «Любомльське ДЛГ»	Верхньо-Прип'ятська	Господарська
17у	Світязьке л-во	Копайівська	Стаціонарної рекреації
19н	Шацька селищна рада ур. Городище	Копайівська	Господарська зона
3	Мельниківське л-во, прибережна смуга оз. Кримно	Копайівська	Регульованої рекреації
26, 27	Мельниківське л-во, прибережна смуга оз. Перемут	Копайівська	Регульованої рекреації
20	Мельниківське л-во, зах. стор. бол. «Вунич», хутір Червоний	Копайівська	Стаціонарної рекреації

свердловин за рівнем ґрунтових та підземних вод. Ці об'єкти моніторингу були закладені фахівцями Інституту водних проблем і меліорації НААН, що підтверджує високий науковий рівень бази дослідження. Детальні характеристики розташування свердловин та їхня прив'язка до ландшафтів наведені у *табл. 1* та на схемі *рис. 1*.

Цей моніторинг охоплює не лише водно-болотні екосистеми, а й лісові та лучні екоценози, що дає більш повне розуміння функціонування екосистем у контексті змін клімату.

**Метою роботи** є виявити закономірності циклічних змін коливань рівнів під-

земних і ґрунтових вод під впливом опадів та температурних коливань протягом 2016–2025 рр., охарактеризувати реакцію екосистем негативні чинники природного характеру та з'ясувати ступінь відновлення обводненості після посухи.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Питання гідрології та генезису Шацьких озер упродовж десятиліть залишаються у фокусі наукової спільноти. Оцінка екологічного стану оз. Світязь за багаторічною динамікою рослинних комплексів аквальних біотопів була проведена



**Рис. 1.** Карта-схема розташування мережі спостережних свердловин на четвертинний та верхньокрейдяний водоносні горизонти [2]

Л.М. Зубом [1], що допомагає відстежити тенденції змін у складі водних екосистем. Дослідження М.В. Яцюка та співавт. [2] зосереджені на адаптації водного господарства Шацького поозер'я до змін клімату, що дає змогу порівняти ефективність управлінських заходів у регіоні. Аналіз моніторингу ренатуралізації боліт Шацького НПП [3] підкреслює значення природоохоронних заходів для підтримання гідрологічного балансу.

Фундаментальні аспекти взаємодії озерних акваторій із підземними водами викладені у працях Ф.В. Зузука та співавт. [4], де розкрито складну гідрологічну структуру регіону і показано вплив напірних водоносних горизонтів крейдяних відкладів на рівні води озер.

Моніторинг проявів кліматичних змін у заповідних екосистемах та адаптація водних об'єктів висвітлені у дослідженнях І.В. Шумигой та співавт. [6], що допомагає порівнювати динаміку рівнів води Шацького поозер'я з іншими регіонами, які зазнали впливу меліорацій. У міжнародному контексті, дані Міжурядової групи

експертів із питань зміни клімату (ІРСС) [7] акцентують на підвищеній вразливості озерних систем до температурних аномалій та зміни режиму опадів. Європейські дослідження, зокрема Водна рамкова директива ЄС [8], підкреслюють важливість підтримки гідралічного зв'язку між підземними та поверхневими водами для збереження стійкості озерних екосистем.

Наукове обґрунтування концепції програми збереження Шацького поозер'я [9] створює базу для планування природоохоронних заходів. Аналіз впливу регіональних кліматичних змін на динаміку рівня оз. Світязь [10] та оцінка впливу природних чинників на коливання рівнів вод [12] підтверджують необхідність регулярного моніторингу водного режиму. Дослідження сучасного стану евтрофікації Шацьких озер [13] і дані «Літопису природи» Шацького НПП [14] дають змогу простежити зміни екологічних показників протягом десятиліть.

Важливим аспектом комплексного моніторингу є оцінка суміжних екосистем. Зокрема, робота О.Ю. Чорноброва [15]

присвячена оцінюванню впливу кліматичних змін на лісові масиви, що є критично важливим для розуміння процесів транспірації та формування стоку в басейні озер. Водночас, V.V. Kopishchuk та співавт. [16] акцентують увагу на природно-ресурсних характеристиках торфовищ України, що дає можливість глибше проаналізувати роль болотяних угідь Шацького регіону як природних акумуляторів вологи.

У міжнародній науковій практиці дослідження озерних екосистем зосереджені на оцінці взаємодії кліматичних чинників, підземного живлення та водного балансу [17–20]. Особлива увага приділяється застосуванню дистанційного зондування та математичного моделювання для оцінки змін площ водного дзеркала та прогнозування гідрологічних ризиків. Це дає змогу розглядати озерні системи як індикатори кліматичних змін на регіональному та глобальному рівнях. Тому, попри значний обсяг досліджень, комплексний аналіз повного десятирічного циклу (2016–2025 рр.) із верифікацією даних «Літопису природи» і оцінкою природної ревіталізації озерних систем після екстремальних посух залишається актуальним завданням. Це підкреслює необхідність детального вивчення динаміки рівнів води у спостережних свердловинах як об'єктивного індикатора стану гідроєкосистеми.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження виконано на основі аналізу багаторічних спостережень за рівнем води озер, кліматичних показників та їх взаємозв'язків. Методичні підходи до оцінки гідрологічних процесів базуються на положеннях, викладених у працях [2; 9; 10].

Статистичну обробку результатів здійснено із застосуванням методів варіаційної статистики, зокрема визначення середніх значень, амплітуд коливань та кореляційних залежностей [14]. Для кількісної оцінки взаємозв'язку між кліматичними та гідрологічними показниками застосовано коефіцієнт кореляції Пірсона:

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}}$$

де  $x_i$  — кліматичні показники (опаді, температура);  $y_i$  — рівні вод;  $\bar{x}$ ,  $\bar{y}$  — їх середні значення.

Розрахунки виконано за даними 2016–2025 рр.

Встановлено статистично значущі кореляційні зв'язки: між опадами і рівнями вод — прямий ( $r=0,72$ ), між температурою і рівнями вод — зворотний ( $r=-0,64$ ). Це підтверджує визначальну роль атмосферного живлення та вплив випаровування на водний баланс.

Рівні ґрунтових вод мають тісніший зв'язок з опадами ( $r=0,75-0,80$ ), тоді як напірні горизонти характеризуються слабшим зв'язком ( $r \approx 0,50-0,60$ ) через інерційність.

Найбільш виразні зміни спостерігались у 2018–2019 рр. (зниження рівнів вод), тоді як у 2023–2024 рр. підвищення опадів сприяло їх відновленню. Тому, кліматичні чинники визначають гідрологічний режим Шацького поозер'я і можуть використовуватися для прогнозування змін водного балансу.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Аналіз кліматичних показників свідчить про тенденцію до підвищення температури повітря та зміни режиму зволоження, що узгоджується з результатами досліджень [5; 9; 13].

Порівняльний аналіз показав, що у 2019 р. максимальне зниження рівнів ґрунтових вод зафіксовано у свердловинах прибережних зон (2н, 12н) — до 1,2 м, тоді як у лісових масивах (5у, 6у) амплітуда становила 0,6–0,8 м. У напірних горизонтах (12у, 14у) зміни були менш вираженими (до 0,5 м) і проявлялися із запізненням до одного року.

Натомість свердловини, що фіксують напірні води (12у, 14у, 15у), характеризуються меншою варіабельністю, однак демонструють інерційний характер змін із

запізненням реакції на кліматичні чинники на 6–12 міс.

У 2019 р. зниження рівнів у ґрунтових водах сягало 0,8–1,2 м, тоді як у напірних горизонтах — 0,3–0,5 м, що вказує на різну чутливість водоносних систем.

Встановлено, що підвищення температури призводить до зростання інтенсивності випаровування, що є одним із ключових чинників зниження рівнів води у водоймах, що підтверджується також результатами [5; 14].

Оцінка якості води показала зміну гідрохімічних показників, що свідчить про зростання антропогенного навантаження на водні екосистеми [12].

**Динаміка атмосферного живлення.**

Аналіз річних сум опадів демонструє чітко виражену міжрічну контрастність. Мінімальні значення зафіксовано в 2019 р. — 504,10 мм, що стало найнижчим показником за досліджуваний період. Водночас максимум атмосферного зволоження при-

пав на 2023 р. — 824,90 мм, що перевищує мінімум майже на 320 мм.

Період 2020–2021 рр. визначався підвищеним рівнем зволоження (736–766 мм), однак це не призвело до негайної стабілізації гідрологічної ситуації через накопичений попередній дефіцит *рис. 2*.

**Температурний фон та випаровування.**

Середньорічна температура повітря протягом десятиріччя демонструє тенденцію до підвищення. Найнижче значення зафіксовано в 2021 р. — 8,41°C, тоді як максимум припадає на 2024 р. — 10,99°C (*рис. 3*).

Підвищення температури сприяло:

- зростанню інтенсивності випаровування з водної поверхні;
- зменшенню ефективності інфільтраційного поповнення ґрунтових вод;
- скороченню періоду весняного водонаповнення.

Особливо чутливими до температурних коливань виявилися мілководні озера та

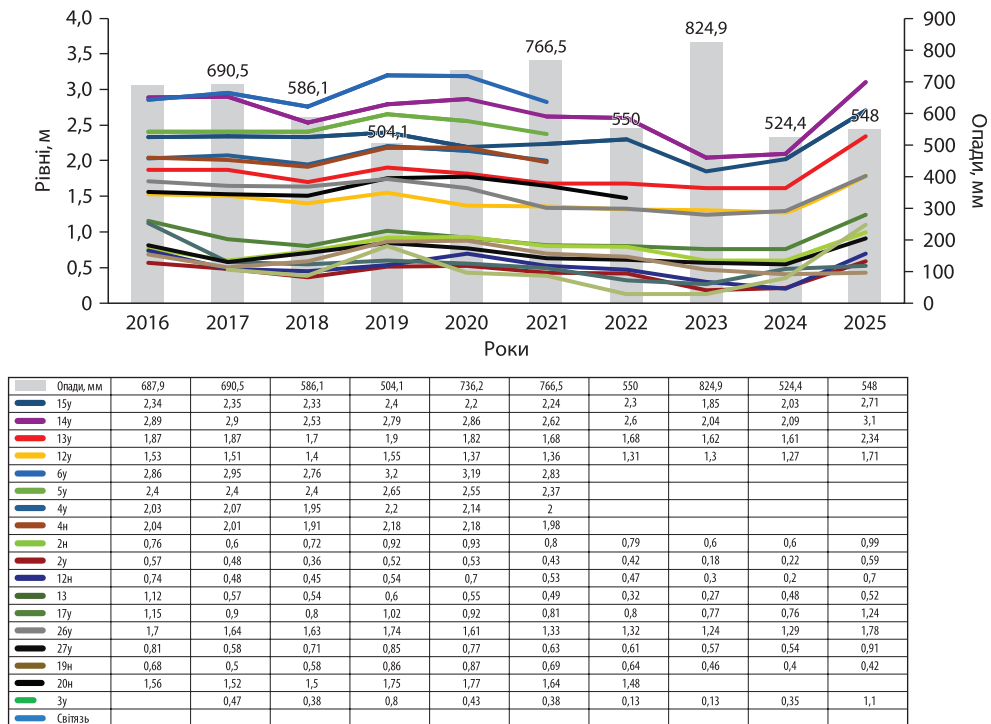
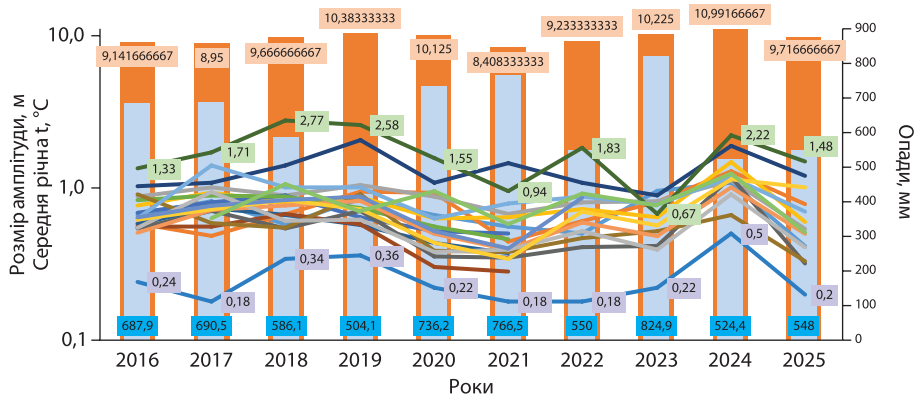


Рис. 2. Відносні мінімальні рівні вод у свердловинах



Сер. т. °С	9,141666667	8,95	9,666666667	10,38333333	10,125	8,408333333	9,233333333	10,225	10,99166667	9,716666667
Опади, мм	687,9	690,5	586,1	504,1	736,2	766,5	550	824,9	524,4	548
15у	0,66	0,81	0,57	0,84	0,66	0,55	0,5	0,94	1,07	0,41
14у	0,58	0,48	0,67	0,94	0,92	0,44	0,6	0,8	1,29	0,78
13у	0,88	1,01	0,89	1,05	0,88	0,67	0,8	0,82	1,12	0,54
12у	0,77	0,94	0,8	0,87	0,64	0,65	0,73	0,65	1,47	0,6
6у	0,68	0,8	0,89	0,64	0,52	0,5				
5у	0,83	0,89	0,87	0,74	0,56	0,46				
4у	0,58	0,74	0,67	0,57	0,43	0,37				
4н	0,55	0,55	0,67	0,57	0,3	0,28				
2н	0,54	0,7	0,54	0,7	0,36	0,35	0,41	0,42	1,17	0,32
2у	0,91	0,59	0,55	0,91	0,39	0,38	0,47	0,52	0,67	0,33
12н	1,02	1,09	1,4	2,06	1,08	1,45	1,09	0,89	1,9	1,21
13	1,33	1,71	2,77	2,58	1,55	0,94	1,83	0,67	2,22	1,48
17у	0,63	1,4	1,01	1	0,64	0,79	0,87	0,78	1,17	0,7
26у	0,5	0,71	0,76	0,82	0,49	0,39	0,59	0,48	1,01	0,49
27у	0,55	0,94	0,61	0,62	0,38	0,39	0,52	0,39	0,9	0,41
19н	0,61	0,72	0,82	0,72	0,43	0,34	0,69	0,56	1,13	1
20н	0,64	0,76	0,83	0,88	0,52	0,4	0,86			
3у		0,63	1,06	0,7	0,94	0,58	0,91	0,77	1,23	0,51
Світязь	0,24	0,18	0,34	0,36	0,22	0,18	0,18	0,22	0,5	0,2

Рис. 3. Амплітуди рівнів свердловин

ділянки з неглибоким заляганням водонесних горизонтів.

За даними Інституту водних проблем і меліорації НААН [2; 9], підвищення температури повітря та пов'язано з цим посилення процесів випаровування істотно впливають на формування водного балансу поверхневих вод. Особливо чутливими до цих змін є озерні екосистеми, водний режим яких визначається співвідношенням атмосферного живлення, підземного та поверхневого притоку, а також втрат води на випаровування.

Порівняльний аналіз складових водного балансу оз. Світязь за період 1970–1976 рр. та 2016–2019 рр. свідчить про зміну структури надходжень і витрат води. Основні

показники водного балансу озера наведено у табл. 2.

**Аномальна ситуація гідрологічного стану (2018–2019 рр.).** Період 2018–2019 рр. став визначальним у формуванні сучасного гідрологічного стану Шацького поозер'я. Саме в цей час відбулося критичне поєднання кліматичних чинників – дефіциту опадів та аномально високого температурного режиму, що спровокувало перехід системи до від'ємного водного балансу.

Гідрологічні процеси у цей період характеризувалися низкою негативних тенденцій:

- Деградація рівнів ґрунтових вод: внаслідок низької суми опадів у 2019 р.

Таблиця 2. Баланс оз. Світязь за 1970–1976 рр. та 2016–2019 рр.

Роки	Поповнення озера за рахунок, мм				Витрати води за рахунок, мм				Зміна рівня, мм (баланс)
	опади	напірне живлення	притік ґрунтових вод	притік поверхневих вод	випаровування	перетік вниз	відтік у ґрунтові води	поверхневий стік	
1970–1976 рр.	585	115	20	45	523	—	23	188	31
2016	678	359	45	42	805	—	205	44	70
2017	690	237	59	62	924	—	—	44	80
2018	586	500	40	—	642	—	575	59	–150
2019	462	351	35	20	845	—	259	44	–280

Примітка: \*дані водного балансу оз. Світязь за статистичними спостереженнями Інституту водних проблем і меліорації НААН [9].

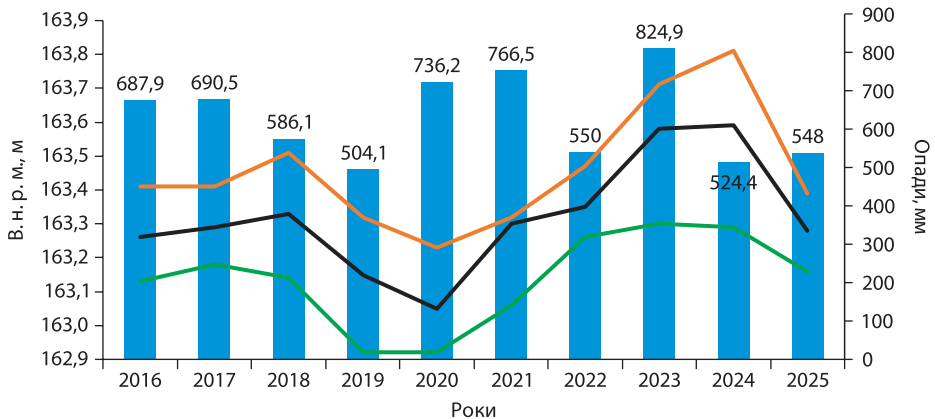
(504,10 мм) відбулося істотне зниження рівнів залягання підземних вод. Згідно з графіком, мінімальні рівні вод оз. Світязь у 2019–2020 рр. опустилися до критичної позначки 162,92 м, що є найнижчим показником за весь десятирічний цикл *рис. 4*. Зниження рівня вод оз. Світязь набуло суспільного резонансу та стало показником загального гідрологічного дефіциту регіону.

• Зміна структури водного балансу: через підвищення температури частка ви-

паровування у видатковій частині балансу значно зросла. Це призвело до того, що навіть наявні опади не могли забезпечити ефективне інфільтраційне живлення.

• Уповільнення водообміну: скорочення притоку свіжих вод сприяло застійним процесам водної маси озер. Природне оновлення сповільнилось, що створило ризики для самоочищення озерних екосистем.

• Різке збільшення сезонних коливань: у цей період спостерігалися максимальні амплітуди рівнів вод. Гідросистема пере-



Опади, мм	687,9	690,5	586,1	504,1	736,2	766,5	550	824,9	524,4	548
Сер. рівень вод	163,26	163,29	163,33	163,15	163,05	163,3	163,35	163,58	163,59	163,28
Макс. рівень вод	163,41	163,41	163,51	163,32	163,23	163,32	163,47	163,71	163,81	163,39
Мін. рівень вод	163,13	163,18	163,14	162,92	162,92	163,06	163,26	163,3	163,29	163,16

Рис. 4. Рівні вод оз. Світязь

йшла у режим споживання внутрішніх резервів, переважно боліт.

Тому, аналіз отриманих даних дає можливість розглядати 2018–2019 рр. стали чітким індикатором вразливості гідрологічної мережі парку до сучасних кліматичних викликів.

Сформований у ці роки стан зумовив подальшу перебудову внутрішніх процесів саморегуляції системи. Встановлено, що наслідки цього маловодного періоду мали тривалий характер: стабілізація рівневого режиму, зокрема в акваторії Світязя, та відновлення динаміки водних мас розпочалися лише після 2022 р., що стало можливим завдяки істотній компенсації водності за рахунок інтенсивних атмосферних опадів.

**Гідродинамічна стабілізація та відновлення (2023–2024 рр.).** У 2023–2024 рр. гідрологічна система Шацького НПП перейшла у фазу активного відновлення. Це стало можливим завдяки значному посиленню атмосферного живлення, яке відіграло визначальну роль у формуванні водного балансу. 2023 р. відзначився рекордним обсягом опадів за останнє десятиліття — 824,9 мм, що створило збільшення вологи та зумовило активізацію процесів інфільтрації й поповненню підземних і поверхневих вод.

Внаслідок цих змін рівневий режим озер парку значно покращився. В 2024 р. середній рівень вод досяг 163,59 м, максимальний — 163,81 м, що є найвищими показниками за досліджуваний період і повністю нівелювало наслідки попередніх років. Саморегульовальна здатність гідро-системи проявилась у зменшенні рівневих коливань та поліпшенні гідравлічного зв'язку між водоносними горизонтами, що сприяло активному водообміну.

Варто зазначити, що навіть за умов пікових температур 2024 р. (10,99°C) атмосферне живлення залишалося домінуючим чинником, підтверджуючи більшу стабілізуювальну роль опадів порівняно з тепловим режимом (рис. 5). Тому, період 2023–2024 рр. став ключовим етапом відновлення гідрологічного потенціалу території, довів стійкість екосистем парку до кліматичних коливань та можливість самовідновлення.

Для порівняння було проаналізовано динаміку рівнів вод оз. Пулемецьке та Люцимер. Встановлено, що мілководні озера реагують на кліматичні зміни більш швидко та характеризуються більшими амплітудами коливань рівнів води порівняно з глибоководним оз. Світязь.

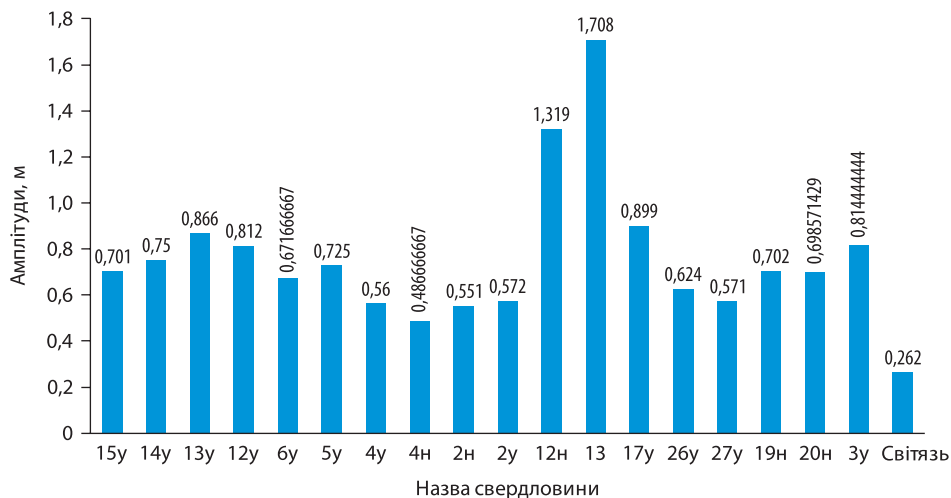


Рис. 5. Середні амплітуди рівнів вод за декаду

## ВИСНОВКИ

За результатами проведеного дослідження встановлено, що гідрологічний режим території Шацького НПП формується під впливом кліматичних чинників, зокрема кількості атмосферних опадів та температури повітря, які визначають співвідношення надходження та витрат води.

Виявлено, що в 2018–2019 рр. сформувалися несприятливі гідрокліматичні умови, які зумовили зниження рівнів вод. Мінімальні показники зафіксовано для оз. Світязь, що відображає загальну реакцію гідроекосистем на дефіцит атмосферного живлення та підвищення температури.

Встановлено відмінності у реакції водонесних систем: ґрунтові води характеризуються більшою чутливістю до змін кліматичних умов, тоді як напірні горизонти відзначаються відносною стабільністю та інерційністю.

Зафіксовано, що в 2023–2024 рр. відбулося підвищення рівнів вод, що пов'язано зі збільшенням кількості атмосферних опадів та покращанням умов водного живлення.

З'ясовано, що зміни площі водного дзеркала мали тимчасовий характер і були зумовлені природними кліматичними коливаннями.

Отримані результати можуть бути використані як наукова основа для адаптації управління водними ресурсами природоохоронних територій в умовах кліматичних змін.

Перспективи подальших досліджень доцільно спрямувати на розширення спостережної мережі, зокрема шляхом встановлення додаткових напірних та ґрунтових свердловин у межах Шацький НПП. Це дасть змогу отримати більш повну інформацію про просторову та часову динаміку водних ресурсів і підвищить точність прогнозування змін гідрологічного режиму.

Крім того, актуальним є впровадження інтегрованих підходів до оцінки водного балансу, що передбачають застосування метеорологічних даних, дистанційного зондування та моделей водного обігу. Такі методи допоможуть оцінити вплив кліматичної мінливості на різні компоненти водних екосистем та виявити критичні періоди для попередження дефіциту води.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Зуб, Л. М. (2012). Оцінка екологічного стану озера Світязь за багаторічною динамікою рослинних комплексів аквальної біоти. *Екологія*, 9, 337–343. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.8.2024.29>.
2. Яцюк, М. В., Сидоренко, О. О., & Чорноморець, Ю. О. (2020). Напрями адаптації водного господарства Шацького поозер'я до змін клімату. *Меліорація і водне господарство*, 2, 15–24. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg2022>.
3. Ященко, П. Т., Матейчик, В. І., & Турич, В. В. (2018). Про результати моніторингу ренатуралізації боліт Шацького НПП. У *Матеріали III Міжнародного наукового семінару* (с. 160–163). URL: [https://bioweb.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2019/09/Zbirnyk-SHats-k-2019\\_-1.pdf](https://bioweb.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2019/09/Zbirnyk-SHats-k-2019_-1.pdf).
4. Зузук, Ф. В., Колошко, Л. К., & Карпюк, З. К. (2011). *Озеро Світязь: оздоровлення та деградація*. Луцьк: Твердиня.
5. Дребот, О. І., & Христецька, М. В. (2025). *Гідроекосистеми Шацького національного природного парку: природоохоронний моніторинг і реабілітація*. Київ: Аграрна наука. DOI: <https://doi.org/10.31073/978-966-540-658-7>.
6. Шумигай, І. В., Душко, П. М., & Манішевська, Н. М. (2024). Моніторинг проявів кліматичних змін у Черемському природному заповіднику та адаптація водних екосистем. *Агроєкологічний журнал*, 4, 120–129. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2024.317157>.
7. IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157896>.
8. European Commission. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, 327, 1–73. DOI: <https://doi.org/10.2779/53181>.
9. Яцюк, М. В. (ред.), Сидоренко, О. О., & Воропай, Г. В. (2019). *Наукове обґрунтування концепції програми збереження Шацького поозер'я: доповідь*. Київ: Інститут водних проблем і меліорації НААН. URL: <https://www.slideshare.net/slideshow/ss-235912385/235912385>.
10. Федонюк, В. В., Федонюк, М. А., & Бондарчук, С. П. (2021). Вплив регіональних кліматичних змін на динаміку рівня озера Світязь. У *Шацьке поозер'я в контексті змін клімату* (с. 77–86). URL: [https://evnuir.vnu.edu.ua/bitstream/123456789/19764/1/bolot\\_ecosyst.pdf](https://evnuir.vnu.edu.ua/bitstream/123456789/19764/1/bolot_ecosyst.pdf).
11. Shvidenko, A., Buksha, I., & Schepaschenko, D.

- (2017). Climate change impacts on forest ecosystems in Eastern Europe. *Forests*, 8(3), 72. DOI: <https://doi.org/10.3390/f8030072>.
12. Альохіна, О. В., Івантишин, О. Л., Русин, Б. П., Корусь, М. М., Кошовий, В. В., & Попов, М. О. (2018). Вплив природних кліматичних факторів на коливання рівнів вод озер у природоохоронних територіях. *Екологічна безпека та природокористування*, 4(28), 71–81. URL: <https://itgip.org/wp-content/uploads/2021/03/2018-28.pdf>.
  13. Фесюк, В. О., Нетробчук, І. М., Полянський, С. В., & Довган, Д. Я. (2024). Особливості сучасного стану евтрофікації Шацьких озер. *Український журнал природничих наук*, 8, 279–288. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.8.2024.29>.
  14. Літопис природи. Шацький національний природний парк. (1986–2025). (Т. 1–40). Луцьк.
  15. Чорнобров, О. Ю. (2025). Оцінювання впливу змін клімату на лісові екосистеми. *Агроекологічний журнал*, 4, 58–67. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2025.345428>.
  16. Konishchuk, V. V., Koval, S. I., & Melnyk, N. M. (2020). Natural conservation and resource characteristics of peat reserves in Ukraine. *Agroecological Journal*, 1, 6–11. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2020.201263>.
  17. Cazzolla Gatti, R., Cortès Lobos, R. B., Torresani, M., & Rocchini, D. (2025). An Early Warning System Based on Machine Learning Detects Huge Forest Loss. *Global Ecology and Conservation*, 58, e03427. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03427>.
  18. Pekel, J. F., Cottam, A., Gorelick, N., & Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540, 418–422. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature20584>.
  19. Tanneberger, F. (2021). The Green Deal needs a progressive Peatland Policy. *Conservation Letters*, 14(1), e12759. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12759>.
  20. Gudmundsson, L., Boulange, J., Do, H. X., Gosling, S. N., Grillakis, M. G., Koutroulis, A. G., ... Zhao, F. (2021). Globally observed trends in mean and extreme river flow attributed to climate change. *Science*, 371, 1159–1162. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aba3996>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 13.01.2026  
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 27.02.2026  
Дата публікації: 10.04.2026

## ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РІЧКИ МУРАШКА В ЗВ'ЯЗКУ ЗІ СТВОРЕННЯМ БЕРЕЗІВСЬКОЇ МІНІ-ГЕС

О.В. Оксенчук, І.С. Митяй

Національний університет біоресурсів і природокористування України (м. Київ, Україна)

e-mail: oksroweless@gmail.com

e-mail: oomit99@ukr.net; ORCID: 0000-0001-6460-7002

*Річкові системи як складова природного середовища є свого роду «капілярами» включеними в єдину «кровеносну» систему водойм. Саме з них починається водотік великих річок. У цьому проявляється їх первинне значення. Не менш важливою є їх роль у формуванні біорізноманіття, як фундаменту стійкості природних систем. Водночас, із малими річками тісно пов'язано життя людини. Вони відіграють ключову роль у забезпеченні екологічної рівноваги, біорізноманіття, водопостачання, енергетики, а також рекреаційної і господарської діяльності. Значна залежність життєдіяльності людини від малих річок викликала необхідність створення водосховищ. Генеральна стратегія ХХ ст. була спрямована на будівництво електростанцій. Однак розвиток гідроенергетики, зокрема будівництво та експлуатація малих гідроелектростанцій (МГЕС), як і інших інженерних втручань у річкове середовище, значно змінює природні характеристики водотоків та створює нові екологічні ризики. Малі гідроелектростанції, попри їх відносну екологічність порівняно з великими ГЕС, часто негативно впливають на гідрологічний, гідрохімічний та гідробіологічний стан малих річок. Вони змінюють режим течії, затримують органічну речовину, перешкоджають міграції риби, сприяють замуленню, застійним явищам, зниженню кисню у воді та деградації природних біоценозів. У кінцевому результаті, річки перетворюються на каскад водосховищ і стають водоймами ставово-озерного типу. Видовий склад іхтіофауни значно видозмінюється: кількість реофільних видів зменшується, або вони зникають зовсім, лімнофільні — збільшують свою чисельність. Змінюється співвідношення аборигенних і адвентивних видів. Істотно також трансформуються співвідношення цінних промислових і непромислових видів риби. Усе це вимагає комплексного дослідження екологічних умов для впровадження системних заходів щодо мінімізації негативного впливу таких споруд та відновлення функціонування річкових екосистем. Враховуючи вищевикладене, було проведено комплексне дослідження гідроекологічного стану р. Мурашка в зв'язку з будівництвом водосховища для забезпечення роботи Березівської міні-ГЕС.*

**Ключові слова:** *якість води, фітопланктон, зоопланктон, бентос, іхтіофауна, ревіталізація річок, аборигенні риби, адвентивні риби, рибопродуктивність.*

### ВСТУП

Екологічні умови малих та середніх річок України, зокрема і р. Мурашки (лівої притоки Дністра) тісно пов'язані з будівництвом на їх руслах водосховищ, які використовуються для водозабезпечення населення, промисловості, сільського господарства та для виробництва електроенергії. Для сприяння розвитку останнього напрямку в 2003 р. було ухвалено Закон України «Про альтернативні джерела енергії», який визначив правові, економічні, екологічні та організаційні засади використання альтернативних джерел енергії

та сприяння розширенню їх застосування у паливно-енергетичному комплексі. Як зазначають С.В. Бойченко і А.В. Яковлева [1], законом встановлено, що альтернативні джерела енергії — це відновлювані джерела енергії, до яких належать енергія сонячна, вітрова, геотермальна, енергія хвиль та припливів, гідроенергія, енергія біомаси, газу з органічних відходів та ін. Важливою складовою гідроенергетики є міні-ГЕС. Вони характеризуються дешевою електроенергією, у випадку аварійного відключення державної енергосистеми, здатні забезпечити електроенергією райцентри, швидко запускаються і зупиняються, екологічно

чисті й використовують відновні ресурси води. Як свідчать дослідження Є. Гарсія та І. Васильківського [2], недоліком малої гідроенергетики є затоплення територій, усихання малих річок, а за неправильного місця планування встановлення дамби або греблі можуть відбутися зміна екосистем і втрата біорізноманіття, насамперед, іхтіофауни річок.

Для стимулювання виробництва електроенергії з альтернативних джерел енергії, зокрема гідроенергії, в Україні з 2009 р. на період до 2030 р. введені зелені тарифи. За даними Державного агентства з енергоефективності та енергозбереження України, на сьогодні в Україні нараховується близько 150 малих ГЕС (зокрема міні та мікро). Всі МГЕС в Україні, незалежно від потужності, необхідно проектувати виключно з режимом роботи по водотоку (на транзитних витратах води) та без будь-якого регулювання їхніми водосховищами стоку річки. Після введення зелених тарифів за рахунок приватних інвестицій відновлено низку занедбаних МГЕС, побудовано МГЕС за існуючих водосховищ, а також споруджено низку нових МГЕС [1].

Особливої уваги заслуговує ситуація з Березівською ГЕС, розташованою на р. Мурашка — типовій малій річці лісостепової зони. Як і багато інших подібних ГЕС, вона виконує певну енергетичну функцію, проте її експлуатація супроводжується істотними змінами гідроекологічного стану річки. Зокрема, спостерігаються зміни у водному балансі, порушення умов для нересту та міграції риби, погіршення якості води через зниження проточності, зростання трофності та евтрофікації, формування застійних ділянок, а також загроза зменшення біорізноманіття. У поєднанні з кліматичними змінами, зменшенням водності, інтенсивною меліорацією й аграрним навантаженням, подібні антропогенні чинники становлять серйозну екологічну загрозу.

В зв'язку з цим, **метою роботи** було з'ясування екологічних умов та стану гідробіонтів р. Мурашка під впливом Березівської міні-ГЕС.

Науковою новизною є те, що вперше отримані комплексні дані про гідрохімічний та гідробіологічний стан р. Мурашка в умовах функціонування Березівської міні-ГЕС, включаючи фітопланктон, зоопланктон, макрзообентос. Досліджена сапробність та якість води. Здійснені розрахунки індексу Шеннона. Встановлений видовий склад і структура іхтіофауни, а також розроблені заходи забезпечення охорони та відновлення рибних запасів Березівського водосховища.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Будівництво водосховищ негативно вплинуло на малі та середні річки Європи, що призвело до їх зникнення. Низка дослідників Європи, як-от В. Belletti зі співавт. [3], К. Birnie-Gauvin із колегами [4] повідомляють, що понад 1,2 млн дамб та водопропускних труб, перебивають річки Європи. Ці дамби, десятки тисяч з яких застаріли, зумовили деградацію водних шляхів континенту, блокуючи природний потік води, перенесення завислих і органічних речовин, міграції риби, підриваючи стійкість екосистем. V. Barbarossa з співавт. [5] зазначає, що це призвело до 75% скорочення популяції прісноводних мігруючих риби у Європі з 1970 р. Тому, із середини ХХ ст. виконується програма «Dam Removal Europe» (Знесення гребель у Європі). За необхідності реалізації цієї програми постає ціла низка науковців, серед яких F. Costa, A. Vieira та E. Darre [6; 7]. Важливою є також прийнята в Європі в 1992 р. рамкова директива (WFD). Основне її завдання, як зазначає В.Р. Vuchanan зі співавт. [8], полягає в проведенні інтеркалібровки річок для забезпечення синхронізації досліджень та узагальнення інформації. Такої думки також дотримуються вчені E. Dorico зі співавт. [9].

На початку ХХІ ст. J.J. Duda, J.R. Bellmore [10], V. Hermoso, M. Clavero, A.F. Filipe [11] дійшли висновку про необхідність ліквідації гребель. Як свідчить L.J. Baumgartner зі співавт. [12], у практичному відношенні попереду всіх — США.

У цій країні понад 2000 гребель були демонтовані в період із 1990 по 2025 рр. Франція та Канада також завершили важливі проекти з видалення гребель [12].

В Україні йде протилежний процес. Згідно з «Енергетичною стратегією України на період до 2035 року» необхідно завершити реконструкцію існуючих потужностей ГЕС та будівництво нових агрегатів ГЕС та ГАЕС [13]. Великим стимулом у цьому процесі постає так званий «зелений тариф». На початку ХХІ ст. почалось тотальне відновлення роботи МГЕС на водосховищах, побудованих у ХХ ст. Все це створює низку проблем для малих та середніх річок України, викликаних господарською діяльністю людини, що полягала у створенні каскаду водосховищ для потреб гідроенергетики, промисловості та сільського господарства. Це зумовило забруднення різного характеру, надмірне водовикористання та навантаження на біоресурси. Єдиним уповільнювальним механізмом у цьому процесі постає Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» (ОВД). Як зазначає С.О. Афанасьєв [14], усі дослідження в Україні виконуються саме завдяки цьому закону. Співробітники Інституту гідробіології НАН України під його керівництвом здійснюють низку розробок ОВД. Інші наукові установи (Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Інститут рибного господарства НААН, ДУ «Інститут водних проблем і меліорації») досліджують окремі річки України, проте системний аналіз зі впливу МГЕС на стан гідробіотів та їх стан після руйнування гребель у результаті воєнних дій, не здійснений. Після повномасштабного вторгнення РФ у 2022 р. інфраструктура водних об'єктів України, зокрема у басейні Дніпра, зазнала значних пошкоджень [15].

Часткове або повне руйнування малих гідроелектростанцій (МГЕС), дамб, шлюзів і водосховищ спричинило глибокі зміни гідрологічного режиму, включаючи: обміління або підтоплення ділянок; ерозію берегів; забруднення води паливно-мастильними матеріалами, важкими металами

та речовинами боєприпасів; фрагментацію водних екосистем; деградацію нерестовищ та природних біотопів. На сучасному етапі практично відсутнє екологічне оцінювання та врахування довгострокових наслідків руйнування гребель малих та середніх річок. В.К. Хільчевський, В.В. Гребінь [16] акцентують увагу на необхідності в системній екологічній ревізії гідроінфраструктури, щоб визначити, які об'єкти доцільно відновлювати, де краще зберегти або повернути природний (вільнотекучий) режим річок.

Наразі, щодо річок, підходи роздвоїлись. Одні вважають ліквідація дамб — єдиний шлях ревіталізації річок, інші, навпаки, виступають за створення нових водосховищ та відновлення роботи МГЕС за «зеленим тарифом». Окрім того, практично відсутня інформація про екологічний стан цих річок, науково обґрунтовані прогнози наслідків господарського втручання. Відсутній детальний аналіз цінності річки в природному (вільнотекучому) та зарегульованому стані. Практично відсутні заходи, що унеможливають створення сміттєзвалищ, стоків тваринницьких ферм, розорювання берегів, несанкціоноване водовідведення та перекриття русел малих річок у сільській місцевості [16].

Малі гідроелектростанції, попри їх відносну екологічність порівняно з великими ГЕС, часто негативно впливають на гідрологічний, гідрохімічний та біологічний стан малих річок. Вони змінюють режим течії, затримують органічну речовину, перешкоджають міграції риби, сприяють замуленню, застійним явищам, зниженню кисню у воді та деградації природних біоценозів. Усе це вимагає впровадження системних заходів щодо мінімізації негативного впливу таких споруд та відновлення функціонування річкових екосистем на основі принципів сталого розвитку [16].

Дослідженням малих річок і впливу міні-ГЕС на них в Україні також приділяється значна увага. Такі роботи проводяться в Інституті гідробіології НАН України за керівництва С.О. Афанасьєва. У Національному університеті біоресурсів

і природокористування України такі роботи виконують П.Г. Шевченко, І.С. Митяй, М.Б. Халпурин, А.А. Климковецький та ін. [17–19]. Про важливість вирішення проблем малих річок свідчать регулярні проведення науково-практичних конференцій Гідроекологічним товариством [15], Інститутом відновлюваної енергетики НАН України та КПІ імені Ігоря Сікорського [13; 20].

### МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження р. Мурашка в районі водосховища Березівської міні-ГЕС проведені у жовні 2025 р. на 8 пунктах (рис. 1). Річка Мурашка є малою річкою басейну Дністра. Її довжина сягає 68 км, площа басейну 444 км<sup>2</sup>. Долина переважно V-подібна, завширшки від 0,3 до 4 км (у гирлі). Заплава двобічна, у верхів'ї подекуди відсутня, завширшки 100–200 м. Річище слабо звивисте. Похил річки 2,5 м/км. Мурашка бере початок у межах Подільської височини, на схід від с. Матейків. По всій свої довжині ширина русла від 2 до 16 м, глибина 0,2–0,5 м. Впадає до Мурафи в західній частині с-ща Чернівців.

Дослідження мали комплексний характер. Одночасно на пунктах досліджень відбирались гідрохімічні, гідробіологічні (фітопланктон, зоопланктон, макрозообентос) проби та здійснювались іхтіологічні облови. Гідрохімічний стан водного середовища досліджували безпосередньо на водоймі з допомогою електронних приладів (оксиметри, рН-метри, TDS-метри) та в лабораторії Гідрометеорологічного інституту (УкрГМІ) за загальноприйнятими методиками [21; 22].

Проби фітопланктону відбирали з 1,5 м нару води в ємкість 1 л, куди додавали 2% розчин формаліну для фіксації. Після відстоювання, через два тижні виконували видовий і кількісного склад водоростей у камері Нажотта під мікроскопом за відомими методиками [21].

Проби зоопланктону відбирали сіткою Апштейна (сито № 72), проціджуючи при цьому 100 л води, фіксували формаліном і обробляли у відповідності з загальноприйнятими методиками [21].

Проби макрозообентосу відбирали секційним дночерпачем із площею захвату 100 см<sup>2</sup> (СДЧ-100). Обробку проб здійснювали за традиційними методиками [21].

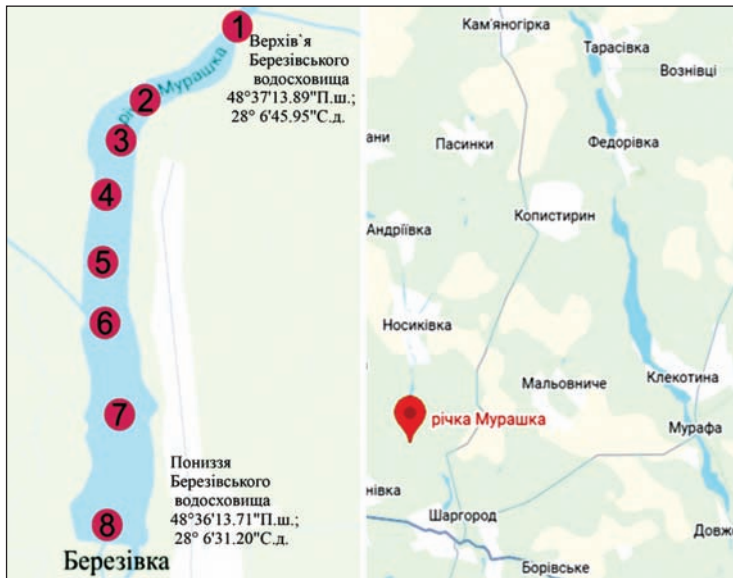


Рис. 1. Пункти досліджень р. Мурашка

Збір даних щодо складу іхтіофауни водойми виконувався як загальноприйнятими методами [23], так і шляхом опитування рибалок-аматорів та місцевого населення.

**РЕЗУЛЬТАТИ  
ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ**

Для виявлення сучасного стану гідрохімічного режиму р. Мурашка в районі водосховища Березівської ГЕС у жовтні 2025 р. було відібрано 8 проб: від верхів'я (пункт 8) до пониззя (пункт 1) (табл. 1).

**Вода** гідрокарбонатна. Переважають йони:  $\text{HCO}_3^-$  – 302,5–311,1, у середньому 307,5±2,53 мг/дм<sup>3</sup>. Мінералізація води становить 600,28–610,95, у середньому 608,07±1,26 мг/дм<sup>3</sup>. Твердість – 5,3–5,4 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Вміст сульфатів 52,0–56,0 мг/дм<sup>3</sup> (у середньому 53,3±0,67 мг/дм<sup>3</sup>),

кальцію – 66,0–68,0 (у середньому 66,67±0,67 мг/дм<sup>3</sup>), магнію – 24,0–27,2 (у середньому 26,0±0,79 мг/дм<sup>3</sup>), хлоридів – 76,4–79,88 (у середньому 78,47±0,37 мг/дм<sup>3</sup>), калій + натрій – 72,41–75,75 (у середньому 73,74±0,7 мг/дм<sup>3</sup>), калію – 23,44–25,25 мг/дм<sup>3</sup> (у середньому 24,17±0,48 мг/дм<sup>3</sup>). Вміст розчиненого кисню у воді 7,8–10,2 мг/дм<sup>3</sup>. Водневий показник рН становить 7,04–7,9, у середньому 7,33±0,28. Зазначені концентрації знаходяться в межах допустимих ГДК.

Концентрації більшості біогенних елементів відповідають ГДК. Перевищення спостерігаються для мінеральних сполук фосфору для яких перевищення в 10,8–10,9 раза по всіх пунктах досліджень та вмісту нітритів (у 3,8 раза) в пониззі р. Мурашка (табл. 2).

Таблиця 1. Хімічні показники води р. Мурашка

Хімічні показники	Пункти збору матеріалу				ГДК
	1,2	3,4	5,6	7,8	
рН	7,04	7,06	7,04	7,90	6–8
Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	610,95	608,12	610,23	605,87	До 1000
Гідрокарбонати, мг/дм <sup>3</sup>	311,1	309,12	310,8	302,5	
Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	54,0	54,0	52,0	54,0	100
Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	78,1	78,2	79,2	78,0	
Магній, мг/дм <sup>3</sup>	24,0	24,5	27,2	26,3	40
Кальцій, мг/дм <sup>3</sup>	68,0	68,0	66,0	66,0	180
Твердість, мг-екв/дм <sup>3</sup>	5,4	5,4	5,4	5,3	
Калій+натрій, мг/дм <sup>3</sup>	75,75	74,8	74,0	72,41	
Калій, мг/дм <sup>3</sup>	25,25	24,0	23,44	25,08	
Натрій, мг/дм <sup>3</sup>	50,5	50,5	50,1	48,71	120

Таблиця 2. Біогенні елементи р. Мурашка

Хімічні показники	1,2	3,4	5,6	7,8	ГДК
Залізо загальне, мг/дм <sup>3</sup>	0,02	0,02	0,02	0,02	0,1
Амонійний азот, мгN/дм <sup>3</sup>	0,005	0,105	0,005	0,056	0,39
Нітритний азот, мгN/дм <sup>3</sup>	0,001	0,020	0,001	0,075	0,02
Нітратний азот, мгN/дм <sup>3</sup>	0,041	0,033	0,035	0,032	
Мінеральний азот, мгN/дм <sup>3</sup>	0,068	0,054	0,037	0,032	
Фосфати, мгP/дм <sup>3</sup>	0,538	0,538	0,542	0,546	0,05
Манган, мг/дм <sup>3</sup>	0,01	0,0	0,01	0,01	0,01

Ця обставина є причиною щорічного «цвітіння» води, викликане надмірним розвитком ціанобактерій.

Серед компонентів, що забезпечують життєдіяльність риб важливе місце займає кормова база. Вона представлена фітопланктоном, зоопланктоном, бентосом та макрофітами.

**Фітопланктон** р. Мурашка в районі водосховища Березівської ГЕС, за представлений 24–47 видами водоростей із 4–7 відділів (рис. 2). За чисельністю переважали *Bacillariophyta* – 272–352, у середньому  $325 \pm 23,13$  тис. кл./дм<sup>3</sup>. На другому місці *Cyanobacteria* 200–404 у середньому  $292,67 \pm 59,63$  тис. кл./дм<sup>3</sup>, на третьому –

*Chlorophyta* – 226–232, у середньому  $230 \pm 2,0$  тис. кл./дм<sup>3</sup>. Четверте місце посідають *Euglenophyta* – 106–162, у середньому  $134 \pm 15,62$  тис. кл./дм<sup>3</sup>. Мінімальна кількість характерна для *Cryptophyta* – 6–10, у середньому  $8,0 \pm 1,16$  тис. кл./дм<sup>3</sup>.

За біомасою переважали *Euglenophyta* – 0,253–0,362, у середньому  $0,309 \pm 0,03$  мг/дм<sup>3</sup>. На другому місці *Bacillariophyta* – 0,141–2,0, у середньому  $0,167 \pm 0,02$  мг/дм<sup>3</sup>. На третьому – *Chlorophyta* – 0,004–0,024, у середньому  $0,017 \pm 0,01$  мг/дм<sup>3</sup>. Мінімальна біомаса характерна для *Cyanobacteria* 0,006–0,014, у середньому  $0,01 \pm 0,002$  мг/дм<sup>3</sup>, *Cryptophyta* – 6–8, у середньому  $8,0 \pm 1,16$  тис. кл./дм<sup>3</sup> (рис. 3).

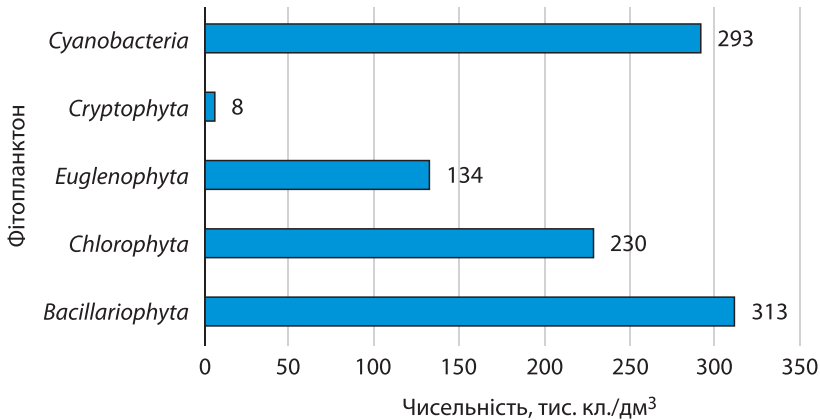


Рис. 2. Чисельність фітопланктону р. Мурашка

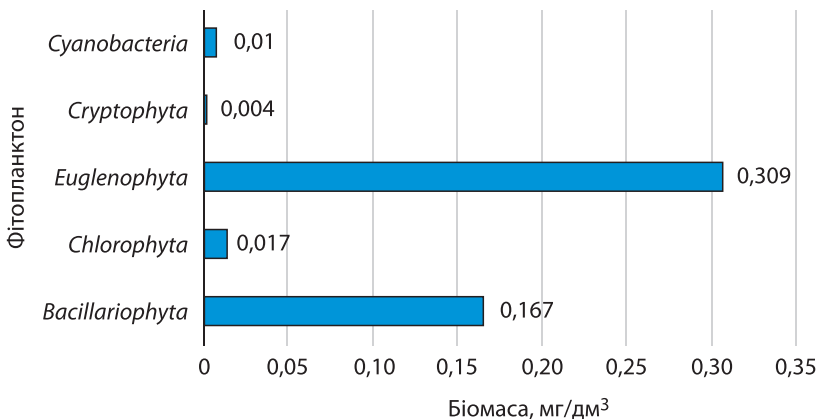


Рис. 3. Біомаса фітопланктону р. Мурашка

Сапробність по фітопланктону коливається в межах 1,76–1,82, у середньому  $1,79 \pm 0,02$ , що свідчить про те, що водойма є  $\beta$ -мезосапробною. Клас якості води II (добра, прийнятна якість води). Індекс Шеннона по чисельності знаходиться в межах 3,74–3,96, у середньому  $3,88 \pm 0,07$ , по біома-

сі –  $4,02 \pm 0,16$ . Ці показники відповідають водоймі з високим рівнем та стабільною структурою угруповання фітопланктону.

**Зоопланктон.** За результатами досліджень встановлено, що видовий склад зоопланктону водойми представлений 20 видами з трьох основних систематичних груп, як-от коловертки (*Rotatoria*), гіллястовусі (*Cladocera*) та веслоногі (*Copepoda*) ракоподібні.

Основною систематичною групою домінувальною за чисельністю видів були коловертки (10 видів), які становлять 50% від загальної визначеної кількості видів. Гіллястовусі ракоподібні були представлені 6 видами, а веслоногі – 4 видами. Також у пробах присутні наупліальні та копепоditні стадії розвитку веслоногих ракоподібних. Кількість видів у пробах коливалась від 7 до 16.

Чисельність зоопланктону сягає 9360–20670, у середньому  $14977 \pm 3191,68$  екз./м<sup>3</sup>. Фоновими видами на всіх ділянках водойми були *Rotatoria*, чисельністю 30120–119300, у середньому  $64593,33 \pm 0,27$  екз./м<sup>3</sup>. На другому місці – *Copepoda* – 9630–20670, у середньому  $14976,67 \pm 319,68$  екз./м<sup>3</sup>. Чисельність *Cladocera* становить – 420–3230, у середньому  $1550 \pm 0,85$  екз./м<sup>3</sup> (рис. 4).

Біомаса зоопланктону сягає 234,02–275,18, у середньому  $258,83 \pm 12,61$  мг/м<sup>3</sup>. Найбільший за біомасою підклас *Copepoda*: 92,0–208,51, у середньому  $143,4 \pm 34,32$  мг/м<sup>3</sup>. На другому місці *Rotatoria* 18,09–151,9, у середньому  $75,74 \pm 39,72$  мг/м<sup>3</sup>. Найменша біомаса спостерігається для *Cladocera* 31,28–47,1, у середньому  $39,69 \pm 4,59$  мг/м<sup>3</sup>. По біомасі в верхів'ї та пониззі переважали веслоногі рачки (55%, 78%), а в середній частині річки – коловертки, завдяки *Brachionus calyciflorus* та *Keratella quadrata*, біомаса яких становила 55% від визначеної загальної біомаси на цій ділянці водойми (рис. 5).

На час дослідження через дуже низькі показники біомаси зоопланктону на всіх станціях відбору проб водойма характеризується як оліготрофна, тобто водойма низької продуктивності.

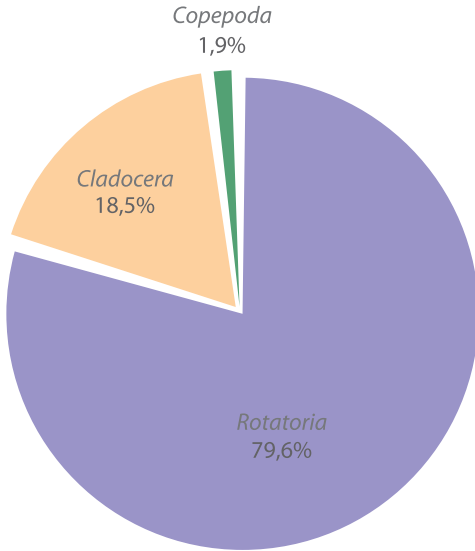


Рис. 4. Чисельність зоопланктону р. Мурашка, %

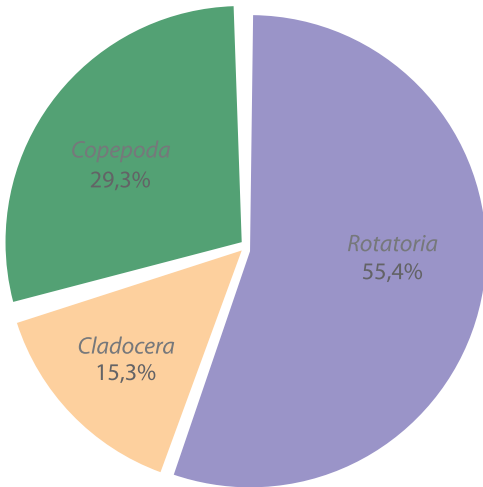


Рис. 5. Біомаса зоопланктону р. Мурашка, %

**Макрозообентос.** Загалом, у макрозообентосі було виявлено 9 видів макробезхребетних: 5 — *Oligochaeta*, 3 — личинок *Chironomidae* і личинки *Ceratopogonidae*. Показники макрозообентосу (крім молюсків, які практично недоступні як кормові організми для більшості риб) були досить значними. У водоймі серед м'якого бентосу домінували хірономіди 52,28% за біомасою, 40,37% — за кількістю. Субдомінантний комплекс представлений олігохетами — 42,2% за біомасою та 25,55% за кількістю (рис. 6).

У середньому чисельність і біомаса м'якого бентосу становила відповідно  $317 \pm 13,3$  екз./м<sup>2</sup> і  $7,952 \pm 1,53$  г/м<sup>2</sup>: у верхів'ї —  $155 \pm 11,2$  екз./м<sup>2</sup> і  $5,612 \pm 0,33$  г/м<sup>2</sup>, у середній ділянці річки —  $258,2 \pm 19,4$  екз./м<sup>2</sup> і  $7,998 \pm 3,61$  г/м<sup>2</sup> та в пониззі —  $290 \pm 9,56$  екз./м<sup>2</sup> і  $10,12 \pm 2,43$  г/м<sup>2</sup> (рис. 7).

**Іхтіофауна.** Видовий склад риб у р. Мурашка визначається характером гідрологічного (джерело водопостачання, рівневий режим, клімат), гідрохімічного (газовий, сольовий режим), гідробіологічного (фітопланктон, зоопланктон, бентос, макрофіти) режимів і антропогенним впливом (зарегулювання стоків, водозабори для сільського господарства та промисловості, промислове та побутове забруднення, браконьєрство).

Основним впливовим чинником на іхтіофауну р. Мурашка є її задамбованість, загалом, і дамби Березівської міні-ГЕС. В історичному плані ділянка русла в районі с. Березівка в 2011 р. була перекрита дамбою, в результаті чого вона перетворилась на водойму ставового озерного типу. Зв'язок із р. Мурафа і Дністром перестав існувати. Створились усі екологічні умови для лімнофільної іхтіофауни.

Дослідженнями, проведеними нами у жовні 2025 р., виявлено 14 видів риб: плітка *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), короп, сазан *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), плоскирка *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), лящ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), гірчак європейський *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), амурський че-

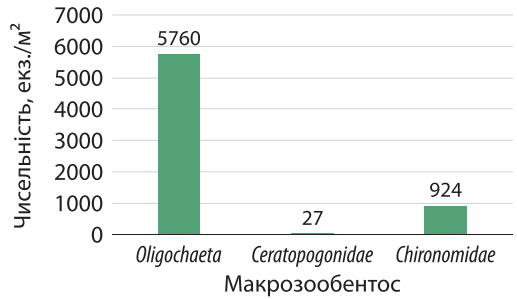


Рис. 6. Чисельність макрозообентосу р. Мурашка

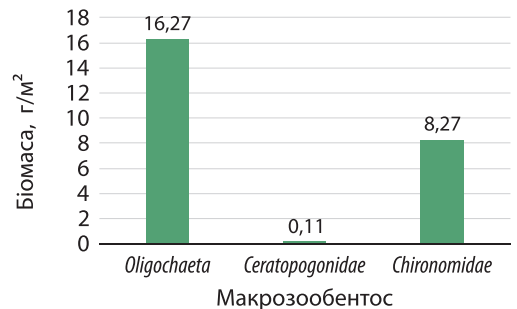


Рис. 7. Біомаса макрозообентосу р. Мурашка

бачок *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846), білий товстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), щука *Esox lucius* (Linnaeus, 1758), судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), окунь *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758), щипавка *Cobitis taenia* (Linnaeus, 1758), ротангоголовешка *Perccottus glenii* (Dybowski, 1877). Найбільш масовою є родина коропових, інші родини представлені 1–2 видами (рис. 8).

В історичному плані рибогосподарське значення річки потенційно з'явилось із побудовою Березівської ГЕС. Екологічні умови водосховища стали оптимальними для помешкання багатьох риб озерного типу. Втім, рибогосподарське значення водойми можливе лише за організації СТРГ. Усі наявні види водосховища не здійснюють кормових і нерестових міграцій у нижній б'єф, тим більше, що він представлений невеликим струмочком. Із р. Дністер зв'язок не



Рис. 8. Співвідношення родин іхтіофауни р. Мурашка, %

можливий, через те, що на р. Мурафа, в яку впадає р. Мурашка є ціла низка гребель.

## ВИСНОВКИ

У результаті проведених у жовтні 2025 р. досліджень р. Мурашка в районі Березівської міні-ГЕС встановлено, що за гідрохімічними показниками в осінній період року вода належить до II класу якості. Водойма є  $\beta$ -мезосапробною. Індекси Шеннона відповідають водоймі з високим рівнем та стабільною структурою угруповання фітопланктону. Зоопланктон і макрозообентос менш різноманітні, проте достатньо чисельні як кормова база риб. Іхтіофауна представлена лімнофільними видами. Березівське водосховище є перспективним у рибогосподарському відношенні шляхом створення ставового рибного господарства.

## ЛІТЕРАТУРА

- Бойченко, С. В., & Яковлева, А. В. (2021). *Альтернативні енергоресурси*. Київ: НАУ. DOI: <https://doi.org/10.32782/2415-3583/32.10>.
- Гарсія, Е., & Васильківський, І. (2022). Знищення іхтіофауни Південного Бугу в результаті будівництва малих ГЕС. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*, (2)(26), 22–36. DOI: [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2022-2\(26\)-22-36](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2022-2(26)-22-36).
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., ... Tockner, K. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588(7838), 436–441. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>.
- Birnie-Gauvin, K., Nielsen, J., Frandsen, S. B., Floury, M., Tummers, J. S., Miller, J. R., & Aarestrup, K. (2020). Catchment-scale effects of river fragmentation: A case study on restoring connectivity. *Journal of Environmental Management*, 264, 110408. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110408>.
- Barbarossa, V., Schmitt, R. J. P., Huijbregts, M. A. J., Zarfl, C., & Schipper, A. M. (2020). Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 117(7), 3648–3655. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1912776117>.
- Costa, F., & Vieira, A. (2023). Stream barrier removal: Are new approaches possible in small rivers? The case of the Selho River (Northwestern Portugal). *Hydrology*, 10(8), 163. DOI: <https://doi.org/10.3390/hydrology10080163>.
- Darre, E. (2024). Evaluating the readiness for river barrier removal: A scoping review under the EU nature restoration law. *Science of The Total Environment*, 959, 178180. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178180>.
- Buchanan, B. P., Falbo, K., Buckley, S., Auerbach, D. A., & Walter, M. T. (2022). A machine learning approach to identify barriers in stream networks demonstrates high prevalence of unmapped riverine dams. *Journal of Environmental Management*, 302, 113952. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113952>.
- Dopico, E., Arbesú-Verderban, N., & Garcia-Vazquez, E. (2022). Water security determines social attitudes about dams and reservoirs in South Europe. *Scientific Reports*, 12(1), 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10170-7>.
- Duda, J. J., & Bellmore, J. R. (2022). Dam removal and river restoration. In *Encyclopedia of Inland Waters* (Vol. 2, pp. 576–585). DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00101-8>.
- Hermoso, V., Clavero, M., & Filipe, A. F. (2021). An accessible optimisation method for barrier removal planning in stream networks. *Science of The Total Environment*, 752, 141943. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141943>.
- Baumgartner, L. J., Ning, N., Phommavong, T., & Marsden, T. (2022). Optimizing efforts to restore aquatic ecosystem connectivity requires thinking beyond large dams. *Environmental Research Letters*, 17(1), 011001. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141943>.
- Кудря, С. О., Резцов, В. Ф., & Суржик, Т. В. (Ред.). (2020). *Відновлювана енергетика та енергоефективність у XXI столітті: матеріали XXI міжнар. наук.-практ. конфер.* Київ: Інтерсервіс.

14. Афанасьєв, С. О. (Ред.), Гриценко, Є. В., Данько, К. Ю., Зуб, Л. М., Левіна, Г. М., Летицька, О. М., ... Сташук, І. В. (2019). *Науково-методичні рекомендації щодо підготовки звіту ОВД при будівництві малої ГЕС: методичний посібник*. Київ: Все-світній фонд природи Україна.
15. Афанасьєв, С. О., Маренков, О. М., & Новицький, Р. О. (Ред.). (2024). *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій: зб. матеріалів ІХ з'їзду Гідроекологічного товариства України*. Дніпро: Гідроекологічне товариство України.
16. Хільчевський, В. К., Гребінь, В. В., & Забокрицька, М. Р. (2024). *Управління річковими басейнами*. Київ: ДІА.
17. Халтурин, М. Б., Климовецький, А. А., & Шевченко, П. Г. (2022). Видова різноманітність іхтіофауни водойм комплексного призначення лісостепової зони України за басейнами річок. *Рибогосподарська наука України*, (2)(60), 3–16. DOI: <https://doi.org/10.15407/fsu2022.02.003>.
18. Zhukova, O., & Mytiai, I. (2022). Spatial organization of the soil macrofauna community in a floodplain forest. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1049(1), 012064. DOI: <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/1049/1/012064>.
19. Mytiai, I., Khomych, V., Degtyarenko, E., Shevchenko, P., & Martiusheva, O. (2023). Impact of mini-hydropower on the chemical composition of water and phytoplankton of the reservoirs of the Forest-Steppe of Ukraine. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1254(1), 012020. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1254/1/012020>.
20. Кудря, С. О., Зур'ян, О. В., & Суржик, Т. В. (Ред.). (2025). *Відновлювана енергетика та енергоефективність у ХХІ столітті: матеріали ХХVІ міжнар. наук.-практ. конфер.* Київ: Інституту відновлюваної енергетики НАН України. DOI: <https://doi.org/10.36296/renewable.conf.21-23.05.2025>.
21. Арсан, О. М., Давидов, О. А., & Дяченко, Т. А. (2006). *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: ЛОГОС.
22. Хільчевський, В. К., & Гребінь, В. В. (2022). *Водні об'єкти України та рекреаційне оцінювання якості води*. Київ: ДІА.
23. Марценюк, В. П., & Марценюк, Н. О. (2020). *Методики рибогосподарських досліджень: навч. посіб.* Київ: Компрінт.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 14.01.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 20.02.2026

Дата публікації: 10.04.2026

## СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ ЗООПЕРИФІТОНУ ЗА БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

К.О. Домбровський<sup>1</sup>, О.Ф. Рильський<sup>1</sup>, О.В. Тертична<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Запорізький національний університет (м. Запоріжжя, Україна)

e-mail: donbrov1717@ukr.net; ORCID: 0000-0001-6965-6989

e-mail: rylsky@ukr.net; ORCID: 0000-0002-9631-1828

<sup>2</sup> Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)

e-mail: olyater@ukr.net; ORCID: 0000-0002-9514-2858

Підприємства машинобудівної галузі є найпоширенішими та найнебезпечнішими антропогенними забруднювачами навколишнього середовища. Наразі залишається невирішеним питання очищення промислових стічних вод машинобудівних підприємств, зокрема моторобудівного заводу АТ «Мотор Січ» м. Запоріжжя. За даними комплексної санітарно-технічної лабораторії моторобудівного заводу середньомісячний обсяг стічних вод за 2017 р. коливався у діапазоні від 47,86 тис. м<sup>3</sup>/міс. до 62,42 тис. м<sup>3</sup>/міс. Промислові стічні води виробництва містять солі важких металів, кислоти, луги, мастильно-охолоджувальні рідини, нафтопродукти, поверхнево-активні речовини та ін. Тому, розробка та вдосконалення сучасних біологічних методів очищення стічної води є актуальним науковим завданням сьогодення. У статті розглядається актуальне науково-практичне завдання — підвищити ефективність очищення стічної води моторобудівного заводу шляхом застосування сучасної біотехнології із використанням іммобілізованих мікроорганізмів та організмів зооперифітону. Дослідження угруповань зооперифітону проводили за стандартними методиками гідробіологічних досліджень. У роботі представлені результати дослідження структурної організації угруповань зооперифітону волокнистого полімерного носія за біологічного очищення стічних вод моторобудівного заводу від нафтопродуктів за біоконвеєрною технологією. В угрупованнях зооперифітону волокнистого носія локальних очисних споруд заводу постійно були наявні найпростіші та багатоклітинні водні безхребетні. Зооперифітон волокнистого носія складався з 14 таксономічних груп (рослинних і тваринних джгутикових, голих і черепашкових амеб, сонцевиків, інфузорій, коловерток, веслоногих і гіллястовуєчих ракоподібних, турбеларій, нематод, олігохет, гастротрих та червоногих моллюсків). За біологічного очищення стічних вод заводу щільність угруповань зооперифітону коливалась від 0,61 тис. екз./м<sup>2</sup> до 4465,1 тис. екз./м<sup>2</sup>, а біомаса була у межах 0,21–11,37 г/м<sup>2</sup>. Проведений аналіз подібності угруповань зооперифітону показав, що 90% угруповань були подібними між собою за таксономічним складом, а індекс Соренсена був у межах 0,48–0,80. Застосування сучасної біотехнології на локальних очисних спорудах заводу забезпечує високу ефективність очищення стічних вод від нафтопродуктів на рівні 31–73%.

**Ключові слова:** водна екосистема, угруповання гідробіонтів, екологічна структура, видове різноманіття, антропогенний вплив.

### ВСТУП

Питання якості водного середовища давно є однією з найважливіших проблем людства, що цілком зрозуміло, якщо врахувати характер і масштаби забруднення різноманітних водних екосистем. На сьогодні зростає надходження стічних вод до поверхневих водних об'єктів набуває характеру глобальної екологічної загрози [1].

Ефективність технології очищення промислових стічних вод перед скидом їх у природні водні екосистеми — один із основних чинників, що визначає рівень антропогенного навантаження на стан водного середовища [2].

За біологічного очищення стічних вод в умовах очисних споруд дуже важливими є розробка та застосування нових методів, які істотно підвищують ефективність використання мікроорганізмів-деструкторів.

У цьому питанні вкрай важливим є не лише пошук (селекціонування) нових штамів мікроорганізмів, але й застосування біотехнологічних рішень, які дають можливість збільшити щільність біомаси, видове різноманіття не тільки бактеріальних популяцій, а також угруповань зооперифітону. Тому використання волокнистих полімерних носіїв для іммобілізації (прикріплення) мікроорганізмів-деструкторів та організмів зооперифітону, привертає дедалі більшу увагу в Україні та інших країнах протягом останніх десятиліть.

За іммобілізації мікроорганізмів та угруповань зооперифітону на волокнистий полімерний носій створюють такі умови існування організмів, які знижують стресове навантаження як на бактеріальну клітину, так і на організми зооперифітону внаслідок негативного впливу важких металів, токсичних хімічних речовин (вуглеводнів), і в такий спосіб покращують (інтенсифікують) процес біологічного очищення промислових і господарчо-побутових стічних вод.

До останнього часу недостатньо уваги приділялося питанню щодо вивчення структурної організації, практичного значення іммобілізованих угруповань зооперифітону волокнистого полімерного носія за біологічного доочищення стічних вод. Дослідження даного питання у подальшому дасть змогу більш ефективно використовувати біологічний потенціал певних організмів зооперифітону під час очищення промислових стічних вод моторобудівного заводу.

Тому **метою досліджень** є з'ясувати структурну організацію угруповань зооперифітону волокнистого полімерного носія за біологічного очищення стічних вод заводу АТ «Мотор Січ» за біоконвеєрною технологією.

### **АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ**

Технології біологічного очищення стічних вод є одними з перспективних та сучасних методів відновлення якості води до її питного стану. Як засвідчує практика їх застосування, однією з основних перешкод

для їх широкого впровадження є низька концентрація біомаси у споруді та значні витрати на рециркуляцію активного мулу [3]. Цю проблему допомагає вирішити використання різноманітних носіїв для іммобілізації мікроорганізмів за рахунок їх природної здатності закріплюватися на твердій поверхні носія [4].

Відомими українськими вченими П.І. Гвоздяком та Л.І. Глобою [5; 6] теоретично обґрунтовано ефективність застосування в біотехнологіях очищення промислових і господарсько-фекальних стічних вод іммобілізованих мікроорганізмів, що підтверджено результатами досліджень і роботою очисних споруд, реконструйованих або заново побудованих за розробленими біотехнологіями. Враховуючи важливість нового підходу до проблеми біологічного очищення води, дослідженнями в цій галузі займалися такі вчені: П.І. Гвоздяк, Л.І. Глоба, Г.М. Дмитренко, Н.Ф. Могілевич, Н.І. Подорван, Л.А. Саблій, В.С. Жукова, М.В. Бляшина, Мальований, Ю.Г. Масікевич, А.Ю. Масікевич, М.П. Колотило, С.В. Кононцев. Біотехнологічне знешкодження гексаметилендіамінвмісних промислових стічних вод за принципом біоконвеєра викладено у наукових працях [4–11].

Організми зооперифітону — одне з основних біотичних угруповань, що характеризується високим видовим і таксономічним багатством та різноманіттям, і має важливе екосистемне та індикаторне значення. Продовжуючи думку провідних вчених [12], воно є цілісним структурним елементом, бере активну участь у внутрішньоводійних процесах та має тісні взаємозв'язки з іншими біотичними та абіотичними складовими, є тим біологічним об'єктом, який надає можливість вивчення закономірностей, механізмів, сутностей природних процесів та явищ.

До одного з сучасних напрямів в екології водних екосистем відносяться дослідження перифітону, як екологічного угруповання, що відіграє важливу роль у функціонуванні угруповань [13; 14]. Специфіка біотопу на розділі фаз «твердий субстрат —

вода» визначає складну просторову і таксономічну структуру угруповань прикріплених організмів, їх біорізноманіття з широким спектром біотичних відносин, обумовлених топичною конкуренцією.

Залежність прикріплених форм від субстрату, що є основним елементом біотопу для перифітону, зумовлює необхідність вивчення його особливостей [15]. До того ж формування структури угруповань залежить від характеру субстрату і пов'язано з його архітектонікою. Складність формування прикріплених угруповань — одна з основних причин недостатньої вивченості тонких процесів, що відбуваються на розділі твердої і рідкої фаз.

Практична значимість вивчення прикріплених угруповань зростає у зв'язку з прогресивною антропогенною трансформацією водних екосистем. Так, виявлені процеси евтрофікації, особливо виражені у різноманітних мілководних водних екосистемах, супроводжуються інтенсивним заростанням, що створює для перифітонних організмів великі та різноманітні субстрати. На особливу увагу заслуговує проблема появи у водних об'єктах нових за якістю субстратів і значного зростання їх площі за рахунок господарської діяльності та зараршення [13].

Угруповання зооперифітону є одним із найрізноманітніших компонентів гідроекосистем, і саме вони, завдяки надзвичайному різноманіттю форм, утворюють складні трофічні ланцюги під час утилізації органіки в процесах самоочищення водних екосистем. Інформація про структурну організацію, функціонування, різноманіття угруповань зооперифітону волокнистого полімерного носія в умовах очисних споруд за біологічного очищення стічних вод на території України у штучних гідробіоценозах залишається вкрай обмеженою. Недостатньо інформації навіть про їх кількісну та якісну структуру, про їх роль і значення у внутрішньоводоймних процесах штучних екосистем за біологічного очищення різноманітних стічних вод.

Існує невелика кількість публікацій, у яких перелічені найпростіші та інші гідро-

біонти забруднених природних вод та очисних споруд, де для їх іммобілізації використовували волокнистий полімерний носій. Перші дослідження щодо біоценозу перифітонних обростань волокнистого носія типу «ВІЯ» були опубліковані у роботах Л.І. Глоби та ін. [6].

За даними Л.А. Саблій [8], за біологічного очищення висококонцентрованих стічних вод (молокозаводів, солодового заводу та шкіряних заводів) був встановлений видовий склад іммобілізованого біоценозу мікроорганізмів вільноплаваючого активного мулу і біообростань волокнистого носія «ВІЯ» аноксидних і аеробних біореакторів технології анаеробно-аеробного очищення стічних вод. У біоценозі обростань волокнистого носія виявили найпростіших та інших безхребетних, а саме: безбарвних джгутикових, раковинних амеб, інфузорій, коловерток, олігохет, нематод, личинок двокрилих.

Вченими М. Blyashyna, V. Zhukova, L. Sabliy [9] в іммобілізованому біоценозі вільноплаваючого активного мулу волокнистого носія було зафіксовано інфузорій, черепашкових амеб, коловерток та олігохет за біологічного очищення міських стічних вод від сполук нітрогену та фосфору в анаеробних, аноксидних та аеробних умовах.

Згідно з дослідженнями М.В. Бляшиної [10], під час видалення із господарчопобутових міських стічних вод органічних забруднень, сполук азоту і фосфору за технологією проточного типу (послідовно розташованими 4 зонами з анаеробними, аноксидними, анаеробними та аеробними умовами) був встановлений видовий склад біоценозу іммобілізованого активного мулу. В складі біоценозу активного мулу ідентифіковано коловерток, круговійчастих інфузорій, черепашкових амеб та тваринних джгутиконосців роду *Vodo*. В аеробних умовах кількість видів перевищувала 10, тоді як в аноксидних умовах — до 5.

За даними М. Malovanu, A. Masikevych et al. [11], за очищення поверхневих вод річкової мережі Покутсько-Буковинських Карпат за допомогою волокнистого носія

«ВІЯ» у водотоці Солонець р. Сірет було виявлено видовий склад та кількісні характеристики угруповання перифітону. Ідентифіковано 12 видів та підвидів гідробіонтів, більшість з яких належать до амфібіотичних комах (одноденки, веснянки, волохокрильці, двокрилі) — 6 таксонів, коловертки і інфузорії представлені 2 таксонами відповідно. Інші систематичні групи (турбеларії, нематоди) були подані по одному виду відповідно.

Тому, попри численні дослідження, питання щодо існування структурної організації угруповань зооперифітону волокнистого носія типу «ВІЯ» за біологічного очищення стічних вод є важливим як для вирішення суто практичних завдань, так і для розвитку теоретичної екології, насамперед, на рівні організації екологічних систем.

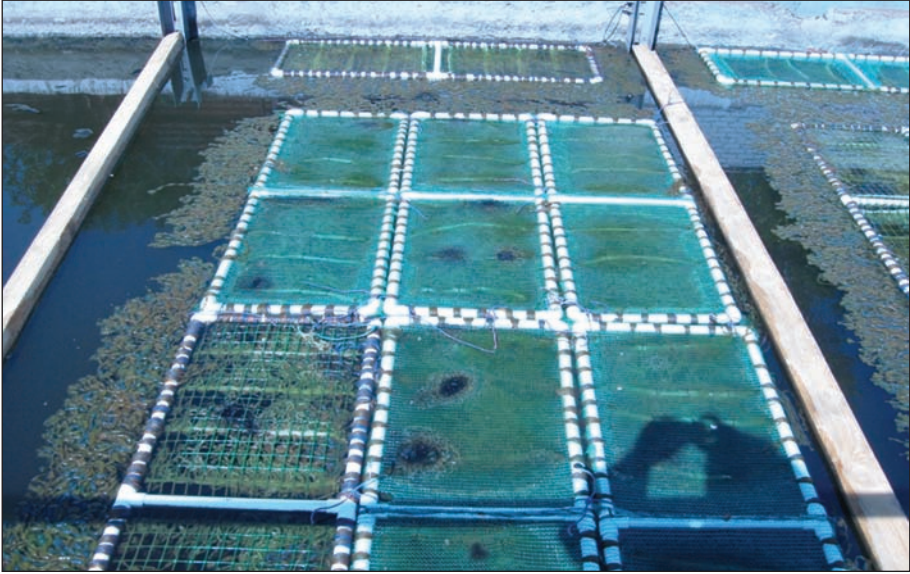
## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Технологічний процес очищення промислових стічних вод заводу АТ «Мотор Січ» спочатку передбачає роздільну нейтралізацію кислотно-лужних і хромвмісних забруднених оборотних вод гальванічного виробництва на центральних очисних спорудах. Стічні води, що містять кислоти, луки, солі важких металів, нафтопродукти, відпрацьовані мастильно-охолоджувальні рідини збираються самостійною каналізаційною мережею і подаються на очисні споруди. Після знешкодження та нейтралізації очищені стічні води надходять на доочистку на локальні очисні споруди механічної очистки (ЛОС-53, ЛОС-54 та ЛОС-57). Усі локальні очисні споруди заводу представлені типовими залізобетонними горизонтальними відстійниками (резервуарами), кожен із яких містить чотири секції розміром 20×50 м і завглибшки 3,45 м. У кінці кожної секції відстійників розташовані ємності з керамзитним завантаженням для біологічного доочищення стічних вод. Після локальних очисних споруд очищені води відводяться до малої річки Мокра Московка в межах м. Запоріжжя.

Дослідження проводили за стандартними методиками гідробіологічних досліджень [16]. Відбір проб здійснювали шляхом змиву зооперифітону з поверхні волокнистого полімерного носія за загальноприйнятими методиками з доповненнями та уточненнями, які були опубліковані нами раніше [17]. Одночасно виконували вимірювання площі поверхні волокнистого носія, з яких було змито зооперифітон. Проби відбирали в експериментальній секції локальних очисних спорудах (ЛОС-54) заводу АТ «Мотор Січ» на двох ділянках секції — на початку встановлених 76 плотиків із волокнистим полімерним носієм та в кінці секції (після встановлених плотиків). Плотики розміром 1,50×0,54 м були устатковані в такий спосіб, щоб вони перекривали всю площу поверхні води експериментальної секції відстійника очисної споруди (рис. 1). До дна кожного плотика було прикріплено волокнистий носій. Носій прикріплювали до плотика так, щоб під час розміщення його у воді він був занурений у водну товщу. Встановлення плотиків із волокнистим носієм здійснювали для того, щоб провести іммобілізацію гідробіонтів в умовах очисної споруди.

Первинну іммобілізацію мікроорганізмів та організмів зооперифітону на волокнистий носій проводили в аеротенку центральних каналізаційних очисних споруд Лівого берега (ЦОС-1) підприємства «Водоканал» м. Запоріжжя впродовж 24 діб (рис. 2). Потім волокнистий носій із іммобілізованими організмами вилучали із аеротенку ЦОС-1 та транспортували до очисної споруди заводу АТ «Мотор Січ», де і розміщували його в експериментальній секції відстійника очисної споруди на початку стоку промислових стічних вод.

Відбір проб зооперифітону здійснювали з березня по листопад 2017 р. Кількісний підрахунок організмів зооперифітону виконували на живому матеріалі методом прямого підрахунку із урахуванням площі поверхні волокнистого носія. Для вимірювання лінійних розмірів організмів використовували окуляр-мікромір. Визначення біомаси організмів — розрахунок



**Рис. 1.** Встановлені плотики із полімерним волокнистим носієм в експериментальній секції ЛОС-54



**Рис. 2.** Волокнистий полімерний носій, який встановлювали в аеротенку ЦОС-1 м. Запоріжжя

ковим методом за лінійними розмірами. Дані щодо індивідуальних мас окремих видів інфузорій отримали з публікації [18]. Щільність і біомасу організмів було пере-раховано на 1 м<sup>2</sup> поверхні субстрату.

Ідентифікацію організмів зооперифітону проводили за допомогою відповідних визначників водних безхребетних [19–22]. За визначення використовували біокуляр МБС-10 та мікроскопи Micromed XS-5510, Біолам Р-14. Для оцінки подібності таксономічного складу угруповань зооперифітону застосовували коефіцієнт подібності Соренсена [23].

Хімічний аналіз стічних вод ЛОС-54 у пробах, відібраних із березня по листопад 2017 р., було здійснено в акредитованій на технічну компетентність комплексній санітарно-технічній лабораторії (КСТЛ) заводу АТ «Мотор Січ».

Для обробки результатів використовували стандартні статистичні методики: середні величини обчислювали як середні арифметичні, варіабельність оцінювали за стандартним відхиленням. Розрахунки виконували у середовищі програми MS Excel 2021.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

До локальної очисної споруди ЛОС-54 заводу потрапляли виробничо-зливові стічні води в обсязі від 47,86 тис. м<sup>3</sup>/міс. до 62,42 тис. м<sup>3</sup>/міс.

Хімічні показники стічної води очисної споруди ЛОС-54 за даними КСТЛ моторобудівного заводу коливались у широкому діапазоні. Концентрації забруднювальних речовин за досліджений період були у межах, мг/дм<sup>3</sup>: залізо загальне – 0,18–0,20; амоній-іони – 0,10–2,10; нітрит-іони – 0,29–1,20; нітрат-іони – 1,91–8,20; хлориди – 356,6–365,2; сульфати – 63,50–65,65; фосфат-іони – 1,03–1,13; фториди – 0,31–0,32; мінералізація – 960,0–967,0; завислі речовини – 9,80–9,85; іони міді – 0,007–0,0089; іони алюмінію – 0,0457–0,050; іони нікелю – 0,0089–0,0119; іони хрому (III) – 0,0041–0,0053; іони хрому (VI) – 0,001; іони свинцю – 0,0450–

0,0558; іони цинку – 0,009–0,01; іони натрію – 161,9–169,5; нафтопродукти – 0,132–9,704; аніонні поверхнево-активні речовини (АПАР) – 0,025–0,061; розчинений кисень – 4,22–6,47; ступінь забруднення стічних вод нестійкими органічними речовинами визначали за біохімічним споживанням кисню за 5 діб (БСК<sub>5</sub>) – 3,80–3,85 і за хімічним споживанням кисню (ХСК) – 23,5–25,0.

Проаналізувавши дані щодо середньої концентрації хімічних речовин стічних вод моторобудівного заводу, що надходять до експериментальної секції відстійника ЛОС-54 за досліджений період 2017 р. виявлено перевищення нормативів гранично допустимих скидів (ГДС) за середніми показниками за такими компонентами (нафтопродукти, іони нікелю, азот амонійний, азот нітритний). Середні концентрації іонів нікелю та нафтопродуктів перевищували нормовані значення ГДС у 1,1 і 5,6 раза, відповідно. Перевищення концентрацій азоту амонійного та азоту нітритного від ГДС у стічних водах за середніми показниками було на рівні 1,6 та 1,2 раза, відповідно. За досліджений період максимальне перевищення концентрацій хімічних речовин від ГДС у стічній воді було зафіксовано для нафтопродуктів, азоту амонійного, азоту нітритного та іонів нікелю у межах 49,8; 3,8; 2,9 та 1,3 раза, відповідно. За біологічного очищення виробничо-зливових стічних вод із використанням волокнистого носія майже постійно реєструвалось перевищення концентрації нафтопродуктів від показника ГДС в 26 пробах із 27 (96% проб).

За результатами досліджень у зооперифітоні волокнистого полімерного носія очисних споруд ЛОС-54 заводу АТ «Мотор Січ» було зареєстровано 135 видів, які відносяться до трьох екологічних груп – протистооперифітону, мікрозооперифітону та макрозооперифітону. З них 99 таксонів належить до підцарства *Protozoa* та 36 – до *Metazoa*.

Максимальною кількістю видів було представлено угруповання протистоперифітону (99 таксонів), які належать до

6 таксономічних груп — рослинних джгутикових, тваринних джгутикових, голих амєб, черепашкових амєб, сонцевиків та інфузорій. В угрупованні протистоперифітону за кількістю видів істотно домінували інфузорії, які становили 84% (83 таксони) від загальної кількості видів найпростіших. Мікрозооперифітон був представлений коловертками (17 видів), копеподами (2 види), кладоцерами (2 види), гастротрихами (1 вид), турбеларіями (1 вид) та нематодами (1 вид). Угруповання макрозооперифітону складалось із 10 таксонів. Олігохети були подані 9 видами, червоногі молоски — 1 таксоном (табл. 1).

Порівнюючи угруповання зооперифітону різних ділянок експериментальної секції відстійника очисної споруди, зазначимо, що найбільшим видовим багатством характеризувалась кінцева ділянка секції,

після плотиків із волокнистим носієм. Тут у літній період було зафіксовано 58 видів зооперифітону за біологічного очищення стічних вод.

Кількісні показники організмів зооперифітону волокнистого носія на початку експериментальної секції відстійника варіювали у певних межах. Щільність угруповань змінювалась від 0,61 тис. екз./м<sup>2</sup> до 4465,1 тис. екз./м<sup>2</sup>, а біомаса була у межах 0,21–11,37 г/м<sup>2</sup>. У кінці експериментальної секції відстійника щільність угруповань зооперифітону була у діапазоні 893,92–6815,0 тис. екз./м<sup>2</sup>, а біомаса варіювалась від 0,38 г/м<sup>2</sup> до 16,04 г/м<sup>2</sup>. Максимальні показники щільності зооперифітону (4404,40±1542,02 тис. екз./м<sup>2</sup>) були зареєстровані в угрупованнях у весняний період на початку експериментальної секції відстійника, де домінували організ-

Таблиця 1. Таксономічний склад зооперифітону волокнистого полімерного носія в 2017 р.

Таксони	Період		
	весна	літо	осінь
Таксономічна структура (кількість видів)			
<b>Протистоперифітон</b>			
<i>Phytomastigophorea</i>	—	5,0% (3)	3,0% (2)
<i>Zoomastigophorea</i>	—	1,75% (1)	1,5% (1)
<i>Heliozoa</i>	2,0% (1)	3,0% (2)	3,0% (2)
<i>Gymnamoebia</i>	2,0% (1)	8,0% (5)	6,0% (4)
<i>Testacealobosia</i>	2,0% (1)	—	—
<i>Testaceafilosea</i>	—	—	3,0% (2)
<i>Ciliophora</i>	54,0% (28)	46,0% (29)	53,0% (35)
<b>Мікрозооперифітон</b>			
<i>Rotatoria</i>	21,0% (11)	14,0% (9)	14,0% (9)
<i>Gastrotricha</i>	—	1,75% (1)	1,5% (1)
<i>Turbellaria</i>	—	1,75% (1)	1,5% (1)
<i>Cladocera</i>	2,0% (1)	3,0% (2)	—
<i>Copepoda</i>	4,0% (2)	3,0% (2)	1,5% (1)
<i>Nematoda</i>	5,5% (3)	3,0% (2)	3,0% (2)
<b>Макрозооперифітон</b>			
<i>Oligochaeta</i>	7,5% (4)	8,0% (5)	7,5% (5)
<i>Gastropoda</i>	—	1,75% (1)	1,5% (1)
Загальна кількість видів	52	63	66

ми протистоперифітону. Вони становили 80% щільності угруповання зооперифітону за середніми показниками переважно за рахунок значного розвитку популяцій інфузорій. Показники біомаси угруповань зооперифітону залежали від розвитку макрозооперифітону (як олігохет, так і червононогих моллюсків) й навпаки були вищими в кінці експериментальної секції в середньому в 1,8 раза (табл. 2).

В експериментальній секції відстійника ЛОС-54 за біологічного очищення промислових стічних вод проби зооперифітону відбирали на початку встановлених плотиків із волокнистим носієм і в кінці (після встановлених плаваючих несучих елементів). Тому, нами досліджувались загалом п'ять угруповань зооперифітону в умовах очисної споруди: на початку експериментальної секції відстійника (у весняно-осінній період) та в кінці секції (у літньо-осінній період).

Аналіз схожості зооперифітонних угруповань за індексом Соренсена показав (табл. 3), що відносно значні зв'язки були зареєстровані майже між всіма дослідженими угрупованнями експериментальної секції відстійника очисної споруди, тобто ці угруповання гідробіонтів були подібними між собою за таксономічним складом. Тільки угруповання зооперифітону на початку секції у весняний період відрізнялось від угруповання даного біотопу в осінній період за видовим складом гідробіонтів.

На основі аналізу подібності угруповань зооперифітону волокнистого носія була виділена група видів, які постійно траплялись в угрупованнях гідробіонтів. У протистоперифітоні переважали за зустрічальністю виключно представники найпростіших, інфузорії-бактеріофаги — *Aspidisca cicada* (Müller), *Stentor roeseli* Ehrenberg, *Vorticella microstoma* Ehrenberg, *Carchesium polypinum* (Linnaeus) та не-

Таблиця 2. Кількісні показники та домінантні групи зооперифітону волокнистого носія на різних ділянках експериментальної секції в 2017 р.

Період	Ділянки експериментальної секції відстійника			
	на початку секції		в кінці секції	
	щільність, тис. екз./м <sup>2</sup>	біомаса, г/м <sup>2</sup>	щільність, тис. екз./м <sup>2</sup>	біомаса, г/м <sup>2</sup>
Весна	2847,60 ± 1,31*	1,63 ± 0,51*	—	—
Літо	4404,40 ± 1542,02*	2,94 ± 1,76*	3449,46 ± 1039,20*	3,68 ± 2,52*
Осінь	3055,43 ± 25,31*	2,06 ± 1,97*	3316,24 ± 1083,61*	4,45 ± 3,38*
Домінанти	<i>Ciliophora</i> 1 + <i>Gastropoda</i> 2		<i>Rotatoria</i> 1 + <i>Gastropoda</i> 2	

Примітки: (—) — ділянки, з яких не здійснювався відбір проб; 1 — домінанти за щільністю; 2 — домінанти за біомасою; \* — дані достовірні за  $p=0,05$ .

Таблиця 3. Схожість угруповань зооперифітону волокнистого носія за коефіцієнтом подібності Соренсена

№	1	2	3	4	5
1	1	0,60	0,48	0,53	0,58
2		1	0,71	0,80	0,78
3			1	0,65	0,72
4				1	0,72
5					1

Примітки: 1 — початок секції весна; 2 — початок секції літо; 3 — початок секції осінь; 4 — кінець секції літо; 5 — кінець секції осінь.

вибіркова всеїдна інфузорія *Coleps hirtus* Nutzch. В угрупованні мікрозооперифітону серед «масових» видів постійно траплялась бделоїдна коловертка-мікрофаг (бактеріо-альго-детритофаг) — *Rotaria rotatoria* (Pallas) та веслоногий ракоподібний (альгофаг) — *Diacyclops bisetosus* (Rehberg). Отже, за біологічного очищення промислових стічних вод заводу в угрупованнях зооперифітону волокнистого носія «ВІА» очисної споруди переважають гідробіонти, які витримують помірне антропогенне навантаження у вигляді забруднених стоків.

Загалом, за використання волокнистого полімерного носія для біологічного очищення промислових стічних вод заводу АТ «Мотор Січ» від нафтопродуктів було встановлено, що в експериментальній секції відстійника, на вході максимальна концентрація нафтопродуктів 9,704 мг/дм<sup>3</sup> у стічній воді була у другій декаді червня, а мінімальна — 0,571 мг/дм<sup>3</sup> у третій декаді липня. Вміст нафтопродуктів у стічній воді очисної споруди після 40 плотиків знизився та коливався у межах 0,186–1,404 мг/дм<sup>3</sup>, в кінці секції — (0,329–4,072 мг/дм<sup>3</sup>). Тому, концентрація нафтопродуктів в експериментальній секції за очищення стічної води знизилась (за середніми показниками) після 76 плотиків від 1,835±0,810 мг/дм<sup>3</sup> до 0,619±0,353 мг/дм<sup>3</sup>. Ефективність очищення промислових стічних вод заводу від нафтопродуктів за запропонованою біотехнологією після 40 плотиків та в кінці експериментальної секції відстійника була на рівні 53–86% і 31–73%, відповідно.

Отримані результати підтверджують ефективність очищення промислових стічних вод моторобудівного заводу від нафтопродуктів за впровадженою біоконвеєрною технологією, де для іммобілізації мікроорганізмів-деструкторів та організмів зооперифітону використовували плотики із волокнистим полімерним носієм. Отже,

ці дані мають практичну значущість для впровадження сучасних ефективних методів біологічного очищення стічних вод моторобудівного заводу та аналогічних машинобудівних підприємств, які дають можливість зменшити рівень антропогенного навантаження і сприятимуть покращанню стану поверхневих водних об'єктів у межах урбанізованої території.

## ВИСНОВКИ

Зооперифітон волокнистого полімерного носія складався із 135 видів гідробіонтів, які належать до трьох екологічних груп — протистоперифітону (99 види), мікрозооперифітону (17 видів) та макрозооперифітону (10 видів). В угрупованні зареєстровано 14 систематичних груп — рослини джгутикові, тваринні джгутикові, голі амеби, черепашкові амеби, сонцевики, інфузорії, коловертки, копеподи, кладоцери, черевовійчасті, війчасті черви, нематоди, олігохети та червоногі молюски.

На початку експериментальної секції відстійника щільність угруповань зооперифітону змінювалась від 0,61 тис. екз./м<sup>2</sup> до 4465,1 тис. екз./м<sup>2</sup>, а біомаса була у межах 0,21–11,37 г/м<sup>2</sup>. У кінці секції щільність угруповань була у діапазоні 893,92–6815,0 тис. екз./м<sup>2</sup>, а біомаса змінювалась від 0,38 г/м<sup>2</sup> до 16,04 г/м<sup>2</sup>.

Під час дослідження видової подібності угруповань зооперифітону за індексом Соренсена було встановлено відносно значні зв'язки майже між всіма угрупованнями експериментальної секції відстійника ЛОС-54, тобто ці угруповання зооперифітону були подібними між собою за таксономічним складом.

Ефективність очищення зливових стічних вод від нафтопродуктів (за середніми показниками) у кінці експериментальної секції відстійника ЛОС-54 була на рівні 62%.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Ісаєнко, В. М., Маджд, С. М., Панченко, А. О., & Бондар, А. М. (2018). Водоохоронні заходи з підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств. *Науковий журнал*, 4(40), 437–442. DOI: <https://doi.org/10.18372/2310-5461.40.13269>.
2. Kulikova, D. V., & Pavlychenko, A. V. (2016). Estimation of ecological state of surface water bodies in coal

- mining regions as based on the complex of hydrochemical indicators. *Naukovi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, 4, 62–70. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvngu\\_2016\\_4\\_10](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvngu_2016_4_10).
3. Iurchenko, V., & Tkachenko, S. (2024). Implementation of the sludge biotic index for control and optimization of the biological treatment process. *Environmental problems*, 9(3), 164–171. DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2024.03.164>.
  4. Жукова, В. С. (2018). Застосування носіїв іммобілізованих мікроорганізмів для ефективного біологічного очищення стічних вод. У К. О. Шурська, Д. С. Колтишева (Ред.), *Екологічні біотехнології та біоенергетика: матеріали науково-практичного семінару присвяченого 120-річчю КПІ ім. Ігоря Сікорського* (с. 31–34). Київ: Видавництво Київського політехнічного інституту імені Ігоря Сікорського. URL: <https://ela.kpi.ua/server/api/core/bitstreams/97e16a46-b6d9-4219-aebd-0ebf24951d9a/content>.
  5. Гвоздяк, П. І., Сапура, О. В., & Чехівська, Т. П. (2015). Біотехнологічне знешкодження гексаметилендіамінмісних промислових токсичних відходів у ставку-накопичувачі. *Вісник національного університету водного господарства та природокористування. Технічні науки: зб. наук. пр.*, 1(69), 102–110. URL: <https://ep3.nuwmm.edu.ua/4635/>
  6. Глоба, Л. І., & Подорван, Н. І. (2001). Біотехнологія очищення забрудненої природної води. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Біологія*, 6(4), 65–66.
  7. Іванова, І. М., Шатохіна, Ю. В., Сапура, О. В., & Тичина, Д. О. (2015). Вплив стічних вод, що містять гексаметилендіамін, на життєдіяльність гідробіонтів активного мулу. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10), 21–26. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2015.48881>.
  8. Саблій, Л. А. (2013). *Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: моногр.* Рівне: НУВГП.
  9. Blyashyna, M., Zhukova, V., & Sablyi, L. (2018). Processes of biological wastewater treatment for nitrogen, phosphorus removal by immobilized microorganisms. *Eastern-European journal of enterprise technologies*, 2(10), 30–37. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.127058>.
  10. Бляшина, М. В. (2015). *Анаеробно-аеробне очищення міських стічних вод з використанням волокнистого носія*. [Автореф. дис. канд. техн. наук, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»].
  11. Malovanyu, M., Masikevych, A., Masikevych, Y., Blyzniuk, M., Tymchuk, I., Zhuk, V.,... Vlasyk, L. (2022). Use of Microbiocenosis Immobilized on Carrer in Technologies of Biological Treatment of Surface and Wastewater. *Journal of Ecological Engineering*, 23(9), 34–43. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/151146>.
  12. Романенко, В. Д. (2001). *Основи гідроекології*. Київ: Обереги.
  13. Protasov, A. A. (2010). Periphyton as ecological group of gydrobionts. *Journal of Siberian Federal University Biology*, 3(1), 40–56. URL: [https://www.researchgate.net/publication/329917610\\_Periphyton\\_as\\_ecological\\_group\\_of\\_gydrobionts](https://www.researchgate.net/publication/329917610_Periphyton_as_ecological_group_of_gydrobionts).
  14. Rylskiy, O. F., Dombrovskiy, K., Masikevych, Y., Masikevych, A., & Malovanyu, M. (2023). Evaluation of Water Quality of the Siret River by Zooperiphyton Organisms. *Journal of Ecological Engineering*, 24(6), 294–302. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/163166>.
  15. Wu, Y. (2016). *Periphyton: Functions and application in environmental remediation*. Amsterdam: Elsevier.
  16. Романенко, В. Д. (Ред.). (2006). *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: Логос.
  17. Dombrovskiy, K. O., & Gvozdyak, P. I. (2018). Biological afterpurification of industrial Sewage from hexamethylene diamine using Periphyton communities on the «VIYa» fibrous carrier and on the root system of *Eichhornia crassipes*. *Hydrobiological Journal*, 54(4), 63–71. URL: <https://www.dl.begellhouse.com/journals/38cb2223012b73f2,5fbfc3df179c8b53,57570fea2407afd6.html>.
  18. Nesterenko, G. V., & Kovalchuk, A. A. (1991). Determination of the ciliates individual mass by the improved «volumes ratio» method. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 19(1), 23–28. DOI: <https://doi.org/10.1002/ahch.19910190104>.
  19. Ricci, C., & Melone, G. (2000). Key to the identification of the genera of bdelloid rotifers. *Hydrobiologia*, 418, 73–80. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1003840216827>.
  20. Kriska, G. (2022). *Freshwater invertebrates in Central Europe — a field guide*. Switzerland: Springer.
  21. Foissner, W. & Berger, H. (1996). A user friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biol.*, 35, 375–482.
  22. Foissner, W., & Fritz, W. (2004). Life and legacy of an outstanding ciliate taxonomist, Alfred Kachl (1877–1946), including a facsimile of his forgotten monograph from 1943. *Acta Protozoologica, (Suppl.)*, 43, 3–69.
  23. Sorensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Kongelige Danske Videnskabsbernes, Selskab. *Biologiske Krifter*, 5(4), 1–34.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 09.01.2026  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.02.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

## ОСОБЛИВОСТІ ЗБЕРЕЖЕННЯ ВІДМЕРЛИХ ДЕРЕВ ЯК ОСЕЛИЩ БІОРИЗНОМАНІТТЯ ЗА ВЕДЕННЯ СТАЛОГО ЛІСОВОГО ГОСПОДАРСТВА

О.Ю. Чорнобров

*Інститут агроєкології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)  
e-mail: oleksandr.chornobrov@ukr.net; ORCID: 0000-0001-8251-1573*

*Нестача структурних елементів пралісів, зокрема старовікових відмерлих дерев, у сучасних експлуатаційних лісах призводить до втрати біорізноманіття. У статті розглянуто особливості збереження відмерлих дерев-оселищ за ведення сталого лісового господарства в Європі. Вперше ідея охорони окремих дерев була висунута лісівниками та вченими-природознавцями на початку XIX ст., однак набула широкого практичного застосування лише з 70-х років XX ст. Концепція збереження дерев як структурних елементів біорізноманіття була розроблена для ведення лісового господарства у бореальних лісах, призначених для вирощування деревини за суцільно-лісосічною системою рубок. Вона також застосовується у лісах помірної зони за лісового господарства з постійним покривом. Нині збереження дерев-оселищ ґрунтується передусім на концепції мікрооселищ, пов'язаних із деревами. До них належать специфічні утворення — порожнини, дупла, тріщини, відсутність кори, товсті відмерлі гілки, нарости, плодові тіла грибів тощо, що є важливими для структури та життєздатності лісових угруповань і багатьох дотичних видів (зокрема, членистоногих, мохоподібних, лишайників, птахів). З'ясовано, що основними чинниками, що статистично значуще впливають на кількість мікрооселищ, пов'язаних із деревами, є деревний вид, категорія життєздатності та діаметр дерева. У лісах помірної зони широколистяні породи, великі та сухостійні дерева містять більше та багатші пов'язані з деревами мікрооселища, ніж хвойні, малі та ростучі дерева, відповідно. Діаметр дерева є одним із найважливіших чинників, що істотно впливають на просторові структури деревних мікрооселищ. Загалом, відмерлі дерева відіграють особливо важливу роль, забезпечуючи як більшу загальну кількість деревних мікрооселищ, так і частіше утворення певних їх типів. Збереження відмерлих дерев як складової груп дерев-оселищ є вагомим заходом щодо забезпечення наявності структурних елементів природних лісів та збереження біорізноманіття в експлуатаційних насадженнях.*

**Ключові слова:** середовище, лісова екосистема, сухостій, деревний детрит, стале лісоуправління.

### ВСТУП

Ліси — це природні екосистеми, що виконують важливі екологічні, економічні й соціальні функції та надають низку екосистемних послуг. Нині в Європі розробляються та впроваджуються підходи до управління лісами, спрямовані на збалансування конфліктів між ресурсними функціями лісів, зокрема заготівлею деревини, та збереженням біорізноманіття [1–3]. Сучасне ведення лісового господарства за суцільно-лісосічної системи призводить до значного домінування штучно створених монокультур спрощеної структури, що існують протягом певного циклу (оборот

рубки). Як наслідок, у лісах часто бракує середовища існування для багатьох лісових видів, особливо тих, які залежать від структурних елементів пралісів [1; 3–6]. Збереження біорізноманіття є одним із пріоритетів екологічної політики Європейського Союзу [7] та України [8]. Глобальна втрата біорізноманіття пов'язана зі зникненням пралісів, оскільки більшість видів, що знаходяться під загрозою зникнення, пов'язані з пізніми стадіями розвитку лісів [6]. Старовікові ростучі дерева та відмерла деревина великих розмірів є одними з ознак, що найчастіше використовуються як основні характеристики пралісів [4; 6].

Як відомо, відмерла деревина виконує низку критичних функцій у лісових екосистемах, найважливішими серед яких участь у процесах кругообігу поживних речовин і депонуванні вуглецю, забезпечення субстратів та середовищ існування для видів флори й фауни, а також низка захисних функцій [4; 9]. Близько 25% видів дикої флори і фауни лісів помірної зони є залежними від мертвої деревини, що розкладається [10; 11].

Лісогосподарська діяльність негативно впливає на запаси та різноманітність компонентів відмерлої деревини у лісах [4]. Як наслідок ведення лісового господарства, запаси мертвої деревини значно зменшилися, оскільки природні непорушені ліси були перетворені на експлуатаційні насадження [12].

Нині запаси надземного компонента деревного детриту в лісах, призначених для заготівлі деревини, дуже низькі [12; 13]. Це передусім пов'язано з вирубкою дерев після досягнення ними цільового діаметра у процесі проведення рубок головного користування. Крім того, у процесі ведення лісогосподарської діяльності з насаджень видаляються сухостійні, всихаючі та пошкоджені дерева.

Проведення доглядових рубок зменшує надходження деревини від природного відпаду, а внаслідок здійснення санітарних рубок вилучаються дерева, пошкоджені через стихійні природні явища (вітровали, спалахи чисельності шкідників, лісові пожежі) [12].

Разом із зменшенням запасів істотно змінився склад відмерлої деревини за деревними видами, розподілом діаметрів і класами розкладу [14; 15]. Водночас, відомо, що сапроксільні організми, зокрема і рідкісні безхребетні, потребують специфічних середовищ існування відповідних деревних порід, з якими вони пов'язані. Зі значною втратою середовищ існування не дивно, що багато видів сапроксільних лісових зникає. Наприклад, понад 700 із 2000 лісових видів, занесених до Червоної книги у Швеції, залежать від мертвої деревини [14].

Внаслідок ведення лісогосподарської діяльності у лісових насадженнях залишаються лише невеликі запаси відмерлої деревини, зазвичай низькі пні, невеликі гілки та сучки; майже відсутні стоячі відмерлі дерева або великі повалені стовбури та їх фрагменти. Однак більші фрагменти відмерлої деревини є особливо важливими, оскільки вони довше залишаються в лісовій екосистемі, постійно гарантуючи середовище існування, на відміну від компонентів невеликих розмірів, що забезпечують середовище існування лише тимчасово [16].

Нестача відмерлої деревини, особливо старих відмерлих дерев значних діаметрів, в експлуатаційних лісах призводить до зменшення чисельності чи зникнення залежних від неї видів живих організмів, що спричиняє втрату біорізноманіття [13]. Згідно з даними досліджень, виявлено помірний прямий кореляційний зв'язок між запасами відмерлої деревини та видовим багатством сапроксільних організмів у лісових екосистемах [17]. За даними метааналізу біорізноманіття загалом та рідкісних видів зокрема мало значну пряму кореляцію з запасами відмерлої деревини [18]. Отже, збереження відмерлої деревини у лісових насадженнях є важливим природоохоронним заходом щодо збереження біорізноманіття у лісових екосистемах.

**Мета роботи** — з'ясувати особливості збереження відмерлих дерев як середовищ існування в системі природоохоронних заходів збалансованого лісового господарства.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Збереження дерев як оселищ вивчалось науковцями з часу виникнення ідеї охорони окремих дерев до вивчення його впливу на збереження біорізноманіття за ведення лісового господарства на сучасному етапі розвитку. Нині збереження дерев-оселищ ґрунтується передусім на концепції мікрооселищ, пов'язаних із деревами [1; 19; 20], і досліджувалося низкою вчених. Ґрунтовні

напрацювання щодо збереження дерев як складової інтегрованого природоохоронного підходу з метою збереження біорізноманіття у системах ведення екологічно збалансованого лісового господарства викладено у роботах [2; 3; 5].

Дослідники L. Larrieu зі співавт. вивчали динаміку відмерлої деревини та деревних мікрооселищ у гірських лісах Європи, де не проводиться лісогосподарська діяльність протягом тривалого часу [20]. В Європі перші рекомендації щодо застосування стандартизованої концепції мікрооселищ, пов'язаних з деревами, було розроблено та викладено у праці [21]. Автори T. Asbeck зі співавт. розглянули використання деревних мікросередовищ як індикаторів лісового біорізноманіття в інтегрованому лісоуправлінні [22].

Науковці A.P. Spinu зі співавт. у роботі [1] вивчали питання спільного збереження ростучих та відмерлих дерев для збільшення мікрооселищ, пов'язаних із деревами, у гірських лісах Центральної Європи. Вчені D. Jansone зі співавт. аналізували склад та чисельність мікросередовищ на збережених після рубки деревах у насадженнях гемібореальної зони Європи [23]. Також вивчалася різноманітність мікрооселищ, пов'язаних із деревами, та вплив чинників на їх формування, за даними Національної інвентаризації лісів [24].

У роботі науковцями I. Varone з колегами [25] досліджувалося питання впливу збереження ростучих та відмерлих дерев на збереження різноманіття мохоподібних і лишайників в експлуатаційних лісах після проведення рубок. Інші автори [26] виявляли здатність способів залишення ростучих і відмерлих дерев підтримувати різноманітність епіфітних лишайників на ділянках проведення суцільних рубок у соснових лісах Європи.

Серед нещодавніх праць також слід відмітити дослідження щодо просторового розміщення деревних мікрооселищ у різних лісах [27; 28], а також питання щодо ефективності залишення груп деревоселищ для забезпечення важливих деревних мікрооселищ [29].

З огляду літератури встановлено, що вивчення особливостей збереження відмерлих дерев як середовищ існування в системі наразі є актуальним питанням як лісової екології, так і практичного виконання природоохоронних заходів у системі збалансованого лісового господарства.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проведено шляхом аналізу та синтезу літературних джерел та Інтернет-ресурсів. Пошук літературних джерел здійснювався у наукометричних базах за запитом щодо мікрооселищ, пов'язаних із деревами, та збереження відмерлої деревини, за сталого ведення лісового господарства. Також проаналізовано настанови та рекомендації, що діють у країнах Європейського Союзу за тематикою статті.

Розглянуто результати прикладних досліджень щодо мікрооселищ та відмерлої деревини, та оглядові статті щодо сучасних напрямів ведення сталого лісоуправління зі збереження елементів біорізноманіття. У роботі застосовано комплексний підхід для розгляду питання особливостей збереження дерев як середовищ існування в історичній ретроспективі від зародження ідеї до формування концепції в умовах сучасного ведення інтегрованих систем лісового господарства у лісах помірного кліматичного поясу Європи.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

В Європі ідея охорони окремих дерев була висунута лісівниками та вченими-природознавцями на початку XIX ст. [30]. У той час утилітарна охорона природи мала на меті збереження дерев з дуплами, які слугували місцями гніздування комахоїдних кажанів та птахів. Однак, протягом тривалого періоду багатьма лісівниками відкидалася така практика, посилюючись на економічні причини [30]. Починаючи з 70-х років XX ст. збереження лісів набуває значної важливості в усьому світі, відтоді захист деревоселищ впроваджується у великих масштабах. Це також пов'язано

з активізацією наукових досліджень щодо функцій відмерлих дерев як середовищ існування у лісових екосистемах [9].

Концепція збереження дерев як структурних елементів біорізноманіття була розроблена для ведення лісового господарства у бореальних лісах, що призначені для вирощування деревини за суцільно-лісосічною системою [3; 5]. Нині ж вона також застосовується у лісах помірної зони Європи за лісового господарства з постійним покривом [2].

Збереження дерев в експлуатаційних лісах передбачає залишення після рубок великих живих або відмерлих дерев, які вже мають специфічні структури та утворення, необхідні багатьом спеціалізованим видам упродовж певних періодів свого життєвого циклу для пошуку їжі, розмноження або гніздування [19; 31]. У країнах Європи такі об'єкти називаються «habitat trees», що може бути перекладено на українську мову як «дерев-габітати», або «дерев-оселища».

За визначенням Дейвіса [32] габітати — це порівняно чітко обмежені місця чи ділянки простору з відповідними ресурсами енергії та речовини, що забезпечують необхідні мінімальні вимоги живого. Я.П. Дідух [33] вживає поняття «габітат» та «оселище» як синоніми. Габітат ним розглядається як місцеіснування, тип середовища (оселище) стосовно організму, популяції, виду, фітоценозу (біоценозу) [33].

Дерева-оселища вже мають порожнини, тріщини, відсутність кори, товсті відмерлі гілки, нарости та гниль на стовбурах, плодові тіла грибів [13]. Зазначені структурні особливості називаються пов'язаними з деревами мікрооселищами (англ. *tree-related microhabitats, TreMs*) і є важливими для структури та життєздатності лісових угруповань і багатьох залежних видів (зокрема, членистоногих, мохоподібних та лишайників, птахів) [1]. Наразі найпоширенішим визначенням деревного мікрооселища є «чітко окреслена структура, що виникає на живих або відмерлих деревах, що становить особливий та важливий субстрат або місце життєдіяльності видів або видових

угруповань упродовж принаймні частини їхнього життєвого циклу для розвитку, живлення, укриття або розмноження» [31]. Зазначене визначення було встановлено під час роботи експертної робочої групи під керівництвом Європейського інституту лісу (EFI), результатом якої стали перші рекомендації щодо використання стандартизованої концепції мікрооселищ [21]. Типологія деревних мікрооселищ для лісів помірної зони розрізняє такі їх форми [31; 34]:

- порожнини: порожнини для розмноження дятлів, дупла з деревною гниллю, заглиблення, отвори та ходи личинок комах;
- пошкодження дерев та оголена деревина: оголена заболонь та/або ядра деревина;
- відмерла деревина крони в різних формах;
- нарости: нарости спричинені реакцією дерева на світло або бактеріальною, грибовою чи вірусною атакою, що утворюють щільний куц дрібних гілочок («відьмині мітли»); кулясті нарости більш-менш щільного деревного матеріалу (виразки);
- плодові тіла сапроксильних грибів та слизовиків: плодові тіла багаточіпних та ефемерних грибів;
- епіфітні, епіксільні та паразитичні структури: епіфітні крипто- та фанерогами, гнізда хребетних та безхребетних, мікрогрунт (утворений внаслідок розкладання лишайників, мохів або листового опадку субстрату у товстій старій корі або на горизонтальних гілках та розгалуженнях);
- свіжі виділення ексудату: деревного соку або живиці.

У польовому довіднику (2025 р., 2-ге вид.) описано 52 мікрооселища, пов'язані з деревами, у помірному кліматичному поясі [34].

Залишення окремих ростучих дерев та дерев-оселищ є складовою «лісового господарства зі збереженням» (англ. *retention forestry*), що має на меті інтеграцію ключових структур біорізноманіття в експлу-

атаційні ліси та наразі використовується здебільшого в умовах суцільно-лісосічної системи головних рубок у Північній Америці, Європі, частинах Австралії та Південної Америки [5]. Воно передбачає довгострокове збереження структур та організмів, таких як ростучі та відмерлі дерева та невеликих ділянки лісу, які залишаються під час лісозаготівлі з метою покращання біорізноманіття та функціонування екосистеми [5]. Частки залишених для зберігання площ від загальної площі ділянки головної рубки наразі значно варіюються між країнами та регіонами. Частка дерев, що зберігаються, зазвичай становить від кількох відсотків до приблизно 30%, але значно варіюється залежно від регіону та категорії власників лісів [5].

Результати метааналізу за даними досліджень у США, Канаді та Європі показали, що застосування лісівництва зі збереженням пом'якшує негативний вплив лісозаготівель на біорізноманіття [3]. Зазначена модель управління лісами сприяла вищому багатству та чисельності лісових видів, ніж суцільні рубки. Науковцями також було встановлено, що для всіх видів разом (лісових видів, видів відкритих середовищ існування, видів універсального призначення та некласифікованих видів) багатство було вищим на вирубках зі збереженням ділянок лісу, ніж на суцільних вирубках [3]. Позитивний вплив збереження дерев за суцільних рубок на багатство лісових видів посилювався зі збільшенням частки дерев, що збереглися, та часу з моменту вирубки.

У лісах помірної зони широколистяні, великі та сухостійні дерева містять більше та багатші пов'язані з деревами мікрооселища, ніж хвойні, малі та ростучі дерева, відповідно [22]. За даними дослідження лише найбільші дерева підтримували всі типи мікрооселищ, залежних із деревами [20]. Це можна пояснити комбінацією чинників, пов'язаних із деревною породою і станом життєздатності: різними властивостями деревини, структурою крони, положенням дерева в полозі, старінням дерева [22]. Однак, ступінь, до якого ці атрибути дерев

доповнюють один одного з точки зору кількості та багатства мікрооселищ на рівні насаджень, досі мало вивчався.

А.Р. Spinu зі співавт. у роботі [1] встановили, що поєднання деревного виду та статусу життєздатності з діаметром були основними чинниками чисельності та багатства мікрооселищ у гірських лісах Центральної Європи, які були найвищими на відмерлих деревах ялиці білої (*Abies alba* Mill.). Як висновок, відмерлі дерева не можуть замінити функції мікрооселищ живих дерев, але вони здатні доповнювати їх, щоб збільшити загальне різноманіття мікрооселищ на рівні насаджень. Зокрема, стоячі зломи великих розмірів, які розкладаються, мають значний внесок у різноманіття таких оселищ [1]. Тому, у забезпеченні мікросередовищ у лісових екосистемах важливим є залишення ростучих та відмерлих дерев.

І. Вагоне зі співавт. у праці [25] досліджували вплив збереження ростучих та відмерлих дерев на збереження різноманіття мохоподібних і лишайників в експлуатаційних лісах Латвії після проведення рубок. Результати показали, що на повалених деревах та сухостій було виявлено вище видове багатство на одне дерево порівняно з ростучими деревами. Видовий склад істотно відрізнявся між типами дерев, що зберігаються. Сухостій та повалені дерева містили більшу кількість ключових видів лісових середовищ існування, ніж живі дерева. Вид дерев, що зберігалися, мав значний вплив на видове багатство мохів на ростучих деревах. Для різноманітності мохів на сухостійних деревах важливими чинниками були деревний вид та діаметр на висоті грудей. На кількість видів лишайників на відмерлих деревах впливав лише деревний вид. Як висновок, збереження різноманіття мохоподібних і лишайників на ростучих деревах, що залишаються, також має враховувати їх роль як субстратів детриту у майбутньому після їх відмирання [25].

А. Nirhamo зі співавт. [26] вивчали здатність способів залишення ростучих і відмерлих дерев підтримувати різноманітність епіфітних лишайників на ділянках

здійснення суцільних рубок у соснових лісах (*Pinus sylvestris* L.). Вони встановили, що серед залишених дерев найбільше різноманіття лишайників було виявлено саме на зломаних сухостійних. Видове багатство на ростучих деревах на ділянках проведення рубок було подібним до контролю. Відмерла деревина на ділянках, де не було рубок, мала більше видове багатство та чіткі види угруповання лишайників порівняно з детритом, залишеним на ділянках суцільних рубок [26]. Як висновок, підтримання біорізноманіття в експлуатаційних лісах вимагає комплексного забезпечення характеристик середовища існування природних непорушених лісів, зокрема і репрезентативного різноманіття компонентів відмерлої деревини.

Інші подібні дослідження в гемібореальних лісах Європи [23] показали, що крім діаметра та деревного виду, категорія життєздатності дерева мала значущий вплив на кількість мікрооселищ, пов'язаних із деревами. Відмерлі дерева мали статистично значущу більшу кількість мікрооселищ порівняно з ростучими деревами ( $p < 0,05$ ) [23]. В іншій роботі J. Donis зі співавт. [24] встановлено, що у гемібореальних лісах мікрооселища частіше траплялися на листяних, ніж на хвойних породах, на деревах із більшим діаметром (понад 60 см) та на відмерлих деревах порівняно з ростучими. Тому загалом, відмерлі дерева відіграють особливо важливу роль, забезпечуючи як більшу загальну кількість деревних мікрооселищ, так і частіше утворення певних їх типів [24].

М. Мауер зі співавт. у праці [35] досліджували вплив залишення відмерлих дерев та тих, що вижили, після стихійних природних явищ (вітровал, спалах чисельності короїдів) на ґрунтові гриби. Вони виявили, що збереження дерев, зокрема і відмерлих, значною мірою зменшує пов'язані з такими явищами зміни, що підкреслює їхню важливість для збереження ектомікоризних грибів та підтримки процесів розкладання після стихій [35].

Автори у роботі оцінювали ефективність залишення груп дерев-оселищ для

забезпечення важливих мікрооселищ, пов'язаних із деревами [29]. Вони зафіксували, що на рівні насадження трапляння мікрооселищ збільшувалася з віком насадження та кількістю сухостійних дерев, тоді як їх багатство зменшувалося з підвищенням кількості дерев на 1 га у насадженні. Збереження сухостійних дерев як складової груп дерев-оселищ є важливим заходом щодо забезпечення атрибутів старовікових природних лісів в експлуатаційних насадженнях [29].

У новому дослідженні L. Lartigou зі співавт. вивчали просторове розміщення деревних мікрооселищ у букових лісах Європи [27]. Вони встановили, що дерева з мікрооселищами не були випадковим способом розподілені у лісових насадженнях, де тривалий час не проводиться лісогосподарська діяльність. Діаметр дерева мав найбільший вплив серед чинників, які визначали просторові структури зазначених мікрооселищ. З метою збереження видів, які мешкають у деревних мікрооселищах, в експлуатаційних лісах рекомендовано зберігати дерева-оселища у просторовому розподілі, подібному до природних непорушених лісів [27].

Інші дослідники у роботі [28] з'ясували, що у гірському буковому пралесі (*Fagus sylvatica* L.) Карпат, середній показник багатства типів деревних мікрооселищ на одне дерево на стоячих відмерлих деревах статистично значуще перевищував значення на ростучих деревах ( $p < 0,001$ ). Було також виявлено кластерну просторову закономірність показників деревних мікрооселищ, зокрема, ділянки з високим показником багатства таких оселищ займали близько 20% загальної площі досліджуваних лісів. Показник багатства мікрооселищ на одне дерево підвищувався зі збільшенням діаметра як ростучих, так і сухостійних дерев [28].

## ВИСНОВКИ

Природоохоронна цінність відмерлих дерев-оселища обумовлюється наявністю спеціалізованих мікросередовищ існування, що забезпечують охорону значної

частки лісового біорізноманіття. Збереження таких дерев є важливою складовою управління відмерлою деревиною в експлуатаційних лісах із метою забезпечення балансу між ресурсними функціями лісів та охороною біорізноманіття. Розуміння особливостей формування та просторо-

вих закономірностей розподілу деревних мікросередовищ у природних лісових екосистемах та впливу лісового господарства на ці закономірності важливе не лише для глибшого розуміння лісової екології, але й для покращання сучасного лісоуправління, наближеного до природи.

## ЛІТЕРАТУРА

- Spínu, A. P., Asbeck, T., & Bauhus, J. (2022). Combined retention of large living and dead trees can improve provision of tree-related microhabitats in Central European montane forests. *European Journal of Forest Research*, *141*, 1105–1120. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01493-1>.
- Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustyniczik, A. L. D., Basile M., Frey, J., ... Storch, I. (2020). Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*, *49*, 85–97. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1>.
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenvald, R., ... Gustafsson, L. (2014). Review: Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, *51*, 1669–1679. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12289>.
- Merganicova, K., Merganic, J., Svoboda, M., Bace, R., & Seben, V. (2012). Deadwood in Forest Ecosystems. In Blanco J., Lo Y. (Eds.), *Forest Ecosystems — More than Just Trees* (pp. 81–108). IntechOpen. DOI: <https://doi.org/10.5772/31003>. URL: <https://www.intechopen.com/books/forest-ecosystems-more-than-just-trees/deadwood>.
- Gustafsson, L., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W. J., Brodie, A., Kouki, J., ... Franklin, J. F. (2012). Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *BioScience*, *62*(7), 633–645. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6>.
- Bobic, A. (2002). Living stands and dead wood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management. *Forest ecology and management*, *165*, 1–3, 125–140. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00655-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00655-7).
- European Commission: Directorate-General for Environment (2021). EU biodiversity strategy for 2030 — Bringing nature back into our lives. Publications Office of the European Union. DOI: <https://data.europa.eu/doi/10.2779/677548>.
- Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року. Закон України № 2697-VIII. (2019). (Україна). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#n8>.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Solins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., ... Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological Research*, *15*, 133–302. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60121-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X).
- Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin*, *49*, 11–42.
- Stokland, J. N., Tomter, S. M., & Soderberg, U. (2004). Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. *EFI-Proceedings*, *51*, 207–228.
- Jonsson, B. G., Ekström, M., Esseen, P.-A., Grafström, A., Ståhl, G., & Westerlund, B. (2016). Dead wood availability in managed Swedish forests — Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, *376*, 174–182. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.017>.
- Bače, R., Svoboda, M., & Vitkova, L. (2019). *Deadwood management in production forests. Management guidelines for forest managers in Central European temperate forests*. Prague: Czech University of Life Sciences. URL: <https://informar.eu/sites/default/files/pdf/Deadwood%20management.pdf>.
- Jönsson, M., & Jonsson, B.G. (2007). Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management*, *242*, 306–313.
- Blaser, S., Prati, D., Senn-Irlet, B., & Fischer, M. (2013). Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, *304*, 42–48.
- Lachat, T., Bouget, C., Büttler, R., & Müller, J. (2013). Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In Kraus D., Krumm F. (Eds.), *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity* (pp. 92–102). European Forest Institute.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., & Bouget C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, *11*(5), 1027–1039. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>.
- Parajuli, R., & Markwith, S.H. (2023). Quantity is foremost but quality matters: A global meta-analysis of correlations of dead wood volume and biodiversity in forest ecosystems. *Biological Conservation*, *283*, 110100. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110100>.
- Büttler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In Kraus D., Krumm F. (Eds.), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodi-*

- versity (pp. 84–92). European Forest Institute, Joensuu.
20. Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., ... Deconchat, M. (2014). Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: a life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management*, 334, 163–173. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007>.
  21. Kraus, D., Büttler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., ... Winter, S. (2016). Catalogue of tree microhabitats — Reference field list. Integrate+ Technical Paper.
  22. Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., & Bauhus, J. (2021). The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7, 59–68. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00132-5>.
  23. Jansone, D., Matisons, R., Gerra-Inohosa, L., Lībiete, Z., & Jansons, Ā. (2023). Dead better than alive — the case of retention trees and tree-related microhabitats in young stands of hemiboreal forests in Latvia. *Forests*, 14(10), 1949. DOI: <https://doi.org/10.3390/f14101949>.
  24. Donis, J., & Barone, I. (2026). Diversity and determinants of tree-related microhabitats in hemiboreal forests of Europe based on National Forest Inventory data. *Forests*, 17(1), 57. DOI: <https://doi.org/10.3390/f17010057>.
  25. Barone, I., Brümelis, G., & Donis, J. (2024). Living and dead retention tree value in the conservation of bryophyte and lichen communities in production forests. *Forest Ecology and Management*, 569, 122152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122152>.
  26. Nirhamo, A., Hämäläinen, A., Hämäläinen, K., & Kouki, J. (2024). Retention forestry can maintain epiphytic lichens on living pine trees, but provides impoverished habitat for deadwood-associated lichens. *Journal of Applied Ecology*, 61, 2717–2726. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14772>.
  27. Larrieu, L., Bouget, C., Courbaud, B., Doerfler, I., Gouix, N., Goulard, M., ... Zudin, S. (2025). Spatial distribution of tree-related microhabitats in European beech-dominated forests. *Biological Conservation*, 301, 110867. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110867>.
  28. Przepióra, F., Lewandowski, P., & Ciach, M. (2025). Spatial distribution of tree-related microhabitats in a primeval mountain forest: From natural patterns to landscape planning and forest management recommendations. *Science of The Total Environment*, 960, 178319. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178319>.
  29. Großmann, J., Carlson, L., Kändler, G., Pyttel, P., Kleinschmit, J. R. G., & Bauhus, J. (2023). Evaluating retention forestry 10 years after its introduction in temperate forests regarding the provision of tree-related microhabitats and dead wood. *European Journal of Forest Research*, 142, 1125–1147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-023-01581-w>.
  30. Mölder, A., Schmidt, M., Pliening, T., & Meyer, P. (2020). Habitat-tree protection concepts over 200 years. *Conservation Biology*, 34(6), 1444–1451. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13511>.
  31. Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., ... Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>.
  32. Davis, J. H. (1960). Proposal Concerning the Concept of Habitat and a Classification of 28 Types. *Ecology*, 41(3), 537–541.
  33. Дідух, Я. П. (2012). Проблеми співвідношення між деякими ключовими поняттями в екосистемології. У Я. П. Дідух, О. О. Кагало, Б. Г. Проць (Ред.). *Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації: Матеріали робочого семінару. Київ, 21–22 березня 2012 року* (с. 14–28). Київ-Львів.
  34. Büttler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2024). *Field guide to tree-related microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory in temperate and Mediterranean forests.* (2<sup>nd</sup> ed.). Birnensdorf: Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL.
  35. Mayer, M., Rosinger, C., Gorfer, M., Berger, B., Deltedesco, E., Bässler, C., Müller, ... Godbold, D. L. (2022). Surviving trees and deadwood moderate changes in soil fungal communities and associated functioning after natural forest disturbance and salvage logging. *Soil Biology and Biochemistry*, 166, 108558. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108558>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 22.12.2025  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 25.01.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

# ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ДЕГРАДАЦІЇ ҐРУНТІВ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ ЗА КЛІМАТИЧНИМИ ТА АГРОЕКОЛОГІЧНИМИ ІНДИКАТОРАМИ

А.М. Ліщук, А.І. Парфенюк, Н.В. Карачинська, П.А. Яременко

*Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)*

*e-mail: lishchuk.alla.n@gmail.com; ORCID: 0000-0002-8339-9365*

*e-mail: verespar@ukr.net; ORCID: 0000-0003-0169-4262*

*e-mail: karachinskan051177@gmail.com; ORCID: 0000-0002-6571-8430*

*e-mail: pasha.yaremenko13@gmail.com; ORCID: 0009-0004-5828-7427*

*Стаття присвячена дослідженню процесів формування екологічних ризиків, зумовлених фізичною та хімічною деградацією ґрунтів у Лісостепу України під впливом зміни клімату та інтенсифікації сільського господарства. Метою дослідження є наукове обґрунтування та розробка Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ) для комплексної оцінки та картографування рівня деградації ґрунтів Лісостепу України в умовах кліматичної нестабільності. Методологія дослідження базується на системному підході та адитивному моделюванні трьох компонентів: кліматичного стресу (аридизації), антропогенного навантаження (розораність, еродованість) та деградаційної вразливості ґрунтів (вміст гумусу, баланс NPK). Проаналізовано масиви даних, що включають показники Українського гідрометеорологічного центру та результати державного агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь. Доведено, що зростання середньорічної температури на  $1,2^{\circ}\text{C}$  за умови нестабільного зволоження спричиняє аридизацію територій східної частини Лісостепу ( $\text{ГТК} < 0,90$ ) та виникнення ризиків надмірного зволоження у його західній частині. Виявлено критичне антропогенне навантаження — рівень розораності угідь сягає 80,8%, що формує високий ризик ерозії для 27,5% орних земель. Багаторічний моніторинг підтвердив прогресивну дегуміфікацію (зниження вмісту гумусу від 3,38% до 3,20%) та стабільну недостатність макроелементів, забезпеченість якими становить лише 36–72% від оптимуму. Розроблений індекс  $I_{ІЕР}$  дав змогу виділити осередки формування екологічного ризику в Лісостепу (Харківська, Полтавська та Черкаська обл.), де синергія природних та антропогенних чинників загрожувє незворотною втратою родючості ґрунту. Вперше для умов Лісостепу запропоновано уніфікований методичний підхід, що поєднує гідротермічні та агроекологічні параметри в єдину прогностичну модель. Результати картографування за  $I_{ІЕР}$  є науковим інструментом для ідентифікації найменш стійких ланок агроecosystem та обґрунтування переходу до систем регенеративного землеробства шляхом використання сучасних біологічно інтегрованих технологій.*

**Ключові слова:** інтегральний індекс ( $I_{ІЕР}$ ), зміна клімату, дегуміфікація, баланс макроелементів, розораність угідь, антропогенне навантаження, аридизація, регенеративне землеробство.

## ВСТУП

Деградація ґрунтового покриву є однією з найбільш глобальних екологічних проблем, що безпосередньо загрожувє світовій продовольчій безпеці, стійкості природних екосистем та концепції сталого землекористування. Протягом останніх десятиліть спостерігається стрімка експансія деградованих ландшафтів, зумовлена синергіч-

ним впливом природно-кліматичних змін, інтенсифікації аграрного виробництва та зростаючого антропогенного навантаження. Ці процеси спричиняють дестабілізацію біогеохімічних циклів, порушення водного режиму та істотну втрату природної родючості ґрунтів [1].

Український Лісостеп є одним із найпродуктивніших сільськогосподарських регіонів Східної Європи, що відіграє стратегічну роль у функціонуванні національ-

них та глобальних продовольчих систем. Домінують в структурі ґрунтового покриву чорноземи характеризуються високим біопродуктивним потенціалом, проте за умов інтенсивного землеробства вони зазнають деградаційних процесів. На сьогодні проблема деградації ґрунтів у регіоні стоїть особливо гостро через поєднання високого рівня розораності угідь, який у багатьох районах перевищує 80%, та посилення кліматичної нестабільності [2].

Інтенсивний обробіток та тривале антропогенне навантаження істотно підвищують ризики водної і вітрової ерозії, деґуміфікації та незворотного порушення структурно-агрегатного стану ґрунтів [3]. Окрім традиційних чинників виснаження, сучасні агроєкосистеми зазнають додаткового навантаження внаслідок нерівномірного розподілу опадів та техногенного забруднення, що призводить до стрімкого зниження вмісту органічної речовини. Національні оцінки підтверджують, що масштабне поширення цих процесів створює реальні загрози для довгострокової стійкості сільськогосподарського виробництва та екологічної стабільності ландшафтів [4], що вимагає негайного перегляду існуючих систем моніторингу та розробки новітніх підходів до оцінки екологічних ризиків.

Актуальність дослідження зумовлена необхідністю створення уніфікованого інструментарію для оцінки складних багатофакторних ризиків деградації ґрунтів. Традиційні методи часто фокусуються на ізольованих показниках, не враховуючи їхньої кумулятивної дії. В умовах інтеграції України до Європейської екологічної мережі та реалізації Стратегії сталого розвитку, розробка інтегрованих індексів стає критично важливою для пріоритизації відновлювальних заходів та забезпечення екологічної безпеки землекористування [5; 6]. Не вирішеним залишається питання розробки методології оцінки сукупного екологічного ризику, що базується на поєднанні кліматичних чинників, інтенсивності антропогенного навантаження на агроєкосистеми та показників хімічного стану

ґрунтів у межах цілісної прогностичної моделі. Це особливо гостро відчувається в Лісостепу України, де складні взаємодії між деструктивними чинниками перешкоджають ефективному плануванню заходів із пом'якшення наслідків деградації.

**Метою роботи** є наукове обґрунтування та розробка Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ) для комплексної оцінки та картографування ступеня деградації ґрунтів Лісостепу України.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Питання оцінки екологічних ризиків та моніторингу деградації земель перебувають у центрі уваги світової наукової спільноти. Фундаментальні підходи до моделювання деградаційних процесів закладені у працях G. Dinesh та K. Kopittke та ін. [7; 8], які акцентують увагу на нерозривному взаємозв'язку між здоров'ям ґрунту, секвестрацією вуглецю та природно-кліматичними змінами. Методологічну базу для європейської системи моніторингу ерозії сформували дослідження P. Panagos зі співавт., проведені в межах Спільного дослідницького центру Європейської Комісії (JRC), які наразі адаптуються до нових тенденцій екологічної політики ЄС [9].

Сучасні наукові розробки зосереджені на детальному вивченні окремих чинників деградації: механізмів ерозії, формування водного дефіциту та зміни гідрологічних властивостей ґрунтів [10]. Важливим вектором є розвиток концепції «вуглецевого сліду» та використання біомеліорантів для відновлення деградованих агроєкосистем [8]. Питання хімічної деградації, акумуляції важких металів та стійкості ландшафтів до техногенного тиску висвітлені у роботах А. Ліщук зі співавт. [11–13], О. Biedunkova зі співавт. [2] та ін.

Окремим важливим вектором для України є оцінка катастрофічних наслідків воєнних дій для ґрунтового покриву та адаптація європейських заходів щодо відновлення земель, які викладено у працях таких дослідників, як: Є. Бережияк та ін. [14], N. Didenko [15], Т. Чайка та І. Корот-

кова [16]. Фундаментальний внесок у дослідження еволюції та сталого управління чорноземами Лісостепу зробили українські видатні вчені С. Балюк, Л. Воротинцева, Л. Соловей та ін. [4], О. Тараріко зі співавт. [17], які обґрунтували закономірності деґуміфікації та агрофізичного виснаження ґрунтів.

Водночас у міжнародній практиці для аналізу вразливості екосистем домінує використання мультикритеріальної оцінки (МСДА), аналізу змін землекористування (LULC) та дистанційного зондування [6; 18]. Такі підходи дають можливість формувати інтегральні індекси ризику, що відображають сумарну дію стресорів і слугують основою для визначення пріоритетів управління.

Попри значні напрацювання, для агро-екосистем Українського Лісостепу подібні інтегровані моделі залишаються недостатньо опрацьованими. Невирішена частина загальної проблеми полягає у відсутності системного підходу до оцінки екологічних ризиків, який би об'єднував кліматичні параметри, інтенсивність землекористування та геохімічну чутливість ґрунтів у єдину прогностичну модель. Зокрема, існуючі методики не повною мірою враховують синергію між природними та антропогенними стресорами, що ускладнює прогнозування ймовірності незворотних трансформацій ґрунтового покриву [3; 5].

Для розв'язання зазначеної науково-методичної проблеми у дослідженні запропоновано Інтегральний індекс екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ). Цей інструмент дає змогу кількісно верифікувати комплексний екологічний ризик шляхом синтезу даних про клімат, землекористування та хімічну стійкість ґрунтів.

Застосування алгоритмів цифрового картографування забезпечує візуалізацію просторового розподілу екологічних ризиків.

Це є підґрунтям для прийняття рішень щодо впровадження регенеративних технологій, спрямованих на відновлення деґрадованих агроекосистем та забезпечення їхнього сталого розвитку.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Об'єктом дослідження є зона Лісостепу України (площа близько 202 тис. км<sup>2</sup>), де понад 70% території становлять сільськогосподарські угіддя. Для аналізу обрано сім репрезентативних областей (Вінницьку, Київську, Полтавську, Сумську, Харківську, Хмельницьку та Черкаську), ландшафти яких характеризуються високим біопродуктивним потенціалом і водночас інтенсивним розвитком деґрадаційних процесів. Клімат досліджуваного регіону помірно континентальний із середньорічною температурою повітря 7,5–9,5°C та річною сумою опадів 450–650 мм. Ґрунтовий покрив представлений переважно чорноземами типовими та опідзоленими, які за умов інтенсивного обробітку та кліматичної нестабільності виявляють високу вразливість до водної ерозії та деґуміфікації.

Інформаційною базою дослідження слугували моніторингові дані за період 2006–2022 рр.: показники гідротермічного режиму (за даними Українського гідрометеорологічного центру, URL: <https://www.meteo.gov.ua/>); результати ІХ–ХІ турів агрохімічного обстеження щодо вмісту гумусу, легкогідролізованого азоту та рухомих сполук фосфору і калію (згідно зі звітами ДУ «Держґрунтоохорона» [19–21]); а також статистичні відомості щодо структури угідь, рівня розораності та динаміки еродованих земель (Держстат України, URL: <https://ukrstat.gov.ua>).

Методичний підхід ґрунтується на концепції S. Andrews та ін. [22] і полягає у розрахунку Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ) за адитивною моделлю. Модель визначає загальний рівень екологічного ризику як результат синергічного впливу кліматичної експозиції (Е), антропогенного навантаження (Н) (через інтенсивність землекористування) та деґрадаційної вразливості ґрунтів (Д) за формулою:

$$I_{ІЕР} = (E + H + D) / 3, \quad (1)$$

де Е, Н, Д – нормовані значення кліматичної експозиції (стресу), антропогенного

навантаження та деградаційної вразливості ґрунтів відповідно.

Синергічна взаємодія цих чинників, що лежить в основі розрахунку інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ), допомагає провести просторову диференціацію рівнів екологічної небезпеки.

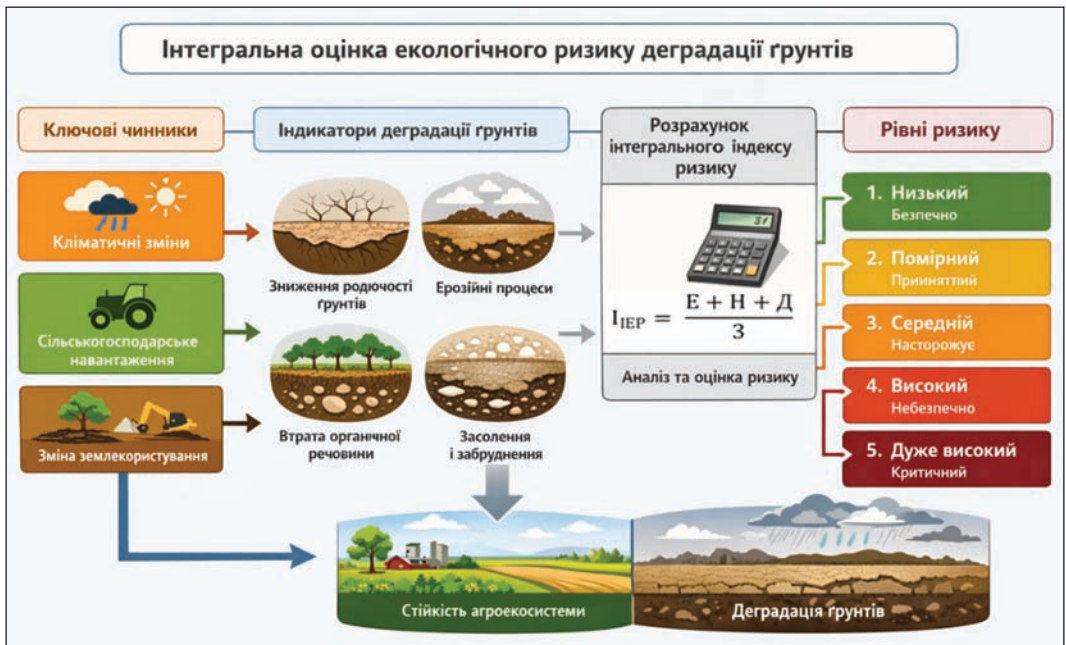
Оцінку кліматичного впливу ( $E$ ) здійснювали за відомою формулою розрахунку гідротермічного коефіцієнта Селянинова (ГТК) упродовж вегетаційного періоду (квітень–серпень). Показники антропогенного навантаження ( $H$ ) та деградаційної вразливості ґрунтів ( $D$ ) розраховували на основі фактичних значень розораності, еродованості [23] та дефіциту гумусу і макролементів відносно оптимальних значень (6,2% для гумусу [24] та ДСТУ 4362:2004 для NPK). Такий підхід дає змогу оцінити кумулятивний ефект чинників, що зумовлюють втрату родючості агроєкосистем.

Статистичну обробку даних виконано у середовищі MS Excel.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

**Обґрунтування інтегрованої моделі та шкали оцінювання екологічних ризиків.** Оцінка екологічної безпеки агроєкосистем потребує переходу від аналізу поодиноких параметрів до системного вимірювання синергічного впливу кліматичних та антропогенних чинників. Розроблена концептуальна модель інтегральної оцінки екологічного ризику деградації ґрунтів (рис. 1) базується на взаємодії кліматичного стресу, антропогенного тиску та деградаційної вразливості ґрунтового покриву. Зокрема, вона враховує гідротермічну мінливість середовища, інтенсивність землекористування (розораність та еродованість територій), а також стан ґрунтового гомеостазу за показниками вмісту гумусу та балансу поживних речовин (NPK).

Для кількісної оцінки та інтерпретації значень Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ) нами розроблено п'яти-



**Рис. 1.** Концептуальна схема інтегральної оцінки екологічного ризику деградації ґрунтів у Лісостепу України

Примітка: побудовано авторами.

бальну шкалу (від 1 до 5 балів), що класифікує рівні екологічної небезпеки та визначає пріоритетні напрями щодо управління агроекосистемами (табл. 1).

Дана шкала інтерпретації  $I_{ІЕР}$  ґрунтується на принципах лінійного нормування показників та адаптована до екологічних порогів стійкості чорноземних ґрунтів Лісостепу України [22]. Розподіл на класи проведено з кроком 0,20, що відповідає загальноприйнятій методології побудови інтегральних індексів і дає змогу диференціювати агроекосистеми від стану динамічної рівноваги ( $I_{ІЕР} \leq 0,20$ ) до критичної деградації ( $I_{ІЕР} \geq 0,81$ ). Значення індексу понад 0,80 свідчать про перетин критичної межі стійкості, за якої екосистема втрачає здатність до самовідновлення та потребує негайної реабілітації.

**Формування екологічних ризиків деградації ґрунтів за умов зміни клімату у Лісостепу України.** Екологічні ризики деградації ґрунтів в Україні формуються під впливом кліматичних трансформацій, які в зоні Лісостепу виражені поєднанням висхідних температурних трендів та дестабілізацією режиму зволоження. Аналіз міжрічної мінливості метеорологічних показників за період 2006–2022 рр. підтверджує тенденцію до підвищення серед-

ньорічної температури повітря на  $+1,2^{\circ}\text{C}$  відносно кліматичної норми. Особливо критичним виявився 2020 р., коли температурна аномалія сягнула  $+2,8^{\circ}\text{C}$  (Український гідрометеорологічний центр, URL: <https://meteo.gov.ua>). Гідротермічна динаміка останнього десятиліття свідчить про істотні коливання кількості опадів, що у поєднанні з високим термічним режимом призводить до інтенсифікації випаровування. За даними FAO [25], такі умови спричиняють поступове зміщення меж зон достатнього зволоження на північ країни. Фактично територія Лісостепу набуває гідротермічних ознак, характерних для більш посушливої зони Степу, що в науковій літературі класифікується як процес аридизації та зміни кліматичних меж агроландшафтів.

Такі трансформації навколишнього середовища, що широко дискутуються у науковій спільноті, створюють низку екологічних ризиків, як-от дефіцит продуктивної вологи, фізична деградація, агротехнологічні ризики тощо. Насамперед дефіцит продуктивної вологи та підвищення середньодобових температур у поєднанні з сухими вітрами та малосніжними зимами призводить до виснаження запасів ґрунтової вологи. Інтенсивне випаровування та пере-

Таблиця 1. Шкала інтерпретації Інтегрального індексу екологічного ризику

Значення $I_{ІЕР}$	Бал	Рівень ризику	Характеристика стану та рекомендації щодо управління
$\leq 0,20$	1	Низький	Стійкий стан агроекосистеми. Самовідновлення домінує над антропогенним навантаженням
0,21–0,40	2	Помірний	Початкові ознаки дегуміфікації або ерозії. Потребує постійного моніторингу та впровадження превентивних ґрунтозахисних заходів
0,41–0,60	3	Середній	Структурна трансформація ґрунту, яка потребує перегляду інтенсивності землекористування та впровадження елементів регенеративного землеробства
0,61–0,80	4	Високий	Істотне порушення екологічних функцій ґрунту, що потребує впровадження комплексних меліоративних заходів та обмеження обробітку
$\geq 0,81$	5	Дуже високий	Загроза незворотної втрати родючості та екологічної стійкості агроекосистем. Потребує термінового виведення земель з інтенсивного обробітку та їх реабілітації

сихання верхнього шару ґрунту посилюють процеси фізичного «вивітрювання» та втрату структурної цілісності ґрунту. Агротехнологічні ризики посилюються за обмеження потенціалу проростання насіння та пригнічення розвитку озимих культур через нестачу вологи в критичні фази вегетації.

В умовах дефіциту природного зволоження зростання температурного режиму перетворюється з позитивного чинника теплозабезпечення на деструктивний чинник стресу для агроценозів. Ситуація ускладнюється низьким рівнем адаптації: наразі лише 2% орних земель України забезпечені системами зрошення, що значно підвищує екологічну вразливість агроєкосистем Лісостепу до кліматичних флуктуацій.

**Просторова диференціація та екологічні наслідки кліматичної мінливості.** Аналіз даних ГТК свідчить про чітку територіальну неоднорідність, за якої західні регіони (Хмельницька обл.) та центральні (Вінницька й Київська обл.) характеризуються ризиком періодичного перезволоження, тоді як східна частина Лісостепу (Сумська, Полтавська та Харківська обл.) демонструє стійку тенденцію до аридизації (ГТК < 1,0) (табл. 2).

Сучасні кліматичні зміни мають подвійний вплив на агроєкосистеми регіону [26]. До умовно позитивних наслідків належать покращання умов перезимівлі озимих культур через зростання середньозимових температур та можливість культивування продуктивніших пізньостиглих гібридів завдяки подовженню вегетаційного періоду. Однак ці переваги повністю нівелюються домінуючими деструктивними процесами, як-от інтенсифікація дегуміфікації та активізація ерозії.

Інтенсифікація дегуміфікації обумовлена підвищенням температури ґрунту, що прискорює мікробіологічну мінералізацію органічної речовини. Згідно з даними ДУ «Держґрунтоохорона» [21], ерозійні втрати гумусу сягають 1,38 т/га, що призводить до критичного зниження врожайності. Активізацію ерозії спричиняють нерівномірність опадів та посилення посушливості, що провокують водну та вітрову ерозію, виснажуючи біопродуктивний потенціал чорноземів швидше, ніж агроценози встигають адаптуватися.

Тому, кліматична мінливість постає первинним чинником експозиції, який в умовах інтенсивного антропогенного тиску

Таблиця 2. Гідротермічні характеристики та ймовірність екстремальних умов у Лісостепу України (середньобагаторічні значення за квітень–серпень)

Область	ГТК	Ймовірність сухих років (%)	Ймовірність перезвожених років (%)	Домінуючий кліматичний ризик
Вінницька	1,25	0	25	Помірний ризик перезволоження
Київська	1,05	5	25	Нестійке зволоження, ризик перезволоження
Полтавська	0,90	20	0	Аридизація, помірний ризик посухи
Сумська	0,95	10	0	Нестійке зволоження з тенденцією до аридизації
Харківська	0,85	35	0	Високий ризик аридизації та жорстких посух
Хмельницька	1,28	0	40	Високий ризик перезволоження
Черкаська	0,90	20	0	Аридизація, помірний ризик посухи

*Примітки:* значення < 1,0 вказують на ризик виникнення посухи та підвищену ймовірність розвитку процесів деградації ґрунтів, пов'язаних з аридизацією, > 1,2 – про надмірне зволоження.

трансформується у комплексний екологічний ризик.

**Екологічні ризики фізичної деградації ґрунтів.** Окрім абіотичних чинників, формування екологічних ризиків істотно зумовлено недосконалим управлінням землекористуванням: надмірним механічним обробітком, незбалансованим внесенням агрохімікатів та дефіцитом органічних добрив. Оцінювання ризиків у нашому дослідженні базувалося також на інтегрованому аналізі фізичної (ерозія, ущільнення) та хімічної (дегуміфікація, дисбаланс NPK) деградації.

Фізична деградація ґрунтів є домінуючим джерелом екологічних ризиків у агро-екосистемах, що проявляється через деструкцію ґрунтової структури, переущільнення орного шару та прогресивне погіршення водно-фізичних властивостей. Основним чинником цих негативних процесів є висока розораність земель. Аналіз динаміки за 2006–2020 рр. демонструє стрімке зростання частки ріллі в усіх природно-кліматичних зонах України. Найвираженіша тенденція зафіксована на Поліссі (з 34,1% до 65,7%), тоді як у зонах Лісостепу та Степу рівень розораності досяг критичних значень — 80,8% і 81,2% відповідно (рис. 2).

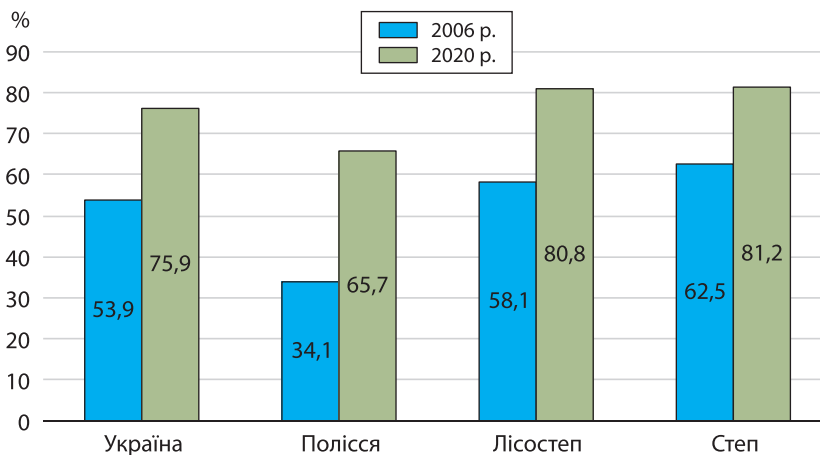
Надмірна антропогенна трансформація угідь у поєднанні з механічним тиском

сільськогосподарської техніки провокує структурну нестабільність ґрунтового покриття. За нашими розрахунками, приблизно 27,5% орних земель регіону зазнали впливу ерозійних процесів. Найвища концентрація еродованих площ зафіксована у Вінницькій, Харківській та Хмельницькій обл. (рис. 3).

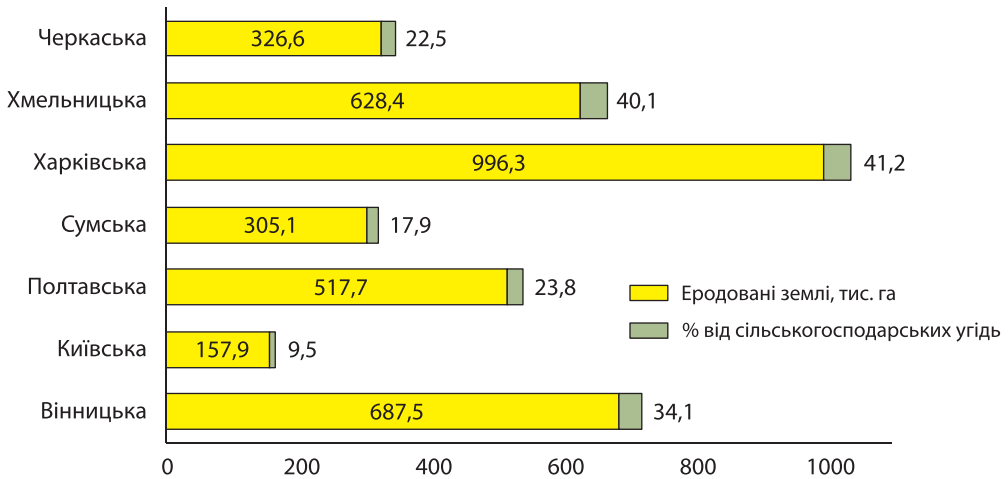
Синергія високої розораності та ерозійних процесів формує стійкий тренд до зниження екосистемної стійкості ґрунтів. Фізична деградація у таких умовах призводить до: втрати агрегатної стабільності та розпилення структури ґрунту; зниження інфільтраційної здатності, що обмежує поглинання атмосферних опадів та посилює поверхневий стік; зменшення потенційної родючості через вимивання дрібнодисперсних часток та органічної речовини.

Отже, сформований високий рівень екологічного ризику фізичної деградації стає бар'єром для сталого ведення сільського господарства в регіоні, вимагаючи негайного впровадження ґрунтозахисних технологій та оптимізації структури угідь.

**Екологічні ризики хімічної деградації ґрунтів та дефіциту макроелементів.** Екологічні ризики, спричинені хімічною деградацією ґрунтів, передусім пов'язані з порушенням балансу поживних речовин та інтенсивною дегуміфікацією. Головним



**Рис. 2.** Площа ріллі та її частка у структурі сільськогосподарських угідь у регіонах Лісостепу  
Примітка: розраховано і побудовано авторами за даними Держстату України (URL: <https://ukrstat.gov.ua>).



**Рис. 3.** Частка еродованих сільськогосподарських земель у регіонах Лісостепу (тис. га, %)

*Примітка:* розраховано і побудовано авторами за даними Держстату України (URL: <https://ukrstat.gov.ua>; URL: <https://land.gov.ua>).

індикатором стійкості агроєкосистеми залишається вміст гумусу, від якого безпосередньо залежить екологічна стабільність агроєкосистеми [2].

Аналіз даних агрохімічного обстеження (IX–XI тури, 2006–2020 рр.) свідчить про стійку тенденцію до дегуміфікації чорноземів Лісостепу, в яких середньозважений вміст гумусу за цей період знизився від 3,38% до 3,20% [19–21]. У зазначені роки в усіх досліджених областях фактичні показники залишаються стабільно низькими відносно нормативу (*табл. 3*), який для цієї зони становить 6,2% [24].

Найвищі темпи втрати органічної речовини виявлено у Київській, Сумській та Черкаській обл. Як свідчать дані *табл. 3*, у п'яти з семи областей (Вінницька, Київська, Полтавська, Хмельницька, Черкаська) вміст гумусу не досягає навіть 55% від еталонного рівня. Найбільш критична ситуація зберігається у Вінницькій обл., де дефіцит сягає 56,5% (порівняно з нормою 6,2%). Відносно краща ситуація спостерігається у Харківській обл. (69,4% від еталону), що зумовлено природно-генетичними особливостями поширених там чорноземів, проте і тут дефіцит органічної речовини

**Таблиця 3.** Динаміка відхилення середньозваженого вмісту гумусу від еталонного рівня в ґрунтах областей Лісостепу України (2006–2020 рр.), %

Область	2006–2010 рр. (%)	2011–2015 рр. (%)	2016–2020 рр. (%)	% від еталону (2016–2020 рр.)*
Вінницька	2,70	2,70	2,70	43,5
Київська	2,93	3,06	2,98	48,1
Полтавська	3,26	3,18	3,23	52,1
Сумська	3,55	3,58	3,50	56,5
Харківська	4,50	4,10	4,30	69,4
Хмельницька	3,08	2,96	3,02	48,7
Черкаська	3,12	3,06	3,05	49,2

*Примітка:* \* еталонний вміст гумусу для ґрунтів зони Лісостепу становить 6,2% [24].

перевищує 30%. У Вінницькій обл. найнижчий показник умісту гумусу в ґрунті, який становить 2,70% протягом усіх 15 років. Це свідчить про те, що існуючі агротехнології лише компенсують поточні втрати, але не забезпечують відтворення гумусу до оптимальних параметрів.

Хімічна деградація підсилюється хронічним дефіцитом основних елементів живлення — азоту, фосфору та калію. Результати аналізу (табл. 4) засвідчують істотний дефіцит фактичного вмісту від еталонних параметрів (згідно з ДСТУ 4362:2004).

Аналіз макроелементів показав забезпеченість ґрунтів NPK на рівні лише 36–72% від оптимальних значень. Найбільш критична ситуація спостерігається з азотним режимом, де фактичний вміст легкогідролізованого азоту не досягає навіть половини від біологічної потреби агроценозів. Особливо вразливою є Вінницька обл., де поєднується мінімальний вміст легкогідролізованого азоту (81 мг/кг) та низька забезпеченість гумусом. Поєднання втрати гумусу та глибокого дефіциту макроелементів формує інтегрований рівень хіміч-

ної деградації. Це не лише знижує врожайність, а й підвищує екологічну вразливість ґрунтів до кліматичних стресів, оскільки дегуміфіковані ґрунти швидше втрачають вологу та сильніше піддаються ерозійним процесам.

**Інтегральна оцінка екологічного ризику деградації ґрунтів Лісостепу.** За отриманими результатами розраховано Інтегральний індекс екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ ) за адитивною моделлю. Розрахунок базувався на синтезі нормованих показників кліматичної експозиції (Е), антропогенного навантаження (Н) та деградаційної вразливості ґрунту (Д).

Результати розрахунків вказують на неоднорідність екологічного стану регіону (табл. 5). Найвищі значення індексу  $I_{ІЕР}$  зафіксовані у Харківській (0,78) та Полтавській (0,72) обл., що відповідає високому рівню ризику. Це зумовлено синергією критичної розораності (понад 80%) та активною аридизацією клімату. Натомість Вінницька та Хмельницька обл., попри високу еродованість, мають дещо нижчий інтегральний бал завдяки кращому воло-

Таблиця 4. Відхилення вмісту основних макроелементів від оптимальних значень у ґрунтах Лісостепу (2006–2020 рр.)

Елемент	Фактичний діапазон (мг/кг)	Оптимум (мг/кг)*	% від оптимуму
Азот легкогідролізований	81–124	225	36,0–55,1
Фосфор (рухомі сполуки)	87–129	200	43,5–64,5
Калій (рухомі сполуки)	102–130	180	56,7–72,2

Примітка: \* згідно з ДСТУ4362:2004.

Таблиця 5. Розрахункові значення компонентів та Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{ІЕР}$ )

Регіон (область)	Експозиція (Е)	Навантаження (Н)	Деградаційна вразливість ґрунтів (Д)	$I_{ІЕР}$	Рівень екологічного ризику
Харківська	0,85	0,82	0,67	0,78	Високий
Полтавська	0,72	0,81	0,63	0,72	Високий
Черкаська	0,68	0,78	0,65	0,70	Високий
Вінницька	0,45	0,75	0,58	0,59	Середній
Хмельницька	0,42	0,72	0,61	0,58	Середній
Сумська	0,55	0,68	0,52	0,58	Середній
Київська	0,48	0,70	0,54	0,57	Середній

гозабезпеченню, хоча й класифікуються як зони середнього ризику.

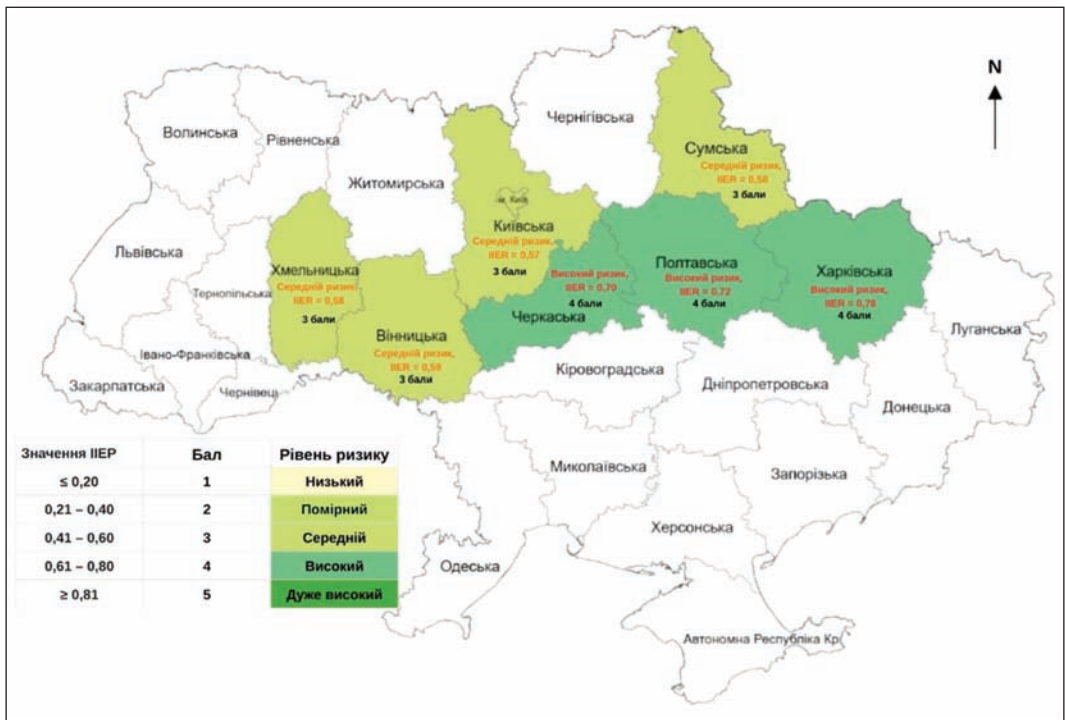
**Аналіз просторового розподілу екологічних ризиків** за методикою  $I_{EP}$  свідчить про територіальну неоднорідність екологічного стану Лісостепу України, за якої простежується виражене посилення деградації ґрунтів у напрямку з північного заходу на південний схід України (рис. 4).

Відповідно до отриманих значень індексу, виділено дві основні зони екологічного ризику деградації ґрунтів у областях Лісостепу України:

1) зона високого ризику (Харківська, Полтавська та Черкаська обл.), яка охоплює східну та центральну частини регіону. Тут процеси деградації мають виражений кумулятивний характер, що спричинено синергією інтенсивної аридизації клімату ( $ГТК < 1,0$ ) та критичної розораності

угідь (понад 80%). Такий стан агроєко-систем вимагає негайного впровадження контурно-меліоративного землеробства, збільшення частки багаторічних трав та системної оптимізації структури землекористування;

2) зона середнього ризику (Вінницька, Хмельницька, Сумська та Київська обл.), яка включає Західне Поділля, північні та центральні регіони Лісостепу. Незважаючи на відносну кліматичну стійкість та дещо краще вологозабезпечення, ці території характеризуються стійким трендом до фізичної деградації. Головними дестабілізувальними чинниками тут залишаються висока еродованість земель та дефіцит органічної речовини в ґрунтах. Управління екологічними ризиками в цій зоні потребує переходу до систем мінімального обробітку ґрунту (*no-till, strip-till*) та компенсації



**Рис. 4.** Просторова диференціація рівнів Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{EP}$ ) деградації ґрунтів у областях Лісостепу України

*Примітки:* побудовано авторами за результатами адитивного моделювання компонентів кліматичної експозиції (Е), антропогенного навантаження (Н) та деградаційної вразливості ґрунтів (Д).

втрата гумусу шляхом використання сучасних біологічно інтегрованих регенеративних технологій землеробства.

## ВИСНОВКИ

Основним чинником екологічного ризику кліматичного тиску в Лісостепу України є прогресивне потепління (+1,2°C від кліматичної норми) у поєднанні з високою міжрічною мінливістю опадів. Просторова диференціація за гідротермічним коефіцієнтом Селянинова (ГТК) підтверджує зміщення кліматичних меж: східна частина регіону (Харківська, Полтавська обл.) проявляє стійку тенденцію до аридизації (ГТК<0,90), тоді як західна – зберігає ризик періодичного перезволоження, що потребує диференційованих підходів до адаптації агроєкосистем.

Доведено, що надмірна розораність земель, яка в окремих областях Лісостепу сягає 80,8%, у поєднанні з інтенсивним механічним обробітком, є головним чинником фізичної деградації. Це призводить до охоплення ерозійними процесами понад 27,5% орних угідь, руйнування структури ґрунту та зниження його інфільтраційної

здатності, що в умовах кліматичного стресу формує кумулятивний деструктивний ефект.

Багаторічний моніторинг засвідчив прогресивну дегуміфікацію (зниження середньозваженого вмісту гумусу від 3,38% до 3,20%) та системний дефіцит основних макроелементів. Забезпеченість ґрунтів азотом, фосфором і калієм становить лише 36–72% від оптимальних значень (ДСТУ 4362:2004). Найбільш критичний рівень хімічної деградації ґрунтів виявлено щодо азотного режиму, що обмежує адаптивний потенціал агроценозів.

Розроблена адитивна модель Інтегрального індексу екологічного ризику ( $I_{EP}$ ) забезпечила можливість типізації територій за ступенем деградаційної небезпеки. Виявлено зони екологічного ризику (Черкаська, Харківська та Полтавська обл.), де значення індексу ( $I_{EP}>0,61$ ) відповідають високому рівню. Застосування даної методики забезпечує наукове підґрунтя для просторового планування ґрунтозахисних заходів та переходу до регенеративного землекористування в умовах природно-кліматичних змін.

## ЛІТЕРАТУРА

- Saik, P., Koshkalda, I., Bezuhla, L., Stoiko, N., & Riasnianska, A. (2024). Achieving land degradation neutrality: Land-use planning and ecosystem approach. *Frontiers in Environmental Science*, 12, Article 1446056. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1446056>.
- Biedunkova, O., Kuznietsov, P., Kucherova, A., & Tsipan, Y. (2026). Monitoring of soil chemical properties in Ukraine using digital soil mapping. *Discover Environment*, 4(1), Article 78. DOI: <https://doi.org/10.1007/s44274-026-00545-2>.
- Zakharchenko, E., Klymenko, O., Trotsenko, V., Kravchenko, N., Kliuchevych, M., Mozharivska, I., ... Kotiuk, R. (2025). Monitoring and restoration of soils (agrocenoses) in the border regions of the North-Eastern Forest-Steppe of Ukraine: Challenges and prospects. *Modern Phytomorphology*, 19(4). DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.17349579>.
- Балюк, С., Воронинцева, Л., Соловей, В., & Шимель, В. (2023). Реалії українського чорнозему: сучасний стан, еволюція, охорона та стале управління. *Вісник аграрної науки*, 101(3), 5–13. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202012-01>.
- Moldavan, L., Pimenova, O., Vlasov, V., Shpykulyak, O., Kropyvko, M., & Galushko, V. (2023). Sustainable development of agriculture of Ukraine in the context of climate change. *Sustainability*, 15(13), Article 10517. DOI: <https://doi.org/10.3390/su151310517>.
- Moradi, E., Khosravi, H., Rahimabadi, P. D., Choubin, B., & Muchova, Z. (2024). Integrated approach to land degradation risk assessment in arid and semi-arid Ecosystems: Applying SVM and eDPSIR/ANP methods. *Ecological Indicators*, 169, 112947. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112947>.
- Dinesh, G. K., Venkatramanan, V., Jayaraman, S., Bolan, N., Rao, C. S., Meena, R. S., ... Velmurugan, A. (2025). Carbon farming: Ecosystem services and its potential in achieving UN sustainable development goals. *Advances in Agronomy*. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2025.10.002>.
- Kopittke, P. M., Harper, S. M., Asio, L. G., Asio, V. B., Batalon, J. T., Batuigas, A. M. T., ... Sanchez, P. B. (2025). Soil degradation: An integrated model of the causes and drivers. *International Soil and Water Conservation Research*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2025.07.010>.
- Panagos, P., Lugato, E., Ballabio, C., Biavetti, I., Montanarella, L., & Borrelli, P. (2022). Soil erosion in Europe: From policy developments to models, indicators and new research challenges. In *Global Degradation of Soil and Water Resources: Regional Assessment and Strategies* (pp. 319–333). Springer

- Nature Singapore. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-981-16-7916-2\\_21](https://doi.org/10.1007/978-981-16-7916-2_21).
10. Afshar, M. H., Hassani, A., Aminzadeh, M., Borrelli, P., Panagos, P., Robinson, D. A., ... Shokri, N. (2025). Spatial and temporal assessment of soil degradation risk in Europe. *Scientific Reports*. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-33318-7>.
  11. Lishchuk, A., Parfenyuk, A., Horodyska, I., Boroday, V., Ternovyi, Y., & Tymoshenko, L. (2023). Environmental risks of the pesticide use in agrocenoses and their management. *Journal of Ecological Engineering*, 24(3), 199–212. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/158537>.
  12. Лішук, А. М., Парфенюк, А. І., Городиська, І. М., Бородай, В. В., & Драга, М. В. (2022). Основні важелі управління екологічними ризиками в агроценозах. *Агроекологічний журнал*, 2, 74–85. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2022.263320>.
  13. Lishchuk, A., Parfenyuk, A., Furdychko, O., Boroday, V., Beznosko, I., Drebot, O., & Karachinska, N. (2024). Ecotoxicological hazard of pesticide use in traditional agricultural technologies. *Journal of Ecological Engineering*, 25(2), 274–289. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/177275>.
  14. Бережняк, Є. М., Бондарь, В. І., Наумовська, О. І., Ракоїд, О. О., Клепко, А. В., Ладика, М. М., ... Дем'янюк, О. С. (2024). Аналіз прояву деградаційних процесів ґрунтового покриву Київської області за впливу воєнних дій. *Збалансоване природокористування*, 4, 116–128. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2025.324377>.
  15. Didenko, N. O. (2024). Soil damage and recovery in Ukraine: Lessons from global post-war experiences. *Land Reclamation and Water Management*, 2, 79–86. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202402-391>.
  16. Чайка, Т. О., & Короткова, І. В. (2023). Відновлення родючості ґрунту в Україні після воєнних дій. *Захист і відновлення екологічної рівноваги та забезпечення самовідновлення екосистем: колект. монограф.* (с. 232–281). Полтава: Видавництво ПП «Астрая».
  17. Тараріко, О. Г., Ільєнко, Т. В., Кучма, Т. Л., Адамчук-Чала, Н. І., & Білокінь, О. А. (2022). Формування науково-методичних засад супутникового агроекологічного моніторингу в Україні. *Агро-екологічний журнал*, 2, 6–21. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2022.263312>.
  18. Li, W., Fang, W., & Hu, Y. (2025). Integrating climate resilience into sustainable land management: A strategy to combat land degradation. *Land Degradation & Development*, 1–19. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.70279>.
  19. Яцук, І. П. (Ред.). (2015). *Періодична доповідь по стан ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення України за результатами ІХ туру (2006–2010 рр.) агрохімічного обстеження земель*. Київ: ДУ «Інститут охорони ґрунтів України». URL: <https://www.old.iogu.gov.ua/publikacii/stan-gruntiv/>.
  20. Яцук, І. П. (Ред.). (2020). *Періодична доповідь по стан ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення України за результатами Х туру (2011–2015 рр.) агрохімічного обстеження земель*. Київ: ДУ «Інститут охорони ґрунтів України». URL: <https://www.old.iogu.gov.ua/publikacii/stan-gruntiv/>.
  21. Романова, С. А., Паламарчук, Р. П., Грищенко, О. М., Брошак, І. С., Гульванський, І. М., Демчишин, А. М., ... Яценко, Ю. М. (2023). Наукові дослідження за моніторингу та обстеження сільськогосподарських угідь України: за результатами ХІ туру (2016–2020 рр.). Київ: ДУ «Інститут охорони ґрунтів України». URL: <https://www.old.iogu.gov.ua/publikacii/stan-gruntiv/>.
  22. Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Mitchell, J. P. (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, ecosystems & environment*, 90(1), 25–45. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8).
  23. United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNDRR). (2020). *Global symposium on soil erosion — Terminology and risk assessment*. URL: <https://www.fao.org/about/meetings/soil-erosion-symposium/key-messages/en/>.
  24. Яцук, І. П., & Балюк, С. А. (Ред.). (2019). *Методика проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення (керівний нормативний документ)*. Київ: ДУ «Держґрунтоохорона». URL: [chrome-extension://efaidnbmnnnibpc ajpcgclefindmkaj/https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u391/metodika\\_provedennya\\_agrohimichnoyi\\_raspportizaciyi\\_2019.pdf](chrome-extension://efaidnbmnnnibpc ajpcgclefindmkaj/https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u391/metodika_provedennya_agrohimichnoyi_raspportizaciyi_2019.pdf).
  25. FAO, *Status of the World's Soil Resources Report*. URL: <http://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf>.
  26. Шевченко, О. В., Пронь, О. С., & Чеботарьова, І. В. (2024). Вплив кліматичних змін на деградацію земель та агроекосистем. *Збалансоване природокористування*, 3, 81–88. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.3.2024.314921>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 18.02.2026  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.03.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

## ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ *POPULUS TREMULA* L. У ВОЛОГИХ СУГРУДАХ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

В.П. Краснов<sup>1,2</sup>, О.В. Жуковський<sup>2,3</sup>, О.О. Орлов<sup>3,4</sup>, В.В. Мельник-Шамрай<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Державний університет «Житомирська політехніка» (м. Житомир, Україна)  
e-mail: volodkrashnov@gmail.com; ORCID: 0000-0003-1779-9544  
e-mail: org\_vvm@ztu.edu.ua; ORCID: 0000-0002-3551-5085

<sup>2</sup> Малинський фаховий коледж (с. Гамарня, Житомирська обл., Україна)

<sup>3</sup> Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і лісомеліорації імені Г.М. Висоцького (с. Довжик, Житомирська обл., Україна)  
e-mail: zh\_oleh2183@ukr.net; ORCID: 0000-0003-3351-9856

<sup>4</sup> ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» (м. Київ, Україна)  
e-mail: orlov.botany@gmail.com; ORCID: 0000-0003-2923-5324

Осика належить до основних лісоутворювальних деревних порід Полісся України. Частіше вона входить до складу насаджень багатьох інших деревних порід, і значно менше зустрічаються такі насадження, у складі яких вона переважає. Європейські дослідники відносять осика до ключових видів у лісах бореальної зони, оскільки вона робить значний внесок у підвищення стійкості лісових насаджень, а також у поліпшення та збереження біологічного різноманіття лісових екосистем. Окрім того, деревина осики широко використовується у різних галузях народного господарства і має певний попит на світовому ринку деревини. Водночас ця деревна порода недостатньо вивчена, з огляду на її біологічні та екологічні особливості, особливо враховуючи її можливе радіоактивне забруднення, яке відбулося внаслідок аварії на ЧАЕС. Встановлено, що продовжується інтенсивне надходження <sup>137</sup>Cs до осики через 37 років з часу потрапляння радіонуклідів до лісових екосистем. На це вказують отримані матеріали про величину питомої активності <sup>137</sup>Cs у тканинах та органах осики: максимальні значення виявлені у внутрішній частині кори від 3900 до 7513 Бк·кг<sup>-1</sup> (залежно від висоти відбору зразків), а мінімальні — у деревині без кори від 364 до 490 Бк·кг<sup>-1</sup>. Дослідження дали можливість розмістити органи та тканини осики у ряд за величиною питомої активності <sup>137</sup>Cs в них: пагони однорічні → пагони дворічні → гілки тонкі → листки → гілки товсті. Інтенсивність надходження радіонукліду до осики підтверджується значними величинами коефіцієнтів переходу, визначення яких дало змогу розмістити тканини та органи деревної породи у ряд: пагони однорічні → пагони дворічні → кора (внутрішня частина) → гілки тонкі → кора (зовнішня частина) → гілки товсті → листки → деревина. Показано, що необхідний диференційований підхід до відводу площ для заготівлі деревини осики, оскільки її радіоактивне забруднення може перевищувати допустимі рівні для певного виду застосування. Під час використання деревини для виготовлення пиломатеріалів необрізних заготівля можлива за щільності радіоактивного забруднення ґрунту нижче 373,13 кБк·м<sup>-2</sup>, а дров паливних та паливних пучків — до 223,88 кБк·м<sup>-2</sup>.

**Ключові слова:** осика, стовбур, крона, органи, тканини, радіонуклід, питома активність, коефіцієнт переходу, тип лісорослинних умов.

### ВСТУП

Лісові масиви Полісся України зазнали значного радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Діапазони цього забруднення, за межами

30-км зони ЧАЕС, коливалися від мінімальних до величин, які вимагали припинення лісогосподарської діяльності, а також використання численних компонентів лісових екосистем, котрі заготовлялися лісогосподарськими підприємствами та місцевими жителями регіону. З часом

науковці встановили особливості накопичення основних дозоутворювальних радіонуклідів —  $^{137}\text{Cs}$  і дещо меншою мірою  $^{90}\text{Sr}$  найбільш поширеними у лісах Полісся рослинами трав'яно-чагарничкового ярусу, особливо тих, які віднесено до їстівних ягідних і лікарських видів, а також їстівних грибів. Результати цих досліджень дали змогу нормувати заготівлю відмічених видів залежно від щільності радіоактивного забруднення ґрунту на лісотипологічній основі.

У регіоні також проведено дослідження щодо особливостей радіоактивного забруднення деревних порід. Найбільш повно та систематично вивчалися особливості накопичення радіонуклідів сосною звичайною: встановлювався їх вміст у різних частинах і органах у різні періоди з часу аварії на ЧАЕС, виявлявся розподіл радіоактивних елементів у стовбурі залежно від його висоти і по діаметру. Дані дослідження здійснено у різних типах лісорослинних умов в межах екологічного ареалу цього виду. Надання особливої уваги цій деревній породі пояснюється тим, що основу лісів Полісся України складають саме соснові насадження. Дослідження щодо встановлення особливостей радіоактивного забруднення інших основних лісоутворювальних деревних порід були малочисельними та спорадичними.

**Мета статті** — визначення особливостей радіоактивного забруднення тканин та органів осики у вологих сугрудах лісів Житомирського Полісся.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Осика (*Populus tremula* L. (= *P. davidiana* (Dode) Schneid.) належить до досить поширених деревних порід України, але насаджень із переважанням цієї деревної породи, у їх складі, мало. За матеріалами Н.Ю. Висоцької та О.В. Кобця (2019), які використовували повидільну базу даних ВО «Укрдержліспроєкт» станом на 1 січня 2011 р., площа насаджень із домінування у їх складі осики, сягає 34300 га [1]. Значно частіше осика зустрічається у складі

лісових насаджень інших деревних порід (хвойних і листяних). Саме завдяки цьому європейські дослідники (С. Ківінен та ін., 2020) називають осика ключовим видом у багатьох лісових екосистемах і видом ранньої сукцесії в бореальних лісах [2]. Вони вважають, що ця деревна порода робить значний внесок у підвищення їх стійкості та збереження біологічного різноманіття бореальних лісових ландшафтів оскільки є важливим місцем проживання багатьох видів. Так, на стовбурі та гілках поширені епіфітні мохи та лишайники, патогени, трав'ядні безхребетні, ссавці (білки) та птахи (дятли та сови). Крім того, деякі гніздові птахи (види синиць, мухоловок, сов, качок), залежать від дупел, часто зустрічаються на стовбурах осики [3]. Дослідники В. Гелюта, Г. Курило та ін. [4; 5] відмічають, що осиковий опад використовується бактеріями, грибами та деякими тваринами (моллюсками), а мертві та гниючі стовбури осик забезпечують придатне середовище існування для безлічі сапроксильних видів, зокрема грибів. Біологічне значення осики для збереження біорізноманіття підтверджується ще й тим, що деякі види, що пов'язані з існуванням мертвих осик, занесені до Червоної книги України [4; 5]. Дослідники також зазначають, що площі осичників, а також участь деревної породи у складі лісових екосистем у європейських країнах зменшується [6; 7].

За даними Н.Ю. Висоцької та О.В. Кобця [8], 79% осичників ростуть у досить багатих типах лісорослинних умов — свіжих і вологих сугрудах та грудях. Утім, насадження з переважанням у складі осики на Поліссі України зустрічаються у багатьох типах лісорослинних умов: від борів до грудів; від свіжих гігروتопів до мокрих. Лісівники відносять осика до деревних порід середньої вибагливості до ґрунтових умов. Частіше вона зустрічається на свіжих і вологих відносно бідних дерново-підзолистих супіщаних і суглинних ґрунтах, і значно рідше на перезволожених. А.Х. Ахкамі [9] відмічає, що коренева система осики поверхнева і поширюється на великі відстані від стовбура (до 25–30 м). Найбільші пло-

щі осичників у цьому регіоні трапляються у вологих сугрудах — 5902,7 га (36,9%), у яких вони ростуть за I класом бонітету.

З часу надходження радіоактивних елементів до лісових екосистем внаслідок аварії на ЧАЕС у лісах Полісся України проведено численні дослідження щодо встановлення інтенсивності їх надходження до деревних порід. Дослідники вивчали особливості міграції переважно  $^{137}\text{Cs}$  до головної деревної породи регіону — сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) і значно рідше до інших лісоутворювальних деревних порід — дуба звичайного (*Quercus robur* L.), берези повислої (*Betula pendula* Roth.), вільхи чорної (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth.), осики (*Populus tremula* L.). З огляду на це, дослідження концентрувалися у різних гігروتобах борів і суборів, які є найбільш поширені на Поліссі України і у яких сосна звичайна домінує. Подібні дослідження проведено, передусім, у перші 10–20 років з часу аварії на ЧАЕС. У подальші роки кількість публікацій на цю тему значно скоротилася, а за останні 5–10 років у літературних джерелах зустрічаються поодинокі публікації, які стосуються особливостей радіоактивного забруднення деревних порід або міграції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах тих лісорослинних умов, у яких раніше проводилися дослідження.

Результати отримані В.В. Мельник-Шамрай та ін. [10] після вивчення рівнів радіоактивного забруднення тканин і органів дуба звичайного у вологих сугрудах. Вони виявили, що максимальні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  були у зовнішній (1570–3840 Бк·кг<sup>-1</sup>, залежно від висоти) та внутрішній (1723–3216 Бк·кг<sup>-1</sup>) частинах кори на всіх висотах стовбура дуба звичайного. Водночас величина цього показника була вищою у зовнішній частині у верхній частині стовбура. Найменша питома активність радіонукліду була у деревині (415–2004 Бк·кг<sup>-1</sup>). Науковці встановили також величини коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  до тканин та органів із крони дуба звичайного і розмістили їх у ряд у порядку зменшення показника: пагони однорічні → листки → пагони дворічні → гілки тонкі →

гілки товсті. Вони також підкреслили, що заготовлю деревини дуба звичайного потрібно уважно здійснювати з урахуванням радіаційного чинника, враховуючи можливість її використання для різних цілей. Так, застосування деревини для виробництва пиловника можливе на площах, щільність радіоактивного забруднення ґрунту яких не перевищує 429,80 кБк·м<sup>-2</sup>, а паливних дров — до 171,92 кБк·м<sup>-2</sup>.

Специфічні дослідження проведені О.В. Жуковським зі співавт. [11] щодо вивчення екологічних умов росту вільхи чорної та особливостей міграції  $^{137}\text{Cs}$  до її тканин та органів у різних умовах росту. Встановлено основні типи лісорослинних умов, у складі яких переважає вільха чорна і виявлено, що спостерігається збільшення коефіцієнта переходу від вологих до мокрих сугрудів: у листках — від 0,5 до 5,2 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; у пагонах однорічних — від 1,7 до 8,3 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; у пагонах дворічних — від 1,0 до 4,9 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; у гілках тонких — від 0,7 до 3,9 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; у гілках товстих — від 0,5 до 2,9 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; у супліддях — від 2,1 до 10,2 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> та у суцвіттях чоловічих — від 2,5 до 14,1 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>.

У Чорнобильській зоні відчуження Д. Голяка та ін. [12], вивчали концентрацію та радіальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у стовбурах сосни звичайної та берези повислої. Дослідники зафіксували, що найбільші значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у сосни звичайної (зразки відбиралися на висоті 1,3 м від поверхні ґрунту) були у зовнішніх річних кільцях деревини. З подальшим заглибленням до центру стовбура відбувалось зменшення цього показника у деревині з мінімальними значеннями у центрі. Також проведено моделювання впливу радіації на видовий склад насаджень та ріст, розвиток і деформацію дерев сосни звичайної й берези повислої [13].

Н. Турфан зі співавт. [14] досліджували присутність окремих ізотопів у шести листяних та хвойних деревних видів. Вони встановили, що у листках тополі чорної (*Populus nigra* L.) міститься найбільша кон-

центрація  $^{137}\text{Cs}$ , порівняно з іншими видами. Це пояснювалося швидкорослістю цього деревного виду. Відомо, що осика належить до роду *Populus* і також є швидкорослим деревним видом. Дослідження у контрольованих лабораторних умовах (Й. Нода та ін., 2019) та міському середовищі (А. Мехшанова та ін., 2026), підтверджують значну концентрацію  $^{137}\text{Cs}$  у листках осики, тополі білої (*Populus alba* L.) та тополі китайської (*Populus simonii* Carrière) [15; 16].

Після аварії на атомній станції Фукусіма в 2011 р. в Японії були виконані різноманітні дослідження щодо особливостей радіоактивного забруднення деревних порід. Так, Т. Манака, Т. Кензо та ін. [17; 18] визначали рухливість  $^{137}\text{Cs}$  у різних тканинах та органах криптомерії японської (*Cryptomeria japonica* (L. f.) D. Don), сосни червоної (*Pinus tabuliformis* Carrière) та дуба пилчастого (*Quercus serrata* Murray) в 2014 і 2021–2022 рр. Вони зробили узагальнення, що частка вилуженої активності  $^{137}\text{Cs}$  в органах і тканинах, які вивчалися була значно більшою у дуба пилчастого порівняно з криптомерією японською та сосною червоною. Міжнародна група на чолі з В. Йошечком [19] досліджували динаміку вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у деяких хвойних деревних породах — криптомерії японської, сосни густоцвітої (*Pinus densiflora* Siebold & Zucc.), кипарисовика туполистого (*Chamaecyparis obtusa* (Siebold & Zucc.) Endl.). Науковці навели дані про зменшення вмісту радіонукліду у гілках, зовнішній частині кори та старій хвої в 4–20 разів. Схожі дані отримали й інші науковці Японії, зокрема С. Охаші, К. Ясукава та ін. [20; 21] після вивчення протягом 10 років динаміки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у корі та деревині криптомерії японської, сосни густоквіткової, кипарисовика туполистого, шовковиці білої (*Morus alba* L.), каштана посівного (*Castanea sativa* Mill.), літокарпуса звичайного (*Lithocarpus edulis* (Makino) Nakai), вишні пильчастої (*Prunus serrulata* var. *spontanea*), хурми звичайної (*Diospyros lotus* L.) та дуба пилчастого у зоні впливу аварії на АЕС Фукусіма.

Проведений пошук літературних джерел дає можливість зробити певні узагальнення: спостерігається зменшення наукових досліджень, які торкаються визначення особливостей радіоактивного забруднення деревних порід із часу аварії на ЧАЕС; в останнє десятиліття відсутні публікації щодо особливостей міграції  $^{137}\text{Cs}$  до осики. **Об'єкт досліджень** — лісові насадження осики, що зростають на територіях забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Особливості радіоактивного забруднення осики вивчали на пробній площі № 34 у вологому сугруді в 2023 р. Пробна площа розміщена у ДП «Ліси України» філії «Столичний лісовий офіс» Коростенському надлісництві, Бовсунівському лісництві, № квартала 34, № виділу 19. Склад деревостану — 5Бп2Влч1Дз1Сз1Ос, вік — 73 роки, клас бонітету — I, тип лісу — СЗГДС, повнота — 0,65, запас —  $270 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$  [22]. Ґрунт — дерново-середньопідзолистий, поверхнево оторфований, супіщаний на водно-льодовикових відкладах. Фітоценоз — осиково-дубово-сосново-вільхово-березовий ліс малиново-ожиново-весняковий.

На пробній площі розміром 1,0 га ( $100 \times 100 \text{ м}$ ) проведено суцільний перелік дерев та визначено параметри середнього дерева [23]. Бензомоторною пилою звалювали 3 модельні дерева, у проєкції крони кожного відбирали 3 зразки ґрунту (на глибину 10 см, методом конверту). З нижньої, середньої та верхньої частин крони добирали зразки: листки, пагонів одно- і дворічних, гілок тонких (до 5 см) і товстих (понад 5 см). Із висотних діапазонів (окоренок,  $h_{1,3 \text{ м}}$ , 1/4Н, 1/2Н, 3/4Н та верхівка) сортували зразки тканин дерев: частини кори зовнішньої і внутрішньої з лубом, деревини з корою й без кори.

Усі відібрані зразки деревини висушували протягом 72 год за температури  $80^\circ\text{C}$  та гомогенізували на приладі ПРП-1. Визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  проводили на гамма-спектрометрі СЕГ-001

«АКП-С»-150 з сцинтиляційним детектором БДЕГ-20-Р2 з використанням еталонного посуду різного об'єму. Похибка вимірювання не перевищувала 15%. Для характеристики інтенсивності акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах та органах осики використано коефіцієнт переходу (КП). Цей показник розраховується як зіставлення питомої активності радіонукліду у конкретних тканинах або органах стовбура і крони осики ( $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) до щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ). З огляду на це, він має загальноживану у радіоекології розмірність  $\text{м}^2\cdot\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$  [24].

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Отримані результати свідчать (табл. 1), що у стовбурі осики найбільші значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  властиві внутрішній частині кори від 3900 до 7513  $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$  (залежно від висоти відбору зразків), а мінімальні значення цього показника виявлено у деревині без кори від 364 до 490  $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ .

Найбільше радіоактивне забруднення внутрішньої частини кори вказує на продовження інтенсивного надходження радіонукліду до дерев та накопичення його

Таблиця 1. **Питома активність та коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  до тканин і органів стовбура осики на різній висоті від поверхні ґрунту**

Місце відбору зразків по висоті стовбура	Тканини та органи	Радіологічні показники		
		Am, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	As, $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$	КП, $\text{м}^2\cdot\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$
Окоренок	Кора (зовнішня частина)	3817 ± 32	471 ± 45,0	8,10 ± 0,68
	Кора (внутрішня частина)	7513 ± 574	471 ± 45,0	15,95 ± 0,91
	Деревина з корою	1179 ± 117	471 ± 45,0	2,50 ± 0,05
	Деревина без кори	490 ± 50	471 ± 45,0	1,04 ± 0,02
h 1,3 м	Кора (зовнішня частина)	5756 ± 884	471 ± 45,0	12,22 ± 0,52
	Кора (внутрішня частина)	7137 ± 1016	471 ± 45,0	15,15 ± 0,39
	Деревина з корою	1263 ± 134	471 ± 45,0	2,68 ± 0,03
	Деревина без кори	364 ± 39	471 ± 45,0	0,77 ± 0,18
1/4H	Кора (зовнішня частина)	2560 ± 498	471 ± 45,0	5,43 ± 1,75
	Кора (внутрішня частина)	4278 ± 656	471 ± 45,0	9,08 ± 2,54
	Деревина з корою	808 ± 189	471 ± 45,0	1,72 ± 0,62
	Деревина без кори	411 ± 33	471 ± 45,0	0,87 ± 0,18
1/2H	Кора (зовнішня частина)	2481 ± 149	471 ± 45,0	5,27 ± 0,97
	Кора (внутрішня частина)	3900 ± 85	471 ± 45,0	8,28 ± 1,19
	Деревина з корою	719 ± 94	471 ± 45,0	1,53 ± 0,39
	Деревина без кори	346 ± 57	471 ± 45,0	0,73 ± 0,21
3/4H	Кора (зовнішня частина)	2508 ± 148	471 ± 45,0	5,32 ± 0,97
	Кора (внутрішня частина)	4146 ± 142	471 ± 45,0	8,80 ± 1,38
	Деревина з корою	706 ± 76	471 ± 45,0	1,50 ± 0,35
	Деревина без кори	491 ± 48	471 ± 45,0	1,04 ± 0,02
Верхівка	Кора (зовнішня частина)	3195 ± 355	471 ± 45,0	6,78 ± 0,05
	Кора (внутрішня частина)	3503 ± 82	471 ± 45,0	7,44 ± 1,08
	Деревина з корою	1241 ± 47	471 ± 45,0	2,63 ± 0,42
	Деревина без кори	472 ± 64	471 ± 45,0	1,00 ± 0,22

Примітки: Am – питома активність; As – щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ ; КП – коефіцієнт переходу  $^{137}\text{Cs}$ .

у внутрішніх шарах кори. На продовження інтенсивного надходження радіоактивного елементу до осики свідчать також значення його питомої активності в однорічних пагонах, які відібрано у різних частинах крони осики — від 4829 до 6232 Бк·кг<sup>-1</sup> (табл. 2). Дещо менші величини цього показника (від однорічних пагонів) у листках, ймовірно, пояснюється часом відбору зразків (осінь). Відомо, що наприкінці вегетаційного періоду відбувається відтік багатьох елементів живлення з листків. Загалом, матеріали демонструють, що найбільші рівні питомої активності спостерігаються у молодих тканинах і органах дерев — однорічних, пагонах, дворічних пагонах, листках та внутрішній частині кори.

Спостерігається поступове зменшення питомої активності <sup>137</sup>Cs у внутрішній частині кори з висотою. Так, значення цього показника у верхній частині стовбура у 1,9 раза менша, ніж біля окоренка. Динаміка величини цього показника по висоті у деревині без кори не має чіткої тенденції.

Зіставлення питомої активності <sup>137</sup>Cs в органах крони осики на всіх висотах їх відбору дає можливість їх розмістити у ранжований ряд: пагони однорічні → пагони дворічні → гілки тонкі → листки → гілки товсті.

Узагальнення величин коефіцієнтів переходу <sup>137</sup>Cs до тканин та органів осики, які вивчалися, дає можливість розмістити їх у порядку зменшення показника. Цей ряд має вигляд: пагони однорічні → пагони дворічні → кора (внутрішня частина) → гілки тонкі → кора (зовнішня частина) → гілки товсті → листки → деревина (рис. 1). Максимальне значення КП <sup>137</sup>Cs в осики було характерними для пагонів однорічних — 10,25 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>, а мінімальне — для деревини — 1,0 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>.

У лісозаготівельній практиці різні частини стовбура дерев використовуються з різною метою (виготовляють різні сортименти, дрова і т. д.). Отже, нормативи вмісту радіонукліду у продукції з деревини досить відрізняються один від одного (від 600 до 1500 Бк·кг<sup>-1</sup>). З огляду на це, важли-

Таблиця 2. Питома активність та коефіцієнти переходу <sup>137</sup>Cs до тканин і органів крони осики на різній висоті

Місце відбору зразків по висоті стовбура	Тканини та органи	Радіологічні показники		
		Am, Бк·кг <sup>-1</sup>	As, кБк·м <sup>-2</sup>	КП, м <sup>2</sup> ·кг <sup>-1</sup> ·10 <sup>-3</sup>
Нижня частина крони	Листки	2564 ± 117	471 ± 45,0	5,44 ± 0,92
	Пагони однорічні	4946 ± 227	471 ± 45,0	10,50 ± 1,77
	Пагони дворічні	4100 ± 56	471 ± 45,0	8,70 ± 0,93
	Гілки тонкі	3197 ± 89	471 ± 45,0	6,79 ± 1,02
	Гілки товсті	2419 ± 83	471 ± 45,0	5,14 ± 0,81
Середня частина крони	Листки	2599 ± 30	471 ± 45,0	5,52 ± 0,74
	Пагони однорічні	6232 ± 199	471 ± 45,0	13,23 ± 2,04
	Пагони дворічні	4161 ± 64	471 ± 45,0	8,83 ± 1,21
	Гілки тонкі	3412 ± 204	471 ± 45,0	7,24 ± 1,33
	Гілки товсті	2292 ± 78	471 ± 45,0	4,87 ± 0,76
Верхня частина крони	Листки	1821 ± 139	471 ± 45,0	3,87 ± 0,77
	Пагони однорічні	4829 ± 283	471 ± 45,0	10,25 ± 1,86
	Пагони дворічні	4191 ± 116	471 ± 45,0	8,90 ± 1,33
	Гілки тонкі	3230 ± 24	471 ± 45,0	6,86 ± 0,78
	Гілки товсті	2250 ± 88	471 ± 45,0	4,78 ± 0,77

Примітки: Am — питома активність; As — щільність забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs; КП — коефіцієнт переходу <sup>137</sup>Cs.



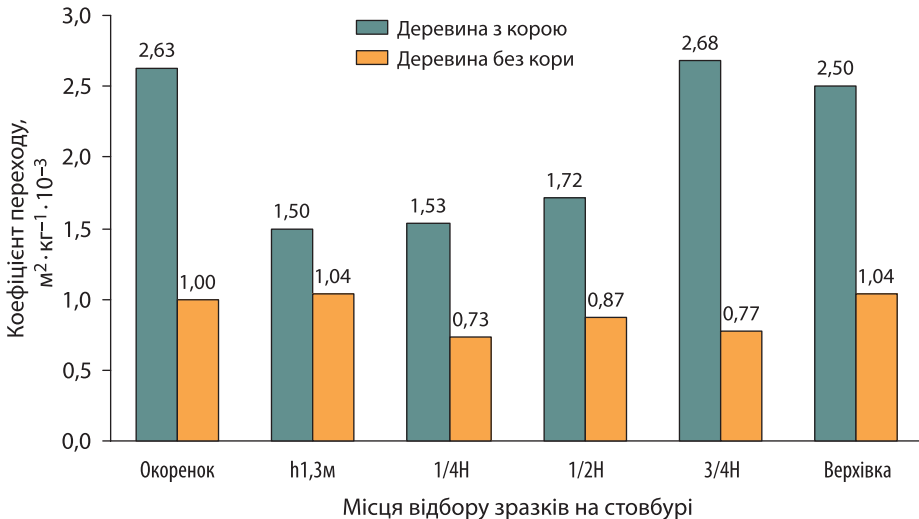
**Рис. 1.** Ранжований ряд органів і тканин осики за величиною коефіцієнта переходу  $^{137}Cs$  (верхня частина стовбура і крони)

вим моментом є визначення інтенсивності надходження  $^{137}Cs$  до деревини взятої на різній висоті стовбура (рис. 2).

Виявлено, що значення коефіцієнта переходу радіонукліду у деревину осики з корою зменшувалася від верхівки до 3/4Н — від 2,63 до 1,5  $m^2 \cdot kg^{-1} \cdot 10^{-3}$  відповідно, з наступним збільшенням значень від 1/2Н (1,53  $m^2 \cdot kg^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) до висоти 1,3 м (2,68  $m^2 \cdot kg^{-1} \cdot 10^{-3}$ ). Зазначимо, що останнє значення перевищило таке для верхівки.

Для деревини осики без кори спостерігалася інша динаміка значень КП  $^{137}Cs$ : незначне збільшення цього показника від верхівки до 3/4Н — від 1,04 до 1,04  $m^2 \cdot kg^{-1} \cdot 10^{-3}$  відповідно, з подальшим зменшенням до висоти 1,3 м (до 0,77  $m^2 \cdot kg^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) та збільшенням в окоренку до максимального значення (1,04  $m^2 \cdot kg^{-1} \cdot 10^{-3}$ ).

Для практичного використання отриманих даних нами розраховано граничну щільність забруднення ґрунту  $^{137}Cs$  для



**Рис. 2.** Величина коефіцієнта переходу  $^{137}Cs$  у деревину з корою та деревину без кори осики на різній висоті стовбура

Таблиця 3. Гранична щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  для заготівлі деревини з осики у вологих сугрудах

Продукція лісового господарства	Граничний вміст $^{137}\text{Cs}$ , Бк·кг $^{-1}$	Гранична щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ для заготівлі деревини, кБк·м $^{-2}$
<i>I. Лісоматеріали круглі</i>		
Пиловник неокорений	1500	555,00
Пиловник окорений	1000	555,00
Фансировина, сировина для виготовлення шпону	1000	—
Будівельний ліс для промислового будівництва і тимчасових споруд	1500	555,00
Баланси	1500	—
Деревина дров'яна для технологічних потреб	1500	555,00
<i>II. Лісоматеріали оброблені</i>		
Пиломатеріали необрізні	1000	373,13
Пиломатеріали обрізні	740	555,00
Брус	740	555,00
Паркет	740	—
Заготовки пиляні, зокрема для виробництва меблів	740	—
Заготовки пиляні для європіддонів	1500	555,00
Дошки тарні, брус тарний	1000	555,00
<i>III. Продукція культурно-побутового і господарського призначення</i>		
Дрова паливні, паливні пучки	600	223,88
Штахетник	1000	555,00
Сувенірна продукція	740	555,00
Продукція господарського і побутового призначення (черенки, кухонні дошки тощо)	740	555,00

можливої заготівлі деревини осики, радіоактивне забруднення якої б не перевищувало затверджені допустимі рівні у конкретному типі лісорослинних умов — вологих сугрудах (табл. 3). Відомо, що згідно з існуючим законодавством, ведення лісового господарства та лісозаготівлю дозволяється здійснювати на територіях, де щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  не перевищує 555 кБк·м $^{-2}$ . Отримані дані демонструють, що деревину осики можна використовувати на таких площах для виготовлення більшої кількості видів продукції, крім виробництва пиломатеріалів необрізних та дров паливних.

Пиломатеріали необрізні не можна виготовляти з деревини, яка заготовлена на площах щільність радіоактивного забруднення яких перевищує — 373,13 кБк·м $^{-2}$ ,

а дрова паливних і паливні пучки — 223,88 кБк·м $^{-2}$ .

## ВИСНОВКИ

Через 37 років з часу надходження радіонуклідів до лісових екосистем унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС продовжується інтенсивне надходження  $^{137}\text{Cs}$  до деревних порід у вологих сугрудах. Це підтверджується значно більшим вмістом радіонукліду у тих тканинах і органах осики, які утворилися останніми роками — внутрішній частині кори, однорічних і дворічних пагонах. Максимальні величини коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  встановлено для однорічних та дворічних пагонів, внутрішньої та зовнішньої частин кори, тонких гілок. Мінімальні величини коефіцієнта переходу радіонукліду виявлено для де-

ревини без кори. В процесі дослідження визначено, що необхідні обмеження щодо використання пиломатеріалів необрізних з осики у лісових масивах з щільністю радіоактивного забруднення вище —  $373,13 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ , а дров паливних та паливних пучків — понад  $223,88 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ . Відмін-

ності у заготівлі певної продукції з осики на площах із різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту пояснюються різними вимогами Гігієнічного нормативу питомої активності радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у деревині та продукції з деревини (ГНПАР-2005).

## ЛІТЕРАТУРА

1. Висоцька, Н. Ю., & Кобець, О. В. (2019). Особливості росту та формування природних порослевих деревостанів осики європейської (*Populus tremula* L.). *Лісівництво і агролісомеліорація*, 134, 3–12. DOI: <https://doi.org/10.33220/1026-3365.134.2019.3>.
2. Kivinen, S., Koivisto, E., Keski-Saari, S., Poikolainen, L., Tanhuanpää, T., Kuzmin, A., ... Kumpula, T. (2020). A keystone species, European aspen (*Populus tremula* L.), in boreal forests: Ecological role, knowledge needs and mapping using remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 462, article ID 118008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118008>.
3. Baroni, D., Korpimäki, E., Selonen, V., & Laaksonen, T. (2020). Tree cavity abundance and beyond: Nesting and food storing sites of the pygmy owl in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 460, article ID 117818. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117818>.
4. Гелюта, В. П., Зикова, М. О., Гайова, В. П., Придюк, М. П., & Шевченко, М. В. (2022). Деякі зміни до списку видів грибів, включених до Червоної книги України. *Український ботанічний журнал*, 79(3), 154–68. DOI: <https://doi.org/10.15407/ukrbotj.79.03.154>.
5. Kuryło, G., Zaniewski, P. T., Bolibok, L., & Szczepkowski, A. (2024). Biodiversity of polypores inhabiting *Populus tremula* L. within regenerating stands of the Białowieża Primeval Forest (E Poland). *Acta Oecologica*, 124, article ID 104010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2024.104010>.
6. Toivonen, J., Kangas, A., Maltamo, M., Kukkonen, M., & Packalen, P. (2024). Mapping large European aspen (*Populus tremula* L.) in Finland using airborne lidar and image data. *Canadian Journal of Forest Research*, 54(7), 762–773. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0271>.
7. Kusbach, A., Šebesta, J., Hruban, R., Peška, P., & Rogers, P. C. (2024). Eurasian aspen (*Populus tremula* L.): Central Europe's keystone species 'hiding in plain sight'. *PLoS ONE*, 19(3), article ID e0301109. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0301109>.
8. Ткач, В. П., Висоцька, Н. Ю., & Кобець, О. В. (2019). Ріст і продуктивність порослевих осичників у свіжих і вологих ґрудах рівнинної частини України. *Лісівництво і агролісомеліорація*, 135, 41–49. DOI: <https://doi.org/10.33220/1026-3365.135.2019.41>.
9. Ahkami, A. H. (2023). Systems biology of root development in *Populus*: Review and perspectives. *Plant Science*, 335, article ID 111818. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2023.111818>.
10. Мельник-Шамрай, В. В., Орлов, О. О., Жуковський, О. В., Курбет, Т. В., Краснов, В. П., Іванюк, Р. О., & Весельський, О. О. (2024). Сучасне радіоактивне забруднення тканин і органів дуба звичайного у вологих сугрудах лісів Житомирського Полісся. *Екологічні науки*, 5(56), 144–152. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.5-56.22>.
11. Zhukovskiy, O. V., Krasnov, V. P., Patseva, I. G., & Ivanyuk, I. D. (2025). Contemporary patterns of radioactive contamination in black alder across different forest site conditions in the Polissia region of Ukraine. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 26(3), 242–248. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2025.03.242>.
12. Holiaka, D., Yoschenko, V., Cherniaiev, O. R., Moskaliuk, A., Lesnik, O., Levchuk, S., ... Kashparov, V. (2023). Variability of activity concentrations and radial distributions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in trunk wood of Scots pine and Silver birch. *Journal of Environmental Radioactivity*, 263, article ID 107186. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107186>.
13. Мацала, М. С., & Білоус, А. М. (2021). *Природна динаміка лісів Чорнобильської зони відчуження (1986–2020)*. Житомир: Бук-Друк.
14. Turfan, N., Kurnaz, A., & Saryıldız, T. (2021). Effect of air pollution on element profile and radioactive compounds in six tree species. *Ağaç Ve Orman*, 2(2), 82–92. URL: <https://izlik.org/JA97KM35XJ>.
15. Noda, Y., Aohara, T., Satoh, S., & Furukawa, J. (2019). Application of the Artificial Annual Environmental Cycle and Dormancy-Induced Suppression of Cesium Uptake in Poplar. In T. Nakanishi, M. O'Brien, & K. Tanoi (Eds.), *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III)* (pp. 95–105). Singapore: Springer. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-981-13-3218-0\\_10](https://doi.org/10.1007/978-981-13-3218-0_10).
16. Mechshanova, A., Berillo, D., & Polyakov, V. (2026). Chemical composition and ecological adaptation of *Populus* (*Salicaceae*) species and hybrids depending on soil and environmental conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 16, 3368–3386. DOI: <https://doi.org/10.1039/D5RA08630B>.
17. Manaka, T., Araki, M. G., Ohashi, S., Imamura, N., Sakashita, W., Ogo, S., ... Shinomiya, Y. (2023). Radiocesium mobility in different parts of the two major tree species in Fukushima. *Scientific Reports*, 13, article ID 9144. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-35852-8>.

18. Kenzo, T., Saito, S., Araki, M. G., & Kajimoto, T. (2020). Vertical distribution of radiocesium concentrations among crown positions and year-to-year variation in four major tree species after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 225, article ID 106447. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106447>.
19. Yoschenko, V., Nanba, K., Wada, T., Johnson, T. E., Zhang, J., Workman, D., & Nagata, H. (2022). Late phase radiocesium dynamics in Fukushima forests post deposition. *Journal of Environmental Radioactivity*, 251–252, article ID 106947. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106947>.
20. Ohashi, S., Kuroda, K., Abe, H., Kagawa A., Komatsu, M., Sugiyama, M., ... Takano, T. (2022). Decadal trends in <sup>137</sup>Cs concentrations in the bark and wood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, 12, article ID 11243. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14576-1>.
21. Yasukawa, C., Aoki, S., Nonaka, M., Itakura, M., Tsubokura, M., Baba, K., ... Hayashi, T. (2019). Intake of Radionuclides in the Trees of Fukushima Forests 1. Field Study. *Forests*, 10(8), article ID 652. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10080652>.
22. Відомості з безперервного лісовпорядкування земель лісового фонду: таксаційний опис, відомість інших рубок формування і оздоровлення лісів станом на 01.01.2021 року ДП «Лугинський спецлісгосп». (2021). Ірпінь: Укрліспроект.
23. СОУ 02.02-37-476: 2006. Площі пробні лісовпорядні. Метод закладання. (2006). [Чинний від 2007-05-01]. Київ: Мінагрополітики України.
24. Belli, M., Bunzl, K., Delvaux, V., Gerzabeck, M., Rafferty, B., Riesen, T., ... Wirth, E. (1999). Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments. In I. Linkov, W.R. Schell (Eds.), *Contaminated Forests. NATO Science Series*, 58. Dordrecht: Springer. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-94-011-4694-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-011-4694-4_2).

Дата першого надходження рукопису до редакції: 26.01.2026  
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 02.03.2026  
Дата публікації: 10.04.2026

## ВПЛИВ БОЙОВИХ ДІЙ НА ПРОСТОРОВУ НЕОДНОРІДНІСТЬ ЗАБРУДНЕННЯ РУХОМИМИ ФОРМАМИ СВИНЦЮ ГРУНТІВ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

О.М. Грищенко<sup>1</sup>, Р.П. Паламарчук<sup>1</sup>, М.М. Пташнік<sup>1</sup>,  
С.І. Жученко<sup>2</sup>, В.О. Сироватко<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України» (м. Київ, Україна)

e-mail: [grischenkoel@ukr.net](mailto:grischenkoel@ukr.net); ORCID: 0000-0002-1241-7183

e-mail: [prp777@ukr.net](mailto:prp777@ukr.net); ORCID: 0000-0002-5965-1305

e-mail: [mihaptashnik@ukr.net](mailto:mihaptashnik@ukr.net); ORCID: 0000-0001-8002-7139

<sup>2</sup> Південно-східний міжрегіональний центр ДУ «Держґрунтоохорона»

(с. Дослідне, Дніпропетровська обл., Україна)

e-mail: [dnipropetrovsk@iogu.gov.ua](mailto:dnipropetrovsk@iogu.gov.ua); ORCID: 0009-0006-2632-9666

e-mail: [rodgrunt\\_dp@ukr.net](mailto:rodgrunt_dp@ukr.net); ORCID: 0009-0002-2576-3269

У статті висвітлено особливості просторового розподілу вмісту рухомих форм свинцю в ґрунтах земель, ушкоджених унаслідок воєнних дій на території Херсонської обл. Об'єктом досліджень слугували 347 змішаних проб ґрунту, відібраних із 24 земельних ділянок загальною площею 1496,7111 га в межах Бериславського та Херсонського р-нів. До обстеження залучено територію, що зазнали мінування, артилерійських, мінометних, ракетних та авіаційних ударів, а також землі зі слідами пожеж, вирвами, залишками боєприпасів, нафтопродуктів і знищеної техніки. Встановлено, що середньозважений вміст рухомих форм свинцю сягав 1,47 мг/кг ґрунту, змінюючись у межах 0,49–5,07 мг/кг. Найвищі середні значення виявлено в межах с. Старосілля Великоолександрівської громади, с. Благодатне Високопільської громади та у межах с. Таврійське Тягинської громади — відповідно 5,07, 2,81 і 2,24 мг/кг. Найнижчі значення зафіксовано в межах с. Костирка Високопільської громади — 0,57 мг/кг та с-ща Велика Олександрівка Великоолександрівської громади — 0,49 мг/кг. Коефіцієнт варіації становив 63,8%, що свідчить про високий рівень просторової неоднорідності та локально-осередковий характер накопичення забруднювача. Середні значення в межах досліджених територій не перевищували гранично допустимої концентрації, однак в окремих пробах вміст свинцю був 15,0 мг/кг, тобто перевищував норматив у 2,5 рази. За рівнем забруднення 36,9% обстежених земельних угідь характеризувалися відсутністю забруднення, 26,4% — слабким, 17,7 — помірним, 9,4 — середнім, 4,4 — високим і 1,5% — дуже високим рівнем. Це підтверджує наявність локальних екологічно небезпечних осередків і вказує на те, що для таких земель недостатньо узагальноної оцінки за середніми показниками. Доцільним є проведення просторово деталізованого моніторингу, виділення зон підвищеного ризику та впровадження рекультивацийних і запобіжних заходів перед повноцінним сільськогосподарським використанням.

**Ключові слова:** агроландшафти, важкі метали, гранично допустима концентрація, еколого-токсикологічний стан, моніторинг земель, порушені землі, рівень забруднення.

### ВСТУП

Війна належить до найпотужніших антропогенних чинників трансформації ґрунтового покриву, оскільки спричиняє механічне руйнування поверхні, утворення вирв, переміщення значних мас ґрунту,

ущільнення, зміну мікрорельєфу та хімічне забруднення. На відміну від більшості традиційних техногенних навантажень, воєнний вплив має виражений локальний характер, часто поширюється на землі сільськогосподарського призначення та супроводжується тривалими екологічними наслідками [1; 2]. У сучасних дослі-

дженнях, присвячених екологічним наслідкам військових дій, підкреслюється, що їхній вплив охоплює не лише руйнування природних і агроєкосистем, а й довготривалу деградацію ґрунтового середовища [3; 4].

Серед потенційно токсичних елементів, пов'язаних із військовими діями, особливе місце посідає свинець. Він може надходити до ґрунту з уламками боєприпасів, продуктами вибуху, зруйнованою військовою технікою, паливно-мастильними матеріалами та іншими техногенними залишками [5]. Екотоксикологічне значення свинцю зумовлено його токсичністю, кумулятивною дією, здатністю накопичуватися в ґрунтовому профілі та переходити в трофічні ланцюги. За даними ВООЗ, навіть відносно невисокі рівні тривалого надходження свинцю пов'язані з ризиками для нервової, серцево-судинної систем та особливо розвитку дітей [6]. Саме тому в ґрунтових дослідженнях доцільно зосереджувати увагу на рухомих формах свинцю, оскільки саме вони характеризують потенційно доступну для біоти частку свинцю в ґрунті.

Досвід дослідження територій, ушкоджених унаслідок воєнних дій у різних країнах вказує на те, що забруднення ґрунту здебільшого не має рівномірного характеру. Воно формується як сукупність локальних осередків забруднення, пов'язаних із місцями детонацій, концентрацією уламків боєприпасів, переміщенням техніки та дрібномасштабною неоднорідністю рельєфу [7; 8]. Для України ця проблема набула особливої актуальності у зв'язку зі значними масштабами воєнно зумовленого порушення земель після 2022 р. Останні публікації засвідчують, що бойові дії спричинили значну фізичну деградацію ґрунтів, формування ландшафтів із численними вирвами, механічне порушення ґрунтового профілю внаслідок вибухів, появу локальних осередків накопичення важких металів та істотне ускладнення подальшого землекористування [9; 10]. Водночас дані щодо вмісту рухомих форм свинцю для степових регіонів України, зокрема Херсонської обл., залишаються обмеженими.

Останніми роками в Україні опубліковано низку наукових праць, присвячених ґрунтам, ушкодженим унаслідок бойових дій, екологічному стану чорноземів, що зазнали воєнного впливу, ризикам забруднення токсичними елементами, а також умісту валових і рухомих форм важких металів на окремих територіях [11; 12]. Однак для земель півдня України, де поєднуються особливо інтенсивний мілітарний вплив і складна структура агропромислових груп ґрунтів, питання просторової неоднорідності рухомих сполук свинцю потребує окремого комплексного дослідження. Такий підхід дає змогу не лише фіксувати сам факт забруднення, а й виявляти локальні осередки ризику в межах конкретних землекористувань.

**Мета дослідження** — оцінити сучасний стан забруднення ґрунтів рухомими сполуками свинцю на територіях Херсонської обл., що зазнали бойових дій, та встановити особливості просторової неоднорідності його розподілу.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

У світовій науковій літературі ґрунтові наслідки війни розглядають як окремі напрями досліджень, що охоплює фізичні, хімічні та біологічні зміни в докільді. Зокрема, дослідження G.E. Machlis, T. Hanson [1], а також M.J. Lawrence, H.L.J. Stemberger із співавт. [3] показали, що воєнні дії змінюють структуру ландшафтів, режими землекористування та перебіг екологічних процесів у просторі й часі. G. Certini, а також P. Vroomandi зі співавт. [2; 4] узагальнили, що для ґрунтів, які зазнали воєнного впливу, характерне поєднання механічного руйнування, локального хімічного забруднення та високої дрібномасштабної просторової контрастності.

Одним із найбільш інформативних напрямів є дослідження важких металів, що надходять у ґрунт із боєприпасів, продуктів їх детонації та військової техніки. Зокрема, E. Meerschman, L. Coeckx та ін. [7] на матеріалах ландшафтів бойових дій Першої світової війни встановили, що свинець і мідь

формують стійкі просторові закономірності, які зберігаються протягом десятиліть. D. Vidosavljevic та співавт. [8] для Хорватії показали, що воєнні дії можуть залишати довготривалі наслідки в ґрунтовому покриві у вигляді підвищеного вмісту важких металів на сільськогосподарських землях. Z. Althaaan та D. Dobslaw [13] також виявили чіткий зв'язок між зонами бойового впливу та просторовою мінливістю забруднення ґрунтового покриву важкими металами на територіях сучасного конфлікту в Іраку.

Для України після 2022 р. особливого значення набули публікації, в яких висвітлено загальну екологічну шкоду війни, деградацію ґрунтового покриву та фізичні й хімічні порушення земель. Зокрема, Р. Pereira [9] розглянув вплив російсько-української війни на довкілля загалом, а М. Солоха [10] охарактеризували деградацію і забруднення ґрунтів унаслідок збройного конфлікту в Україні. У роботі О. Bonchkovskiy [11] доведено, що поєднання дистанційного зондування, ґрунтового картування, польових обстежень і лабораторних аналізів є ефективним підходом до дослідження ґрунтів, порушених унаслідок бойових дій. К. Smirnova [12] охарактеризували екологічний і токсикологічний стан чорноземів, що зазнали воєнного впливу, на прикладі територіальної громади Харківської обл.

Дослідженнями Ю.О. Зайцева [14], безпосередньо присвяченими важким металам, встановлено підвищений уміст валових форм у ґрунтах Сумської обл., а О.М. Грищенко, Р.П. Паламарчук та ін. [15] проаналізували вміст рухомих форм важких металів на території Миколаївської обл. Для Львова К. Petrushka, M.S. Malovanyu [16] оцінили ризики забруднення ґрунту токсичними елементами в умовах війни. Водночас у матеріалах N. Denisov та D. Averin [17], а також A. Splodytel [18] наголошено на необхідності термінового картування та системного моніторингу ґрунтів на територіях, ушкоджених унаслідок бойових дій.

Попри наявність зазначених праць, для Херсонської обл. просторову неодно-

рідність рухомих сполук свинцю на землях, що зазнали різних видів мілітарного впливу, досліджено недостатньо. Це має принципове значення, оскільки локально-осередковий характер воєнно зумовленого забруднення не може бути адекватно відображений лише середніми показниками в межах земельного масиву. У зв'язку з цим у роботі акцент зроблено не на порівнянні з довоєнним фоном, а на аналізі сучасного просторового розподілу рухомих сполук свинцю та виокремленні локальних зон підвищеного ризику.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Об'єктом досліджень слугували 347 проб ґрунту, відібраних із 24 земельних ділянок загальною площею 1496,7111 га, що зазнали впливу бойових дій на території Бериславського та Херсонського р-нів Херсонської обл. Просторове розміщення дослідних полів у межах області відображає їхню територіальну представленість і нерівномірний розподіл у межах постраждалих громад (рис. 1). Відомості про місце відбору проб та адміністративне розташування досліджених ділянок наведено в табл. 1.

У дослідження було включено землі, розташовані в межах Борозенської, Високопільської, Великоолександрівської, Тягинської, Калинівської, Чорнобаївської, Херсонської та Бериславської ТГ. На підготовчому етапі за кадастровими номерами та матеріалами попередніх обстежень встановлювали місце розташування кожної ділянки, її адміністративне підпорядкування, вид землекористування та агровиробничу групу ґрунтів. Одночасно фіксували видимі ознаки мілітарного впливу, зокрема вирви, сліди пожеж, залишки техніки, боеприпасів і нафтопродуктів, ознаки фортифікаційних споруд та ущільнення ґрунту (табл. 2).

Ґрунтовий покрив обстежених територій є неоднорідним і представлений переважно чорноземами південними різного ступеня змитості та гранулометричного складу, лучно-чорноземними глеюватими

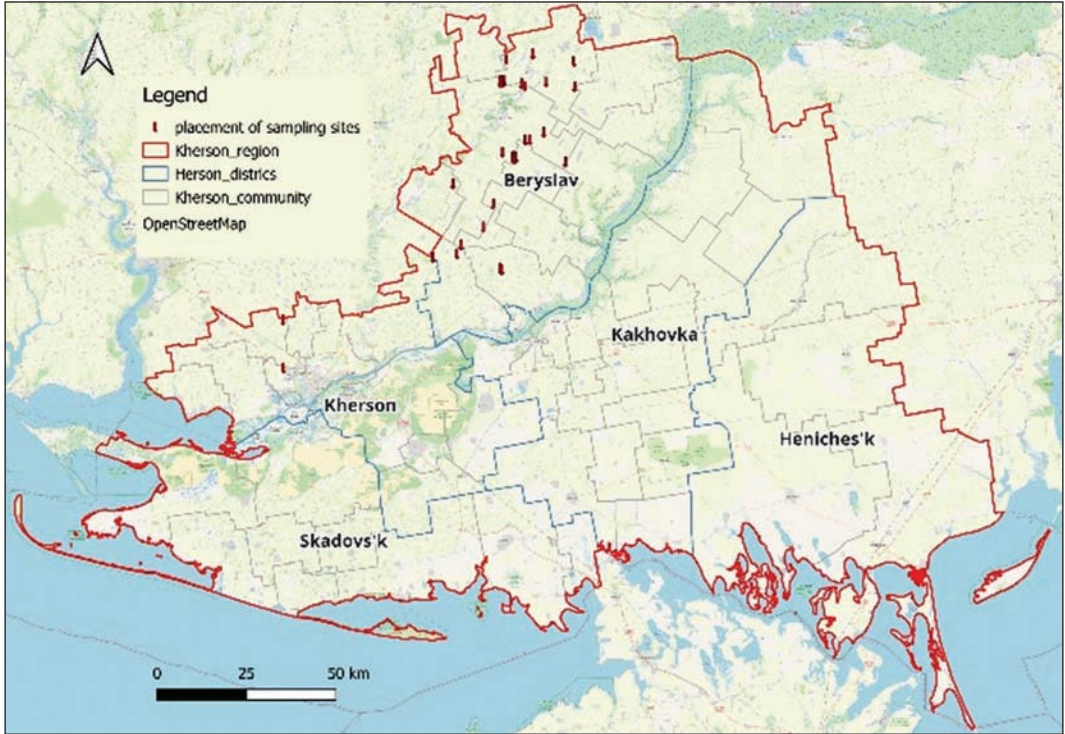


Рис. 1. Місця розташування дослідних полів, Херсонська обл., CS63

Таблиця 1. Місця відбору проб ґрунту на території Херсонської обл., 2025 р.

№ ділянки	Місце відбору
1	с. Дмитренка Борозенської ТГ Бериславського р-ну
2	с. Іванівка Високопільської ТГ Бериславського р-ну
3	с. Новопетрівка Високопільської ТГ Бериславського р-ну
4	с. Благодатне Високопільської ТГ Бериславського р-ну
5	с. Костирка Високопільської ТГ Бериславського р-ну
6	с. Незламне Високопільської ТГ Бериславського р-ну
7, 9	с. Трифонівка Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
8, 10	с. Старосілля Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
11, 12, 23	с-ще Велика Олександрівка Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
13, 15	с. Садок Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
14	с. Іщенка Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
16	с. Стариця Борозенської ТГ Бериславського р-ну
17	с. Криничанка Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
18	с. Таврійське Тягинської ТГ Бериславського р-ну
19	с. Сухий Ставок Калинівської ТГ Бериславського р-ну
20	с. Барвінок Чорнобаївської ТГ Херсонського р-ну
21	с. Чорнобаївка Комишанської селищної ради Херсонської ТГ Херсонського р-ну
22	с. Кам'яне Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну
24	с. Тараса Шевченка Бериславської ТГ Бериславського р-ну

Таблиця 2. Дані про ушкодження території внаслідок ведення бойових дій

№ ділянки	Інформація про мілітарний вплив
1	Мінування. Ущільнення ґрунту. Виявлено 4 вирви завглибшки 40–70 см та діаметром від 2,0 до 3,0 м, залишки знищеної техніки та залишки боєприпасів
2	Мінування, артилерійські та мінометні обстріли. Виявлено 5 вирв завглибшки до 0,8 м та діаметром близько 1,5 м, сліди пожеж, залишки боєприпасів, частини снарядів та реактивних систем залпового вогню «Град» та «Ураган»
3	Мінування. Ущільнення ґрунту. Виявлено вирви та залишки боєприпасів
4	Мінування, ракетні, артилерійські та мінометні обстріли. Виявлено 15 вирв завглибшки від 0,5 до 1,0 м та діаметром до 3 м, залишки нерозірваних боєприпасів та частини снарядів та ракет
5	Артилерійські та мінометні обстріли, сліди пожеж
6	Артилерійські та мінометні обстріли. Виявлено 2 вирви завглибшки до 1,0 м та діаметром близько 2 м
7	Мінування, ущільнення ґрунту, ракетні, артилерійські, мінометні обстріли та авіабомбові удари. Виявлено 5 вирв завглибшки до 1,0 м та діаметром 2,5–3,0 м, сліди пожеж та залишки боєприпасів
8	Мінування, обстріли некерованими авіаційними ракетами («НУРС»). Виявлено невеликі вирви, сліди пожеж, залишки зброї та боєприпасів
9	Мінування, ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, сліди пожеж, залишки нафтопродуктів та боєприпаси та їх залишків
10	Ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, сліди пожеж, залишки нафтопродуктів та боєприпаси
11	Ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено чотири невеликі вирви та одну завглибшки 2,0 м і завширшки 3,0 м, залишки зброї, зокрема ракет, касетних боєприпасів та фортифікаційні споруди
12	Ракетні і мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви та численні уламки боєприпасів
13	Ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, залишки зброї та боєприпасів
14	Мінування, ракетні, артилерійські і мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, сліди пожеж, знищену техніку, залишки нафтопродуктів та боєприпаси
15	Мінування, ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, залишки зброї та боєприпасів
16	Мінування, ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирву завглибшки близько 1 м і діаметром близько 5 м та п'ять вирв меншого розмір, залишки приповерхневих фортифікаційних споруд, боєприпасів, зокрема фрагменти ракет РСЗВ «Ураган» та артилерійські снаряди 122 калібру
17	Ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, сліди пожеж, знищену техніку, боєприпаси та їх залишки
18	Ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено п'ять вирви завглибшки близько 0,5–0,7 м та завширшки 1,0–1,2 м, залишки боєприпасів
19	Мінування, ракетні, авіаційні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено значну кількість вирв, зокрема 13 вирв завглибшки 3,0 м та діаметром 5 м, 31 вирву завглибшки 1,5 м та діаметром 2,5 м, сліди пожеж, залишки нафтопродуктів, зброї та боєприпасів, знищену техніку

№ ділянки	Інформація про мілітарний вплив
20	Артилерійські та мінометні обстріли. Виявлено незначні вирви, сліди пожеж, залишки зброї та боєприпасів
21	Мінування, ракетні, артилерійські і мінометні обстріли. Виявлено 15 вирв завглибшки 1,0–1,5 м і діаметром 1,0–1,7 м, сліди пожеж, боєприпаси та їх залишки
22	Ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено вирви, сліди пожеж, залишки боєприпасів
23	Мінування, артилерійські і мінометні обстріли, ущільнення ґрунту. Виявлено незначні вирви, сліди пожеж, залишки зброї та боєприпасів
24	Мінування, артилерійські обстріли та атаки БПЛА, ущільнення ґрунту. Виявлено 10 вирв завглибшки близько 2 м і діаметром близько 8 м, сліди пожеж та залишки боєприпасів

й глейовими подовими, а також темно-каштановими та лучно-каштановими ґрунтами (табл. 3). Таке різноманіття ґрунтових умов є важливим для оцінювання

рухомості свинцю, оскільки на неї можуть впливати гранулометричний склад, ступінь оглеєння, змитість і сорбційні властивості ґрунту.

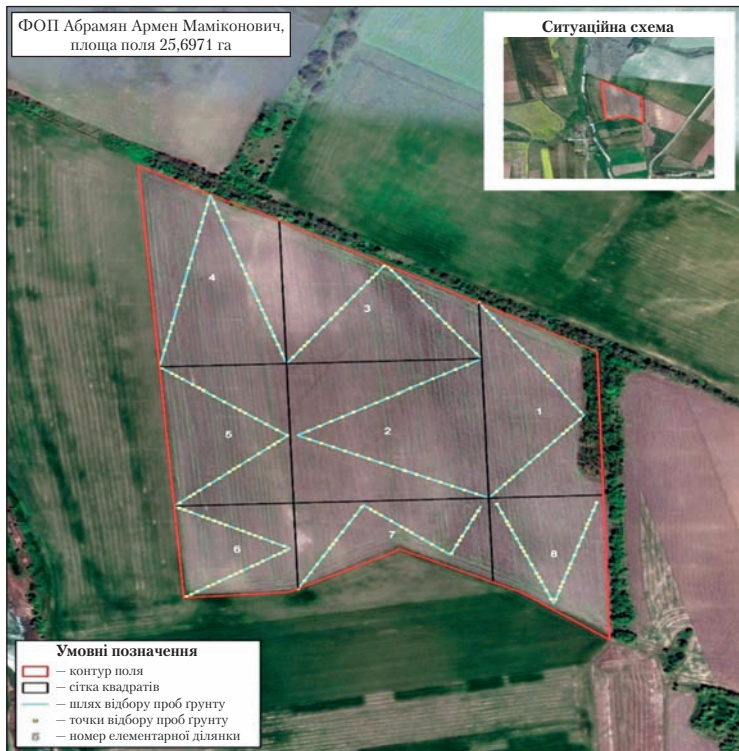
Таблиця 3. Агровиробничі групи ґрунтів на обстежених ділянках

№ ділянки	Шифр та назва агровиробничої групи
1, 13, 14, 15, 23	71е – чорноземи південні важкосуглинкові і легкоглинисті та їх слабо- і залишково-солонцюваті відміни (особливо цінні ґрунти)
2, 3	74е – чорноземи південні слабозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті
4	74г – чорноземи південні слабозмиті легкосуглинкові, 74д – чорноземи південні слабозмиті середньосуглинкові, 75д – чорноземи південні середньозмиті середньосуглинкові, 76г – чорноземи південні сильнозмиті легкосуглинкові, 76д – чорноземи сильнозмиті середньосуглинкові, 133д – лучні ґрунти та їх слабосолонцюваті і слабоосолоділі відміни середньосуглинкові
5, 12	166е – лучно-чорноземні глеюваті і глейові подові важкосуглинкові і легкоглинисті ґрунти
6, 7, 9, 11, 16	71е – чорноземи південні важкосуглинкові і легкоглинисті та їх слабо- і залишково-солонцюваті відміни (особливо цінні ґрунти), 166е – лучно-чорноземні глеюваті і глейові подові важкосуглинкові і легкоглинисті ґрунти
8	74г – чорноземи південні слабозмиті легкосуглинкові, 74д – чорноземи південні слабозмиті середньосуглинкові, 217 – розмиті ґрунти і виходи елювію щільних карбонатних порід
10	74г – чорноземи південні слабозмиті легкосуглинкові, 92б – чорноземи на пісках незмиті та слабозмиті глинисто-піщані, 133е – лучні ґрунти та їх слабосолонцюваті і слабоосолоділі відміни важкосуглинкові і легкоглинисті
17	74е – чорноземи південні слабозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті, 77е – чорноземи південні слабодельовані важкосуглинкові і легкоглинисті
18	74е – чорноземи південні слабозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті, 75е – чорноземи південні середньозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті
19, 24	71е – чорноземи південні важкосуглинкові і легкоглинисті та їх слабо- і залишково-солонцюваті відміни (особливо цінні ґрунти), 74е – чорноземи південні слабозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті

№ ділянки	Шифр та назва агрогосподарської групи
20	107е – темно-каштанові слабосолонцюваті важкосуглинкові і легкоглинисті ґрунти, 167е – лучно-каштанові глеюваті і глейові подові важкосуглинкові і легкоглинисті ґрунти
21	110д – темно-каштанові слабозмиті середньосуглинкові ґрунти, 111д – темно-каштанові середньо- і сильнозмиті середньосуглинкові ґрунти
22	71е – чорноземи південні важкосуглинкові і легкоглинисті та їх слабо- і залишково-солонцюваті відміни (особливо цінні ґрунти), 74е – чорноземи південні слабозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті, 75е – чорноземи південні середньозмиті важкосуглинкові і легкоглинисті

Відбір проб проводили відповідно до вимог ДСТУ 4287:2004 [19]. Земельні масиви поділяли на елементарні ділянки площею до 5 га, що забезпечувало вищу просторову деталізацію дослідження. Із кожної елементарної ділянки відбирали 20–25 індивідуальних проб, з яких фор-

мували один змішаний зразок. Відбір здійснювали з глибини орного шару 0–30 см, але не менше 10 см. Просторову організацію елементарних ділянок показано на прикладі поля № 10, розташованого в межах с. Старосілля Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну (рис. 2).



**Рис. 2.** Розміщення елементарних ділянок на полі № 10 розташованому на території с. Старосілля Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну Херсонської обл. (приклад)

Уміст рухомих сполук свинцю визначали в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії відповідно до ДСТУ 4770.9:2007 [20]. Для оцінювання екологічного стану ґрунтів використовували гранично допустиму концентрацію (ГДК) рухомих сполук свинцю – 6 мг/кг [21]. Групування ґрунтів за агрохімічними та токсикологічними показниками здійснювали відповідно до Методики проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення [22].

Статистичну обробку результатів виконували з використанням показників описової статистики: середнього значення, мінімуму, максимуму, стандартної помилки, середньоквадратичного відхилення та

коефіцієнта варіації. Просторову неоднорідність оцінювали за поєднанням середніх значень по ділянках, меж їх варіювання та структури розподілу за рівнями забруднення. Такий підхід дає змогу визначити не лише загальний рівень забруднення, а й виявити локальні осередки підвищених значень, характерні для ґрунтів, ушкоджених унаслідок воєнних дій [4; 11].

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Уміст рухомих сполук свинцю в ґрунтах досліджених земель відзначався значною просторовою мінливістю, що підтверджувалося відмінностями між середніми значеннями по ділянках і межами їх варіювання (табл. 4).

Таблиця 4. Уміст рухомих сполук свинцю у ґрунтах досліджених ділянок Херсонської обл.

Проба ґрунту	Свинець, мг/кг ґрунту			
	$\bar{x}^*$	min...max	V, %	Рівень забруднення
1	1,26	0,76...2,36	34,1	Слабке
2	1,44	0,01...4,59	84,2	Слабке
3	1,02	0,01...4,59	150,5	Слабке
4	2,81	0,38...6,01	55,7	Середнє
5	0,57	0,02...2,72	162,2	–
6	1,27	0,02...4,04	113,1	Слабке
7	0,81	0,29...2,00	67,7	Слабке
8	1,57	1,08...3,08	54,5	Помірне
9	0,72	0,10...1,68	60,5	–
10	5,07	1,86...15,0	86,9	Дуже високе
11	2,15	0,42...5,20	74,3	Помірне
12	0,49	0,46...0,52	6,2	–
13	1,88	0,71...2,63	31,9	Помірне
14	1,49	1,26...1,82	16,0	Помірне
15	0,99	0,53...2,28	72,7	Слабке
16	1,07	0,66...2,56	53,2	Слабке
17	0,89	0,63...1,73	37,9	Слабке
18	2,24	0,86...3,60	38,3	Помірне
19	0,99	0,65...2,66	50,9	Слабке
20	1,50	0,94...2,21	81,8	Помірне
21	1,29	0,97...3,74	16,7	Слабке
22	1,40	0,37...3,04	59,6	Слабке
23	1,44	0,50...2,00	54,2	Слабке
24	0,96	0,72...1,26	24,2	Слабке

Проба ґрунту	Свинець, мг/кг ґрунту			
	$\bar{x}^*$	min...max	V, %	Рівень забруднення
Середнє значення	1,47	61,97		
Стандартна помилка	0,19			
Середньоквадратичне відхилення	0,94			
Коефіцієнт варіації	63,8			
Min	0,49		6,2	
Max	5,07		162,2	

Середньозважений уміст свинцю становив 1,47 мг/кг за меж варіювання 0,49–5,07 мг/кг. Стандартна помилка дорівнювала 0,19 мг/кг, середньоквадратичне відхилення – 0,94 мг/кг за коефіцієнта варіації – 63,8%, що свідчить про високу просторову неоднорідність розподілу елемента та локально-осередковий характер техногенного навантаження.

Найвищий вміст рухомих сполук свинцю зафіксовано на ділянці 10 у межах с. Старосілля Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну – 5,07 мг/кг, с. Благодатне Високопільської ТГ Бериславського р-ну – 2,81 мг/кг (ділянка 4), с. Таврійське Тягинської ТГ Бериславського р-ну – 2,24 мг/кг (ділянка 18) та с-ще Велика Олександрівка Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну – 2,15 мг/кг (ділянка 11). Найнижчі середні значення встановлено на ділянці 12 (с-ще Велика Олександрівка) – 0,49 мг/кг і в межах с. Костирка Високопільської ТГ (ділянка 5) – 0,57 мг/кг. Тому, вже на рівні середніх значень простежується істотна диференціація між обстеженими територіями, що відображає локальну мозаїчність забруднення ґрунтового покриву внаслідок воєнних дій.

Середні значення в межах досліджених ділянок не перевищували чинної гранично допустимої концентрації для рухомих сполук свинцю, однак максимальні значення в межах окремих територій були значно вищими. Так, у межах с. Благодатне Високопільської ТГ (ділянка 4) максимум становив 6,01 мг/кг, а в межах с. Старо-

сілля Великоолександрівської ТГ (ділянка № 10) – 15,0 мг/кг, що перевищувало гранично допустиму концентрацію у 2,5 раза. Це свідчить, що навіть за відсутності перевищення ГДК за середніми значеннями в межах окремого поля можуть формуватися локальні осередки з потенційно небезпечними концентраціями рухомих сполук свинцю.

За середніми значеннями для 24 обстежених ділянок переважали території зі слабким і помірним рівнем забруднення. Водночас структура розподілу вмісту рухомих сполук свинцю за рівнями забруднення засвідчила переважання категорії без ознак забруднення – 36,9%, тоді як частка слабого рівня становила 26,4%, помірного – 17,7, середнього – 9,4, підвищеного – 3,9, високого – 4,4, а дуже високого – 1,5% (рис. 3). Це свідчить, що поряд із відносно помірним загальним фоном у межах досліджених земель формуються локальні осередки підвищеного вмісту свинцю.

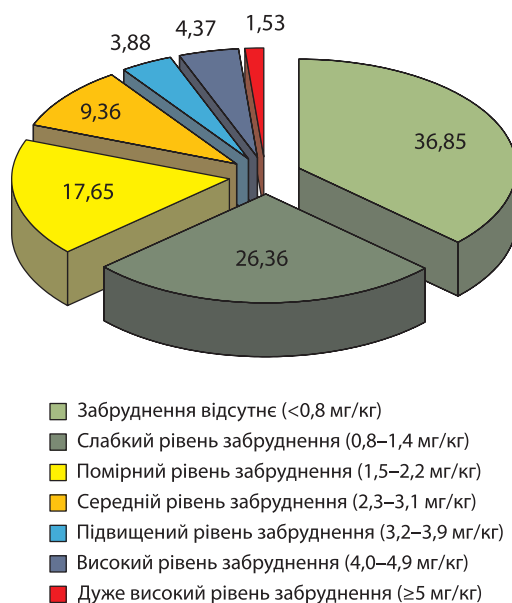
Зв'язок між підвищеним умістом свинцю та характером бойових ушкоджень найбільш чітко простежується на окремих обстежених територіях. Зокрема, у межах с. Старосілля Великоолександрівської ТГ (ділянка 10) зафіксовано ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту, вирви, сліди пожеж, залишки нафтопродуктів і боеприпасів (див. *табл. 2*). У межах с. Благодатне Високопільської ТГ (ділянка 4) відзначено мінування, ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, численні вирви, а також залишки нерозірва-

них боеприпасів і частини ракет. У межах с. Таврійське Тягинської ТГ (ділянка 18) встановлено ракетні, артилерійські та мінометні обстріли, ущільнення ґрунту, вирви й залишки боеприпасів. Саме поєднання таких чинників дає підстави пов'язувати підвищені концентрації свинцю з локальними джерелами техногенного надходження металу.

Такий зв'язок можна пояснити дією кількох механізмів. Уламки боеприпасів і металеві фрагменти є безпосереднім джерелом надходження свинцю в ґрунт, продукти детонації та горіння військової техніки формують вторинні осередки накопичення токсичних елементів, а вирви й механічне порушення верхнього шару спричиняють переміщення ґрунтових мас, і як наслідок, перерозподілу техногенних часток у межах поля [4; 18]. Унаслідок цього для земель, ушкоджених унаслідок воєнних дій, характерне поєднання механічного порушення та просторової строкатості агроекологічного стану ґрунтів.

Водночас ступінь механічного ушкодження території не завжди прямо узгоджується із середнім вмістом рухомих форм свинцю. Так, у межах с. Сухий Ставок Калинівської ТГ Бериславського р-ну (ділянка 15), де зафіксовано значну кількість вирв, сліди пожеж, залишки нафтопродуктів, зброї та знищеної техніки, середній вміст свинцю становив лише 0,99 мг/кг. Подібну невідповідність виявлено і в межах с. Трифонівка Великоолександрівської ТГ (ділянка 9), де за наявності мінування, ракетних, артилерійських та мінометних обстрілів, слідов пожеж і нафтопродуктів середній вміст рухомих сполук свинцю сягав 0,72 мг/кг. Це свідчить, що для рухомих форм свинцю вирішальне значення має не лише інтенсивність бойових дій, а й локальне розсіювання уламкового матеріалу, мікрорельєф, сорбційні властивості ґрунту та умови міграції елемента [7; 13].

Високі коефіцієнти варіації в межах окремих ділянок є додатковим свідченням мозаїчного характеру забруднення. Так, у межах с. Новопетрівка Високопільської ТГ (ділянка 3) значення коефіцієнта варіації



**Рис. 3.** Структура розподілу значень вмісту рухомих сполук свинцю за рівнями забруднення на обстежених територіях Херсонської обл., %

становило 150,5%, у межах с. Костирка Високопільської ТГ (ділянка 5) — 162,2%, а у межах с. Незламне Високопільської ТГ (ділянка 6) — 113,1%, попри відносно невисокі середні значення вмісту свинцю. Це підтверджує, що навіть за слабого середнього рівня забруднення в межах окремої ділянки можуть утворюватися дрібні локальні осередки підвищених концентрацій.

Особливо показовою є ділянка № 10 в межах с. Старосілля Великоолександрівської ТГ Бериславського р-ну, де встановлено найвищий середній вміст рухомих сполук свинцю. Просторове розміщення елементарних ділянок у межах цього поля свідчить про високу деталізацію обстеження та підтверджує локальний характер виявленої аномалії (див. *рис. 2*). Оскільки на полі було виокремлено вісім елементарних ділянок з окремими маршрутами відбору проб, саме така схема дала змогу встановити максимальні значення, які могли б бути нівельовані за менш деталізованого обстеження.

Певну роль у формуванні просторової неоднорідності забруднення можуть відігравати й агровиробничі особливості ґрунтів. Досліджені території охоплювали чорноземи південні різного ступеня змитості, лучно-чорноземні глейоваті й глейові подові, а також темно-каштанові та лучно-каштанові ґрунти (див. *табл. 3*). Територія в межах с. Старосілля Велико-олександрівської ТГ (ділянка 10), де зафіксовано максимальний середній уміст свинцю, приурочена до поєднання слабозмитих легкосуглинкових чорноземів, чорноземів на пісках і лучних ґрунтів. Імовірно, така комбінація ґрунтових умов у поєднанні з мілітарним навантаженням могла сприяти більшій контрастності розподілу рухомої форми свинцю. Водночас на окремих важкосуглинкових і глейових ґрунтах навіть за інтенсивних бойових ушкоджень середній уміст свинцю залишався нижчим.

Порівняння одержаних результатів із сучасними літературними даними підтверджує, що бойові дії зумовлюють насамперед формування локальних осередків підвищеного вмісту токсичних елементів, а не обов'язково рівномірне підвищення їх фонового рівня [10; 11]. Для територій, що зазнали воєнного впливу, характерне поєднання відносно чистих мікрозон і дрібних осередків із підвищеним умістом металів [8; 18]. Саме такий характер просторового розподілу виявлено і в досліджених землях Херсонської обл.

Тому, оцінювання таких земель лише за середнім значенням у межах земельної ділянки є недостатнім. Для територій, що зазнали бойових дій, потрібні деталізовані схеми відбору проб, локальне картування забруднення, виокремлення «гарячих то-

чок» і встановлення пріоритетних ділянок для подальшого обстеження, тимчасового обмеження використання або проведення рекультиваційних заходів. Для земель сільськогосподарського призначення це особливо важливо під час ухвалення рішень щодо відновлення виробництва, безпечного вирощування сільськогосподарських культур і планування комплексу ґрунтоохоронних заходів.

## ВИСНОВКИ

У результаті обстеження земель, ушкоджених унаслідок бойових дій на території Бериславського та Херсонського р-нів Херсонської обл., встановлено виражену просторову неоднорідність умісту рухомих сполук свинцю в ґрунтах. Середньозважений уміст становив 1,47 мг/кг, змінюючись у межах 0,49–5,07 мг/кг. Найвищі середні значення зафіксовано на ділянках, де відзначено інтенсивні обстріли, вирви, сліди пожеж, залишки боеприпасів, нафтопродуктів і знищеної техніки. Коефіцієнт варіації на рівні 63,8% свідчить про мозаїчний характер забруднення та наявність локальних осередків підвищених концентрацій. Попри відсутність перевищення гранично допустимої концентрації, в окремих пробах уміст свинцю досягав 15,0 мг/кг, що підтверджує формування потенційно небезпечних локальних аномалій. Для мінімізації ризиків вторинного забруднення та екологічно безпечного подальшого використання таких земель необхідними є просторово деталізований моніторинг, картування локальних осередків підвищеного вмісту свинцю, а також обґрунтування рекультиваційних і ґрунтоохоронних заходів.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Machlis, G. E., & Hanson, T. (2008). Warfare ecology. *BioScience*, 58(8), 729–736. DOI: <https://doi.org/10.1641/B580809>.
2. Certini, G., Scalenghe, R., & Woods, W. I. (2013). The impact of warfare on the soil environment. *Earth-Science Reviews*, 127, 1–15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.009>.
3. Lawrence, M. J., Stemberger, H. L. J., Zolderdo, A. J., Struthers, D. P., & Cooke, S. J. (2015). The effects of modern war and military activities on biodiversity and the environment. *Environmental Reviews*, 23(4), 443–460. DOI: <https://doi.org/10.1139/er-2015-0039>.
4. Broomandi, P., Guney, M., Kim, J. R., & Karaca, F. (2020). Soil contamination in areas impacted by military activities: A critical review. *Sustainability*, 12(21), 9002. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12219002>.
5. Lima, D. R. S., Bezerra, M. L. S., Neves, E. B., & Moreira, F. R. (2011). Impact of ammunition and military explosives on human health and the environ-

- ment. *Reviews on Environmental Health*, 26(2), 101–110. DOI: <https://doi.org/10.1515/revch.2011.014>.
6. World Health Organization. (2024). *Lead poisoning and health*. URL: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>.
  7. Meerschman, E., Cockx, L., Islam, M. M., Meeuw, F., & Van Meirvenne, M. (2011). Geostatistical assessment of the impact of World War I on the spatial occurrence of soil heavy metals. *Ambio*, 40(4), 417–424. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0104-6>.
  8. Vidosavljevic, D., Puntarić, D., Gvozdić, V., Jergović, M., Miškulin, M., Puntarić, I., ... Šijanović, S. (2013). Soil contamination as a possible long-term consequence of war in Croatia. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 63(4), 322–329. DOI: <https://doi.org/10.1080/09064710.2013.777093>.
  9. Pereira, P., Bašić, F., Bogunovic, I., & Barceló, D. (2022). Russian-Ukrainian war impacts the total environment. *Science of the Total Environment*, 837, 155865. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155865>.
  10. Solokha, M., Demyanyuk, O., Symochko, L., Mazur, S., Vynokurova, N., Sementsova, K., & Mariychuk, R. (2024). Soil degradation and contamination due to armed conflict in Ukraine. *Land*, 13(10), 1614. DOI: <https://doi.org/10.3390/land13101614>.
  11. Bonchkovskiy, O., Ostapenko, P., Bonchkovskiy, A., & Shvaiko, V. (2025). War-induced soil disturbances in north-eastern Ukraine (Kharkiv region): Physical disturbances, soil contamination and land use change. *Science of the Total Environment*, 964, 178594. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178594>.
  12. Smirnova, K., Baliuk, S., Kucher, A., Vorotyntseva, L., & Honcharova, A. (2024). Ecological and toxicological condition of militarily degraded chernozems: A case study of the Chkalovsk territorial community. *Scientific Horizons*, 27(11), 90–104. DOI: <https://doi.org/10.48077/scihor11.2024.90>.
  13. Altahaan, Z., & Dobsław, D. (2024). The impact of war on heavy metal concentrations and the seasonal variation of pollutants in soils of the conflict zone and adjacent areas in Mosul City. *Environments*, 11(11), 247. DOI: <https://doi.org/10.3390/environments11110247>.
  14. Зайцев, Ю. О., Грищенко, О. М., Романова, С. А., & Зайцева, І. О. (2022). Вплив бойових дій на вміст валових форм важких металів у ґрунтах Сумського та Охтирського районів Сумської області. *Агроекологічний журнал*, 3, 136–149. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2022.266419>.
  15. Грищенко, О. М., Паламарчук, Р. П., Шляхтуров, Д. С., Запасний, В. С., & Крупко, Г. Д. (2025). Забруднення ґрунту рухомими формами важких металів унаслідок бойових дій на території Миколаївської області. *Агроекологічний журнал*, 4, 96–107. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2025.345436>.
  16. Petrushka, K., Malovanyu, M. S., Skrzypczak, D., Chojnacka, K., & Warchoł, J. (2024). Risks of soil pollution with toxic elements during military actions in Lviv. *Journal of Ecological Engineering*, 25(1), 195–208. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/175136>.
  17. Denisov, N., & Averin, D. (2017). *Environmental assessment and recovery priorities for eastern Ukraine*. VAITE. URL: [https://cdn.osce.org/sites/default/files/f/documents/4/3/362566\\_0.pdf](https://cdn.osce.org/sites/default/files/f/documents/4/3/362566_0.pdf).
  18. Splodytel, A., Holubtsov, O., Chumachenko, S., & Sorokina, L. (2023). *The impact of Russia's war against Ukraine on the state of the country's soil: Analysis results*. Ecoaction — Centre for Environmental Initiatives. URL: <https://en.ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2023/05/impact-on-soil-russian-war.pdf>.
  19. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. (2005). [Чинний від 2005-07-01]. Київ: Держспоживстандарт України.
  20. ДСТУ 4770.9:2007. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектروفотометрії. (2009). [Чинний від 2009-01-01]. Київ: Держспоживстандарт України.
  21. Про затвердження нормативів гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах, а також переліку таких речовин. Постанова Кабінету Міністрів України № 1325. (2021). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1325-2021-%D0%BF>.
  22. Яцук, І. П., & Балук, С. А. (Ред.). (2019). *Методика проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення* (2-ге вид., допов.). Київ: ДУ «Інститут охорони ґрунтів України». URL: <https://iup.gov.ua/wp-content/uploads/2020/07/metodyka-ahrokhimichnoi-pasportyzatsii.pdf>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 30.01.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 01.03.2026

Дата публікації: 10.04.2026

## МОДЕЛЮВАННЯ БІОРЕМЕДІАЦІЙНОГО ВІДНОВЛЕННЯ БІОГЕННОСТІ ЧОРНОЗЕМУ ПІВДЕННОГО ЗА МІЛІТАРНОГО ВПЛИВУ

Т.М. Мельничук, С.В. Мідик, Ю.Ю. Вішован,  
О.П. Самкова, Р.П. Богданович, М.І. Феделеш-Гладинець

Національний університет біоресурсів і природокористування України  
(м. Київ, Україна)

e-mail: melnychuktm1962@gmail.com; ORCID: 0000-0002-0465-9457

e-mail: svit.mid@gmail.com; ORCID: 0000-0002-2682-2884

e-mail: anatomi1991@gmail.com; ORCID: 0000-0003-1128-593X

e-mail: samkova\_op@ukr.net; ORCID: 0000-0002-2132-3357

e-mail: rbogdanovych@ukr.net; ORCID: 0009-0008-5457-3353

e-mail: fedelelesh@nubip.edu.ua; ORCID: 0000-0001-7885-6392

Поглиблення проблеми деградації ґрунтів через воєнні дії на території нашої держави потребує пошуку шляхів прискореного їх відновлення. Передусім від пошкодження потерпає ґрунтова мікробіота, зменшується її чисельність та різноманіття, що негативно впливає на стан та функції ґрунтів. У статті розглянуто результати наукових досліджень показників вмісту пестицидних сполук, поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) та родючості ґрунтів чорнозему південного Снігурівської громади Миколаївської обл. за впливу ракетного влучання в склад із агрохімікатами, а також шляхів відновлення його біогенності. Модельний дослід проведений у теплиці Української лабораторії якості і безпеки продукції агропромислового комплексу НУБіП України зі зразками ґрунту з шару 0–20 см у посудинах об'ємом 2,5 дм<sup>3</sup>. Встановлено, що у зразках ґрунту, відібраних поряд із зоною ракетного влучання (контроль) була більша концентрація вмісту усіх компонентів ПАВ, ніж у забрудненому ґрунті. Ця закономірність вказує на проблему забруднення ґрунтів, що знаходяться у межах впливу воєнних дій. У забрудненому ґрунті спостерігали залишки пестицидів: метрибузин, який в 3,8 рази перевищував гранично допустиму концентрацію (ГДК) — 0,2 мг/кг, та метолахлор, уміст якого в 1,6 рази був вищим ГДК — 0,02 мг/кг. У пошкодженому ґрунті відмічено зниження щільності популяцій мікроорганізмів залежно від еколого-трофічної та таксономічної групи від 2 до 7,6 рази відносно контролю. Біомаса ґрунтових мікроорганізмів зазнала зниження за мілітарного впливу в 9,0 разів, порівняно з контролем. Застосування відновлювального комплексу, що включав органічне добриво Паросток та бактеріально-метаболічний препарат Ультрачист, сприяло зростанню показників біогенності ґрунту, зокрема, його біомаси в 1,8 рази, порівняно з пошкодженим ґрунтом. Запропонований відновлювальний комплекс може розглядатися як перспективний засіб біоаугментації на початкових етапах ремедіації ґрунтів за їх багатоконпонентного забруднення.

**Ключові слова:** ґрунтові мікроорганізми, деградація, токсичність, фітостимуляція, біоаугментація, відновлювальний комплекс.

### ВСТУП

Деградація ґрунтів є проблемою світового масштабу, оскільки представляє загрозу для біорізноманіття, продовольчої безпеки та сталого розвитку екосистем. Воєнні дії, що активізувались останніми роками на

території нашої держави, поглибили цю проблему. Втрачають свою цінність природні ландшафти, складаються небезпечні умови для існування представників флори і фауни та життя людей. Площі деградованих ґрунтів за мілітарного впливу зростають з кожним роком. Ґрунти зазнають істотних змін на рівні фізичних, хімічних і біологічних властивостей, що несе за со-

бою втрати їх родючості та унеможливило одержання якісної продукції.

Пошук шляхів прискореного відновлення порушених ґрунтів є одним із пріоритетних напрямів наукових досліджень. Біоремедіаційні стратегії поновлення ґрунтів, що зазнали хімічного забруднення, включають різновиди фіторемедіації, яка стримує міграцію забруднювача осадженням (фітостабілізація) чи поглинанням (фітоаккумуляція), або стимулює мікробну активність у ризосфері для розкладання політанта (фітостимуляція), а також мікробну біоремедіацію. Остання базується на використанні мікроорганізмів для деградації агентів забруднення, яка поділяється за напрямками: створення оптимальних умов через додавання поживних речовин і вологи (біостимуляція) та внесення в ґрунт для цільового розкладання політантів селекціонованих мікроорганізмів-деструкторів (біоаугментація).

**Мета роботи** — дослідити елементи біоремедіаційних стратегій відновлення біогенності чорнозему південного, що зазнав забруднення внаслідок ракетного влучання в склад агрохімікатів.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Воєнні дії після повномасштабного вторгнення спричинили значні руйнування природного середовища, що позначилося і на властивостях ґрунтового покриву. С.А. Балюк із колегами [1; 2] вказують на те, що вже понад 5 млн га лише чорноземів України зазнали деградації внаслідок мілітарного впливу. Потрапляння різної природи хімічних речовин призводить до довготривалого погіршення якості ґрунту та втрати його продуктивних властивостей, як зазначено в роботах О. Голубцова і J.P. Costa зі співавт. [3; 4].

Одним із найнебезпечніших наслідків війни є забруднення ґрунтів продуктами вибухів, паливно-мастильними матеріалами та металами. Вибухові речовини після детонації частково залишаються в ґрунті у вигляді токсичних залишків, що повільно розкладаються. Ці сполуки здатні інгібу-

вати ферментні системи мікроорганізмів, знижуючи інтенсивність дихання та мінералізації органічних сполук [3].

Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) є небезпечними для навколишнього середовища, оскільки володіють канцерогенними, мутагенними та тератогенними властивостями. Їх появу викликають термічні процеси, пов'язані зі спалюванням органічної сировини. Агентством з охорони навколишнього середовища США (EPA) було визначено список із 16-ти ПАВ (нафтален, ацетанафтен, аценафтен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пірен, бенз(а)антрацен, хризен, бенз(б)флуорантен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пірен, дибенз(а, h)антрацен, бензо( g, h, i)перилен, індено(1, 2, 3- cd)пірен) пріоритетними забруднювачами з точки зору їх токсичності [5]. Цей перелік став основою для розробки аналітичних методів для визначення ПАВ у навколишньому середовищі. В цьому списку найтоксичнішою сполукою є бенз(а)пірен, тому за його вмістом в різних країнах контролюється стан компонентів екосистем та безпека харчової продукції. ГДК бенз(а)пірену для ґрунту в Україні регламентується на рівні 0,02 мг/кг [6].

На рівень накопичення та утримання ПАВ у ґрунтах впливає кілька чинників, включаючи рН, ступінь розкладання органічного розчину та мінеральну фракцію, кожен різною мірою. Питання щодо поведінки та накопичення ПАВ у різних типах ґрунтів недостатньо вивчене, що підкреслює необхідність подальших досліджень. На це вказують і автори на чолі з S. Dołęgowska [7].

L. Helian зі співавт. [8] дослідили взаємозв'язок концентрацій ПАВ із вмістом загального органічного вуглецю, сажі та інших форм органічного вуглецю і показали, що існує позитивна кореляція між концентраціями ПАВ та вмістом органічного вуглецю в осадах. Встановлено найвищу загальну концентрацію ПАВ у фракції розміром 250–500 мкм, яка має високу схильність поєднуватися з природною органічною речовиною, що перешкоджає спробам відновлення.

ПАВ міцно скріплюються з ґрунтом залежно від його природи, гранулометричного складу, доступного органічного вуглецю, азоту, рН, температури та вологості. З них гранулометричний склад є найважливішим показником впливу на їх закріплення в ґрунтах. Глинистий ґрунт зв'язує ПАВ найбільше, а піщаний — найменше, це викладено в праці R. Singh [9].

Біологічна рекультивация є основним напрямом відновлення ґрунтів після мілітарних впливів. Її сутність полягає у відновленні мікробного ценозу, гумусного стану і кругообігу поживних елементів. Шляхи його відновлення можуть бути різними залежно від умов та стану ґрунту і включати внесення корисної мікробіоти чи підвищення активності аборигенної мікробіоти.

Загальна структура та формування мікробної спільноти на забруднених ділянках зазвичай залежить від цілої низки чинників, деякі бактерії часто є головними. Так, у ґрунтах, що зазнали пірогенного впливу, домінують можуть стати актинобактерії, як відображено в роботі S. Jiang з співавторами [10].

Дослідження O. Muter [11] продемонстрували домінуючу чисельність типів *Proteobacteria* та *Firmicutes* у різних процесах біодеградації, що сприяють автохтонній та алохтонній біоаугментації. Дослідження біодеградації сирої нафти виявили основні типи ґрунтових мікроорганізмів, що належали до *Proteobacteria*, *Firmicutes*, *Bacteroidetes*, *Actinobacteria* та *Acidobacteria*, як повідомлялося в праці Y.R. Pi та M.T. Bao [12]. Деякі ключові ферменти, пов'язані з біодеградацією нафтопродуктів, були зафіксовані у *Bacillus megaterium* (алкангідроксилаза, катехол-1,2-діоксигеназа, протокатехол-3,4-діоксигеназа), *Bacillus pumilus* (естерази та ліпаза), *Pseudomonas aeruginosa* (катехол-1,2-діоксигеназа, протокатехол-3,4-діоксигеназа) та *Stenotrophomonas maltophilia* (катехол-2,3-діоксигеназа).

Біодеградація забруднювачів відбувається як за аеробних, так і анаеробних умов із залученням природної або штучно внесеної мікробіоти. Для очищення ґрунту від вибухівки, паливно-мастильних матеріа-

лів та важких металів найчастіше використовують представників родів *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Bacillus*, *Serratia*, *Stenotrophomonas*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus*, *Cellulomonas* та ін., як зазначено в дослідженні М.Б. Галкіна з колегами [13]. Бактерії родів *Pseudomonas*, *Bacillus* та *Rhodococcus* можна знайти в широкому спектрі екосистем. Вони є домінуючими через мікробну сукцесію під час біодеградації і демонструють надзвичайну активність у розкладанні природних забруднювачів і ксенобіотиків та беруть участь у мікробних консорціумах. Відома роль *Rhodococcus* spp. у біодеградації органічних забруднювачів, а також у відновленні нітрифікаційної продуктивності за наявності антибактеріальних агентів в активному мулі та інших процесах, що відображено в низці публікацій [14–16]. Катаболічна активність родококів включає катаболізацію коротко- й довголанцюгових алканів, а також ароматичних (галогенованих та нітрозаміщених), гетеро- і поліциклічних ароматичних сполук.

Представники родів *Bacillus*, *Pseudomonas* та *Rhodococcus* використовують як інокулянт для біоаугментації, про що описано в колективних працях на чолі з I. Ahmad та A. Lara-Moreno [17; 18]. Відомо про варіації та сукцесії мікробних спільнот після біоаугментаційної ремедіації, де введений мікробний біоагент зникає під час процесу ремедіації. Однак було виявлено позитивний вплив на динаміку біодеградації, що може бути результатом післядії метаболітів.

Для покращення ефективності біоаугментації необхідно насамперед вирішити проблеми тривалого перебування спеціальних функціональних бактерій та підтримки взаємодії серед мікробних угруповань, на це вказує робота Y. Chen з співавторами [19]. Як відомо з напрацювань колективу авторів на чолі з G. Vasilyeva [20], додавання природних сорбентів, серед яких органічні речовини, до забруднених ґрунтів зумовило зниження токсичності ґрунту, зменшення гідрофобності ґрунту, оптимізації рН ґрунту та водно-повітряного режиму, що значно стимулювало деградацію нафти. Як роз-

крито в дослідженні N. M. Jabbar зі співавторами, за умови неможливого повного розщеплення залишків забруднювачів, іммобілізація та зниження біодоступності органічних їх форм у ґрунтах є критично важливими, що потребує регулярного моніторингу активності ґрунтової мікробіоти [21].

У працях останніх двох років науковцями ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» представлені концептуальні засади відновлення родючості та здоров'я чорноземів, де розкриваються аспекти інформаційного забезпечення щодо стану окремих ділянок, заходи прискореної реабілітації та запровадження живих ґрунтових лабораторій [1; 2].

Дослідження деградованих внаслідок воєнних дій ґрунтів набули широких масштабів, охоплюючи різні типи ґрунтів, характер впливу, їх стан та умови і перспективи відновлення. Потрапляння вибухових речовин, важких металів, нафтопродуктів і продуктів горіння в орний шар призвели до порушення мікробіологічної рівноваги, зниження активності ґрунтових мікроорганізмів і деградації гумусного стану. Стан ґрунту, який є потужним біогеохімічним резервуаром і забезпечує стає функціонування екосистем, визначається активністю мікроорганізмів і спрямованістю процесів, що відбуваються за їх впливу. Тому пошук шляхів відновлення біогенності порушених ґрунтів є важливим аспектом біоремедіаційних стратегій.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Для дослідження відбирали зразки ґрунту в с. Киселівка Снігурівської ОТГ, яка є однією з найбільш постраждалих територій Миколаївської обл. від воєнних дій під час повномасштабного вторгнення. Обрана ділянка зазнала негативного впливу ще й від потрапляння пестицидів, оскільки було ракетне влучання в склад агрохімікатів. Лабораторні дослідження здійснювались в Українській лабораторії якості і безпеки продукції агропромислового комплексу НУБіП України, модель-

ний дослід був закладений у теплиці. Досліджуваний ґрунт — чорнозем південний, відбір зразків ґрунту проводили з шару 0–20 см безпосереднього місця ракетного влучання в склад з агрохімікатами та з локації поряд (контроль).

Скринінговий пошук залишків хімічних сполук, що є діючою речовиною пестицидів та їх метаболітів, за базою мас-спектрів ГХ/МС виконували в автоматичному режимі та за переліком цільових компонентів із застосуванням системи Agilent Technologies 7890-MSD 5977C з моноквадрупольним мас-селективним детектором. Аналіз здійснювали шляхом зіставлення отриманих мас-спектрів із базою даних NIST, що інтегрована з програмним забезпеченням приладу DRS-AMDIS та згідно з переліком пестицидних сполук. Підготовку проб для аналізу проводили відповідно до DIN EN 15662:2018-07.

Визначення поліциклічних ароматичних вуглеводнів у ґрунтах виконували відповідно до ДСТУ ISO 13877:2005 Якість ґрунту. Визначення багатоядерних ароматичних вуглеводнів методом високоефективної рідинної хроматографії. Масові частки окремих ПАВ розраховували за методом абсолютного градування (зовнішнього стандарту) за допомогою програмного забезпечення Chromeleon і виражали у мкг/кг.

Хіміко-аналітичні дослідження здійснені згідно з нормативною базою: вміст гумусу ДСТУ 4289:2004; обмінна кислотність — ISO 10390:2005; вміст амонійного і нітратного азоту — ISO 11261:1995; рухомого фосфору та обмінного калію — ДСТУ 4114-2002 за Мачигінім.

У модельних дослідах як фітостимулятори було використано низку видів рослин: *Elytrigia intermedia* (Host.) Nevski., *Brassica napus* L., *Hordeum vulgare* L., *Pisum sativum* L., *Sorghum sudanense* (Piper.) Stapf. Висів насіння проводили в посудини об'ємом 2,5 дм<sup>3</sup> в 3-разовому повторенні, по 4 рослини на 1 ємність. Дослід тривав 50 діб, рослини були у фазі кушення. Біомасу рослини визначали ваговим методом у висушених зразках.

Відновлювальний комплекс (ВК) вносили в ґрунт перед посівом шляхом об'єднання його компонентів відповідно до рекомендованої дози внесення: органічне добриво Паросток — 4 т/га, Ультрачист — 10 см<sup>3</sup> робочого розчину на 1 дм<sup>3</sup> ґрунту в перерахунку на 1 посудину. Застосований нами біопрепарат Ультрачист містить природні штами мікроорганізмів (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Dietzia*, *Rhodococcus*). Він ефективно розкладає органічні забруднювачі (пестициди, нафтопродукти, харчові відходи) та сприяє відновленню екологічного балансу у ґрунті. Інший компонент відновлювального комплексу — органічне добриво Паросток містить високу концентрацію макро- та мікроелементів, біологічно активних речовин та збалансований симбіотичний консорціум ефективних мікроорганізмів.

Дослідження біогенності ґрунту проводили у варіантах, де росли рослини ячменю, згідно з загальноприйнятими у ґрунтовій мікробіології методиками [22], а також відповідно до вимог ДСТУ ISO 14240-2:2003 Якість ґрунту. Визначання ґрунтової мікробної біомаси. Част. 2. Фумігаційно-екстракційний метод (ISO 14240-2:1997, IDT).

Встановлення швидкості базального дихання ґрунтових мікроорганізмів здійснювали відповідно до вимог ДСТУ ISO 16072:2005 Якість ґрунту. Лабораторні методи визначення мікробного дихання ґрунту та OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Test No. 217: Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test.

Статистичну обробку даних для виявлення достовірності розбіжностей між варіантами виконували за допомогою програми Microsoft Excel.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Агентством з охорони навколишнього середовища США (EPA) встановлено 16 пріоритетних найбільш токсичних ПАВ. Дослідження вмісту поліароматичних вуглеводнів у відібраних зразках виявило значно вищу концентрацію 15 ПАВ

на контролі, ніж у забрудненому зразку ґрунту, де концентрація бенз(а)пірену становила 0,367 мг/кг, що є значно вищим показником, ніж ГДК його для ґрунту (0,02 мг/кг) (табл. 1; рис. 1).

В іншому зразку, що відібраний безпосередньо із зони ракетного влучання в склад з агрохімікатами, концентрація бенз(а)пірену була нижчою ГДК і становила 0,012 мг/кг (рис. 2).

Агрохімічні дослідження зразків вказували на дуже високий вміст нітратних і амонійних форм азоту, рухомих форм калію і фосфору, як на контролі, так і у забрудненому ґрунті. Всі зразки ґрунту мали слаболужну реакцію за рН водної витяжки. Вміст гумусу різко відрізнявся від дуже високого (>5,0%) на контролі до дуже низького (<1,1%) в ґрунті, що зазнав мілітарного впливу.

У забрудненому ґрунті визначені залишки таких пестицидів, як метрибузин, який у 3,8 раза перевищував ГДК — 0,2 мг/кг, та метолахлор, вміст якого в 1,6 раза був вищим ГДК — 0,02 мг/кг. Ґрунт контролю мав типово фонове забруднення залишками поліароматичних сполук та метаболітів ДДТ, які відзначаються високою стабільністю, особливо за наявності високого вмісту органічної речовини, а також інших пестицидів, але з концентрацією меншою 0,01 мг/кг. У результаті досліджень спостерігалася така закономірність, що у фоновому ґрунті (контроль) була більша концентрація вмісту усіх компонентів ПАВ, ніж у забрудненому ґрунті (рис. 3).

Така закономірність може бути пов'язана з тим, що контроль має вищий вміст гумусу — 5,16%, ніж зразок після безпосереднього ракетного влучання — 0,75%. Тому знову підтверджується здатність гумусових речовин зв'язувати полютанти. Цю закономірність доведено науковими даними [8; 9], яка вказує на проблему забруднення ґрунтів, що знаходяться в межах впливу воєнних дій.

З метою фітостимуляції активності мікроорганізмів, здатних до деградації забруднювачів, було використано різні види рослин: *Elytrigia intermedia* (Host.) Nevski.,

Таблиця 1. Визначення поліароматичних вуглеводнів у ґрунтах методом рідинної хроматографії

Найменування показників, одиниці вимірювань	Ґрунт (контроль) <sup>(1)</sup>	Ґрунт забруднений <sup>(1)</sup>	Межа кількісного визначення, LOQ <sup>(2)</sup>
Нафтален, мг/кг	0,036	0,033	0,001
Аценафтен, мг/кг	0,225	0,015	0,002
Флуорен, мг/кг	0,029	0,002	0,003
Фенантрен, мг/кг	0,342	0,023	0,002
Антрацен, мг/кг	0,038	0,003	0,002
Флуорантен, мг/кг	1,002	0,048	0,002
Пірен, мг/кг	1,013	0,048	0,002
Бенз(а)нтрацен, мг/кг	0,394	0,017	0,001
Хризен, мг/кг	0,459	0,018	0,002
Бенз(б)флуорантен, мг/кг	0,792	0,021	0,002
Бенз(к)флуорантен, мг/кг	0,290	0,009	0,002
Бенз(а)пірен, мг/кг	0,367	0,012	0,002
Дибенз(а,h)антрацен, мг/кг	0,066	0,002	0,001
Бенз(g,h,i)перилен, мг/кг	0,383	0,011	0,002
Індено(1,2,3-cd)пірен мг/кг	0,346	0,011	0,002

Примітки: <sup>(1)</sup> Результати подано на повітряно-суху речовину; <sup>(2)</sup> Розширена невизначеність отримана шляхом множення стандартного відхилення відтворюваності, обчисленого за уточненим рівнянням Горвіца-Томпсона, на коефіцієнт охоплення  $k=2$ , що визначає інтервал із рівнем довіри, який приблизно дорівнює 95% за допустимого нормального розподілу.

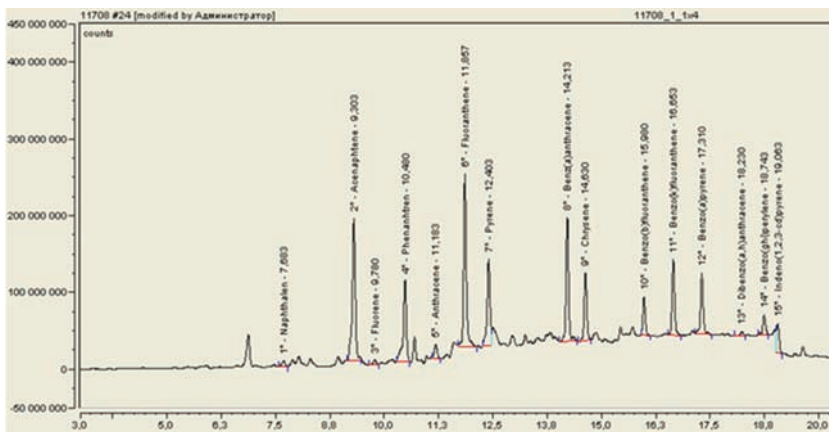


Рис 1. Хроматограма зразка контрольного ґрунту (с. Киселівка, Снігурівська ОТГ, Миколаївська обл.)

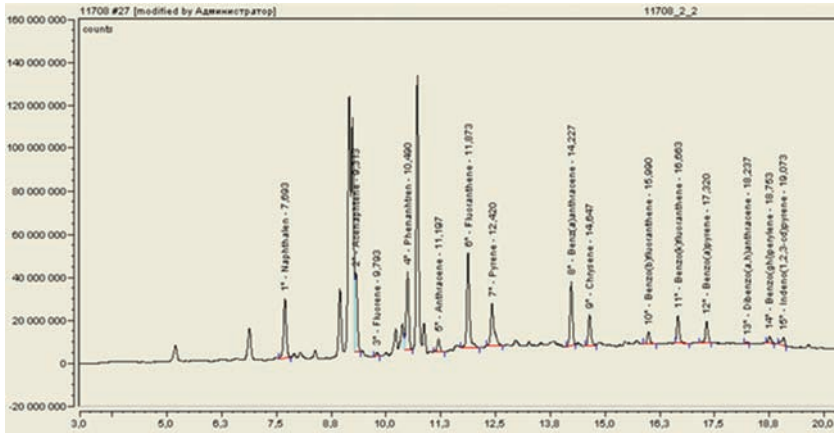


Рис. 2. Хроматограма зразка забрудненого ґрунту (с. Киселівка, Снігурівська ОТГ, Миколаївська обл.)

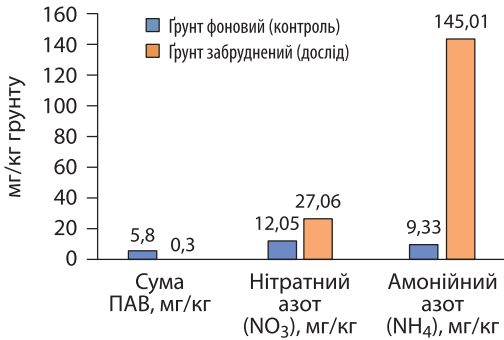


Рис. 3. Залежність накопичення ПАВ від показників родючості ґрунту

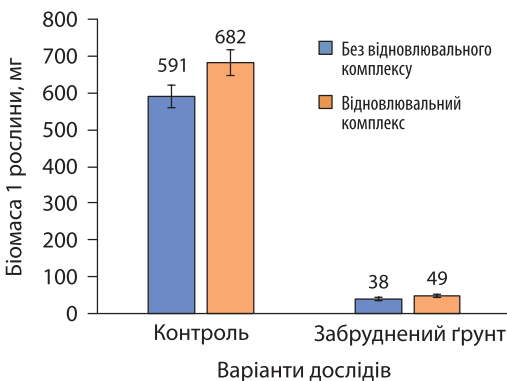


Рис. 4. Вплив забруднення та відновлювального комплексу (ВК) на біомасу сухої рослини *Hordeum vulgare* L., мг

*Brassica napus* L., *Hordeum vulgare* L., *Pisum sativum* L., *Sorghum sudanense* (Piper.) Stapf. Однак умови забрудненого ґрунту не були сприятливими для розвитку сходів досліджуваних культур. У багатьох варіантах спостерігалось зупинення росту пагонів після сходів, або їх відсутність. Лише рослини *Hordeum vulgare* досягли прийнятних для обліку розмірів. Встановлено пригнічення біомаси рослини за впливу забруднення в 15,5 рази, порівняно з контролем, де маса сухої рослини становила 591 мг (рис. 4). Застосування відновлювального комплексу позитивно вплинуло на збільшення біомаси на 15,4% на контролі та на 28,9% у забрудненому ґрунті.

Поясненням негативного впливу на сходи та розвиток рослин є високі концентрації забруднювачів, що гальмують їх ріст та спричиняють загибель. Цей чинник обмежує вибір рослин як фітостимуляторів у процесі біоремедіації, про що свідчать і праці Т.О. Бойко [23].

Біогенність ґрунту є важливим показником його стану. Результати ракетного влучання в склад агрохімікатів позначились на зменшенні щільності популяцій мікроорганізмів досліджуваних екологічних та таксономічних груп чорнозему південного. Чисельність ґрунтової мікробіоти зменшувалась від 2 до 7,6 рази порівняно з контролем (табл. 2).

Таблиця 2. Чисельність ґрунтових мікроорганізмів основних еколого-трофічних груп в зразках чорнозему південного

Варіанти	Чисельність мікроорганізмів, млн КУО/г сухого ґрунту				
	амоніфікувальні	амілолітичні	педотрофні	оліготрофні	актинобактерії
Контроль — фоновий ґрунт поблизу зони впливу ракетного влучання	42,5±2,56	12,1±0,45	39,2±8,02	8,6±0,07	1,02±0,05
Контроль + відновлювальний комплекс (ВК)	37,8±4,49	16,0± 1,01	77,0±10,17	8,3±0,15	1,55±0,01
Ґрунт, забруднений пестицидами та вибуховими речовинами після ракетного влучання	14,5±2,56	1,6± 0,16	12,3±0,64	2,0±0,23	0,26±0,01
Ґрунт забруднений + ВК	24,3±1,34	1,9±0,31	14,7±3,3	1,4±0,04	0,29±0,004

Найчутливішою до негативного впливу виявилась амілолітична група, зменшення кількості мікроорганізмів сягало 10,5 млн КУО/г ґрунту. Тоді як внесення відновлювального комплексу сприяло зростанню чисельності мікроорганізмів на контролі на 32,2%, у пошкодженому ґрунті — на 18,7%. Мікроорганізми, що трансформують переважно органічні форми азоту, також відреагували на воєнні дії зниженням чисельності в 3,9 раза. Реакція мікроорганізмів цієї групи на внесення відновлювального комплексу була позитивною, збільшення на контролі становило 51,9%, у забрудненому ґрунті — 12,5%.

Такі самі тенденції спостерігались на чисельності педотрофів, її зниження в 3,2 раза встановлено від ракетного влучання. Застосування відновлювального комплексу сприяло збільшенню представників цієї групи вдвічі на контролі і на 19,5% у ґрунті, що зазнав мілітарного впливу.

Кількість оліготрофних мікроорганізмів зменшувалась за впливу ракетного влучання у 4,3 раза, порівняно з контролем, до того ж і внесення ВК викликало її зниження у забрудненому ґрунті на 30%. Актинобактерії реагували зниженням на воєнні дії в 2,9 раза до контролю та збільшенням у пошкодженому ґрунті на внесення відновлювального комплексу в 1,7 раза, порівняно зі зразком від ракетного влучання.

Чисельність мікроміцетів зазнала зменшення від мілітарного впливу вдвічі, порівняно з контролем (84,6 тис. КУО/г ґрунту), а також у 1,5 раза за додавання відновлювального комплексу до зразка, де відбулося влучання ракети в склад з отрутохімікатами (рис. 5). Тоді як на контролі внесення ВК сприяло зростанню кількості мікроскопічних грибів на 48,9% щодо контролю.

Дослідження В.П. Оліферчук зі співавторами [24] вказують на те, що в деградованих ґрунтах збільшується частота трапляння токсинотворювальних мікроміцетів. Зни-

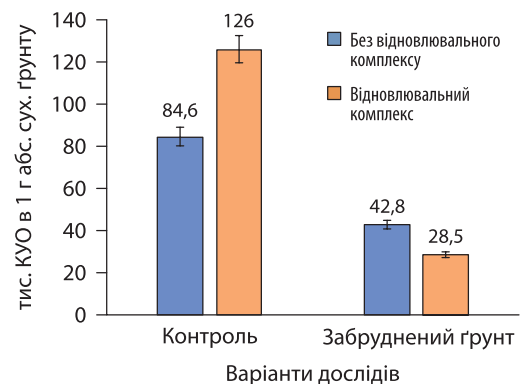
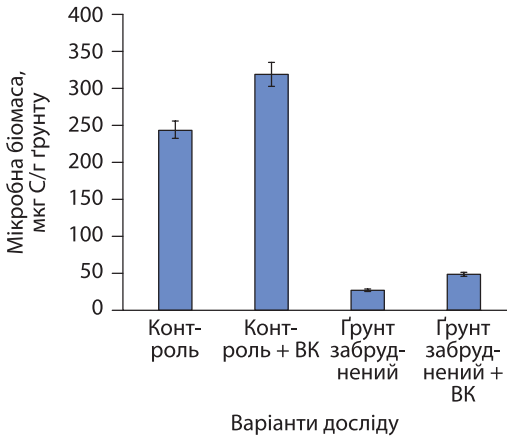


Рис. 5. Чисельність мікроміцетів у чорноземі південному за впливу забруднення та відновлювального комплексу (ВК), тис. КУО в 1 г абсолютно сухого ґрунту



**Рис. 6.** Вплив забруднення та відновлювального комплексу (ВК) на мікробну біомасу чорнозему південного, мкг С/г абсолютно сухого ґрунту

ження мікроміцетів під впливом відновлювального комплексу в умовах чорнозему південного, що зазнав забруднення пестицидами внаслідок ракетного влучання в склад агрохімікатів, можуть бути пов’язані з контролем чисельності токсинотворювальних форм, оскільки серед компонентів Ультрачисту є чинники їх пригнічення.

У роботі С.Г. Корсун зі співавт. [25] представлені результати впливу застосування як меліоранта азотно-фосфорного мінерального добрива, соломі як органічного добрива та біологічного препарату на поліпшення агрохімічних властивостей

ґрунту та оптимізацію спрямованості мікробіологічних процесів. Аналіз процесів, що відбуваються в циклі вуглецю чорнозему південного, свідчить про їх пригнічення за мілітарного впливу. Показники інтенсивності базального дихання ґрунту знизились у 1,6 раза відносно контролю (6,8 мкг  $\text{CO}_2\text{-г}^{-1}\text{-год}^{-1}$ ). Біомаса ґрунтових мікроорганізмів є одним з найбільш важливих характеристик деградації ґрунту та інтегральним показником його біогенності. Внаслідок ракетного влучання в склад агрохімікатів ґрунту відбулось різке зниження біомаси ґрунтових мікроорганізмів, що в 9 разів менше від контролю — 244 мкг С/г ґрунту (рис. 6).

Використання відновлювального комплексу не впливало на показники базального дихання в досліджуваних зразках, проте забезпечило зростання мікробної біомаси ґрунту поряд із зоною ракетного влучання (контроль) у 1,3 раза та пошкодженого — в 1,8 раза.

Дослідження токсичності ґрунту, шляхом обростання його грудочок азотобактером, виявили 100% токсичність пошкодженого ґрунту, яку не вдалось змінити застосуванням відновлювального комплексу (табл. 3).

У ґрунті поблизу зони впливу ракетного влучання в склад агрохімікатів (контроль) токсичність була незначною та становила 15%, а внесення ВК сприяло її зменшенню в 2,5 раза.

**Таблиця 3. Токсичність зразків чорнозему південного, визначена за допомогою азотобактера**

Варіанти	Наявність азотобактера, %	Токсичність, %
Контроль — фоновий ґрунт поблизу зони впливу ракетного влучання	85	15
Контроль+ відновлювальний комплекс (ВК)	94	6
ґрунт, забруднений пестицидами та вибуховими речовинами після ракетного влучання	0	100
ґрунт, забруднений пестицидами та вибуховими речовинами після ракетного влучання + ВК	0	100

## ВИСНОВКИ

Проведені дослідження чорнозему південного Снігурівської громади Миколаївської обл., що зазнав впливу внаслідок ракетного влучання в склад агрохімікатів, вказують на залишки таких пестицидів, як метрибузин, який в 3,8 раза перевищував ГДК — 0,2 мг/кг, та метолахлор, уміст якого в 1,6 раза був вищим ГДК — 0,02 мг/кг, а також на наявність 15 поліароматичних вуглеводнів, що є небезпечними для навколишнього середовища.

У пошкодженому ґрунті відмічено зниження його біогенності: щільності популяцій мікроорганізмів від 2 до 7,6 раза, залежно від еколого-трофічної та таксономічної групи, їх біомаси в 9,0 разів, порівняно з контролем. В умовах модельного дослідження використання відновлювального комплексу, що включав органічне добриво Паросток та бактеріально-метаболічний

препарат Ультрарист, сприяло зростанню показників біогенності ґрунту, зокрема мікробної біомаси до 1,8 раза.

Під час розроблення біоремедіаційних стратегій відновлення біогенності забруднених ґрунтів слід враховувати стійкість фітостимуляторів до полотантів. Біоаугментація може бути найбільш дієвою і важливою на початкових етапах ремедіації ґрунтів за їх багатокомпонентного забруднення.

Для відновлення біологічної активності та родючості деградованих ґрунтів доцільно застосовувати органо-біологічні добрива та мікробні біопрепарати, які є ефективною біотехнологічною стратегією реабілітації екологічно порушених ґрунтів, що зазнали комплексного забруднення за впливу воєнних дій, оскільки поєднує властивості біодеструкції та мікробної стимуляції.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Балюк, С. А., & Кучер, А. В. (Ред.). (2025). *Оцінка впливу збройної агресії на стан чорноземних ґрунтів і заходи з його відновлення*. Київ: Аграрна наука. DOI: <https://doi.org/10.31073/978-966-540-641-9>.
2. Балюк, С. А., Кучер, А. В., Солоха, М. О., & Соловей, В. Б. (2024). Оцінювання впливу збройної агресії рф на ґрунтовий покрив України. *Український географічний журнал*, 1, 7–18. DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2024.01.007>.
3. Голубцов, О., Сорокіна, Л., Сплодитель, А., & Чумаченко, С. (2023). *Вплив війни росії проти України на стан українських ґрунтів*. Київ: ГО «Центр екологічних ініціатив «Екодія».
4. Costa, J. P., Silva, A. L., Barcelo D., & Rocha-Santos T. (2023). Threats to sustainability in face of post-pandemic scenarios and the war in Ukraine. *Sci Total Environ.*, 892, 164509. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164509>.
5. U.S. EPA. Priority pollutant list. *Federal Register (1979)*, 44, 69514–69517.
6. Про затвердження нормативів гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах, а також переліку таких речовин: Постанова Кабінету Міністрів України № 1325 (2025). (Україна). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1325-2021>.
7. Dołęgowska, S., Sołtys, A., Krzciuk, K., Wideł, D., & Michalik, A. (2025). Variability of PAH Patterns in Upper Forest Soil (Sub) horizons — A Case Study From South-Central Poland. *Land Degradation and Development*, 36(1), 90–108. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.5346>.
8. Helian, L., Jiajun, C., Wei, W., & Xuesong, P. (2010). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in different size fractions of soil from a coke oven plant and its relationship to organic carbon content. *Journal of Hazardous Materials*, 176(1–3), 729–734. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.11.095>.
9. Singh, R. K., & Singh, S. K. (2025). Persistent polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil, its bioremediation, and health effects. *Environmental Sciences Europe*, 37, 187. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01230-6>.
10. Jiang, S., Qu, H., Cheng, Z., Fu, X., Yang, L., & Zhou, J. (2025). Actinobacteria emerge as novel dominant soil bacterial taxa in long-term post-fire recovery of taiga forests. *Microorganisms*, 13(6), 1262. DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms13061262>.
11. Muter, O. (2023). Current Trends in Bioaugmentation Tools for Bioremediation: A Critical Review of Advances and Knowledge Gaps. *Microorganisms*, 11, 710. DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms11030710>.
12. Pi, Y. R., & Bao, M. T. (2022). Investigation of kinetics in bioaugmentation of crude oil via high-throughput sequencing: Enzymatic activities, bacterial community composition and functions. *Petroleum Science*, 19, 1905–1914. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.petsci.2022.01.022>.
13. Галкін, М. Б., Страшнова, І. В., & Андрюшенко, А. В. (2024). Використання мікроорганізмів у біоремедіації ґрунтів. *Мікробіологія і біотехнологія*, 2, 28–55. DOI: [https://doi.org/10.18524/2307-4663.2024.2\(61\).310553](https://doi.org/10.18524/2307-4663.2024.2(61).310553).

14. Zhu, G., Zhang, H., Yuan, R., Huang, M., Liu, F., Li, M., Zhang, Y., & Rittmann, B. E. (2023). How *Comamonas testosteroni* and *Rhodococcus ruber* enhance nitrification in the presence of quinoline. *Water Research*, 229(19), 119455 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119455>.
15. Guo, Y., Gao, J., Zhao, Y., Liu, Y., Zhao, M., & Li, Z. (2023). Mitigating the inhibition of antibacterial agent chloroxylenol on nitrification system — The role of *Rhodococcus ruber* in a bioaugmentation system. *Journal of Hazardous Materials*, 447(5), 130758. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130758>.
16. Fuliang, B., Hui, T., Chunguang, W., & Jun, M. (2023). Treatment of nanofiltration concentrate of landfill leachate using advanced oxidation processes incorporated with bioaugmentation. *Environmental Pollution*, 318, 120827. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120827>.
17. Ahmad, I., Abdullah, N., Iwamoto K., Yuzir, A., Mohamad, S. E., Show, P. L., ... Khoo, K. S. (2022). The role of restaurant wastewater for producing bioenergy towards a circular bioeconomy: A review on composition, environmental impacts, and sustainable integrated management. *Environmental Research*, 214, 113854. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113854>.
18. Lara-Moreno, A., Morillo, E., Merchán, F., Madrid, F., & Villaverde, J. (2022). Bioremediation of a trifluralin contaminated soil using bioaugmentation with novel isolated bacterial strains and cyclodextrin. *Science of The Total Environment*, 840, 156695. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156695>.
19. Chen, Y., Wang, S., Geng, N., Wu, Z., Xiong, W., & Su, H. (2022). Artificially constructing mixed bacteria system for bioaugmentation of nitrogen removal from saline wastewater at low temperature. *J. Environ Manage*, 324, 116351. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116351>.
20. Vasilyeva, G., Mikhedova, E., Zinnatshina, L., Strijakova, E., Akhmetov, L., Sushkova, S., & Ortega-Calvo, J.-J. (2022). Use of natural sorbents for accelerated bioremediation of grey forest soil contaminated with crude oil. *Sci. Total Environ.*, 850, 157952. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157952>.
21. Jabbar, N. M., Alardhi, S. M., Mohammed, A. K., Salih, I. K., & Albayati, T. M. (2022). Challenges in the implementation of bioremediation processes in petroleum-contaminated soils. *Environmental Nanotechnology Monitoring & Management*, 18(1), 100694. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100694>.
22. Волкогон, В. В. (Ред.), Надкернична, О. В., Токмакова, Л. М., Мельничук, Т. М., Чайковська, Л. О., Надкерничний, С. П., ... Комок, М. С. (2010). *Експериментальна ґрунтова мікробіологія: моногр.* Київ: Аграрна наука.
23. Бойко, Т. О. (2025). Можливості використання рослин-фіторедеміантів для відновлення урбанізованих територій. *Таврійський науковий вісник*, 144, 299–305. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2025.144.37>.
24. Оліферчук, В. П., Кендзьора, Н. З., Шукель, І. В., Олейнюк-Пухняк, О. Р., & Самарська, М. І. (2023). Мікобіота ґрунтів різного ступеня деградації в багаторічних плодових насадженнях. *Збалансоване природокористування*, 1, 104–122. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2023.278546>.
25. Кореун, С. Г., Болоховська, В. А., Болоховський, В. В., Хоменко, Т. О., Борко, Ю. П., Дем'янюк, О. С., & Костина, Т. П. (2024). Агроекологічне обґрунтування меліоративних чинників для відновлення ґрунтів, порушених війсьними діями. *Агро-екологічний журнал*, 2, 100–112. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2024.305663>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 12.01.2026  
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 27.02.2026  
Дата публікації: 10.04.2026

## ЧАСТОТА ТРАПЛЯННЯ ТА РЯСНІСТЬ АДВЕНТИВНИХ ВИДІВ РОСЛИН В АГРОЦЕНОЗАХ ПРАВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

В.І. Стародуб, Є.Д. Ткач

Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)  
e-mail: [myrzavica88@ukr.net](mailto:myrzavica88@ukr.net); ORCID: 0000-0003-3883-9453  
e-mail: [bio\\_eco@ukr.net](mailto:bio_eco@ukr.net); ORCID: 0000-0002-0666-1956

У статті представлено результати комплексного фітоценотичного моніторингу видового складу та екологічної структури сегетальної, зокрема адвентивної флори агроценозів ключових сільськогосподарських культур (озимих пшениці, ріпаку, ячменю, соняшника, кукурудзи, буряків цукрових) Правобережного Лісостепу України (Вінницька та Одеська обл.). Дослідження зосереджено на кількісній оцінці видового багатства, частоти трапляння (за шкалою Є.Л. Любарського) та рясності (за модифікованою шкалою М.Ф. Комарова) адвентивного компоненту флори агроценозів. У результаті аналізу встановлено, що більшість адвентивних видів характеризуються високою частотою трапляння (переважання у 6-му класі, 81–100%), що прямо свідчить про їхню широку екологічну пластичність та просторову гомогенність поширення в агроценозах. Незважаючи на це, для 84–100% видів зафіксовано середньонизький ступінь рясності, що вказує на відсутність тотальних монодомінантних угруповань. Виняток становлять інвазійні домінанти, як-от *Ambrosia artemisiifolia* L., для яких в агроценозах кукурудзи виявлено високий ступінь рясності, сигналізуючи про формування критичних осередків інвазії. Визначено чітку екологічну диференціацію домінувального складу відповідно до агротехнологічної групи сільськогосподарських культур, наприклад, в озимих переважають зимуючі та однорічні злакові бур'яни, тоді як у просапних та олійних культурах – дводольні й багаторічні коренепаросткові види. Зафіксовано найвищі показники трапляння та рясності для адвентивних видів, що активно можуть заселяти штучні ценози, завдяки своїм екологічним особливостям, як-от висока насіннева продуктивність, а саме: *Iva xanthifolia* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Xanthium strumarium* L. та *Elytrigia repens* L. Отримані дані підтверджують про високий сегетальний потенціал регіону, що вимагає наукового обґрунтування та коригування регіональних гербіцидних стратегій з акцентом на мінімізацію частоти трапляння як сегетальних видів, так і видів-домінантів для забезпечення екологічної стійкості сівозмін.

**Ключові слова:** інвазійні види, екологічна пластичність, видове багатство, біорізноманіття, монокультура, флора, проєктивне покриття.

### ВСТУП

Біологічні інвазії визнані однією з п'яти основних глобальних загроз для збереження біорізноманіття та забезпечення продовольчої безпеки [1; 2]. В агроценозах адвентивні види (АВ) чинять багатовекторний негативний вплив: вони не лише знижують продуктивність сільськогосподарських культур через пряму конкуренцію з аборигенними видами, але й порушують екосистемний баланс, що позначається на біобезпеці загалом.

Агроєкосистеми України, включаючи регіон лісостепової зони, перебувають під

значним антропогенним тиском. Інтенсивне господарювання, промисловий характер сільськогосподарського виробництва, нераціональне застосування агрохімікатів та домінування монокультур сприяють накопиченню небезпечних речовин у навколишньому середовищі. Руїнування науково обґрунтованих сівозмін та збільшення структури посівних площ у бік високо-рентабельних, але монокультурних рішень (наприклад, соняшник та кукурудза), призводить до спрощення екологічних ніш та, як наслідок, до катастрофічного дефіциту органічних речовин, зумовлюючи гумусний дисбаланс [3].

Правобережний Лісостеп України, завдяки сприятливим ґрунтово-кліматичним умовам (чорноземи типові та помірний клімат), є особливо вразливим до вкорінення та подальшої експансії адвентивних видів. Цей регіон функціонує як транзитна зона, де глобалізація та прискорення торгівлі посилюють поширення інвазійних видів рослин. Окрім того, кліматичні зміни (посухи та бездощові літа), особливо в останні десятиріччя, створюють додаткові умови для появи «нових» бур'янів [1].

Зростання площ під високоліквідними культурами, як-от соняшник, який забезпечує прибутковість до 90%, стимулює фермерів до порушення сівозміни. Цей економічно обумовлений вибір підвищує гомогенність агроценозів, що є прямою причиною зниження їхньої біологічної стійкості [4]. Тому, економічна стратегія агровиробництва, що фокусується на швидкому отриманні сільськогосподарської продукції є першопричиною екологічної дестабілізації, яка дає можливість адвентивним видам досягати максимальної частоти трапляння та рясності.

Відомо, що видове різноманіття відображає складність будови і структуру угруповання. Поняття «біорізноманіття», є складним та багатограним і досить часто невизначеним, але описується такими компонентами, як частотою трапляння та рясністю видів, які поширені конкретно в агроценозах [5].

Частота трапляння та рясність виду не пов'язані прямою залежністю. Вид може бути нечисленним, але траплятись досить часто, або численним, однак мати низьку частоту трапляння. Тому, визначення та оцінка видів за такими показниками вкрай необхідна, для подальшого визначення ролі та місця виду в досліджуваному ценозі [6].

З огляду на вищесказане, одним із найбільш показових даних, який характеризує поширення виду, є показник частоти трапляння. Він свідчить про особливості розміщення виду в межах агроценозу і тісно пов'язаний з іншими показниками структури рослинного покриву (числом особин

та/або рясністю; густотою їх стояння, проєктивним покриттям, та ін.).

Тому, **метою нашого дослідження** була кількісна оцінка поширення та домінування ключових адвентивних видів у агроценозах Правобережного Лісостепу та розкриття еколого-фізіологічних механізмів, що забезпечують їхню конкурентну успішність. Отримані дані необхідні для розробки стійких та екологічно обґрунтованих систем управління адвентивними видами рослин у регіонах.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Сучасні дослідження підтверджують, що дестабілізація агроєкосистем є головним чинником успішної експансії АВ. Автори Я.П. Цвей, М.В. Тищенко та О.В. Денисенко [7] акцентували увагу на забур'яненості посівів пшениці озимої, підкреслюючи, що порушення короткоротаційних зернопроросаних сівозмін створює сприятливі умови для накопичення та домінування бур'янів. Збільшення частки високорентабельних, але монокультурних рішень (як-от соняшник та кукурудза,) посилює гомогенність агроценозів, знижуючи їхню біологічну стійкість.

Серед досліджень, присвячених кількісній оцінці засміченості агрофітоценозів зернових культур, особливу увагу привертає робота І.М. Соколовської, в якій було реалізовано моніторинг насінневого складу бур'янів [8].

Праці О.М. Курдюкової [9; 10] щодо нетреби ельбінської (*Xanthium albinum* L.) та інших десяти найрозповсюдженіших бур'янів Степу України демонструють, що певні АВ, які мають високу насінневу продуктивність, вимагають цілеспрямованих хімічних заходів контролю. Це безпосередньо корелює з нашими даними, які фіксують найвищі показники трапляння для *Iva xanthifolia* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Xanthium strumarium* L., які активно заселяють штучні ценози завдяки своїм екологічним особливостям.

Дослідження О.В. Шерстобоевої та ін. [11] присвячено інвазивному потенціалу

чужорідних видів рослин, забезпечує екологічне підґрунтя для розуміння того, чому саме адвентивні види домінують у агроценозах.

Кількісна оцінка флори, використана в нашій роботі, ґрунтується на класичних, але досі актуальних методичних розробках. Так, фундаментальна праця Н.Ф. Комарова [12], що описує методику геоботанічного дослідження сегетальної рослинності та застосування ценотичної рясності (модифікована 6-бальна шкала), використовується для характеристики структури угруповання. У поєднанні зі шкалою частоти трапляння Є.Л. Любарського [13], ці методи дають можливість отримати диференційовану оцінку – виявити види, які є частими, але нечисленними або навпаки.

Попередні дослідження, проведені науковцями В.І. Стародуб, Є.Д. Ткач [14], уже вказували на особливості поширення адвентивних видів в агроценозах пшениці озимої Правобережного Лісостепу. Поточна робота розширює цей моніторинг на ключові сільськогосподарські культури регіону, підтверджуючи загальний високий сегетальний потенціал та екологічну диференціацію домінувального складу бур'янів залежно від типу культури.

Глобальні кліматичні зміни та інтенсифікація торгівлі створюють нові екологічні коридори для інвазійних рослин, що під-

тверджується останніми звітами IPBES та дослідженнями провідних європейських вчених [15; 16]. Зокрема, встановлено, що монокультурні агроєкосистеми з низьким рівнем біорізноманіття є найбільш вразливими до вкорінення неофітів через наявність вільних екологічних ніш та порушення трофічних зв'язків у ґрунті [17]. Сучасні стратегії інтегрованого захисту рослин (ІРМ) у країнах ЄС дедалі більше фокусуються на превентивному моніторингу частоти трапляння інвазійних видів як раннього індикатора екологічної деградації агроландшафтів [18; 19].

Тому, одержані дані є критично важливими у розробці науково-методичних основ оцінки агрофітоценозів та обґрунтуванні необхідності коригування регіональних гербіцидних стратегій [20].

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводили на базі приватних фермерських господарств Одеської та Вінницької обл., які характеризуються типовими для регіону кліматичними умовами, що забезпечило репрезентативність отриманих даних. В Одеській обл. дослідження виконували в Подільському р-ні на території фермерського господарства «БОН» та одноосібного господарства (рис. 1) [21].

1. Вінницька обл.  
(с. Михайлівка,  
ФГ «Зоря Поділля»;  
ФГ «Барабаш СВ»)
2. Одеська обл.  
(с. Бобрік Перший,  
ФГ «БОН»;  
Одноосібне  
господарство)

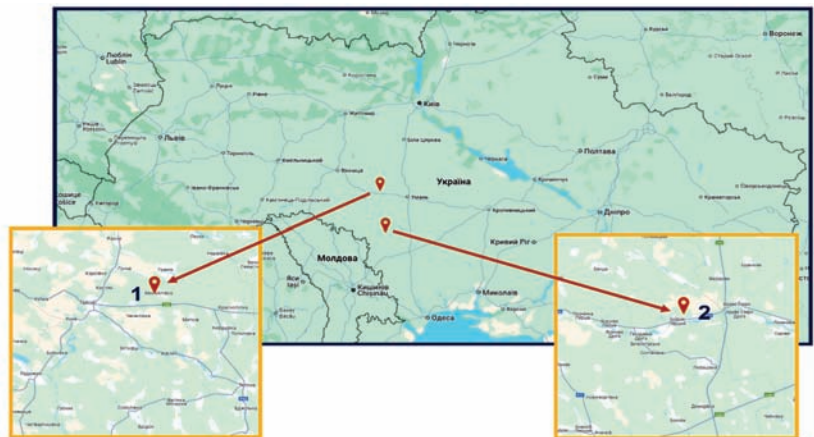


Рис. 1. Територія дослідження агроценозів Правобережного Лісостепу

Примітка: модифіковано авторами із використанням програми Google Earth.

У Вінницькій обл. об'єктами дослідження були господарства Гайсинського р-ну: фермерські господарства (ФГ) «Барабаш С.В.» та «Зоря Поділля» (Михайлівський відділок №6). Об'єктами дослідження були посіви сільськогосподарських культур, що домінують у структурі регіональної сівозміни та мають найбільший вплив на формування монокультурних ланок: пшениця озима (*Triticum aestivum* L.), кукурудза (*Zea mays* L.) та соняшник (*Helianthus annuus* L.), ячмінь озимий (*Hordeum vulgare* L.), ріпак озимий (*Brassica napus* L.), буряк цукровий (*Beta vulgaris* L.).

Ґрунт дослідних ділянок (Одеська обл.) представлений чорноземом типовим: вміст гумусу становить 3,2%, легкогідролізованого азоту — 118,3 мг/кг ґрунту, рухомого фосфору — 147,0; калію — 130,0 мг/кг ґрунту, рН ґрунту — 6,13. Ґрунт дослідних ділянок (Вінницька обл.) — сірий опідзолений: вміст гумусу становить 1,9%, легкогідролізованого азоту — 124,0 мг/кг ґрунту, рухомого фосфору — 159,2; калію — 126,1 мг/кг ґрунту, рН ґрунту — 5,8.

Для кількісної та якісної оцінки адвентивного компоненту сеgetальної флори агроценозів Правобережного Лісостепу застосовано комплексний підхід, що базується на методах маршрутних польових обстежень та стаціонарних геоботанічних описів [11; 20].

**Польові дослідження та облік бур'янового компоненту.** Маршрутні обстеження посівів озимих та ярих культур проводилися впродовж усього вегетаційного періоду. Обліки забур'яненості виконували тричі за вегетаційний сезон, водночас основні дані фіксували у фазі максимального розвитку вегетативної маси бур'янів (травень — липень), що допомогло встановити пікові значення ценотичної потужності адвентивних видів. Для детального вивчення структури угруповань закладали стаціонарні облікові майданчики розміром 1 м<sup>2</sup> (для детального кількісного обліку чисельності особин) та 10 м<sup>2</sup> (для оцінки загального видового багатства та проективного покриття) [11]. Вибір локацій для облікових майданчиків здійснювали методом рендомізації: їх роз-

ташовували по діагоналі поля у триразовій повторності, що забезпечувало статистичну репрезентативність вибірки.

**Оцінка фітоценотичних показників.** Кількісну оцінку параметрів сеgetальної флори виконували за такими показниками:

- *видове багатство* — встановлювали загальну кількість видів у кожному агроценозі;
- *частота трапляння* — розраховувалася як відсоткове відношення кількості майданчиків, на яких зафіксовано вид, до загальної кількості описів. Для класифікації рівномірності поширення використано шкалу Є.Л. Любарського [13];
- *рясність та проективне покриття* — оцінювали візуально за модифікованою шкалою Браун-Бланке та за 6-бальною шкалою М.Ф. Комарова, де бал 1 відповідав покриттю <5%, а бал 6 — покриттю 81–100% [12].

**Математико-статистична обробка даних.** Обробку результатів здійснювали методами варіаційної статистики з використанням програм Statistica 12.0 та Microsoft Excel. Кореляційний аналіз застосовували для встановлення зв'язків між структурою сівозміни, агрохімічними показниками ґрунту та рівнем експансії адвентивних видів. Достовірність отриманих даних оцінювали за критерієм Ст'юдента (t-test) за рівня значущості  $p < 0,05$ .

Для кількісної оцінки ключових показників біорізноманіття використовувалися загальновідомі шкали, що дають змогу визначити рівномірність поширення та ступінь загрози адвентивних видів.

Показник частоти трапляння свідчить про особливості розміщення виду в межах агроценозу. Він є показником рівномірності поширення рослин. Визначали як відсоткове співвідношення числа проб та облікових майданчиків, на яких був зафіксований даний вид, до загальної кількості виконаних описів.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Питання біологічних інвазій та домінування адвентивних видів в агроєкосистемах визнано одним із серйозних проблем

біорізноманіття та продовольчої безпеки всього світу [7]. Наше дослідження є логічним продовженням та розширенням праць, що вивчають сеgetальну (адвентивну, інвазійну) флору в Україні, зокрема у лісостеповій зоні.

У результаті проведення дослідження встановлено, що за частотою трапляння видів в агроценозах усі види вищих судинних, зокрема адвентивних рослин належать до різних класів. Чисельність їх у 6 і 2 класах є переважаючою та коливається від 22,4–54,1% до 30,8–42,9% видів, зокрема адвентивних (табл.).

Такі значення свідчать про значну представленість адвентивних видів у цих класах, що може бути пов'язано з їхньою високою конкурентоспроможністю, екологічною пластичністю та здатністю адаптуватися до нових умов. Так, у господарстві ФГ «БОН», що знаходиться в с. Бобрік Перший, Одеської обл. у посівах пшениці озимої визначено 42 види бур'янів, із них до 2 класу трапляння відмічено 16 видів, яких із найвищою рясністю були такі: *Ave-*

*na fatua* L., *Grindelia squarrosa* L., *Stellaria media* L., *Sisymbrium officinale* L., *Thlaspi arvense* L., *Setaria glauca* L.; до 3 класу трапляння зафіксовано 1 вид – ранні ярі – *Fallopia convolvulus* L.; до 4 класу 7 видів зимуючих, із середньою рясністю за роки досліджень 1,13, 1,47, шт./м<sup>2</sup> *Tripleurospermum inodorum* L., *Capsella bursa-pastoris* L.; до 5 класу – 6 видів, серед них були багаторічні коренепаросткові *Elytrifia repens* L., однорічні – *Centaurea cyanus* L., *Bromus arvensis* L., *Anagallis arvensis* L.; до 6 класу трапляння належать 12 видів, серед яких відмічено однорічні адвентивні *Ambrosia artemisiifolia* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), багаторічні – *Xanthium strumarium* L., серед сеgetальних видів засмічували агроценоз зимуючі – *Galium aparine* L., коренепаросткові – *Sonchus arvensis* L., *Convolvulus arvensis* L., однорічні *Amaranthus album* L., *Chenopodium album* L., *Consolida regalis* L., *Papaver rhoeas* L., *Sonchus oleraceus* L., *Lactuca serriola* L.

У посівах ріпаку озимого домінували 37 видів, із яких до 2 і 3 класу трапляння

### Загальна кількість та трапляння видів в агроценозах за класами

Господарство/агроценоз	Загальна кількість видів	Кількість видів за класами трапляння, шт.					
		1*	2	3	4	5	6
ФГ «БОН», Одеська обл.							
Пшениця озима	42	—	16	1	7	6	12
Ріпак озимий	37	—	5	5	4	3	20
Ячмінь озимий	26	—	8	2	5	4	7
Соняшник	24	—	4	3	4	3	10
Одноосібне господарство, Одеська обл.							
Кукурудза	33	—	5	7	4	3	14
ФГ «Зоря Поділля» Михайлівський відділок №6, Вінницька обл.							
Пшениця озима	47	—	19	9	2	1	16
Кукурудза	27	—	3	3	5	2	14
Буряк цукровий	53	—	4	18	13	4	14
ФГ «Барабаш СВ», Вінницька обл.							
Пшениця озима	49	—	18	6	8	6	11
Буряк цукровий	48	—	7	13	9	4	15

Примітки: \* 1 клас – ≤5%; 2 – 5–20%; 3 – 21–40%; 4 – 41–60%; 5 – 61–80%, 6 клас – 81–100%.

відносились по 5 видів, серед них відмічено *Oenothera biennis* L., *Viola arvensis* L., *Anagallis arvensis* L., *Bromus arvensis* L., *Galinisoga parviflora* L., *Fumaria officinalis* L.; 4 клас трапляння становив 4 види, серед них визначено зимуючі — *Sisymbrium altissimum* L., *Papaver rhoeas* L., коренепаросткові — *Sonchus oleraceus* L., багаторічні — *Euphorbia virgata* L.; до 5 класу належать 3 види, з них зимуючі — *Tripleurospermum inodorum* L. та однорічні — *Chenopodium album* L., *Setaria glauca* L.; 6 клас включає найбільшу кількість, це 20 видів, які належать до коренепаросткових — *Sonchus arvensis* L., *Convolvulus arvensis* L., *Elytrifia repens* L., серед однорічних визначено — *Amaranthus album* L., *Chenopodium album* L., *Capsella bursa-pastoris* L., *Centaurea cyanus* L., *Ranunculus arvensis* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Setaria viridis* L., *Solanum nigrum* L., *Stellaria media* L., *Veronica arvensis* L., до ранніх ярих — *Fallopia convolvulus* L., *Sinapis arvensis* L., багаторічні види були представлені — *Xanthium strumarium* L., *Sonchus arvensis* L., *Convolvulus arvensis* L. Також у посівах відмічено види *Ambrosia artemisiifolia* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Xanthium strumarium* L., що становили 6 клас трапляння.

У посівах ячменю озимого визначено 26 видів сеgetальних бур'янів, серед них найбільше видів 7 та 8, що належать до 2 і 6 класу відповідно. Серед них однорічні — *Sonchus arvensis* L., *Amaranthus album* L., *Chenopodium album* L., коренепаросткові — *Convolvulus arvensis* L., *Elytrifia repens* L., тоді як у 3, 4, 5 класах виявлено по 2, 5, 4 види відповідно. Переважно це були зимуючі — *Capsella bursa-pastoris* L., *Tripleurospermum inodorum* L., *Consolida regalis* L., однорічні — *Papaver rhoeas* L., *Veronica arvensis* L., *Setaria glauca* L., *Setaria viridis* L., *Phalacrolooma annuum* L., *Viola arvensis* L., *Veronica arvensis* L.

Загальна кількість бур'янів у посівах соняшника становила 24 види. До 3, 5 класів трапляння відносились по 3 види, тоді як до 2, 4 класів по 4 види відповідно. Найбільше видів, які були визначені в соняшника та по кількості відповідали 6 класу трапляння. Серед них відмічено одноріч-

ники — *Chenopodium album* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Thlaspi arvense* L.; багаторічники — *Xanthium strumarium* L., коренепаросткові — *Elytrifia repens* L., ранні ярі — *Sinapis arvensis* L., ефемери — *Stellaria media* L.

У посівах кукурудзи в одноосібному господарстві, що на Одещині, визначено лише 33 види бур'янів, із яких основна частина, а це 14 видів, відносились до 6 класу трапляння. До 2 — 5, 3 — 7, 4 — 4, 5 — 3 види відповідно.

Досліджуючи частоту трапляння видів в агроценозах Вінниччини, варто відзначити, що в ФГ «Зоря Поділля» Михайлівський відділок № 6, с. Михайлівка, Вінницька обл. кількість сеgetальної біоти у посівах пшениці озимої налічує 47 видів вищих судинних рослин. Серед них відмічено 19 видів, які належать до 2 класу трапляння, 12 видів — 6 клас. Третій клас трапляння представлений 9 видами, 4 клас — 2 видами, 5 клас — 1 видом.

Так, 6 клас трапляння подано однорічниками, такими як *Chenopodium album* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Lactuca serriola* L., *Centaurea cyanus* L., *Phalacrolooma annuum* L., *Capsella bursa-pastoris* L., багаторічними коренепаростковими — *Convolvulus arvensis* L., *Elytrifia repens* L., *Taraxacum officinale* L., зимуючими — *Capsella bursa-pastoris* L., *Tripleurospermum inodorum* L. Серед багаторічних — вид *Xanthium strumarium* L.

Аналізуючи видовий склад агроценозу кукурудзи, визначено наявність у посівах 27 видів бур'янів, які своєю чергою, поділялись за класами трапляння. До 6 класу належать найбільша кількість видів — 14 шт., серед яких значної засміченості завдавали ранні ярі — *Fallopia convolvulus* L., зимуючі — *Tripleurospermum inodorum* L., *Capsella bursa-pastoris* L., *Centaurea cyanus* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Xanthium strumarium* L., коренепаросткових — *Sonchus arvensis* L., *Convolvulus arvensis* L., однорічних — *Amaranthus album* L., *Chenopodium album* L. 5 клас трапляння налічував два види — *Amaranthus deflexus* L., *Solanum nigrum* L. До 4 класу

визначено 5 видів, які *Lepidium ruderales* L., *Raphanus raphanistrum* L., 3 види сухоребрика *Sisymbrium officinale* L., *Sisymbrium altissimum* L., *Sisymbrium loeselii* L. Другий та третій класи представлені такими видами: *Trifolium arvense* L., *Urtica dioica* L., *Taraxacum officinale* L., *Chenopodium album* L., *Sinapis arvensis* L., *Sonchus arvensis* L.

В агроценозі буряку цукрового відмічено 53 види сегетальної біоти. 18 з яких належать до 3 класу трапляння. Це були такі види: *Galinsoga parviflora* L., *Lepidium ruderales* L., *Sisymbrium officinale* L., *Convolvulus arvensis* L., *Euphorbia virgate* L., *Melilotus officinalis* L., *Trifolium arvense* L., *Vicia villosa* L., *Bromus japonicus* L., *Setaria glauca* L., *Fallopia convolvulus* L., *Consolida regalis* L., *Tribulus terrestris* L., *Urtica dioica* L., *Ranunculus arvensis* L., *Reseda lutea* L., *Anagallis arvensis* L., *Echinochloa crusgalli* L. До 6 класу належать 14 видів, серед них такі, що часто траплялися в агроценозі такі: *Amaranthus album* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Sonchus arvensis* L., *Xanthium strumarium* L., *Chenopodium album* L., *Setaria glauca* L., *Oenothera biennis* L., *Cynodon dactylon* L., *Elytrigia repens* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Sonchus oleraceus* L., *Conyza Canadensis* L., *Polygonum aviculare* L., *Adonis annua* L.

Вивчаючи посіви пшениці озимої та буряків цукрових, що вирощуються в ФГ «Барабаш СВ», Вінницька обл., с. Михайлівка визначено, що агроценози представлені майже однаковою кількістю 49 і 48 видів відповідно. Посіви озимини засмічували види, що належать до 6 класу трапляння. Це такі: *Amaranthus album* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Sonchus arvensis* L., *Sonchus oleraceus* L., *Phalacrolooma annuum* L., *Cynodon dactylon* L., *Papaver rhoeas* L., *Thlaspi arvense* L., *Sisymbrium loeselii* L., *Sinapis arvensis* L., *Raphanus raphanistrum* L. До п'ятого класу трапляння належать такі види: *Xanthium strumarium* L., *Centaurea cyanus* L., *Galinsoga parviflora* L., *Lactuca serriola* L., *Capsella bursa-pastoris* L., *Elytrigia repens* L. Серед видів, що належать до 4 класу трапляння, варто відмітити такі: *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Trifolium aureum* L., *Oenothera biennis* L., *Avena fatua* L., *Bromus*

*arvensis* L., *Veronica arvensis* L., *Hyoascyamus niger* L.

Із 48 видів, що визначені в посівах буряків цукрових активно засмічують агроценоз та належать до 6 класу відмічено 15 видів. Серед яких *Ambrosia artemisiifolia* L., *Conyza canadensis* L., *Sonchus arvensis* L., *Sonchus oleraceus* L., *Xanthium strumarium* L., *Chenopodium album* L., *Setaria glauca* L.

До 5 класу — *Amaranthus deflexus* L., *Artemisia absinthium* L., *Sinapis arvensis* L., *Euphorbia helioscopia* L., до 3 — *Brassica nigra* L., *Lepidium ruderales* L., *Convolvulus arvensis* L., *Vicia villosa* L., *Melilotus officinalis* L.

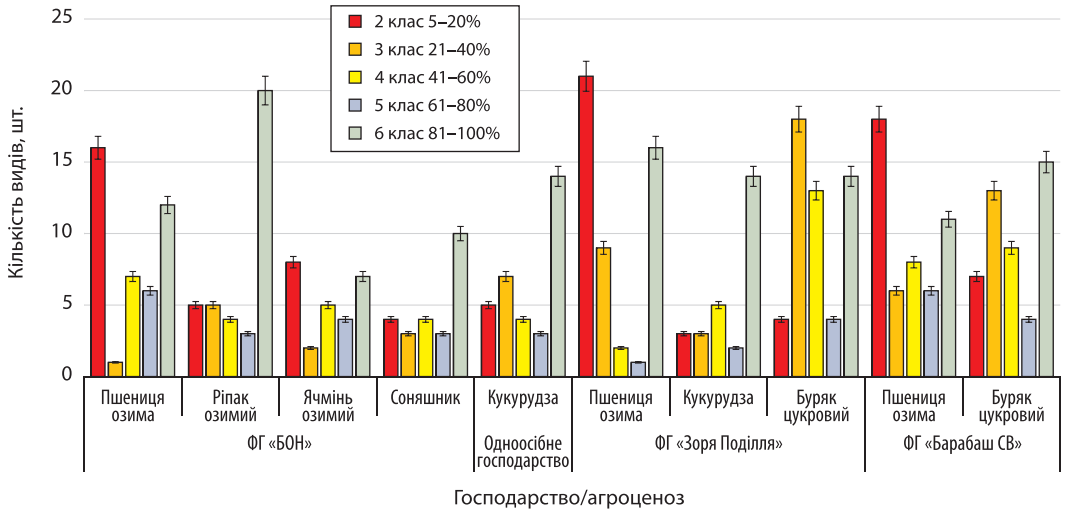
Визначено, що в агроценозах траплялися види низького та середнього ступеня рясності, що сягали 84–100% від загальної кількості видів. Також, у поодиноких обліках виявлено слабкий ступінь рясності, що спостерігалось у 7 з 10 досліджуваних агроценозів, рясність в яких становила 2–16%. Тоді як високим ступенем рясності характеризувався агроценоз кукурудзи в одноосібному господарстві, що на Одещині та був 3% від загальної кількості видів, які нами виявлено в агроценозі (рис. 2; 3).

Видів із дуже сильною, сильною та одиночною рясністю в ході встановлення сегетальних екосистем нами не встановлено.

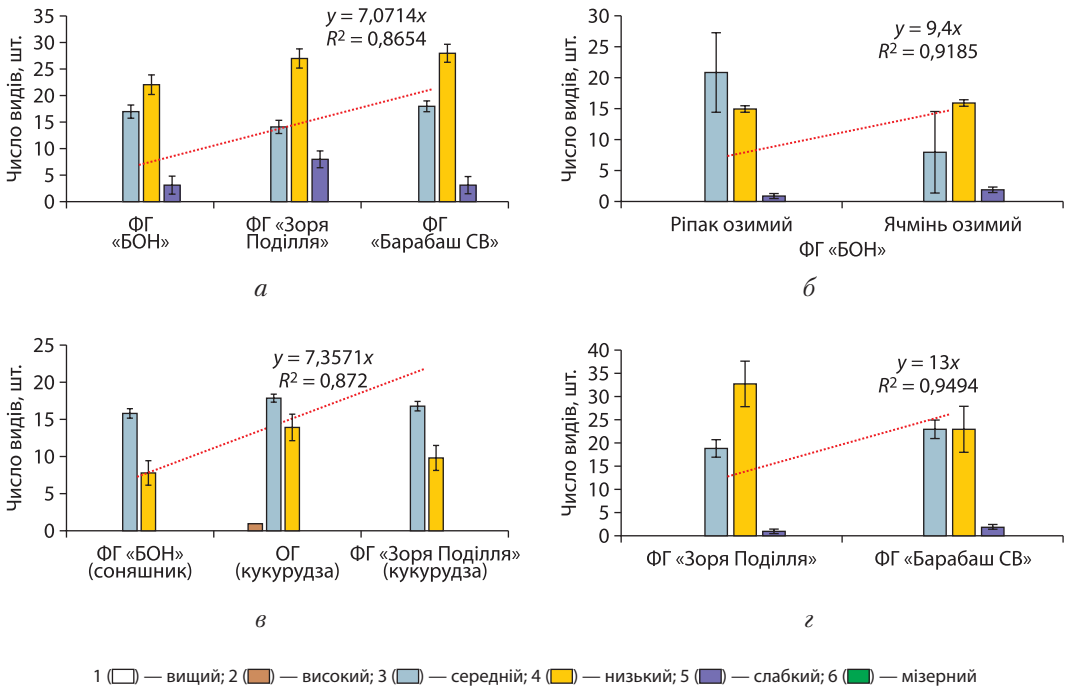
Тоді як у ФГ «БОН» у посівах пшениці озимої відзначено 52,38% видів низького ступеня рясності, серед яких найбільше зустрічались: *Anagallis arvensis* L., *Echinochloa crusgalli* (L.) P. Beauv., *Fumaria officinalis* L., *Papaver rhoeas* L., та 40,48% особин середнього ступеня рясності в кількості 6,4–9,87 шт./м<sup>2</sup>, основними з яких були: *Aristolochia clematitis* L., *Consolida regalis* L., *Xanthium strumarium* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Convolvulus arvensis* L. Також, відмічено 7,14% слабого ступеня рясності.

Агроценоз ріпаку озимого характеризувався середнім ступенем рясності — 56,76% у кількості 21 вид від загальної чисельності видів, серед яких переважали *Raphanus raphanistrum* L., *Sinapis arvensis* L., *Xanthium strumarium* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.) у кількості 3,07–5,6 шт./м<sup>2</sup>.

Тоді як 15 видів відносилися до низького ступеня рясності, що сягало 40,54% від



**Рис. 2.** Частота трапляння сегетальних, зокрема адвентивних видів в агроценозах Правобережного Лісостепу



**Рис. 3.** Оцінка сегетальних видів, зокрема адвентивних за класами рясності в агроценозах Правобережного Лісостепу: *а* – класи рясності пшениці озимої; *б* – класи рясності ріпаку озимого та ячменю озимого; *в* – класи рясності просяпних культур; *г* – класи рясності буряків цукрових

загальної кількості видів, серед яких найчастіше відмічено *Amaranthus deflexus* L., *Aristolochia clematitis* L. та *Sisymbrium altissimum* L. з кількістю 0,93–1,0 шт./м<sup>2</sup>. До низького ступеня рясності (2,7%) належав лише *Fallopia convolvulus* L. у кількості менше 0,1 шт./м<sup>2</sup>.

У посівах ячменю озимого визначено 61,54% низького ступеня рясності, в кількості 16 видів – серед яких найбільше зустрічались *Capsella bursa-pastoris* L., *Papaver rhoeas* L., *Veronica arvensis* L. Та 8 видів середнього ступеня рясності, що становило 30,77%, основними з яких були: *Avena fatua* L., *Convolvulus arvensis* L., *Elytrigia repens* L. у кількості 3,2–3,93 шт./м<sup>2</sup>. Також, відмічено 7,69% слабкого ступеня рясності.

Агроценоз соняшника характеризувався середнім 66,67% та слабким 33,33% ступенем рясності, кількість видів до того ж становила 16 і 8 відповідно. Серед видів, що засмічували посіви, найчастіше траплялися такі: *Capsella bursa-pastoris* L., *Elytrigia repens* L., *Xanthium strumarium* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Convolvulus arvensis* L., *Sonchus oleraceus* L., *Amaranthus deflexus* L.

В агроценозі кукурудзи, що висівали в одноосібному господарстві нами відмічено види з середнім та слабким ступенем рясності 54,5%, 42,4% відповідно, до того ж кількість виявлених видів бур'янів становила 18 і 14 шт. Варто відмітити, що досліджуваний ценоз визначався і високим ступенем рясності – 3%, що сягав усього один вид *Ambrosia artemisiifolia* L.

Досліджуючи агроценози пшениці озимої в ФГ «Зоря Поділля» та ФГ «Барабаш СВ» нами визначено, що до слабкого ступеня рясності відносяться 3 та 8 видів рослин відповідно 6,1% й 16,3%, до низького 27 і 28 шт. – 55,1–57,1%, до середнього – 14–18 шт. – 26,5–36,7%. Серед основних засмічувачів агроценозів виявлено *Ambrosia artemisiifolia* L., *Lactuca serriola* L., *Taraxacum officinale* L., *Tripleurospermum inodorum* L., *Capsella bursa-pastoris* L., *Chenopodium album* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Xanthium strumarium* L.

Досліджено, що посіви буряків цукрових мали слабкий, низький та середній ступені рясності.

Слабкий – 1 – 2 особини, що відповідає 1,8 – 4,6%, низький характеризується 23 – 33 видами – 48 – 62%, середній – 19 – 23 особини та 35,8 – 47,9%. Серед бур'янів зафіксовані такі: *Amaranthus albus* L., *Sinapis arvensis* L., *Elytrigia repens* L., *Cynodon dactylon* L., *Papaver rhoeas* L., *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Capsella bursa-pastoris* L.

Ступінь рясності бур'янів в агроценозі кукурудзи, що вирощували у ФГ «Зоря Поділля» становив низький та середній показники.

Отже, вивчаючи частоту трапляння та рясність адвентивних видів рослин в агроценозах варто зазначити, що основна частина видів, які поширені на дослідних ділянках належали до 2 – 6 класів трапляння та низького та середнього ступенів рясності. Так, у посівах озимих зернових переважали зимуючі, багаторічні коренепаросткові та однорічні злакові бур'яни, а в посівах просяних та олійних культур основна частина видів відносилась до дводольних та багаторічних коренепаросткових.

Слід відмітити, що видовий склад вищих судинних рослин у досліджуваних агроценозах Правобережного Лісостепу визначався одноманітністю. Найчастіше в посівах визначали найвищий ступінь рясності та клас трапляння таких адвентивних видів: *Iva xanthifolia* (Nutt.), *Ambrosia artemisiifolia* L., *Xanthium strumarium* L., *Elytrigia repens* L.

Наведені дані є підставою стверджувати про високий сегетальний потенціал щодо видового багатства з домінуванням адвентивних видів.

## ВИСНОВКИ

Результати досліджень вказують, що значна частина сегетальних видів, особливо адвентивних, характеризується високою частотою трапляння (6-й клас) (81–100%). Цей показник свідчить про широку екологічну пластичність цих видів, їхню високу адаптивність до антропогенного середовища та високий потенціал до інвазії та рівномірного поширення в межах агроландшафту. Це підкреслює необхідність особливої уваги до цієї групи видів, насамперед під

час розробки заходів контролю та запобігання поширенню.

Незважаючи на високу частоту трапляння, більшість видів демонстрували середньонизький ступінь рясності (84–100% видів), що, з одного боку, вказує на відсутність формування тотальних монодомінантних угруповань, а з іншого, — відображає загальну тенденцію до інтенсивного вкорінення й адаптації адвентивних видів у штучно зміненому середовищі. Виняток становлять інвазійні домінувальні види, як-от *Ambrosia artemisiifolia* L., для яких було зафіксовано високий ступінь рясності в окремих агроценозах, що сигналізує про формування критичних осередків.

Класифікація бур'янів за показниками частоти трапляння та рясності є ключовим інструментом для оцінки їхньої екологічної ролі в агроценозах. Аналіз, що базується на цих показниках, допомагає розробляти диференційовані, економічно та екологічно обґрунтовані заходи контролю. Стратегії управління мають бути спрямовані не лише на знищення чисельності (рясності) у фазі максимального розвитку, а й на мінімізацію частоти трапляння видів, що домінували, для збереження екологічної стійкості сівозмін та підвищення продуктивності сільськогосподарських культур. Розуміння такої ситуації є критично важливим для забезпечення екологічної стійкості агроценозів.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Протопопова, В. В., & Шевера, М. В. (2012). Інвазійні види у флорі України: сучасний стан. *Український ботанічний журнал*, 69(4), 450–462.
2. Бурда, Р. І., Конішук, В. В., & Рибницька, Т. В. (2015). *Чужорідні види захищених екосистем Лісо-степу України*. Київ: ДІА.
3. Балюк, С. А., Медведєв, В. В., & Тараріко, О. Г. (2012). *Стан родючості ґрунтів України та заходи щодо її підвищення*. Харків: Стиль-Издат, 2012.
4. Адаменко, О. В. (2014). *Вплив змін клімату на сільськогосподарське виробництво в Україні*. Київ: ННЦ ІАЕ.
5. Протопопова, В. В., & Шевера, М. В. (2019). Інвазійні види у флорі України. І. Група високо активних видів. *Geo & Bio*, 17, 116–135. DOI: <https://doi.org/10.15407/gb.2019.17.116>.
6. Злобін, Ю. А. (2009). *Популяційна екологія рослин: сучасний стан і перспективи*. Суми: Університетська книга.
7. Цвей, Я. П., Тищенко, М. В., & Денисенко, О. В. (2018). Забур'яненість посівів озимої пшениці в короткоротаційній зернопросапній сівозміні. *Новітні агротехнології*, (6). URL: <http://jna.bio.gov.ua/article/view/165362>.
8. Соколовська, І. М. (2023). Моніторинг засміченості агрофітоценозів зернових культур насінням бур'янів. Аграрні інновації. *Меліорація, землеробство, рослинництво*, 17, 132–138. DOI: <https://doi.org/10.32848/agrar.innov.2023.17.18>.
9. Курдюкова, О. М. (2019). *Забур'яненість посівів та методи її визначення*. Луганськ: ЛНАУ.
10. Курдюкова, О. М., & Тишук, О. П. (2017). Десять найрозповсюджених бур'янів степів України та їх контроль. *Карантин і захист росл.*, 7–9, 15–16.
11. Шерстобоева, О. В., Пилипчук, Т. В., Бунас, А. А., Ткач, Є. Д., & Стародуб, В. І. (2022). Інвазивний потенціал чужорідних видів рослин. В *Актуальні проблеми рослинництва в умовах зміни клімату: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених* (с. 137–139).
12. Комаров, Н. Ф. (1940). Методика геоботанического исследования сорной растительности. В *Метод. полев. геоботан. исслед.* (Т. 2, с. 143–161). Изд-во АН СССР.
13. Любарский, Е. Л. (1976). *Ценопопуляция и фитоценоз*. Казань: Изд-во Казан. ун-та.
14. Ткач, Є. Д., Стародуб, В. І., Шаврін, В. І., Крижанівський, А. Б., Лобова, О. В., & Дворецький, В. В. (2024). *Моніторинг стану напівприродних фітоценозів агроландшафтів в умовах змін клімату: метод. реком.* Київ: ДІА.
15. Pyšek, P. et al. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511–1534. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12627>.
16. Diagne, C. et al. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592, 571–576. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>.
17. Storkey, J. et al. (2023). The role of weed diversity in supporting ecosystem services in arable fields. *Journal of Ecology*, 111(4), 812–825.
18. Scavo, A., & Mauromicale, G. (2021). Integrated weed management in herbaceous crops: A review. *Agronomy*, 11(8), 1511. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11081511>.
19. Ziska, L. H. (2024). Climate change and the future of agriculture: The pivot point. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 72(2), 901–910.
20. Зав'ялова, Л. В. (2019). Огляд методів дослідження адвентивних рослин. *GEO & BIO*, 18, 64–76. DOI: <https://doi.org/10.15407/gb1806>.
21. Маринич, О. М., Пархоменко, Г. О., & Петренко, О. М. (2003). Удосконалена схема фізико-географічного районування України. *Укр. геогр. журнал*, 2, 16–20.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 04.12.2025  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 10.01.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

## МОРФОФУНКЦІОНАЛЬНА ПЛАСТИЧНІСТЬ *PORTULACA OLERACEA* L. У ПРИСАДИБНИХ АГРОЦЕНОЗАХ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ ЯК РЕФЕРЕНТНА ОСНОВА ФІТОІНДИКАЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ

М.М. Гейко, В.В. Скиба

Білоцерківський національний аграрний університет (м. Біла Церква, Україна)  
e-mail: [geykoslava16@gmail.com](mailto:geykoslava16@gmail.com); ORCID: 0009-0009-9900-3773  
e-mail: [volly2005@ukr.net](mailto:volly2005@ukr.net); ORCID: 0000-0002-3605-1147

У статті наведено результати морфофункціональних досліджень *Portulaca oleracea* L. у присадибних агроценозах Лісостепу України (с. Іванівка та с. Йосипівка Білоцерківського р-ну Київської обл.). Актуальність дослідження зумовлена необхідністю формування локально верифікованих референтних параметрів для фітоіндикаційного та радіоекологічного моніторингу в умовах тривалого пострадіаційного впливу. Дослідження виконано в 2025 р. у фазі масового цвітіння та початку плодоношення рослин. Сформовано суцільні вибірки: 645 особ. у с. Іванівка та 350 — у с. Йосипівка; загальний обсяг становив 995 рослин. Оцінювали морфометричні показники листка (площа, довжина, ширина, індекс форми), питому поверхневу щільність листової пластинки, щільність прорихтів, кількість пагонів та масу сирого кореня. Обробку результатів здійснювали із застосуванням методів варіаційної статистики, перцентильного аналізу (P5, P20, P80, P95), тесту Велча та множинного регресійного моделювання. Встановлено, що в обох локалітетах переважає «фонове ядро» популяцій у межах інтервалу P20–P80, тоді як крайні варіанти (<P5 і >P95) представлені незначною часткою особин. За всіма дослідженими ознаками статистично достовірних міжлокалітетних відмінностей не виявлено ( $p > 0,05$ ), що свідчить про морфофункціональну зіставність популяцій. Визначено референтні центильні межі варіювання показників та розраховано індекси морфологічної пластичності. Побудована регресійна модель ( $R^2=0,994$ ) підтвердила можливість прогнозування маси кореня за неінвазивними морфометричними ознаками. Отримані результати можуть бути використані як науково обґрунтована база для подальшого біомоніторингу агроєкосистем та оцінювання впливу радіоекологічних чинників у лісостеповій зоні України.

**Ключові слова:** морфометричні показники, адаптивні реакції рослин, біомоніторинг, індикаторні види, агроєкосистеми, екологічні градієнти, антропогенний вплив.

### ВСТУП

Для поставарійного моніторингу екосистем недостатньо лише інструментальної фіксації радіонуклідного фону, оскільки безперечно рівень забруднення не дає вичерпного уявлення про біологічні наслідки дії техногенних чинників. Не менш важливо оцінювати реакцію рослинного компонента екосистем на сукупний вплив едафічних, гідротермічних та антропогенних чинників, оскільки саме рослини відображають інтегральний ефект середовищних змін і можуть слугувати чутливими індикаторами його стану. У цьому контексті особливого значення набувають види з

високою екологічною пластичністю, повсюдним поширенням та здатністю швидко реагувати на локальні зміни умов існування. *Portulaca oleracea* L. належить до таких видів. У світовій літературі її розглядають не лише як сегетальну і рудеральну рослину, а і як перспективний модельний об'єкт для фізіолого-екологічних, біоіндикаційних і фіторе mediaційних досліджень. Опубліковані праці свідчать про високу адаптивну здатність цього виду до абіотичних стресів, зокрема дефіциту вологи, засолення, високих температур і техногенного навантаження, а також про його здатність змінювати морфометричні та функціональні параметри залежно від умов середовища.

Саме тому *P. oleracea* може бути зручним тест-об'єктом для оцінювання стану агроценозів, зокрема в регіонах із тривалим впливом пострадіаційних чинників.

Водночас у більшості наявних досліджень увагу зосереджено переважно на загальних фізіолого-біохімічних реакціях виду, його харчовій цінності, лікарських властивостях або можливості до накопичення окремих токсикантів. Значно менш розробленим залишається питання кількісно обґрунтованого опису меж природної морфофункціональної мінливості локальних популяцій цього виду в умовах агроєкосистем. За відсутності такого референтного профілю інтерпретація біоіндикаційних ознак може бути ускладненою, оскільки важко розмежувати природне варіювання показників і зміни, зумовлені дією техногенних або едафічних чинників. Особливо це стосується присадибних агроценозів Лісостепу України, де поєднуються мозаїчність ґрунтових умов, різна інтенсивність господарського використання території та довготривалий післяаварійний вплив наслідків Чорнобильської катастрофи.

У зв'язку з цим виникає потреба у формуванні статистично обґрунтованої морфофункціональної бази, яка могла б слугувати основою для подальших фітоіндикаційних і радіоекологічних оцінок. **Мега дослідження** — охарактеризувати морфофункціональні особливості та межі мінливості локальних популяцій *Portulaca oleracea* L. у присадибних агроценозах Лісостепу України, а також з'ясувати можливість використання одержаних показників для формування референтних індикаторних параметрів у подальшому фітоіндикаційному та радіоекологічному моніторингу.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Портулак городній (*Portulaca oleracea* L.) у сучасній науковій літературі розглядається як перспективний поліфункціональний вид із вираженими харчовими, фармакологічними та екологічними властивостями. Його харчову цінність, антиоксидантний потенціал та вміст біологічно активних

сполук висвітлено у працях M.K. Uddin та співавт. [1], B. Nemzer, F. Al-Taher, N. Abshiru [2], A. Kumar та співавт. [3], K. Li та співавт. [4], а також Y.X. Zhou з колегами [5]. У цих дослідженнях показано, що *P. oleracea* є джерелом поліненасичених жирних кислот, антиоксидантів і фітохімічних компонентів, що зумовлює його значення як функціональної рослини з високим адаптивним потенціалом.

Фізіолого-екологічні механізми адаптації виду до абіотичних стресів детально проаналізовано K. Winter та J.A.M. Holtum [6], які встановили здатність *P. oleracea* до гнучкого поєднання C4- і CAM-типів фотосинтезу. Подальші дослідження D. He, Z. Yan, L. Sun, X. Yang, Y. Zhou [7], C.C. Kiliç, Y.S. Kukul, D. Anaç [8], а також X. Yang та співавт. [9] підтвердили високу пластичність морфофункціональних реакцій рослини, її толерантність до засолення, температурних коливань і дефіциту вологи, а також здатність підтримувати метаболічну активність у несприятливих умовах.

У сучасних роботах значна увага приділяється використанню *P. oleracea* як біоіндикатора та об'єкта фітореMediaції. Зокрема, S. Subpiramaniam [10] обґрунтував можливість застосування цього виду для біомоніторингу забруднених територій завдяки здатності акумулювати важкі метали, тоді як N. Diagne та співавт. [11] показали, що симбіотичні взаємодії з мікоризними грибами посилюють розвиток рослин і впливають на їх біохімічний склад. Тому, у світовій літературі *P. oleracea* розглядається як перспективний індикаторний вид для оцінювання стану антропогенно трансформованих екосистем.

В українському науковому просторі дослідження цього виду залишаються обмеженими. Наявні роботи переважно стосуються флористичних і ценотичних аспектів його поширення, зокрема у напрацюваннях O.V. Bulakh, O. Orlov, P. Bulakh, M. Shevera [12]. Водночас узагальнювальна праця М.М. Гейко та співавт. [13] свідчить, що частка вітчизняних досліджень *P. oleracea* є незначною порівняно зі світовим масивом публікацій, а більшість із них не охоплює

морфофункціональних характеристик виду.

Методологічні засади радіоекологічних досліджень рослинних систем розкрито у роботах І.М. Гудкова [14], Г.М. Чоботька та співавт. [15], а також Д.В. Матвєєва і О.В. Романенка [16], де проаналізовано закономірності накопичення радіонуклідів у рослинах агроєкосистем Лісостепу України. Втім застосування цих підходів до оцінювання морфофункціональної відповіді *P. oleracea* в умовах пострадіаційних агроландшафтів практично не вивчено.

Отже, попри значну кількість сучасних міжнародних досліджень, відсутні системні кількісні дані щодо меж природної морфофункціональної мінливості *P. oleracea* у конкретних регіональних умовах України. Недостатня розробленість цього напрямку обмежує можливість використання виду як надійного біоіндикатора у системах фітоіндикаційного та радіоекологічного моніторингу, що й обумовлює актуальність проведеного дослідження.

### МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Об'єктом дослідження були локальні популяції портулаку городнього у двох населених пунктах Білоцерківського р-ну Київської обл. Польові роботи проводили у серпні–вересні 2025 р. у фазі масового цвітіння та початку плодоношення *P. oleracea*, коли морфологічна структура рослин є достатньо сформованою для надійної морфометричної оцінки. Дослідження виконано в с. Іванівка (49°52'N, 30°24'E) та с. Йосипівка (49°56'N, 30°23'E). У результаті польових обстежень і подальшої лабораторної обробки створено суцільні вибірки модельних рослин: у с. Іванівка – 645 особ. із 480 домогосподарств, у с. Йосипівка – 350 особ. із 270 домогосподарств. Різниця в обсязі вибірок зумовлена більшою кількістю доступних для суцільного обстеження присадибних ділянок у с. Іванівка.

Програма вимірювань охоплювала показники асиміляційного апарату (площа листової пластинки  $S_1$ , довжина, шири-

на, індекс форми  $L/W$ , питома поверхнева щільність листка  $LMA$ , щільність продохів  $N_{st}$ ), кількість пагонів на рослину та масу сирого кореня. Площу листка визначали методом цифрової морфометрії з використанням програмного забезпечення ImageJ 1.54 (НИН, США) із калібруванням за міліметровою шкалою; заявлена похибка методу становила  $\pm 0,02$  см<sup>2</sup>. Щільність продохів оцінювали на тимчасових препаратах абаксальної поверхні листка, отриманих методом відбитка нігтьового лаку. Підрахунок здійснювали під мікроскопом Sigeta MB-130 за збільшення  $\times 400$ ; для кожного зразка аналізували п'ять полів зору площею 0,1 мм<sup>2</sup> кожне з наступним усередненням результату і перерахунком у шт./мм<sup>2</sup>. Питома поверхнева щільність листка ( $LMA$ ) розраховували як відношення сухої маси листової пластинки до її площі за формулою:

$$LMA = M_{\text{сух}} / S_1, \quad (1)$$

де  $M_{\text{сух}}$  – суха маса листка, мг;  $S_1$  – площа листової пластинки, см<sup>2</sup>.

Суху масу листка визначали після висушування зразків у сушильній шафі за температури 70°C до сталої маси. Масу сирого кореня вимірювали гравіметрично у свіжому стані після відокремлення кореня, його промивання від ґрунту та видалення поверхневої вологи. Індекс морфологічної пластичності ( $IP$ ) виявляли за співвідношенням:

$$IP = (X_{\text{max}} - X_{\text{min}}) / X_{\text{max}}, \quad (2)$$

де  $X_{\text{max}}$  і  $X_{\text{min}}$  – відповідно максимальне та мінімальне значення досліджуваної ознаки у вибірці.

Статистичну обробку здійснювали з розрахунком  $M \pm m$ , центильних меж (P5, P20, P80, P95), коефіцієнта варіації, індексу пластичності  $IP$ , а також  $t$ -критерію Велча для незалежних вибірок із нерівними дисперсіями, оскільки цей метод є найбільш стійким і надійним для сучасних емпіричних досліджень [17]. Для опису структури індивідуальної мінливості застосовано перцентильний підхід із фіксованими точками P5, P20, P80 та P95. Діапазон P20–P80

розглядали як «фонове ядро» популяції; інтервали P5–P20 та P80–P95 – як зони помірних відхилень; значення поза межами P5 і P95 – як екстремальні морфотипи.

### РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Першим етапом аналізу стало оцінювання загальної структури індивідуальної мінливості в обох локалітетах. В обох вибірках основна частка особин зосереджувалася в межах міжцентильного інтервалу P20–P80, тоді як крайні варіанти, що входили за межі P5 і P95, траплялися поодинокі. Це свідчить про наявність стабільної центральної частини популяції за одночасного збереження інформативного резерву крайніх фенотипових варіантів.

Близькість розподілу індивідуальної мінливості у двох локалітетах вказує на подібний характер функціонування популяцій *P. oleracea* у межах досліджуваних присадибних агроценозів. Водночас наявність екстремальних форм не слід розглядати як статистичний «шум». У біоіндикаційних дослідженнях саме крайні варіанти часто першими реагують на локальні градієнти середовища, тому їх виокремлення має прикладне значення для подальших спостережень.

На другому етапі проаналізовано середні значення ключових морфофункціональних показників (табл. 1). За всіма ві-

сьмома оціненими ознаками статистично достовірних міжлокалітетних відмінностей не виявлено ( $p > 0,05$ , тест Велча).

Площа листка становила  $1,755 \pm 0,036 \text{ см}^2$  у с. Іванівка та  $1,807 \pm 0,056 \text{ см}^2$  у с. Йосипівка; довжина листка –  $22,30 \pm 0,49$  і  $23,08 \pm 0,76$  мм; ширина листка –  $12,13 \pm 0,27$  і  $12,57 \pm 0,42$  мм; індекс форми листка ( $L/W$ ) –  $1,845 \pm 0,006$  і  $1,836 \pm 0,001$ ;  $LMA$  –  $23,43 \pm 0,51$  і  $24,31 \pm 0,79 \text{ мг/см}^2$ ; щільність продохів –  $35,05 \pm 0,73$  і  $36,18 \pm 1,13$  шт./мм<sup>2</sup>; кількість пагонів –  $8,06 \pm 0,17$  і  $8,28 \pm 0,26$ ; маса сирого кореня –  $46,67 \pm 0,99$  і  $47,95 \pm 1,53$  г відповідно.

Максимальне відносне відхилення середнього значення у Йосипівці від рівня Іванівки не перевищувало 3,8% і стосувалося  $LMA$ . Отже, обидві локальні популяції можна розглядати як морфофункціонально зіставні, що є важливою передумовою для використання спільних референтних меж у подальших моніторингових дослідженнях.

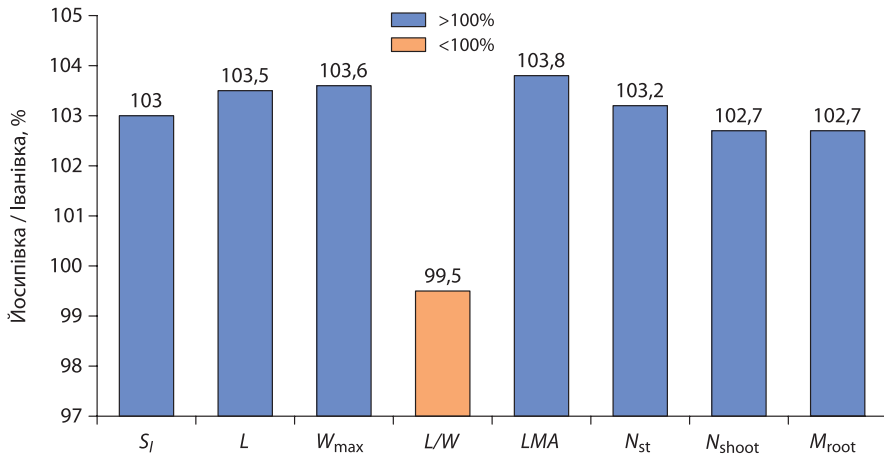
На рис. 1 показано відносне співвідношення середніх значень ключових морфофункціональних показників *Portulaca oleracea* L. у локалітетах Йосипівка/Іванівка (%).

З урахуванням наведених даних видно, що для більшості ознак значення в Йосипівці є незначно вищими, тоді як для індексу форми листка ( $L/W$ ) спостерігається мінімальне зниження. Водночас масштаб відмінностей є малим і перебуває в межах

Таблиця 1. Ключові морфофункціональні показники *Portulaca oleracea* L. у локалітетах дослідження та результати  $t$ -тесту Велча\*

Показники	Од. вим.	Іванівка ( $M \pm m$ )	Йосипівка ( $M \pm m$ )	$t$	$p$
Середня площа листової пластинки	см <sup>2</sup>	$1,755 \pm 0,036$	$1,807 \pm 0,056$	-0,79	0,429
Довжина листка	мм	$22,30 \pm 0,49$	$23,08 \pm 0,76$	-0,85	0,394
Ширина листка (max)	мм	$12,13 \pm 0,27$	$12,57 \pm 0,42$	-0,90	0,370
Індекс форми листка ( $L/W$ )	відн. од.	$1,845 \pm 0,006$	$1,836 \pm 0,001$	1,39	0,166
Питома поверхнева щільність листка ( $LMA$ )	мг/см <sup>2</sup>	$23,43 \pm 0,51$	$24,31 \pm 0,79$	-0,93	0,355
Щільність продохів (абаксіальна сторона)	шт./мм <sup>2</sup>	$35,05 \pm 0,73$	$36,18 \pm 1,13$	-0,84	0,403
Кількість пагонів на 1 рослину	шт.	$8,06 \pm 0,17$	$8,28 \pm 0,26$	-0,71	0,476
Маса сирого кореня	г	$46,67 \pm 0,99$	$47,95 \pm 1,53$	-0,70	0,485

Примітка: \* – систематизовано автором на основі власних досліджень.



**Рис. 1.** Діаграма відносних рівнів середніх значень ознак у Йосипівці щодо Іванівки (Іванівка = 100%)

природного варіювання, що узгоджується з результатами тесту Велча та підтверджує відсутність вираженої морфофункціональної дивергенції між локалітетами.

Розрахунок індексу морфологічної пластичності підтвердив високу пластичність виду в обох локалітетах (табл. 2).

Для більшості ознак значення  $IP$  перебували в межах 0,868–0,898, що вказує на широкий діапазон індивідуального варіювання. Винятком був індекс форми листка ( $L/W$ ): у с. Іванівка його значення становило 0,778, тоді як у с. Йосипівка — лише 0,079. Це не означає зниження пластичності листової пластинки загалом, а відображає іншу геометрію варіювання

ознаки. Кореляційний аналіз показав, що в Йосипівці довжина і ширина листка змінювалися майже пропорційно ( $r = 0,994$ ;  $p < 0,001$ ), тому відношення  $L/W$  залишалося відносно стабільним попри варіювання абсолютних розмірів. Таку особливість доцільно враховувати під час відбору ознак для фітоіндикаційного аналізу, оскільки інформативність абсолютних розмірів листка і його індексу форми в межах одного локалітету може відрізнятись.

Окремий інтерес становило регресійне моделювання маси сирого кореня за неінвазивними морфометричними показниками. На основі об'єднаної вибірки побудовано множинну лінійну регресію:

**Таблиця 2.** Індеси морфологічної пластичності  $IP$  для локальних популяцій *Portulaca oleracea* L.\*

Показники	$IP$ (Іванівка)	$IP$ (Йосипівка)
Середня площа листової пластинки	0,887	0,883
Довжина листка	0,896	0,889
Ширина листка (max)	0,896	0,889
Індекс форми листка ( $L/W$ )	0,778	0,079
Питома поверхнева щільність листка ( $LMA$ )	0,895	0,889
Щільність продихів (абаксальна сторона)	0,886	0,879
Кількість пагонів на 1 рослину	0,881	0,868
Маса сирого кореня	0,898	0,891

*Примітка:* \* — систематизовано автором на основі власних досліджень.

$$M_{\text{root}} = -0,654 + 10,498 \cdot S_1 + 0,611 \cdot LMA + 0,413 \cdot N_{\text{st}}, \quad (3)$$

де  $M_{\text{root}}$  – маса сирого кореня, г;  $S_1$  – площа листової пластинки,  $\text{см}^2$ ;  $LMA$  – питома поверхнева щільність листка,  $\text{мг}/\text{см}^2$ ;  $N_{\text{st}}$  – щільність продихів, шт./ $\text{мм}^2$ .

Коефіцієнт детермінації моделі становив  $R^2=0,994$ , що свідчить про дуже тісний зв'язок між відібраними предикторами і масою кореня.

Водночас для коректної інтерпретації такого високого значення було проведено додаткову перевірку статистичних передумов моделювання (табл. 3).

Адекватність моделі підтверджена комплексом діагностичних тестів: фактори інфляції дисперсії (VIF) для предикторів не перевищували 2,8 ( $S_1$ : VIF=2,41;  $LMA$ : VIF=2,63;  $N_{\text{st}}$ : VIF=2,18), що виключає

**Таблиця 3. Параметри регресійної моделі прогнозування маси сирого кореня за параметрами листка (n = 995)\***

Параметри	Оцінка коефіцієнта	SE
$a$ (вільний член)	-0,654	0,159
$b_1$ при $S_1$ ( $\text{см}^2$ )	10,498	0,676
$b_2$ при $LMA$ ( $\text{мг}/\text{см}^2$ )	0,611	0,061
$b_3$ при $N_{\text{st}}$ (шт./ $\text{мм}^2$ )	0,413	0,036
$R^2$	0,994	—

Примітка: \* – систематизовано автором на основі власних досліджень.

критичну мультиколінеарність; розподіл залишків не відрізнявся від нормального (тест Шапіро–Вілка:  $W=0,987$ ;  $p=0,063$ ); ознак гетероскедастичності не виявлено (тест Бройша–Пагана:  $\chi^2=3,21$ ;  $p=0,360$ ). Сукупність цих результатів дає підстави розглядати модель як коректний робочий інструмент попередньої оцінки підземної продуктивності за неінвазивними ознаками. Крім того, її прогностична придатність потребує подальшої перевірки на незалежних вибірках, що відповідає належній практиці побудови прикладних біометричних моделей (табл. 4).

На рис. 2 наведено графік прогнозованої залежності маси сирого кореня від площі листка за побудованою регресійною моделлю, а також середні емпіричні точки для кожного локалітету.

Лінія регресії чітко описує спостережувані дані: середні значення обох локалітетів лежать поблизу модельної кривої. Це узгоджується з високою пояснювальною здатністю моделі та підтверджує тісний зв'язок між параметрами асиміляційного апарату і підземною продуктивністю рослин. Для об'єднаної вибірки визначено також референтні центильні межі ключових морфофункціональних показників. Саме ці межі можуть бути використані як референтна база для подальшої інтерпретації індивідуальної і локальної мінливості виду в межах близьких за екологічними умовами агроценозів.

**Таблиця 4. Центильні межі ключових морфофункціональних показників *Portulaca oleracea* L. (об'єднана вибірка, n = 995)\***

Показники	Од. вим.	P5	P20	P80	P95
$S_1$ (площа листка)	$\text{см}^2$	0,58	1,24	2,32	2,98
Довжина листка	мм	14,1	18,8	26,2	31,4
Ширина листка	мм	7,2	10,1	14,5	17,4
$L/W$	відн. од.	1,58	1,74	1,94	2,10
$LMA$	$\text{мг}/\text{см}^2$	15,4	20,3	27,2	32,1
$N_{\text{st}}$ (продихи)	шт./ $\text{мм}^2$	23,7	30,5	40,5	47,3
Кількість пагонів	шт.	3	6	10	13
Маса кореня	г	22,4	36,9	57,5	72,0

Примітка: \* – систематизовано автором на основі власних досліджень.

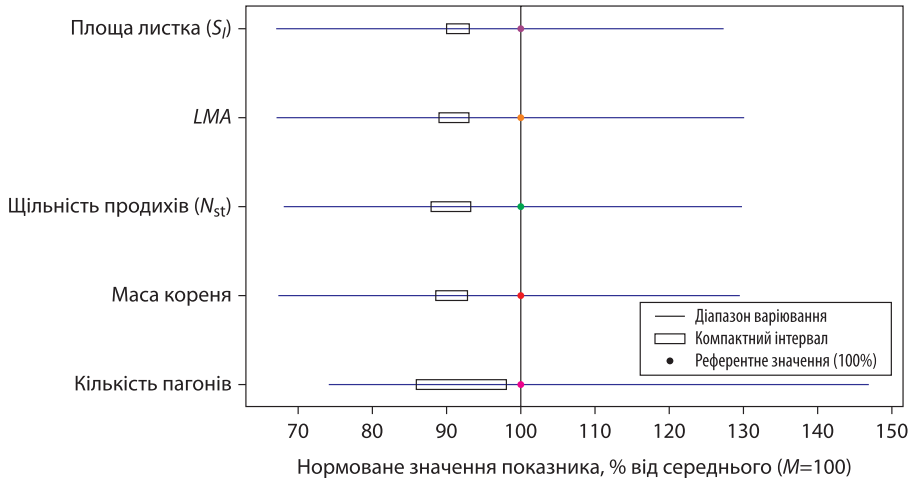


Рис. 2. Графік прогнозованої залежності маси сирого кореня від площі листка за регресійною моделлю та середні емпіричні точки локалітетів

## ВИСНОВКИ

У результаті проведених досліджень встановлено, що локальні популяції *Portulaca oleracea* L. у присадибних агроценозах Лісостепу України характеризуються високою морфофункціональною зіставністю за комплексом основних ознак, що підтверджує можливість застосування спільних референтних меж для їх подальшої біоіндикаційної оцінки. Показано, що в структурі індивідуальної мінливості домінує стабільне «фонове ядро» особин, тоді як крайні варіанти трапляються значно рідше, що свідчить про поєднання відносної стабільності популяцій із наявністю адаптивного резерву. Визначені центильні межі для морфометричних і функціональних показників формують основу для локально верифікованого профілю норми, необхідного для подальшого фітоіндикаційного моніторингу. Відсутність статистично достовірних міжлокалітетних відмінностей за більшістю досліджених ознак вказує на подібний характер функціонування популяцій у межах досліджуваних агро-

ценозів. Водночас побудована регресійна модель продемонструвала тісний зв'язок між неінвазивними морфометричними показниками та масою кореня, що пояснює перспективність використання таких параметрів для попереднього скринінгу рослинного матеріалу. Одержані результати свідчать, що *P. oleracea* може розглядатися як перспективний вид для біомоніторингу в умовах антропогенно трансформованих і пострадіаційних агроландшафтів. Перспективи подальших досліджень полягають у перевірці одержаних референтних меж на ширшому регіональному матеріалі, включаючи інші типи агроєкосистем і ґрунтово-кліматичні умови. Доцільним є також поєднання морфофункціональних підходів із визначенням вмісту  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та важких металів у системі ґрунт–рослина для встановлення індикаторної цінності окремих ознак. Окремої уваги потребує апробація побудованої моделі на незалежних вибірках і уточнення її прогностичного потенціалу в умовах різного техногенного навантаження.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Uddin, M. K., Juraimi, A. S., Hossain, M. S., Nahar, M. A. U., Ali, M. E., & Rahman, M. M. (2014).

Purslane weed (*Portulaca oleracea*): A prospective plant source of nutrition, omega-3 fatty acid, and

- antioxidant attributes. *The Scientific World Journal*, 2014, Article 951019. DOI: <https://doi.org/10.1155/2014/951019>.
2. Nemzer, B., Al-Taher, F., & Abshiru, N. (2020). Phytochemical composition and nutritional value of different plant parts in two cultivated and wild purslane (*Portulaca oleracea* L.) genotypes. *Food Chemistry*, 320, Article 126621. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.126621>.
  3. Kumar, A., Sreedharan, S., Kashyap, A. K., Singh, P., & Ramchiary, N. (2022). A review on bioactive phytochemicals and ethnopharmacological potential of purslane (*Portulaca oleracea* L.). *Heliyon*, 8(1), e08669. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08669>.
  4. Li, K., Xia, T., Jiang, Y., Wang, N., Lai, L., Xu, S., Yue, X., & Xin, H. (2024). A review on ethnopharmacology, phytochemistry, pharmacology, and potential uses of *Portulaca oleracea* L. *Journal of Ethnopharmacology*, 319, 117211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2023.117211>.
  5. Zhou, Y. X. et al. (2022). *Portulaca oleracea* L.: Nutritional values, bioactive compounds and pharmacological effects. *Food Science and Human Wellness*, 11(5), 1059–1069. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fshw.2022.04.002>.
  6. Winter, K., & Holtum, J. A. M. (2014). Facultative crassulacean acid metabolism (CAM) plants: Powerful tools for unravelling the functional elements of CAM photosynthesis. *Journal of Experimental Botany*, 65(13), 3425–3441.
  7. He, D., Yan, Z., Sun, L., Yang, X., & Zhou, Y. (2021). Responses to salt stress in *Portulaca*. *Frontiers in Plant Science*, 12, Article 667957. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.667957>.
  8. Kiliç, C. C., Kukul, Y. S., & Anaç, D. (2008). Performance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) as a salt-removing crop. *Agricultural Water Management*, 95(7), 854–858. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.02.012>.
  9. Yang, X. et al. (2012). Proteomic analysis of high temperature and high humidity stress in the medicinal plant *Portulaca oleracea* L. *Journal of Proteome Research*, 11(6), 3061–3070. DOI: <https://doi.org/10.1021/pr300027a>.
  10. Subpiramanyam, S. (2021). *Portulaca oleracea* L. for phytoremediation and biomonitoring in metal-contaminated environments. *Chemosphere*, 280, Article 130784. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130784>.
  11. Diagne, N., et al. (2023). Mycorrhizal fungi modulate the development and bioactive compound production in purslane. *Agriculture*, 13(7), Article 1458. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture13071458>.
  12. Bulakh, O. V., Orlov, O., Bulakh, P., & Shevera, M. (2023). *Portulacacetum oleracei* Felföldy 1942 in Ukraine. *Hacquetia*, 22(2), 179–188. DOI: <https://doi.org/10.2478/hacq-2022-0015>.
  13. Гейко, М. М., Скиба, В. В., Розпутній, О. І., Перцьовий, І. І., Бабань, В. П., & Герасименко, В. Ю. (2025). Еколого-біологічні основи поширення та використання *Portulaca oleracea* L. у світі та Україні з урахуванням сучасних кліматичних змін. *Агробіологія*, 2, 25–37. DOI: <https://doi.org/10.33245/2310-9270-2025-199-2-362-372>.
  14. Гудков, І. М. (2019). *Радіобіологія*. ОЛДІ-ПЛЮС.
  15. Чоботько, Г. М., Дем'янюк, О. С., Райчук, Л. А., & Швиденко, І. К. (2025). *Прикладна радіоекологія з основами радіобіології*. (Г. М. Чоботько, Ред.). Київ: НУБіП України.
  16. Матвеев, Д. В., & Романенко, О. В. (2018). Особливості накопичення радіонуклідів рослинами агроєкосистем Лісостепу України в поставарійний період. *Агроєкологічний журнал*, 3, 45–52.
  17. Delacre, M., Lakens, D., & Leys, C. (2017). Why psychologists should by default use Welch's t-test instead of Student's t-test. *International Review of Social Psychology*, 30(1), 92–101. DOI: <https://doi.org/10.5334/irsp.90>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 28.01.2026  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 01.03.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

## ЛІКАРСЬКІ ТА ЕФІРООЛІЙНІ РОСЛИНИ РОДИНИ *APIACEAE* В УКРАЇНІ: ВИДОВИЙ СКЛАД ТА СОРТОВИЙ РЕСУРС

О.О. Кічігіна<sup>1</sup>, Л.А. Глущенко<sup>2</sup>, О.С. Дем'янюк<sup>1</sup>,  
Ю.А. Цибро<sup>1</sup>, Л.В. Гаврилюк<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)

e-mail: [seednlen@ukr.net](mailto:seednlen@ukr.net); ORCID: 0000-0003-0879-627X

e-mail: [demolena@ukr.net](mailto:demolena@ukr.net); ORCID: 0000-0002-4134-9853

e-mail: [u.cubro@gmail.com](mailto:u.cubro@gmail.com); ORCID: 0000-0001-7775-9283

e-mail: [gavrilluklilia410@gmail.com](mailto:gavrilluklilia410@gmail.com); ORCID: 0000-0001-6901-0766

<sup>2</sup> Дослідна станція лікарських рослин

Інституту агроекології і природокористування НААН

(с. Березоточа, Лубенський р-н, Полтавська обл., Україна)

e-mail: [1256@ukr.net](mailto:1256@ukr.net); ORCID: 0000-0003-2329-5537

У статті висвітлено сучасний стан та перспективи використання лікарських і ефіроолійних рослин родини *Ariaceae* (Окружкові) в Україні. Обґрунтовано актуальність розвитку даного напрямку у зв'язку зі зростанням світового попиту на натуральну сировину та необхідністю зміцнення вітчизняної сировинної бази. Проаналізовано світові тенденції виробництва ефіроолійних і пряно-ароматичних культур, а також динаміку їх вирощування в Україні. Встановлено, що в 2022–2023 рр. площі під цими культурами зросли від 9,8 до 12,6 тис. га, крім того, провідною культурою є коріандр (8,3 тис. га). Показано, що в 2023 р. експорт насіння анісу, фенхелю та коріандру (2238 т; 1,96 млн дол. США) перевищував імпорتنі показники (418 т; 1,11 млн дол. США), що свідчить про експортний потенціал галузі. Узагальнено дані щодо біологічних і господарсько-цінних властивостей представників родини *Ariaceae* та їх хімічного складу. Визначено, що ефірні олії основних культур характеризуються високим вмістом біологічно активних компонентів: ліналоолу (до 60–70% у коріандрі), анетолу (до 80–90% у фенхелі та анісі), карвону і лімонену (у кмині та кропу), що зумовлює їх широке застосування у фармацевтичній і харчовій промисловості. Проведено аналіз видового складу та сортового ресурсу родини *Ariaceae* за даними Державного реєстру сортів рослин, придатних для поширення в Україні. Встановлено, що у Реєстрі сортів представлено 9 видів та 54 сорти, з яких 79,6% становлять сорти іноземної селекції. Такі види, як кріп пахучий, фенхель звичайний, любисток лікарський, коріандр посівний, аніс звичайний входять до Державної фармакопеї України. Найбільшою кількістю сортів представлена петрушка (18), селера (16) та кріп (12), а такі культури, як кмин, фенхель, аніс представлені лише 1 сортом кожна. Виявлено обмеженість видового та сортового різноманіття порівняно зі світовим потенціалом. Доведено, що перспективи розвитку лікарського та ефіроолійного рослинництва в Україні пов'язані з розширенням видового складу за рахунок інтродукції нових культур (зокрема, *Citnifolium citnifolium*, *Angelica archangelica* та ін.), активізацією селекційної роботи та підвищенням частки вітчизняних сортів.

**Ключові слова:** родина *Окружкові*, видове різноманіття, сортовий потенціал, лікарське рослинництво, селекція, інтродукція, біологічно активні речовини, ефірні олії, експортний потенціал.

### ВСТУП

Лікарські та ефіроолійні рослини є важливою складовою біологічних ресурсів та відіграють ключову роль у забезпеченні

фармацевтичної, харчової та парфумерно-косметичної промисловості природною сировиною. Зростання попиту на фітопрепарати, біологічно активні речовини та натуральні продукти рослинного походження зумовлює підвищений інтерес до

цих культур [1; 2] та стимулює розвиток лікарського рослинництва, як перспективного напрямку аграрного виробництва [3]. Водночас розвиток лікарського рослинництва розглядається як один із напрямів підвищення конкурентоспроможності аграрного сектору України та забезпечення його сталого розвитку.

Серед широкого різноманіття лікарських і ефіроолійних рослин особливе місце посідають представники родини *Apiaceae* (Окружкові), які характеризуються високим вмістом ефірних олій, фенольних речовин та інших біологічно активних речовин. Такі види, як коріандр (*Coriandrum sativum* L.), фенхель (*Foeniculum vulgare* Mill.), аніс (*Pimpinella anisum* L.), кмін (*Carum carvi* L.) та кріп (*Anethum graveolens* L.), мають широке застосування у фармації, харчовій, хімічній промисловості та фітотерапії. Їхня цінність обумовлена наявністю ефірних олій, основними компонентами яких є монотерпени, що визначають антиоксидантні, антимікробні та фармакологічні властивості [4; 5].

Рослини родини *Apiaceae* є важливими об'єктами світового аграрного виробництва. За даними міжнародних статистичних ресурсів, сумарне світове виробництво культур, що включає аніс, фенхель, коріандр та інші споріднені види, в 2022 р. перевищило 2,7 млн т, демонструючи стабільну тенденцію до зростання, що свідчить про їх високу економічну значущість. Основними виробниками цих культур є країни Азії та Середземноморського регіону. Загальна площа вирощування ефіроолійних і пряно-ароматичних рослин у світі перевищує 10–12 млн га [6].

В Україні також спостерігається поступове розширення площ під ефіроолійними, лікарськими та пряно-ароматичними рослинами: впродовж 2022–2023 рр. вони зросли від 9,8 до 12,6 тис. га. Серед ефіроолійних культур родини *Apiaceae* домінує коріандр (8,3 тис. га). Вирощування лікарських та ефіроолійних рослин набуває дедалі більшого значення для внутрішнього ринку та експорту. У 2023 р. експорт насіння анісу, фенхелю та коріандру (2238 т;

1,96 млн дол. США) перевищував імпорتنі показники (418 т; 1,11 млн дол. США), що свідчить про експортний потенціал цієї галузі [7].

Попри позитивну динаміку, частка представників родини *Apiaceae* у загальній структурі посівів в Україні залишається незначною. Водночас сприятливі природно-кліматичні умови та зростаючий попит на продукцію цієї групи культур формують об'єктивні передумови для розширення їх виробництва [8].

У цьому контексті для України лікарські та ефіроолійні рослини родини *Apiaceae* мають важливе значення як джерело вітчизняної рослинної сировини для фармацевтичної, харчової промисловості та ін. галузей національної економіки. Їх вирощування сприяє диверсифікації структури аграрного виробництва, підвищенню економічної ефективності використання сільськогосподарських угідь і розширенню асортименту культур із високою доданою вартістю [3]. В умовах воєнного стану та післявоєнного відновлення України розвиток лікарського рослинництва набуває особливої актуальності, та є одним з елементів зміцнення національної економічної безпеки, зменшення залежності від імпорту рослинної сировини та створення нових можливостей для розвитку сільських територій [9–11].

Тому, у сучасних умовах трансформації аграрного сектору України особливого значення набуває формування сучасного сортового ресурсу лікарських і ефіроолійних культур, здатного забезпечити стабільне виробництво високоякісної рослинної сировини [8].

**Метою дослідження** було провести аналіз видового складу, сортового ресурсу лікарських і ефіроолійних рослин родини *Apiaceae* та визначити перспектив їх подальшого використання у вітчизняному рослинництві.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Матеріалами дослідження слугували доступні інформаційні джерела — наукові

публікації вітчизняних і зарубіжних авторів, статистичні дані офіційних міжнародних і національних ресурсів, а також нормативно-правові документи, що регламентують обіг лікарської рослинної сировини та ведення сортових ресурсів в Україні. Окрему інформаційну основу становили дані Державного реєстру сортів рослин, придатних для поширення в Україні (станом на 2025 р.) (далі – Реєстр сортів), які використано для аналізу видового складу та структури сортового ресурсу представників родини *Apiaceae* [18].

У процесі дослідження застосовано комплекс загальнонаукових і спеціальних методів. Метод аналізу і синтезу використано для узагальнення літературних даних щодо біологічних особливостей, хімічного складу та напрямів використання рослин родини *Apiaceae*. Системний підхід – для комплексної оцінки ролі цих культур у сучасному аграрному виробництві та їх значення як джерела рослинної сировини.

Порівняльний метод застосовано для зіставлення світових і вітчизняних тенденцій вирощування лікарських і ефіроолійних культур, а також для оцінки структури сортового ресурсу за походженням (вітчизняна та іноземна селекція) і за їх господарським використанням.

Аналіз сортового складу представників родини *Apiaceae* здійснювали шляхом групування даних Реєстру сортів за видовою належністю, кількістю зареєстрованих сортів та їх селекційним походженням. Для цього застосовано методи структурного аналізу та узагальнення.

Статистичні дані обробляли з використанням методів описової статистики, що передбачало узагальнення, систематизацію та інтерпретацію кількісних показників (площі вирощування, обсяги виробництва, експортно-імпорتنі операції). Для виявлення основних тенденцій розвитку галузі застосовано елементи динамічного аналізу.

Опрацювання нормативно-правових документів, зокрема положень Державної фармакопеї України, ISO 676:1995 та інших регуляторних актів, здійснювали за

допомогою методів контент-аналізу та формально-юридичного аналізу, що дало змогу оцінити їх відповідність сучасним вимогам використання лікарської рослинної сировини.

Отримані результати узагальнено з використанням логічного методу та методу наукової абстракції, що забезпечило формулювання обґрунтованих висновків щодо сучасного стану та перспектив розвитку лікарських і ефіроолійних рослин родини *Apiaceae* в Україні.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Результати досліджень, як вітчизняних, так і зарубіжних вчених (В.М. Оденцової, Н.І. Куценко, W. Dhifi, S. Önder, G. Benelli, A. Khemili зі співавт.) підтверджують високий біологічний та господарський потенціал представників родини *Apiaceae* [4; 5; 12–15]. Так, ефірні олії коріандру містять до 60–70% ліналоолу, що визначає їх широке використання у фармацевтичній та харчовій промисловості [4]. Ефірні олії фенхелю та анісу характеризуються високим вмістом анетолу (до 80–90%), що забезпечує їх спазмолітичні та антимікробні властивості [4; 5]. Досліджено, що ефірні олії кмину та кропу проявляють виражену антибактеріальну й антимікробну активність щодо широкого спектра патогенних мікроорганізмів, що відкриває перспективи їх використання у фармацевтичній та харчовій галузях [4; 13; 14].

Тому, представники родини *Apiaceae* поєднують у собі властивості лікарських, харчових і ефіроолійних рослин, що значно розширює спектр їх застосування. Вони використовуються не лише як джерело ефірних олій, але й як сировина для отримання екстрактів, біологічно активних добавок та функціональних продуктів [1; 4; 12].

Видовий склад лікарських і ефіроолійних рослин родини *Apiaceae* охоплює значну кількість культур, серед яких найбільше господарське значення мають представники родів *Coriandrum*, *Foeniculum*, *Pimpinella*, *Carum*, *Anethum*, *Apium*, *Petroselinum*, *Daucus* та *Cuminum*. Ці види є базовими для

світового та вітчизняного ефіроолійного виробництва із високим умістом біологічно активних речовин [2].

Зокрема, *Coriandrum sativum* L. (коріандр посівний) є однією з провідних ефіроолійних культур, ефірна олія плодів якої містить 60–70% ліналоолу, що визначає її антимікробні та антиоксидантні властивості. *Foeniculum vulgare* Mill. (фенхель звичайний) і *Pimpinella anisum* L. (аніс звичайний) характеризуються високим вмістом анетолу (до 90%), що забезпечує їх широке використання у фармації та харчовій промисловості. У *Carum carvi* L. (кмин звичайний) та *Anethum graveolens* L. (кріп пахучий) основними компонентами ефірних олій є карвон і лімонен, які визначають їх спазмолітичні та антимікробні властивості.

Дослідження хімічного складу ефірних олій представників родини *Apiaceae* свідчать про їх значну варіабельність і наявність різних хемотипів навіть у межах одного виду. Це зумовлено генетичними особливостями та впливом екологічних чинників, зокрема клімату, ґрунтових умов і агротехніки. Наприклад, уміст ефірної олії у плодах фенхелю може досягати 3,8–3,9%, а в анісу — понад 2%, що значно перевищує показники багатьох інших ефіроолійних культур [4].

Окрім широко культивованих видів, значний інтерес становлять дикорослі представники родини *Apiaceae*, які характеризуються високим рівнем ендемізму та хімічного різноманіття. Це свідчить про

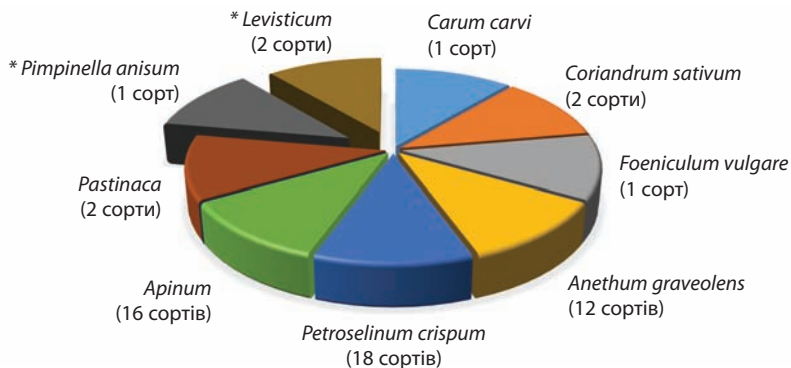
значний резерв генетичних ресурсів, який може бути використаний у селекції та інтродукції нових культур [2; 13; 16].

В Україні видовий склад родини *Apiaceae*, що застосовується у лікарському та ефіроолійному рослинництві, є значно вужчим порівняно зі світовим різноманіттям. Основу становлять традиційні культури — коріандр, кріп, кмін, фенхель, аніс, петрушка та селера. Водночас багато перспективних видів (*Cuminum cyminum*, *Angelica archangelica*, *Levisticum officinale* та ін.) залишаються недостатньо поширеними або практично не використовуються у виробництві, що обмежує диверсифікацію галузі [8; 13].

Водночас, одним із визначальних чинників ефективного розвитку лікарського та ефіроолійного рослинництва є формування конкурентоспроможного сортового ресурсу [8]. В Україні офіційним джерелом інформації щодо сортового складу сільськогосподарських культур є Реєстр сортів, який відображає сучасний стан селекційних досягнень і рівень забезпеченості виробництва високопродуктивними сортами/гібридами [18].

За результатами аналізу Реєстру сортів [18] нами встановлено видовий склад представників родини *Apiaceae* та кількість зареєстрованих сортів (*pus.*).

Як видно з *pus.*, родина *Apiaceae* у Реєстрі сортів представлена дев'ятьма видами, зокрема: коріандр посівний (*Coriandrum sativum* L.), фенхель звичайний (*Foeniculum*



Видовий склад та сортовий ресурс представників родини *Apiaceae* за даними Реєстру сортів  
Примітка: \* — входили до Реєстру сортів до 25.09.2025 р.

*vulgare* Mill.), кмин звичайний (*Carum carvi* L.), аніс звичайний (*Pimpinella anisum* L.), кріп пахучий (*Anethum graveolens* L.), любисток лікарський (*Levisticum officinale* Koch.), селера (*Apium* L.), петрушка кучерява (*Petroselinum crispum* (Mill.) Fuss.), пастернак посівний (*Pastinaca* L.). Слід зазначити, що такі види, як кріп пахучий, фенхель звичайний, любисток лікарський, коріандр посівний, аніс звичайний входять до Державної фармакопеї України (ДФУ) [19]. Відповідно до ISO 676:1995, коріандр посівний, фенхель звичайний, кмин звичайний, кріп пахучий, селера — входять до переліку видів, сировина яких використовується, як прянощі [20].

Найбільша кількість зареєстрованих сортів припадає на такі культури, як петрушка — 18, селера — 16 та кріп — 12 сортів, які мають овочевий, ефіроолійний та лікарський напрям використання. Двома видами продемонстрований пастернак, який використовується, як овочева, лікарська та ефіроолійна культура. По два сорти мають коріандр та любисток, що є ефіроолійними, пряно-ароматичними та лікарськими культурами. Такі ефіроолійні та лікарські види, як кмин, фенхель та аніс — налічують лише по одному сорту.

Встановлено, що види родини *Apiaceae*, у Реєстрі сортів представлено 54 сортами, з яких значну частину — 79,6% (або 43 сорти) становлять сорти іноземної селекції тоді, як на вітчизняну припадає лише 11 сортів, або 20,4% від загальної кількості зареєстрованих.

Аналіз структури Реєстру сортів свідчить, що сортовий ресурс лікарських і ефіроолійних культур родини *Apiaceae* представлений нерівномірно, а для окремих видів залишається обмеженим, що унеможливає їх більш широке впровадження у виробництво та є одним із чинників, які стримують ефективний розвиток галузі. Подальший прогрес можливий за умови активізації селекційних досліджень, розширення видового складу культур, впровадження сучасних сортів та інтеграції національної системи насінництва у світовий ринок.

## ВИСНОВКИ

Проведений аналіз інформаційних джерел, статистичних даних та нормативно-правової бази засвідчив, що лікарські та ефіроолійні рослини родини *Apiaceae* є важливим компонентом сучасного аграрного виробництва та джерелом цінної рослинної сировини для фармацевтичної, харчової та інших галузей економіки. Виявлено їх високий біологічний потенціал, обумовлений значним вмістом ефірних олій і біологічно активних сполук, що визначає широкий спектр їх практичного використання.

Зазначено, що світове виробництво культур родини *Apiaceae* характеризується стабільною тенденцією до зростання, що підтверджує їх високу економічну значущість. В Україні також спостерігається позитивна динаміка розширення площ вирощування цих культур та зростання експортного потенціалу галузі, однак їх частка у структурі посівів залишається відносно незначною.

За результатами аналізу Реєстру сортів, встановлено, що сортовий ресурс представників родини *Apiaceae* є обмеженим і нерівномірно сформованим. Виявлено домінування сортів іноземної селекції (79,6%), що свідчить про недостатній рівень розвитку вітчизняної селекційної бази та потребу у створенні конкурентоспроможного національного сортового ресурсу.

Виявлено, що видовий склад культур, які використовуються у вітчизняному виробництві, значно поступається світовому різноманіттю, що обмежує можливості диверсифікації лікарського та ефіроолійного рослинництва. Водночас наявність значного генетичного потенціалу, зокрема серед малопоширених і дикорослих видів, відкриває перспективи для розширення асортименту культур та підвищення ефективності галузі загалом.

Отже, подальший розвиток лікарського та ефіроолійного рослинництва в Україні пов'язаний із необхідністю активізації селекційної роботи, розширення видового складу культур, створення та введення нових високопродуктивних вітчизняних

сортів, а також інтеграції національної системи насінництва у світовий ринок. Реалізація цих напрямів сприятиме підвищенню

конкурентоспроможності аграрного сектору, зміцненню експортного потенціалу та забезпеченню сталого розвитку галузі.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Глущенко, Л. А., & Дем'янюк, О. С. (2016). Лікарські рослини: традиції та перспективи досліджень (присвячено 100-річчю заснування Дослідної станції лікарських рослин). *Сортовивчення та охорона прав на сорти рослин*, 4, 87–93.
2. Федорончук, М. М. (2022). Чекліст флори України. Родина *Apiaceae* (= *Umbelliferae*), *Araliaceae*. *Chortomorsk Botanical Journal*, 18(3), 203–221. DOI: <https://doi.org/10.32999/ksu1990-553X/2022-18-3-1>.
3. Глущенко, Л. А., & Приведенюк, Н. В. (2023). Перспективи вирощування лікарських, ефіроолійних і пряноароматичних культур в умовах України. *Збалансоване природокористування*, 4, 41–49. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.4.2023.292734>.
4. Önder, S., Periz, Ç. D., Ulusoy, S., Erbağ, S., & Tonguç, M. (2024). Chemical composition and biological activities of essential oils of seven cultivated *Apiaceae* species. *Scientific Reports*, 14, 10052. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-60810-3>.
5. Benelli, G., Pavela, R., Maggi, F., & Petrelli, R. (2021). *Apiaceae* essential oils and their constituents as insecticide, 171. 113892. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113892>.
6. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). URL: <http://www.fao.org>.
7. Нішеві лікарські, прятні та ефіроолійні культури. URL: <https://www.growhow.in.ua/nishevi-likarski-priviani-ta-efirooliyni-kultury/>.
8. Вожегова, Р. А., Лиховид, П. В., Біляева, І. М., & Бойценюк, Х. І. (2021). Сортовий склад ефіроолійних культур, придатних для вирощування на Півдні України. *Аграрні інновації*, 9, 57–60. DOI: <https://doi.org/10.32848/agrar.innov.2021.9.9>.
9. Мішенін, Є. В., Височанська, М. Я., Палапа, Н. В., Зіновчук, Н. В., & Бендасюк, О. І. (2025). Сучасний стан та стратегічні орієнтири повоєнного розвитку ринку лікарських рослин: еколого-економічний аспект. *Збалансоване природокористування*, 1, 14–24. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2025.324361>.
10. Палапа, Н. В., Шевченко, Т. Л., Мішенін, Є. В., & Височанська, М. Я. (2025). Агроекологічні та економіко-технологічні аспекти захисту лікарських культур при вирощуванні їх на сільських селітебних територіях. *Збалансоване природокористування*, 2, 13–22. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.2.2025.337134>.
11. Федько, Р. М., Шевченко, Т. Л., Калініна, М. А., & Федько, Л. А. (2019). Вирощування лікарських рослин на сільських селітебних територіях: переваги та проблеми. *Вісник аграрної нау-*
12. Одинцова, В. М., Корнієвська, В. Г., Малецький, М. М., & Корнієвський, Ю. І. (2021). Порівняльна характеристика плодів настоянок деяких представників родини *Apiaceae*. *Актуальні питання фармації та медицини: наука та практика*, 14(2), 200–210. DOI: <https://doi.org/10.14739/2409-2932.2021.2.234723>.
13. Куценко, Н. І. (2016). Перспективи селекційних досліджень лікарських та ефіроолійних рослин в Україні. *Агроекологічний журнал*, 2, 85–92. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2016.248700>.
14. Dhifi, W., Bellili, S., Jazi, S., Bahloul, N., Mnif, W. & Essential Oils' (2016). Chemical Characterization and Investigation of Some Biological Activities: A Critical Review. *Medicines*, 3(25). DOI: <https://doi.org/10.3390/medicines3040025>.
15. Khemili, A., Bensizerar, D., Chenchouni, H., et al. (2024). Biological potential and essential oil profile of two *Apiaceae* species (*Daucus carota*, *Foeniculum vulgare*). *Molecules*, 29(19), 4614. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules29194614>.
16. Манюк, В. В. (2016). Родина селерових (*Apiaceae*) у флорі Орільського національного природного парку. *Вісник Дніпропетровського університету. Сер.: геологія, географія*, 24(1), 54–64. DOI: <https://doi.org/10.15421/111609>.
17. Костенко, Н. П. (2012). Біологічні особливості та агротехніка вирощування видів рослин анісу звичайного, кмину звичайного, коріандру посівного, фенхелю звичайного, кропу запашного. *Вивчення та охорона сортів рослин*, 1(15), 40–43. DOI: [https://doi.org/10.21498/2518-1017.1\(15\).2012.60200](https://doi.org/10.21498/2518-1017.1(15).2012.60200).
18. *Державний реєстр сортів рослин, придатних для поширення в Україні на 2025 р.* (2025). Мін-во аграр. політики та прод-ва України. URL: <https://me.gov.ua/Documents/Detail?lang=uk-UA&id=c5e26c83-ac95-43b8-8d53-a5f8f907099f&title=DerzhavniiRestrSortiv-PridatnikhDliaPoshirenniaVUkraini>.
19. *Державна Фармакопея України*. (2018). (2-ге вид). Харків: Державне підприємство «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів».
20. International Organization for Standardization. (1995). *Spices and condiments — Botanical nomenclature* (ISO 676:1995). Geneva, Switzerland: ISO. URL: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:code:38100:676:1995>. URL: <https://cdn.standards.itech.ai/samples/4844/0f33fb4c9c04983948867299b657f27/ISO-676-1995.pdf>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 26.01.2026  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 01.03.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

## ФІТОПАТОЛОГІЧНА ЕКСПЕРТИЗА НАСІННЯ ВІВСА ПОСІВНОГО ЗА РІЗНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОЩУВАННЯ

В.О. Худотеплова, І.В. Безноско

*Інститут агроєкології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)*

*e-mail: mva.mudrak2002@gmail.com; ORCID: 0000-0002-5023-5866*

*e-mail: beznoskoirina@gmail.com; ORCID: 0000-0002-2217-5165*

*Avena sativa L.* є важливою сільськогосподарською культурою, що поєднує високу кормову та харчову цінність, однак рівень його продуктивності значною мірою залежить від якості насіннєвого матеріалу та фітосанітарного стану. В умовах зміни клімату та трансформації агроєкосистем особливої актуальності набуває оцінка впливу технологій вирощування на інфікованість насіння та поширення домінуючих фітопатогенних мікроміцетів. Метою дослідження було встановити вплив органічної та традиційної технологій вирощування на посівні якості та фітопатологічний стан насіння вівса посівного. Об'єктом дослідження – насіння вівса посівного сорту Парламентський вирощеного за органічної та традиційної технологій. Фітопатологічний аналіз насіння здійснювали за біологічним методом відповідно до ДСТУ 4138-2002. Визначали енергію проростання, лабораторну схожість, загальну ураженість насіння та частоту трапляння домінуючих фітопатогенних мікроміцетів. Статистичну обробку результатів проводили з використанням однофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA) та тесту Тьюкі за рівня значущості ( $P < 0,05$ ). Встановлено, що за традиційною технологією вирощування насіння вівса посівного характеризувалося достовірно вищими показниками енергії проростання та лабораторної схожості порівняно з органічною системою. Це може бути зумовлено хімічними препаратами, які забезпечують сприятливі умови для проростання та початкового розвитку насіння. Водночас загальна ураженість насіння за традиційної технології була істотно вищою, ніж за органічної ( $P < 0,05$ ), що свідчить про більшу поширеність фітопатогенних мікроміцетів у таких агроєкозонах. Отримані результати демонструють, що органічна технологія вирощування сприяє зниженню частоти трапляння фітопатогенних мікроміцетів у межах 5–33%. Це може пояснюватися формуванням більш збалансованого мікробіому агроєкосистеми, відсутністю хімічного навантаження та активізацією природних антагоністичних взаємодій між мікроорганізмами. У таких умовах зменшується домінування окремих патогенних видів і створюється більш стабільний фітосанітарний стан насіння. Подальші дослідження доцільно спрямувати на удосконалення біологічних методів контролю фітопатогенного фону в агроєкозонах, зокрема на вивчення ефективності застосування мікробних препаратів, антагоністичних штамів грибів і бактерій, а також стимуляторів росту природного походження, що дасть можливість поєднати високу якість насіння з екологічною безпечністю та стійкістю агроєкосистем.

**Ключові слова:** агроєкозона, *Avena sativa L.*, частота трапляння, енергія проростання, лабораторна схожість, інфікованість насіння, фітопатогенні мікроміцети, сорт.

### ВСТУП

Овес посівний (*Avena sativa L.*) посідає особливе місце серед зернових культур завдяки своїй багатофункціональності. У сільському господарстві він є незамінною кормовою культурою з високим вмістом поживних речовин як у зерні, так і в зеленій масі. Втім найбільшу цінність овес має для харчової промисловості. Порівняно з іншими злаками, він характеризується

унікальним хімічним складом: нижчим рівнем вуглеводів за одночасно високого вмісту білків, жирів та розчинної клітковини (бета-глюканів). Зерно вівса є потужним джерелом вітамінів групи В, жиророзчинних вітамінів (А, D, Е, К), а також необхідних макро- (К, Са, Mg) та мікроелементів (Cu, Zn, Fe, Se тощо) [1].

В агроєкологічному аспекті овес відомий як «санітар полів», оскільки він пригнічує розвиток низки патогенів у сівозміні

та добре адаптується до помірно кислих супіщаних і суглинкових ґрунтів Полісся та Лісостепу України [2].

Посівні площі вівса коливаються в межах 200–250 тис. га, а середня урожайність не перевищує 2,51 т/га. У Німеччині та Франції врожайність вівса становить 4,5 т/га, у Великій Британії – 6,9 т/га [3]. Лідером із виробництва зерна вівса в 2017 р. стали країни ЄС – 7803 тис. т, що сягало 34,1% від світового виробництва [4]. Також значні валові збори зерна вівса спостерігаються у Канаді – 3,35 т/га та Новій Зеландії – 5,29 т/га [5; 6].

Низька середня врожайність вівса в Україні (2,51 т/га) порівняно зі світовими лідерами зумовлена не лише кліматичними чинниками, а й погіршенням фітосанітарного стану посівів [7]. Сучасний стан агроєкосистем і кліматичні зміни зумовлюють необхідність перегляду класичних підходів до вирощування рослин *Avena sativa* L. Особливої уваги потребує якість насіннєвого матеріалу, оскільки саме насіння визначає рівень посівної схожості, енергію проростання та фітосанітарний стан посівів. Використання інфікованого або низькоякісного насіння спричиняє значні втрати врожаю та погіршення його якості [8].

Передпосівна обробка насіння та вибір технології вирощування безпосередньо впливають на його стан. У традиційній системі застосування фунгіцидів знижує зараженість насіння патогенами і підвищує його енергію проростання. В органічній технології використовують біологічні препарати та мікродобрива, що покращують живлення рослин і стимулюють природні механізми захисту [9].

Фітопатологічна експертиза та лабораторні дослідження насіння за різних технологій вирощування дають змогу оцінити його посівну схожість, енергію проростання, інфікованість насіння та частоту трапляння домінуючих фітопатогенних видів.

Результати таких досліджень дають змогу визначити оптимальні технологічні підходи для підвищення стійкості посівів,

економічної ефективності та екологічної безпеки виробництва. Тому **метою роботи** було встановити вплив органічної та традиційної технологій вирощування на посівні якості та фітопатологічний стан насіння вівса посівного.

## АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Якість насіння вівса посівного є варіабельною залежно від технологій вирощування, тому для формування високих урожаїв необхідним є використання повноцінного, добре виповненого насіння з високими посівними показниками, що зумовлює актуальність проведення його фітопатологічної експертизи.

За даними досліджень В.М. Клименка, І.І. Польового та ін. [10; 11], спостерігається стрімке поширення фітопатогенних грибів, які паразитують на насінні зернових культур, знижуючи їхню якість та безпечність. В агроценозах вівса посівного найпоширеніші фітопатогенні мікроорганізми – збудники хвороб, зокрема сажкових (*Ustilago avenae*, *U. kolleri*), корончастої іржі (*Puccinia coronata*), червонобурої плямистості (*Drechslera avenae*), а також інфекцій насіння [12; 14]. В окремі роки значного поширення набувають кореневі гнилі, зумовлені грибами *Bipolaris sorokiniana* та представниками роду *Fusarium* [13].

Кореневі гнилі найактивніше розвиваються на ослаблених рослинах через тривалі засухи, порушення агротехнічних заходів та повторне вирощування зернових культур на одному місці [15]. На початкових етапах хвороби роль відіграє насіннева інфекція, тоді як пізніше – ґрунтова.

Шкідливість хвороб проявляється в ослабленні провідної системи рослин, порушенні кущення, жовтінні або плямистості листків, ламкості стебел та виляганні. Уражені рослини формують щупле або відсутнє насіння, а втрати врожаю за інтенсивного розвитку хвороби можуть сягати 70% [16]. Корончаста іржа спричиняє передчасне відмирання листків, зменшує фотосинтетично активну поверхню та по-

гіршує кормові властивості зеленої маси і соломи [17].

Саме протидії цим проблемам спрямована селекційна робота з вівсом, яка активно ведеться в ННЦ «ІЗ НААН», Інституті рослинництва імені В.Я. Юр'єва НААН, Миронівському інституті пшениці імені В.М. Ремесла НААН та інших наукових установах. Завдяки створенню високоврожайних сортів, стійких до основних хвороб та адаптивних до різних кліматичних умов, можливо стабільно отримувати високоякісний урожай навіть за умов змін клімату.

У дослідженнях фітопатологічної експертизи насіння зернових культур, зокрема вівса посівного, значний внесок зробили як українські, так і зарубіжні вчені. В Україні питання видового складу фітопатогенних мікроміцетів насіння, їх поширення та залежно від умов вирощування досліджували І.В. Безноско, Т.М. Горган, Ю.О. Туровнік, І.І. Мостов'як, В.О. Мудрак, які вивчали формування патогенної мікобіоти насіння зернових культур у різних агроекологічних умовах [18]. Значний внесок у дослідження фузаріозної інфекції насіння зробили також Т.Ю. Гагкаєва, О.П. Гаврилова та М.М. Левітін, які вивчали біорізноманіття та поширення грибів роду *Fusarium*.

Окремі аспекти ураженості насіння зернових культур та методів їх діагностики висвітлено у працях І. Фуртат, А. Даншиної [19], а також у дослідженнях українських науковців М. Піковського, В. Дудченка та В. Мельника, присвячених мікологічному аналізу насінневого матеріалу та ідентифікації патогенів [20].

Серед зарубіжних учених проблематику насінневої інфекції та фітопатогенних грибів аналізували С. Sacchi, Н.Н.Л. González, Л.Е. Broggi, А. Pacin, S.L. Resnik, G. Cano, D. Taglieri [21], які вивчали поширення *Alternaria* у зерні, а також Z. Sever, D. Ivic, T. Kos, T. Miličević [22] — щодо патогенності та токсигенності грибів роду *Fusarium*. Вагомий внесок у вивчення хвороб зернових культур і насінневої інфекції зробили також М. Figueroa, К.Е. Hammond-Kosack і P.S. Solomon [23], які узагальнили сучасні уявлення про патогени зернових культур.

Отже, аналіз літературних джерел свідчить, що фітопатологічна експертиза насіння зернових культур є предметом широких досліджень, однак питання впливу різних технологій вирощування на фітосанітарний стан насіння вівса посівного потребує подальшого уточнення.

Своєчасне застосування лабораторних та фітопатологічних досліджень насіння за різних технологій вирощування дає можливість оцінити його стан, поширення хвороб і прогнозувати врожайність, що визначає оптимальні агротехнологічні підходи для підвищення продуктивності та стійкості посівів.

### МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Експериментальні дослідження здійснювали впродовж 2023–2024 рр. на Сквирській дослідній станції Інституту агроекології і природокористування НААН Київської обл. Протягом досліджень спостерігали істотні зміни в ґрунтово-кліматичних умовах вирощування рослин. За результатами підрахунку ГТК у Київській обл. встановлено, що вегетаційний період 2023–2024 років характеризувався як достатньо вологим (у середньому ГТК 1,0).

Для досліджень використовували обраний сорт Парламентський, який вирізняється високою адаптивністю до умов вирощування, стабільною врожайністю та гарною якістю зерна.

Зерно сорту відзначається високим вмістом білка (13%), гарною вирівняністю та придатністю як для харчового, так і для кормового використання. Завдяки цим властивостям овес Парламентський займає гідне місце в структурі посівів та є надійною культурою для стабільного врожаю [24].

На базі стаціонарних польових дослідів, які розташовані у Сквирській дослідній станції органічного виробництва НААН, рослини вівса посівного вирощували за традиційної та органічної технологіями вирощування рослин (*pus.*).

Дослідні ділянки Сквирської дослідної станції органічного виробництва представ-

## Система з удобрення та захисту вівса посівного за різних технологій вирощування

Технологія вирощування	Система і захист посівів	Норма внесення
Традиційна	Вітавакс 200 ФФ, ТН Гранстар Голд 75 (ФМС) (гербицид) Аканто Плюс, КС (фунгіцид)	3,0 л/т 25 г/га 0,75 л/га
Органічна	Не включала засобів захисту рослин, лише використовували попередник (бобові культури)	

лені чорноземом малогумусним крупнопилкуватого-середньосуглинковим. За традиційної технології вирощування визначено, що кислотність ґрунту була у межах рН 6–7,1. У гранулометричному складі ґрунту відмічали низький вміст піску до 16%, але високий мулу до 66%.

За органічною технологією — показник кислотності ґрунту був у межах рН 7–7,2. У гранулометричному складі ґрунту виявили вміст піску у межах норми до 17%, але високий мулу до 67%.

Лабораторні дослідження виконували в лабораторії біоконтролю агроєкосистем та органічного виробництва Інституту агроєкології і природокористування НААН. Для фітопатологічного аналізу посівного матеріалу застосовували біологічний метод (ДСТУ 4138-2002) та методи експериментальної мікології [25; 26]. Показник частоти трапляння (ЧП) деяких видів грибів на насінні різних культур розраховували за формулою, відповідною:

$$A = (B \times 100\%) / C, \quad (1)$$

де  $A$  — частота трапляння видів;  $B$  — кількість зразків, у яких виявлено цей вид;  $C$  — загальна кількість виділених видів.

Загальну ураженість насіння патогенами або тією чи іншою хворобою ( $X$ ) у відсотках визначають за формулою:

$$X = N / n \times 100, \quad (2)$$

де  $N$  — сумарна кількість уражених насінин у 4-х пробах, шт.;  $n$  — кількість насінин, узятих для аналізу, шт.

Енергію проростання насіння рослин фіксували на 3-й день, а облік схожості проводили на 7-й день. Підраховували кіль-

кість насінин, які проросли, а також насінини з вираженими ознаками аномалій. Схожість та енергію проростання насіння виражали у відсотках та обчислювали за формулою:

$$C = n_H / Z_H \times 100, \quad (3)$$

де  $n_H$  — кількість нормально пророслого насіння;  $Z_H$  — загальна кількість насіння, взятого для аналізу.

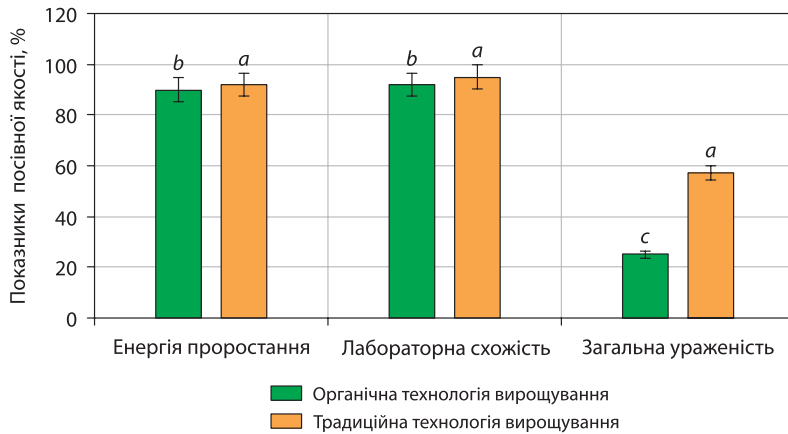
Для виявлення статистично значущих відмінностей між контрольними та експериментальними варіантами після проведення ANOVA виконували тест Тьюкі (Tukey's HSD test) для множинного порівняння середніх значень. Різницю між показниками вважали статистично значущою за рівня ймовірності  $p < 0,05$ .

Результати подано у вигляді середнього значення ( $M$ )  $\pm$  стандартна похибка середнього відхилення ( $SD$ ). Статистичний аналіз здійснювали завдяки програмному забезпеченню Statistica.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Визначено посівні якості насіння вівса посівного, а саме: енергію проростання, лабораторну схожість та загальну враженість фітопатогенними грибами (рис. 1).

За даними представленими на рис. 1, встановлено, що за традиційної технології вирощування енергія проростання становила  $92,0 \pm 1,4\%$ , лабораторна схожість —  $95,0 \pm 2,1\%$ , тоді як за органічної технології ці показники були нижчими і сягали відповідно  $90,0 \pm 1,4\%$  і  $92,0 \pm 2,1\%$ . Водночас загальна ураженість насіння за традиційної технології була значно вищою ( $57,0 \pm 22,6\%$ )



**Рис. 1.** Посівна якість насіння вівса за різних технологій вирощування

*Примітка:* різні літери вказують на значущі відмінності між усіма групами ( $p < 0,05$ ), згідно з результатами тесту множинних порівнянь Тьюкі.

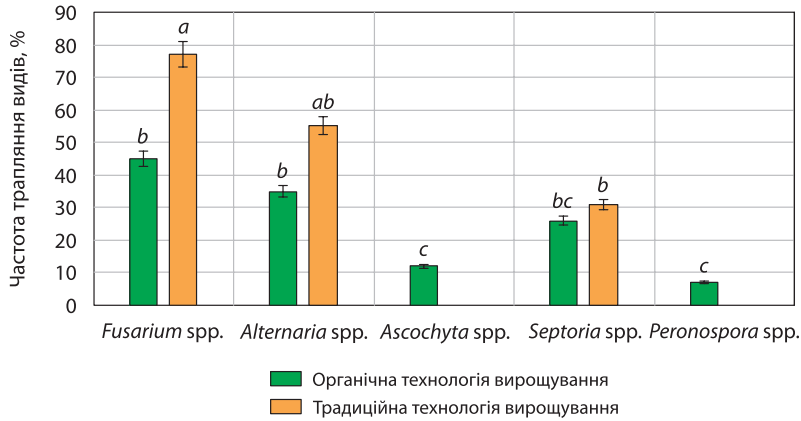
порівняно з органічною ( $25,0 \pm 22,6\%$ ), що свідчить про істотний вплив системи вирощування на фітосанітарний стан насіння ( $p < 0,05$ ).

Отже, традиційна технологія вирощування, попри вищі показники енергії проростання та лабораторної схожості характеризується істотно вищим рівнем загальної ураженості насіння, порівняно з органічною технологією вирощування. Це вказує на те що, незважаючи на використання хімічних препаратів, традиційна система не забезпечує належного фітосанітарного стану насінневого матеріалу. Можна припустити, що надмірна або нераціональна фунгіцидна обробка сприяє розвитку резистентних форм патогенів, що зрештою призводить до зростання загального рівня ураженості. Натомість органічна технологія, хоча й не демонструє таких високих показників схожості, сприяє формуванню більш стабільного мікробного середовища, що, ймовірно, знижує тиск патогенних організмів на початкових етапах росту культури.

Отже, органічна технологія вирощування демонструє кращу стійкість до фітопатогенів. Це пояснює потенційну перевагу органічного землеробства в аспекті збереження фітосанітарного стану насінневого матеріалу та стабілізації агроєкосистем у межах сталого виробництва.

Визначено частоту трапляння мікроміцетів на насінні вівса посівного за органічною та традиційною технологіями вирощуванням рослин. За результатами дослідження на *рис. 2* показано частоту трапляння домінувальних фітопатогенних мікроміцетів родів: *Fusarium* spp., *Alternaria* spp., *Ascochyta* spp., *Septoria* spp., *Peronospora* spp. на насінні вівса посівного, вирощеного за органічної та традиційної технологій. Частота трапляння мікроміцетів роду *Fusarium* spp. на насінні вівса посівного у традиційній технології – 77%. Водночас, за органічної технології вирощування насіння – чисельність мікроміцетів була на 30% нижчою. Для мікроміцетів роду *Alternaria* spp. спостерігається підвищення частоти у традиційній технології (близько 55%) порівняно з органічною технологією (33%), тобто різниця становить близько 22%. Для мікроміцету роду *Septoria* spp. різниця між технологіями є незначною (близько 25% в органічній та 32% у традиційній технології). Найнижчі показники частоти трапляння зафіксовано для мікроміцетів роду *Ascochyta* spp. (12%) та *Peronospora* spp. (7%) в органічній технології вирощування.

У традиційній технології їх поширення не встановлено, що може свідчити про специфічні екологічні вимоги цих патогенів.



**Рис. 2.** Частота трапляння мікроміцетів на насінні вівса вирощеного у різних технологіях  
*Примітка:* різні літери вказують на значущі відмінності між усіма групами ( $p < 0,05$ ), згідно з результатами тесту множинних порівнянь Тьюкі.

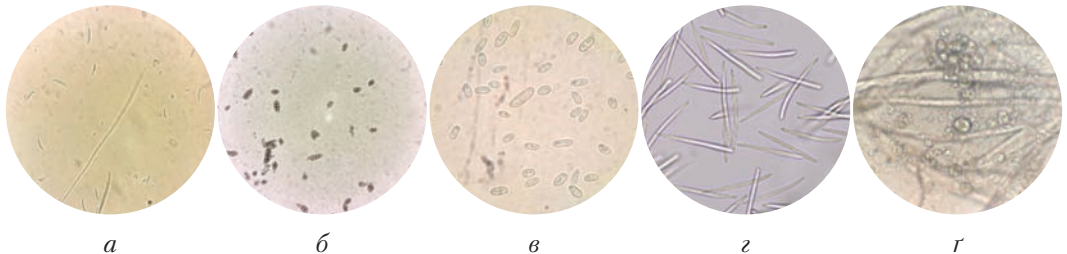
Виявлені відмінності між технологіями можна пояснити особливостями системи захисту рослин впродовж вегетаційного періоду. Традиційна система супроводжується інтенсивним застосуванням мінеральних добрив і засобів захисту рослин, що може порушувати мікробіологічний баланс ґрунту і знижувати чисельність антагоністичних мікроорганізмів. Це створює сприятливі умови для розвитку таких патогенів, як *Fusarium* spp. і *Alternaria* spp. Водночас органічна технологія, завдяки ширшим сівозмінам і відсутності хімічного навантаження, сприяє формуванню більш стабільної та конкурентної мікробіоти, що обмежує поширення фітопатогенів.

Отже, результати свідчать, що органічна технологія вирощування забезпечує зни-

ження частоти трапляння більшості досліджених патогенів (на 5–33%), зокрема для мікроміцетів роду *Fusarium* spp. ця різниця є статистично значущою, що підтверджує ефективність екологічно орієнтованих підходів у контролі фітопатогенного комплексу.

На *рис. 3* зображено мікроскопію колоній поширених мікроміцетів на насіння вівса посівного.

Дані дослідження фітопатологічного стану та посівних якостей насіння дають змогу глибше проаналізувати механізми формування стійкості патогенів до фунгіцидів, а також оцінити потенціал біоконтрольних властивостей рослин у системі органічного землеробства.



**Рис. 3.** Мікроскопія колоній домінуючих мікроміцетів

*Примітки:* а – *Fusarium* spp.; б – *Alternaria* spp.; в – *Ascochyta* spp.; г – *Septoria* spp.; р – *Peronospora* spp.

## ВИСНОВКИ

Фітопатологічна експертиза насіння вівса посівного показала високу поширеність мікроміцетів роду *Fusarium* spp., *Alternaria* spp., *Ascochyta* spp., *Septoria* spp., *Peronospora* spp. у зразках, вирощених як за органічною, так і за традиційною технологіями.

Посівні якості насіння за органічного вирощування характеризувалися дещо нижчою енергією проростання (90%) та лабораторною схожістю (92%) порівняно з традиційною технологією (92% та 95% відповідно), однак рівень загальної ураженості фітопатогенами був значно нижчим (45% проти 60%).

Органічна технологія вирощування, незважаючи на відсутність хімічних фунгіцидів, забезпечила кращий фітосанітарний стан насіння вівса посівного зниження частоти трапляння мікроміцетів на 5–33%, що свідчить про потенційну ефективність біоконтрольних заходів та стабільність мікробного середовища в агроєкосистемі.

Подальші дослідження мають бути спрямовані на глибший аналіз механізмів резистентності патогенів до хімічного захисту та оптимізацію біологічних методів контролю в умовах органічного землеробства.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Панчишин, В. З., & Кашпур, С. Р. (2019). Формування урожайності зерна вівса посівного в умовах Полісся. *Наукові горизонти*, 1, 46–51. DOI: <https://doi.org/10.332491/2663-2144-2019-74-1-46-51>.
2. Ретьман, С., & Панченко, Ю. (2016). Поширення та розвиток хвороб вівса (лушеного та голозерного) у лісостепях України. *Міжвідомчий тематичний науковий збірник фітосанітарної безпеки*, 62, 201–205. DOI: <https://doi.org/10.36495/1606-9773.2016.62.201-205>.
3. Семьяшкіна, А. О. (2008). Строки сівби, врожайність та адаптивна здатність сортів вівса в умовах північного Степу України. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*, 4, 148–153.
4. Кернасюк, Ю. В. (березень, 2017). Ринок вівса: неочікувані можливості. *Агробізнес східні*, 5, 14–20. URL: <https://agro-business.com.ua/agro/ekonomichnyi-hektar/item/7955-rynok-vivsa-neotsinenni-mozhlyvosti.html>.
5. Камінська, А. І. (2016). Аналіз динаміки розвитку ринку вівса в Україні. *Ефективна економіка*, 5, 26–52. URL: <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=4964>.
6. Петренко, О. П. (2019). Фінансово-економічний аналіз ринку зерна як передумова продовольчої безпеки України. *Електронне наукове фахове видання з економічних наук «Modern Economics»*, 13, 207–212. DOI: [https://doi.org/10.31521/modecon.V13\(2019\)-32](https://doi.org/10.31521/modecon.V13(2019)-32).
7. Петренкова, В. П., Лучна, І. С., & Боровська, І. Ю. (2016). Залежність фітосанітарного стану посівів пшениці озимої від погодних умов. *Вісник Центру наукового забезпечення АПВ Харківської області*, 20, 60–68.
8. Бакай, І. Д. (2011). Оцінка фітосанітарного стану посівів озимої пшениці в Північному Лісостепу та Південному Степу України. *Захист і карантин рослин*, 57, 8–25.
9. Волощук, О., Волощук, І., & Глива, В. (2014). Насіннева продуктивність й посівна якість насіння сортів пшениці озимої залежно від строків сівби в умовах західного Лісостепу. *Корми і кормовиробництво*, 79, 82–88.
10. Польовий, В. М., Лукашук, Л. Я., & Гук, Л. І. (2018). Ефективність інтенсифікації технології вирощування пшениці озимої в Західному Лісостепу. *Вісник аграрної науки*, 11, 35–40.
11. Клименко, І. І. (2015). Особливості формування посівних якостей насіння зернових колосових культур залежно від метеорологічних умов. *Таврійський науковий вісник*, 92, 72–79.
12. Derecha, O. A., Gritsyuk, N. V., Bakalova, A. V., Kovalchuk, P. S., & Shamray, T. I. (2019). Застосування системних фунгіцидів проти грибних хвороб вівса в умовах житомирської області. *Scientific Progress & Innovations*, 3, 72–79. DOI: <https://doi.org/10.31210/visnyk2019.03.09>.
13. Гентош, І. Д., Кирик, М. М., & Гентош, Д. Т. (2017). Вплив обробки насіння ячменю ярого хімічними засобами на розвиток кореневих гнилей. *Наукові доповіді НУБіП України*, 4(68), 3. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd\\_2017\\_4\\_3](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd_2017_4_3).
14. Віннічук, Т. С., Пармінська, Л. М., & Гаврилюк, Н. М. (2016). Захист пшениці озимої від хвороб та шкідників за різних систем удобрення. *Вісник аграрної науки, Аграрна наука*, 9, 30–34. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan\\_2016\\_9\\_7](http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2016_9_7).
15. Ретьман, С. В., Шевчук, О. В., & Горбачова, Н. П. (2011). Хвороби листя і колоса. *Карантин і захист рослин*, 4, 25–27.
16. Ретман, С. В., & Панченко, Ю. С. (2017). Біологічні препарати для захисту від хвороб у правобережному Лісостепу України. *Сільськогосподарська мікробіологія*, 25, 50–56.
17. Петренкова, В. П. (2004). *Насіннева інфекція польових культур*. Київ: Інститут рослинництва імені В.Я. Юр'єва УААН.
18. Безноско, І. В., Горган, Т. М., Туровнік, Ю. О., Мостов'як, І. І., & Мудрак, В. О. (2022). Патогенна мікобіота насіння зернових культур за впливу різних технологій вирощування. *Агро-*

- екологічний журнал, 1, 110–120. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2022.255185>.
19. Furtat, I., Danshyna, A., & Mankovska, O. (2020). Характеристика фітопатогенних і токсикогенних властивостей грибів роду *Fusarium*, ізольованих із зерна *Triticum aestivum* L. *Наукові записки НАУКМА. Сер.: Біологія і екологія*, 3, 26–34. DOI: <https://doi.org/10.18523/2617-4529.2020.3.26-34>.
20. Дудченко, В. В., Піковський, М. Й., & Марковська, О. Є. (2024). *Діагностика хвороб насіння сільськогосподарських культур*. Одеса: Олді-плюс.
21. Sacchi, C., González, H. N. L., Broggi, L. E., Pascin, A., Resnik, S. L., Cano, G., & Taglieri, D. (2009). Fungal contamination and mycotoxin natural occurrence in oats for race horses feeding in Argentina. *Animal Feed Science and Technology*, 152(3–4), 330–335.
22. Sever, Z., Ivic, D., Kos, T., & Miličević, T. (2012). Identification of *Fusarium* species isolated from apple fruits stored in Croatia. *Arhiv za higijenu rada i toksikologiju*, 63(4), 463–469.
23. Figueroa, M., Hammond-Kozack, & Solomon, P. S. (2018). A Review of Wheat Diseases — A Field Perspective. *Molecular Plant Pathology*, 19, 1523–1536. DOI: <https://doi.org/10.1111/mp.12618>.
24. Кошова, В. М., Мукоїд, Р. М., Гуріна, О. О., & Усач, А. В. (2016). Характеристика різних сортів вівса. *Наукові праці Національного університету харчових технологій*, 22(2), 213–219. URL: <https://dspace.nuft.edu.ua/handle/123456789/23604>.
25. ДСТУ 4138-2002. Насіння сільськогосподарських культур. Методи визначення якості. (2003). [Чинний від 2004-01-01]. Київ: Держспоживстандарт України.
26. ДСТУ 2240-94. Насіння сільськогосподарських культур. Сортові та посівні якості. (1994). [Чинний від 1994-07-01]. Київ: Держстандарт України.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 30.01.2026  
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 21.02.2026  
Дата публікації: 10.04.2026

---

## ВМІСТ ЕФІРНОЇ ОЛІЇ В ЛИСТКАХ ШАВЛІЇ ЛІКАРСЬКОЇ ЗАЛЕЖНО ВІД ЕЛЕМЕНТІВ ТЕХНОЛОГІЇ ВИРОЩУВАННЯ

О.М. Тимошенко<sup>1</sup>, Н.В. Приведенюк<sup>2</sup>, О.В. Середа<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Інститут агроекології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)  
e-mail: [ttlife25082017@gmail.com](mailto:ttlife25082017@gmail.com); ORCID: 0009-0004-5061-9474

<sup>2</sup> Дослідна станція лікарських рослин Інституту агроекології і природокористування НААН (с. Березоточа, Лубенський р-н, Полтавська обл., Україна)  
e-mail: [privedenyuk1983@gmail.com](mailto:privedenyuk1983@gmail.com); ORCID: 0000-0002-0748-8083  
e-mail: [tritravki@ukr.net](mailto:tritravki@ukr.net); ORCID: 0000-0002-4665-8129

У статті наведено результати досліджень впливу ширини міжряддя та доз азотних добрив на вміст ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської (*Salvia officinalis* L.) і її розрахунковий вихід з одиниці площі у перший рік вегетації. Метою роботи було встановлення закономірностей накопичення ефірної олії в листках шавлії лікарської залежно від умов азотного живлення та ширини міжряддя, а також визначення оптимальних агротехнічних параметрів для отримання високоякісної фармакопейної сировини. Дослідження проводили в умовах польового короткотермінового досліду за загальноприйнятими методиками з лікарськими культурами. Схемою досліду передбачено вивчення двох чинників: ширини міжряддя (45 і 70 см) та доз внесення азотних добрив ( $N_0$ ,  $N_{30}$ ,  $N_{60}$ ,  $N_{90}$ ,  $N_{120}$ ). Вміст ефірної олії в листках визначали методом гідродистиляції відповідно до вимог Державної фармакопеї України. Виявлено, що ширина міжряддя істотно впливала на вміст ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської. За міжряддя 70 см вміст ефірної олії був вищим порівняно з міжряддям 45 см, що свідчить про позитивний вплив більшої площі живлення на інтенсивність біосинтезу вторинних метаболітів. Найвищі показники вмісту ефірної олії (18,71–19,13 мл/кг) одержано за ширини міжряддя 70 см у варіантах із внесенням азотних добрив у дозах  $N_{60}$ – $N_{90}$ . За міжряддя 45 см максимальна концентрація ефірної олії становила 15,90 мл/кг за внесення  $N_{90}$ . Аналіз розрахункового виходу ефірної олії з 1 га показав, що його максимальні значення (46,3–46,9 л/га) формувалися за додавання азоту в дозі  $N_{90}$  незалежно від ширини міжряддя. Регресійний аналіз підтвердив нелінійний характер впливу азотних добрив на накопичення ефірної олії та наявність оптимуму азотного живлення. Отримана лікарська рослина сировина за всіма варіантами досліду відповідала чинним вимогам Державної фармакопеї України щодо вмісту ефірної олії. Результати досліджень можуть бути використані для оптимізації технології вирощування шавлії лікарської з метою підвищення ефіроолійної продуктивності та отримання високоякісної фармакопейної сировини для фармацевтичної галузі.

**Ключові слова:** *Salvia officinalis* L., лікарські рослини, вторинні метаболіти, ефіроолійна сировина, фармакопейна якість, гідродистиляція, агротехнічні чинники, біосинтез ефірних олій, регресійний аналіз.

### ВСТУП

Рід *Salvia* L. є одним із найбільших у родині *Lamiaceae* та налічує понад 700–900 видів, поширених у різних ґрунтово-кліматичних зонах світу. Серед них *Salvia officinalis* L. є найвідомішим і господарсько-цінним видом, що походить із Середземноморського регіону та природно зростає на кам'янистих схилах і узбережжях Південної Європи [1–3]. Шавлія лікарська — багаторічна ефіроолійна рослина напівку-

щового типу з дерев'янистими пагонами та видовженими листками, яка характеризується високою екологічною пластичністю і здатністю адаптуватися до різних умов вирощування. Завдяки цим властивостям культура широко культивується в багатьох країнах як лікарська, пряно-ароматична та ефіроолійна рослина [4–6].

Шавлія лікарська належить до цінніших лікарських рослин за вмістом вторинних метаболітів, насамперед ефірної олії, яка акумулюється переважно в листках.

Основні компоненти ефірної олії становлять 1,8-цинеолу, камфори,  $\alpha$ - і  $\beta$ -гуйону,  $\alpha$ - та  $\beta$ -пінену, борнеолу та інші моно- і сесквітерпенові сполуки. Біологічна активність цих речовин зумовлює широке використання шавлії у фармацевтичній, харчовій та косметичній промисловості, а також у медицині й ароматерапії. Науковими дослідженнями доведено антиоксидантні, антимікробні, протизапальні, спазмолітичні та нейропротекторні властивості екстрактів і ефірної олії шавлії лікарської, що сприяє зростанню попиту на якісну рослинну сировину [6; 7].

Виявлено, що кількісні та якісні показники ефірної олії шавлії лікарської визначаються не лише генетичними особливостями виду, а й значною мірою залежать від агротехнічних та екологічних чинників [8; 9]. Синтез і накопичення ефірної олії чутливо реагують на забезпечення елементами живлення, зокрема азотом, просторове розміщення рослин, площу живлення, фази онтогенезу, терміни збору сировини та метеорологічні умови. Азотне живлення відіграє ключову роль у формуванні листової поверхні [10] та інтенсивності фізіолого-біохімічних процесів, тоді як ширина міжрядь і густота стояння рослин впливають на світловий режим, мікроклімат посіву та активність біосинтезу терпенових сполук.

**Метою досліджень** є встановлення впливу ширини міжряддя та доз внесення азотних добрив на вміст ефірної олії в сировині шавлії лікарської.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Вплив агротехнічних чинників на накопичення ефірної олії в листках шавлії лікарської висвітлено у працях М. Федорчука, В. Ушкаренка, З. Комир, А. Панфілової, В. Работягова, а також зарубіжних учених — В. Karimi, D. Katar, N. Rioba, A. Khammar, Izgi M. Necat, I. Abaas, G. Jafari, C. Dordas та ін. В їхніх дослідженнях [1–9; 11–13] встановлено, що рівень мінерального живлення, густота стояння рослин і умови вирощування істотно діють на врожайність та вміст ефірної олії. Зокрема,

підкреслюється важлива роль оптимізації живлення і схеми розміщення рослин у формуванні якісних показників лікарської сировини шавлії лікарської.

Зокрема, польові дослідження вчених з Іраку доводять, що підвищені норми азотних і фосфорних добрив достовірно збільшують біометричні показники рослин і вміст ефірної олії в листках шавлії лікарської порівняно з контролем. Найвищі значення маси листків, кількості пагонів, висоти рослин і концентрації ефірної олії отримано за внесення 230 кг/га азоту та 80 кг/га фосфору, що пов'язано з активізацією фотосинтезу й біосинтезу вторинних метаболітів [11].

За результатами досліджень кенійських вчених виявлено, що мінеральне живлення і режим зрошення істотно впливають на загальний та компонентний склад ефірної олії шавлії лікарської. В польових експериментах не встановлено істотного впливу чинників на загальний вміст ефірної олії, однак зафіксовано значні зміни її хімічного складу. Підвищення норм азоту та зниження вологості ґрунту збільшувало вміст  $\beta$ -пінену. Відзначено негативну кореляцію між 1,8-цинеолом і вірифлоролом, що свідчить про складні механізми формування складу ефірної олії залежно від умов вирощування [6].

Результати досліджень в умовах Ірану вказують на значний вплив хімічних і біологічних добрив на ріст, розвиток та продуктивність шавлії лікарської. У двофакторному досліді азотні й фосфорні добрива підвищували біометричні показники та врожайність, тоді як біодобрива з мікоризними грибами та *Pseudomonas fluorescens* збільшували площу листків та вихід ефірної олії. Найвищий вихід ефірної олії одержано за внесення фосфорних добрив без азотних у поєднанні з біопрепаратами, що підтверджує можливість заміни частини мінеральних добрив біологічними [12].

У більш пізніх дослідженнях іранців у безґрунтовій культурі доведено визначальну роль азотного живлення у формуванні ростових і фізіолого-біохімічних

показників шавлії лікарської. Різні концентрації азоту істотно впливали на засвоєння елементів живлення, вміст пігментів, вуглеводів і фенольних сполук. Максимальні показники інтенсивності росту, виходу ефірної олії та вмісту оксигенових монотерпенів отримано за високого рівня азотного живлення, тоді як його дефіцит знижував усі параметри. Оптимальні концентрації азоту сприяли накопиченню  $\alpha$ -туйону, що доврдить зв'язок азотного живлення з біосинтезом терпенів [7].

Оптимізація агрономічних ресурсів, зокрема густоти стояння рослин та системи удобрення, є ключовим чинником підвищення продуктивності лікарських культур. У сучасних дослідженнях дедалі ширше застосовується методологія поверхні відгуку (RSM) для емпіричного моделювання взаємодії між елементами технології вирощування та показниками врожайності. Зокрема, встановлено, що поєднане застосування азотних добрив і мікродобрив у взаємодії з оптимальною густотою стояння рослин здатне синергічно поліпшувати врожайність сировини шавлії, вміст ефірної олії та ефективність використання азотних добрив. Тоді як надмірні дози добрив можуть знижувати його ефективність, що підкреслює необхідність науково обґрунтованого підходу до норм удобрення [4].

За дослідження впливу густоти висаджування рослин та азотних добрив в умовах дефіциту ґрунтової вологи на продуктивність шавлії лікарської турецької вчені довели, що зменшення кількості рослин за підвищених доз азоту сприяло зростанню врожайності надземної маси та листків. Водночас азотні добрива та площа живлення рослин істотно впливали на компонентний склад ефірної олії, зокрема на співвідношення камфори, 1,8-цинеолу та туйону. Підвищення азоту посилювало вміст камфори і знижувало вміст туйону, тоді як збільшення площі живлення рослин сприяло посиленню частки туйону [8].

Дослідження грецьких вчених свідчать, що азотне живлення істотно впливає на морфологічні, фізіологічні та продуктивні

показники шавлії лікарської і може оцінюватися за вегетаційними індексами. Середні й високі дози азоту збільшували висоту рослин, площу листків та активність фотосинтезу, що супроводжувалося зростанням сухої маси й вмісту ефірної олії. Індeksi NDVI, EVI2 та MSAVI2 виявили високу чутливість до рівня азоту і придатні для оперативної діагностики посівів. Оптимізація азотного удобрення є особливо важливою за дефіциту ґрунтової вологи [13].

Поряд із мінеральним живленням істотну дію на ефіроолійну продуктивність шавлії лікарської має площа живлення рослин. Дослідження йорданських вчених вказує на те, що зміна відстані між рослинами впливає на вміст і склад ефірної олії. Найвищу концентрацію ефірної олії та розмаринової кислоти зафіксовано в ущільнених посівах. За зменшення відстані між рослинами в ефірній олії зростала частка 1,8-цинеолу і камфори, а за збільшення відстані між рослинами посилювала частка  $\alpha$ - та  $\beta$ -пінінів, вміст  $\alpha$ -туйону майже не змінювався [14].

Результати польових досліджень у Східній Африці підтверджують важливу роль площі живлення у формуванні врожайності та виходу ефірної олії шавлії лікарської. Загущені посіви забезпечували вищу врожайність листків та вихід ефірної олії з площі порівняно з розрідженими посівами. Автори зазначають, що поряд із шириною міжрядь важливим чинником є терміни збору сировини, а оптимальне їх поєднання забезпечує максимальний вихід ефірної олії [15].

Аналіз наукових джерел свідчить, що вплив азотного живлення на ефіроолійну продуктивність шавлії лікарської є складним процесом і залежить від дози добрив, вологості ґрунту та площі живлення рослин. У більшості досліджень азотні добрива сприяли підвищенню врожайності листків, але не завжди збільшували вміст ефірної олії та часто змінювали її склад. Водночас оптимальна ширина міжрядь у поєднанні з раціональним азотним живленням позитивно впливає на фотосинтез і біосинтез терпенів. Це зумовлює потребу подальших

досліджень для визначення оптимальних поєднань агротехнічних чинників.

### МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Експериментальні дослідження проводили відповідно до загальноприйнятих методик польових дослідів із лікарськими культурами («Основи наукових досліджень в агрономії») [16]. З метою вивчення впливу норм азотних добрив та ширини міжрядь на ріст, урожайність і якість сировини шавлії лікарської (*Salvia officinalis* L.) був закладений двофакторний польовий дослід. Посіви розміщували за схемою з міжряддями 45 і 70 см у чотириразовому повторенні, площа облікової ділянки становила 25–30 м<sup>2</sup>.

Основний обробіток ґрунту включав зяблеву оранку на глибину 23–25 см після лущення стерні, весняне закриття вологи та передпосівну культивуацію на глибину 10–12 см. Сівбу виконували в першій декаді квітня насінням сорту Шанс з нормою висіву 8 кг/га та глибиною загортання 2,0–2,5 см. Азотні добрива у формі аміачної селітри вносили під передпосівний обробіток за схемою дослідів в дозах N<sub>30</sub>, N<sub>60</sub>, N<sub>90</sub> та N<sub>120</sub>, контрольним слугував варіант без удобрення.

Облік урожайності здійснювали ваговим методом із пробних ділянок. Надземну частину шавлії лікарської зрізали вручну з подальшим висушуванням за температури не вище 35°C до вологості сировини не більше 12%. У подальшому відділяли листки від стебел, та подрібнювали. Визначення вмісту ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської виконували у відділі фармакогнозії ДСЛР ІАП НААН методом гідродистиляції відповідно до вимог Державної фармакопеї України. Вміст ефірної олії визначали в мілілітрах на кілограм сировини в перерахунку на абсолютно суху сировину [17].

Статистичну обробку отриманих результатів проводили методами дисперсійного аналізу з оцінкою достовірності впливу досліджуваних чинників на показники продуктивності та якості сировини.

### РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Результати досліджень свідчать, що ширина міжряддя та азотні добрива істотно впливали на урожайність сухих листків шавлії лікарської першого року вегетації, на вміст ефірної олії та її розрахунковий вихід з одиниці площі. За ширини міжряддя 45 см урожайність сухих листків була вищою порівняно з варіантами 70 см, що зумовлено більшою густотою стояння рослин і кращим використанням площі живлення. Максимальні показники урожайності сухих листків за міжряддя 45 см отримані за внесення N<sub>90–120</sub> і становили 2,89–2,91 т/га, тоді як за міжряддя 70 см урожайність була нижчою та коливалася в межах 2,41–2,45 т/га (табл.).

Вміст ефірної олії в сухих листках значною мірою залежав від дози азотних добрив і ширини міжряддя. За міжряддя 45 см концентрація ефірної олії зростала зі збільшенням дози азоту від 14,26 мл/кг на контролі до 15,90 мл/кг за внесення N<sub>90</sub>, після чого спостерігалася тенденція до незначного зниження показника за дози N<sub>120</sub>. За ширини міжряддя 70 см вміст ефірної олії був вищим порівняно з варіантами 45 см і досягав максимального значення 19,13 мл/кг за внесення N<sub>90</sub>, що свідчить про позитивний вплив зменшеної густоти стояння рослин на біосинтез ефірної олії.

Аналіз розрахункового виходу ефірної олії з 1 га показав, що цей показник формувався під комплексним впливом урожайності сухих листків та вмісту ефірної олії. За ширини міжряддя 45 см вихід ефірної олії поступово зростав із підвищенням дози азоту від 28,7 л/га на контролі до максимального значення 46,3 л/га за внесення N<sub>90</sub>, після чого за N<sub>120</sub> спостерігалася незначне зниження до 44,6 л/га. Аналогічна тенденція була відмічена і за міжряддя 70 см, де найвищий розрахунковий вихід ефірної олії становив 46,9 л/га за внесення N<sub>90</sub>.

Порівняння варіантів ширини міжряддя свідчить, що за 70 см формувався вищий вміст ефірної олії в листках, проте за рахунок нижчої врожайності сухої

**Вміст ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської першого року вегетації залежно від ширини міжряддя та дози внесення азотних добрив**

Варіанти		Урожайність сухих листків, т/га	Вміст ефірної олії в абсолютно сухих листках, мл/кг	Розрахунковий вихід ефірної олії, л/га
Фактор А	Фактор Б			
Ширина міжряддя 45 см	N <sub>0</sub>	2,01	14,26	28,7
	N <sub>30</sub>	2,23	14,67	32,7
	N <sub>60</sub>	2,63	15,02	39,5
	N <sub>90</sub>	2,91	15,90	46,3
	N <sub>120</sub>	2,89	15,42	44,6
Ширина міжряддя 70 см	N <sub>0</sub>	1,54	15,69	24,2
	N <sub>30</sub>	1,88	16,10	30,3
	N <sub>60</sub>	2,29	18,71	42,8
	N <sub>90</sub>	2,45	19,13	46,9
	N <sub>120</sub>	2,41	18,70	45,1
НІР <sub>0,5</sub> головних ефектів ф. А		0,16	0,35	—
НІР <sub>0,5</sub> головних ефектів ф. В		0,14	0,31	—
НІР <sub>0,5</sub> часткових відмінностей ф. А		0,27	0,69	—
НІР <sub>0,5</sub> часткових відмінностей ф. В		0,21	0,41	—

маси загальний вихід ефірної олії був лише незначно вищим або близьким до показників варіанта 45 см. Це вказує на певну компенсацію між продуктивністю рослин і якісними показниками сировини. Тому, оптимальні значення розрахункового виходу ефірної олії були досягнуті за внесення N<sub>90</sub> незалежно від ширини міжряддя.

Загалом, результати досліджень підтверджують доцільність поєднання оптимальної дози азотного живлення з раціональною шириною міжряддя для підвищення ефективності вирощування шавлії лікарської у перший рік вегетації. Внесення азоту в дозі N<sub>90</sub> забезпечує найсприятливіше співвідношення між урожайністю сухих листків та вмістом ефірної олії, що є визначальним для формування максимального виходу ефірної олії з одиниці площі.

Залежність вмісту ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської від дози внесення азотних добрив має чітко виражений нелінійний характер і достовірно описується квадратичними регресійними рівняннями для обох досліджуваних варіантів ширини міжряддя. За ширини міжряддя 45 см ця залежність описується рівнянням:

$$y = -1E-04x^2 + 0,0237x + 14,168$$

за коефіцієнта детермінації  $R^2=0,84$ , тоді як за ширини міжряддя 70 см – рівнянням:

$$y = -0,0003x^2 + 0,0669x + 15,306$$

з  $R^2 = 0,87$ .

Отримані значення коефіцієнтів детермінації свідчать про високий ступінь відповідності математичних моделей експериментальним даним та надійність установлених закономірностей.

Позитивні лінійні коефіцієнти за змінної  $x$  в обох рівняннях вказують на стимулювальний вплив азотного живлення на накопичення ефірної олії в листках шавлії лікарської за зростання дози добрив у межах досліджуваного діапазону. Водночас від'ємні квадратичні коефіцієнти пояснюють поступове зниження інтенсивності цього впливу за високих доз азоту, що зумовлює формування оптимуму азотного живлення, після досягнення якого подальше підвищення дози не гарантує істотного посилення вмісту ефірної олії.

Порівняльний аналіз рівнянь регресії показує, що за ширини міжряддя 70 см залежність між дозою азоту та вмістом ефірної олії є більш тісною, ніж за міжряддя 45 см, що доводить вищий коефіцієнт детермінації ( $R^2 = 0,87$  проти 0,84). Це може

бути пов'язано з кращими водно-поживним режимом ґрунту та освітлення рослин, що сприяє ефективнішому використанню азоту та інтенсифікації біосинтезу вторинних метаболітів, зокрема ефірної олії.

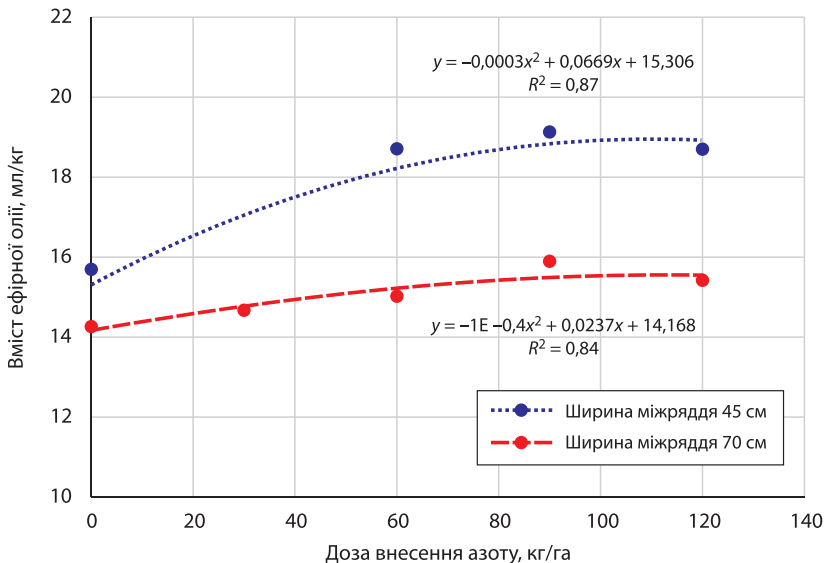
Отримані математичні моделі дають можливість не лише кількісно оцінити вплив азотних добрив на вміст ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської, але й прогнозувати оптимальні дози азотного живлення залежно від ширини міжряддя. Графічне представлення зазначених залежностей (рис.) наочно підтверджує наявність оптимального азотного удобрення та підкреслює доцільність диференційованого підходу до системи живлення культури з урахуванням елементів технології вирощування.

За вимогами Державної фармакопеї України шавлія лікарська (*Salvia officinalis folium*) – цілі або різані, висушені листки *Salvia officinalis* L. мають містити не менше 15 мл/кг ефірної олії для цілої сировини та не менше 10 мл/кг ефірної олії для різаної сировини, у перерахунку на безводну сировину. За вимогами національної частини: зібрані протягом літа, висушені й

обмолочені листки культивованого напівкуща шавлії лікарської повинні містити не менше 8 мл/кг ефірної олії, у перерахунку на суху сировину [18].

Отримані в дослідженні показники вмісту ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської свідчать про відповідність досліджуваної сировини чинним вимогам Державної фармакопеї України. У більшості варіантів досліду вміст ефірної олії становив 14,26–19,13 мл/кг, що відповідає встановленим фармакопейним нормам для різаної лікарської рослинної сировини (не менше 10 мл/кг) та, у варіантах із внесенням азотних добрив у дозах N<sub>90–120</sub>, також відповідає вимогам для цілої сировини (не менше 15 мл/кг).

Водночас одержані значення істотно перевищують мінімальні вимоги, визначені національною частиною Державної фармакопеї України, відповідно до яких листки культивованої шавлії лікарської мають містити не менше 8 мл/кг ефірної олії у перерахунку на суху сировину. Навіть у контрольних варіантах без внесення азотних добрив вміст ефірної олії був вищим за нормативний рівень у 1,8–2,0 рази,



Залежність вмісту ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської від дози внесення азотних добрив та ширини міжряддя

що вказує на високий якісний потенціал отриманої рослинної сировини.

Особливо слід відзначити варіанти з шириною міжряддя 70 см та дозами азоту  $N_{60-90}$ , де вміст ефірної олії досягав 18,71–19,13 мл/кг, тобто перевищував фармакопейні вимоги для цілої сировини на 24–27%. Це вказує на позитивний вплив оптимізованої площі живлення та помірного азотного живлення на процеси біосинтезу ефірної олії в листках шавлії лікарської.

З огляду на те, що в межах дослідження листки шавлії були подрібнені, отримана лікарська рослинна сировина повністю відповідає вимогам Державної фармакопеї України до різаної сировини за показником вмісту ефірної олії. Тому, досліджувані агротехнічні прийоми забезпечують не лише підвищення врожайності та розрахункового виходу ефірної олії з одиниці площі, а й формування високоякісної фармакопейної сировини, придатної для використання у фармацевтичній промисловості.

## ВИСНОВКИ

Результати проведених досліджень свідчать, що ширина міжряддя та внесення різних доз азотних добрив є визначальними чинниками продуктивності шавлії лікарської, вмісту ефірної олії та її розрахункового виходу з одиниці площі у перший рік вегетації. За міжряддя 45 см забезпечувалася вища урожайність сухих листків завдяки більшій густоті стояння рослин, тоді як за міжряддя 70 см формувалася підвищений вміст ефірної олії в сировині, що має позитивний вплив для більшої площі живлення на процеси біосинтезу вторинних метаболітів.

Найвищий вміст ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської був отриманий за ширини міжряддя 70 см у варіантах із внесенням азотних добрив у дозах  $N_{60-N_{90}}$  і становив 18,71–19,13 мл/кг, що перевищувало відповідні показники за міжряддя 45 см на 2,8–3,2 мл/кг. За міжряддя 45 см максимальний вміст ефірної олії відмічався у варіанті  $N_{90}$  (15,90 мл/кг), після чого за подальшого підвищення дози азоту спостерігалася тенденція до її зниження. Це свідчить про наявність оптимального рівня азотного живлення для інтенсифікації біосинтезу ефірної олії та про негативний ефект надлишкового азоту.

Аналіз розрахункового виходу ефірної олії з 1 га показав, що максимальні значення цього показника досягалися за внесення  $N_{90}$  незалежно від ширини міжряддя та становили 46,3–46,9 л/га, що зумовлено оптимальним поєднанням урожайності сухих листків та високого вмісту ефірної олії. Регресійний аналіз підтвердив нелінійний характер впливу азотних добрив на накопичення ефірної олії, з формуванням чіткого оптимуму азотного живлення, особливо вираженого за ширини міжряддя 70 см.

Одержані показники вмісту ефірної олії в сухих листках шавлії лікарської (14,26–19,13 мл/кг) повністю відповідають чинним вимогам Державної фармакопеї України до різаної лікарської рослинної сировини та в більшості варіантів — до вимог для цілої сировини, істотно перевищуючи мінімальні національні нормативи. Отже, поєднання оптимальної ширини міжряддя з раціональною дозою азотних добрив забезпечує отримання високоякісної фармакопейної сировини та є доцільним для практичного впровадження у технології вирощування шавлії лікарської.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Ушкаренко, В. О., & Федорчук, М. І. (2008). *Рекомендації з технології вирощування шавлії лікарської на зрошуваних землях півдня України*. Херсон: Айлант.
2. Федорчук, М. І., Комир, З. В., Альохін, А. А., & Альохіна, Н. М. (2002). Оногенез *Salvia officinalis* L. *Таврійський науковий вісник*, 21, 27–32.
3. Panfilova, A., & Fedorchuk, V. (2022). Productivity and crop quality of *Salvia officinalis* L. in the conditions of the Southern steppe of Ukraine. *Notulae Scientia Biologicae*, 14(2), 11239–11239. DOI: <https://doi.org/10.55779/nsb14211239>.
4. Karimi, B., Rokhzadi, A., & Rahimi, A. R. (2021). RSM modeling of nitrogen use efficiency, biomass and essential oil of *Salvia officinalis* L. as affected by fertilization and plant density. *Journal of Plant Nutri-*

- tion, 44(8), 1067–1084. DOI: <https://doi.org/10.1080/01904167.2021.1871756>.
5. Katar, D., Katar, N., & Can, M. (2022). Agricultural and quality characteristics of sage (*Salvia fruticosa* Mill.) depending on nitrogen applications. *Journal of Plant Nutrition*, 45(10), 1441–1449. DOI: <https://doi.org/10.1080/01904167.2021.2020829>.
  6. Rioba, N. B., Itulya, F. M., Saidi, M., Dudai, N., & Bernstein, N. (2015). Effects of nitrogen, phosphorus and irrigation frequency on essential oil content and composition of sage (*Salvia officinalis* L.). *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*, 2(1), 21–29. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jarmap.2015.01.003>.
  7. Khammar, A. A., Moghaddam, M., Asgharzade, A., & Sourestani, M. M. (2021). Nutritive composition, growth, biochemical traits, essential oil content and compositions of *Salvia officinalis* L. grown in different nitrogen levels in soilless culture. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21(4), 3320–3332. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s42729-021-00608-8>.
  8. Necat İzgi, M., Karaman, Ş., & Tonçer, Ö. (2024). Interactive effects of number of plants and nitrogen fertilization on quality parameters of *Salvia officinalis* L. cultivated in semi-arid environments. *Journal of Essential Oil Bearing Plants*, 27(2), 432–449. DOI: <https://doi.org/10.1080/0972060X.2024.2307906>.
  9. Fellah, S., Romdhane, M., & Abderraba, M. (2006). Extraction et étude des huiles essentielles de la *Salvia officinalis* L. cueillie dans deux régions différentes de la Tunisie. *Journal-Societe Algerienne De Chimie*, 16(2), 193.
  10. Тимошенко, О. М. (2025). Вплив ширини міжряддя та різних доз азотних добрив на ріст і розвиток шавлії лікарської (*Salvia officinalis* L.). *Агроекологічний журнал*, (3), 135–145. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2025.340790>.
  11. Abaas, I. S. (2014). The study of biometric and volatile oil quantity of sage plant (*Salvia officinalis* L.) as medicinal plant affected by nitrogen and phosphorus fertilizers. *Int. J. Pharm. Pharm. Sci*, 6(6), 82–83. URL: [https://web.archive.org/web/20180413123336id\\_/http://ijppsjournal.com/Vol6Issue6/8833.pdf](https://web.archive.org/web/20180413123336id_/http://ijppsjournal.com/Vol6Issue6/8833.pdf).
  12. Jafari, G. M., Abbaszadeh, B., & Oraei, M. (2015). Effects of chemical and biological fertilizers on growth, yield and essential oil of *Salvia officinalis*. *Journal of medicinal plants and by products*, 4(1), 31–37. URL: <https://www.sid.ir/paper/331427/en#downloadbottom>.
  13. Dordas, C. A. (2025). Effect of nitrogen fertilization on vegetation indices and physiological characteristics in *Salvia officinalis*. *Journal of Plant Nutrition*, 1–21. DOI: <https://doi.org/10.1080/01904167.2025.2498369>.
  14. ABU Darwish, M., AL-Ramamneh, E. A. D., Salamo, I., ABU-Dieyeh, Z., AL Nawaiseh, M., & Alb-dour, T. (2013). Determination of essential oil bioactive components and rosmarinic acid of *Salvia officinalis* cultivated under different intra-row spacing. *Notulae Scientia Biologicae*, 5(2). DOI: <https://doi.org/10.15835/nsb529046>.
  15. Jimayu, G., & Gebre, A. (2022). Effects of plant spacing and harvesting age on growth and yield of sage (*Salvia officinalis* L.). *International Journal of Agriculture and Biosciences*, 11(1), 29–33. DOI: <https://doi.org/10.47278/journal.ijab/2022.004>.
  16. Єщенко, В. О., Копитко, П. Г., Костогриз, П. В., & Опришко, В. П. (2014). *Основи наукових досліджень в агрономії* (за ред. В. О. Єщенка). Вінниця: Едельвейс і К.
  17. *Державна фармакопея України* (2014). (2-ге вид., т. 3). Харків: ДП «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів». URL: <http://sphu.org/viddil-dfu>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 13.01.2026  
 Дата прийняття статті до друку після рецензування: 20.02.2026  
 Дата публікації: 10.04.2026

## ФОТОСИНТЕТИЧНА ДІЯЛЬНІСТЬ ПОСІВІВ ПРОСА ЗАЛЕЖНО ВІД ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОЩУВАННЯ У ПРАВОБЕРЕЖНОМУ ЛІСОСТЕПУ

А.В. Голодна, М.В. Гордієнко

ННЦ «ІЗ НААН»

(с-ще Чабани, Фастівський р-н, Київська обл., Україна)

e-mail: [ant.golodna@gmail.com](mailto:ant.golodna@gmail.com); ORCID: 0000-0002-7775-8229

e-mail: [Mykolagordienko@gmail.com](mailto:Mykolagordienko@gmail.com); ORCID: 0009-0008-7319-1887

*Мета статті* – визначити ефективність застосування різних варіантів удобрення та біопрепарату у технології вирощування проса посівного. Польові експерименти проводили впродовж 2023–2025 рр. у сівозміні відділу технологій зернобобових, круп'яних і олійних культур ННЦ «ІЗ НААН». Досліджували сорт проса Заповітне, застосовуючи різні дози мінеральних добрив, передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран, позакореневе підживлення органо-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у критичні періоди розвитку рослин. Використовували лабораторні, математико-статистичні та порівняльно-розрахункові методи, оцінювали показники індексу листкової поверхні, фотосинтетичний потенціал та чисту продуктивність фотосинтезу посіву. Застосування мінеральних добрив в основне внесення та органо-мінеральних для позакореневого підживлення рослин та біопрепарату сприяло зростанню листкової поверхні посіву, підвищенню фотосинтетичного потенціалу та чистоті продуктивності посіву. Максимальні показники індексу листкової поверхні 7,84 та 7,60 м<sup>2</sup>/м<sup>2</sup> за рівня на контрольному варіанті 6,63 м<sup>2</sup>/м<sup>2</sup> у фазі викидання волоті відмічали на варіантах технологій вирощування, які включали внесення N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро та N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub>, передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран і позакореневе підживлення рослин органо-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кушення. На вказаних варіантах чиста продуктивність фотосинтезу посіву проса була найвищою у міжфазний період стеблуння–викидання волоті і становила, відповідно, 9,0, –9,2 г/м<sup>2</sup>/добу за показника на контрольному варіанті, який не передбачав застосування вказаних агрозаходів, 8,5 г/м<sup>2</sup>/добу. Відбувалося подовження тривалості функціонування листкового апарату, про що свідчить фотосинтетичний потенціал у міжфазний період наливу зерна–достигання – відповідно 1,82 і 1,62 млн м<sup>2</sup>/га х діб за рівня на контролі 1,04 м<sup>2</sup>/га х діб. За вирощування проса посівного обов'язковими елементами технології вирощування мають бути додавання мінеральних добрив в основне внесення, органо-мінеральних – для позакореневого підживлення у критичні періоди розвитку рослин, а також передпосівне оброблення насіння біологічним препаратом, що забезпечує подовження тривалості функціонування листкового апарату та, як наслідок, підвищення продуктивності культури.

**Ключові слова:** дози мінеральних добрив, передпосівне оброблення насіння, позакореневе підживлення, індекс листкової поверхні, фотосинтетичний потенціал посіву, чиста продуктивність фотосинтезу посіву.

### ВСТУП

Просо посівне (*Panicum miliaceum* L.) належить до стародавніх сільськогосподарських культур, яке на території України вирощується з часів трипільської культури [1]. У сучасних глобальних умовах кліматичних змін, зростання посушливості та необхідності диверсифікації зернового виробництва ця культура набуває особливого

значення. Просо, завдяки властивому йому С4-типу фотосинтезу, характеризується високою посухостійкістю, коротким періодом вегетації та здатністю формувати врожай навіть за несприятливих погодних умов, що робить його важливим резервом продовольчої безпеки. Фізіологічна особливість цієї культури полягає у здатності підтримувати високу інтенсивність асиміляції вуглецю навіть в умовах термічного

стресу, що є визначальною ознакою для гарантування стабільного виробництва зерна в умовах змін клімату [2].

Незважаючи на тривалу історію культивування, технологія вирощування проса потребує вдосконалення з урахуванням сучасних агрономічних знань, нових сортів та змінюваних кліматичних умов [3].

**Мета досліджень** — визначити вплив варіантів основного удобрення, передпосівного оброблення насіння біопрепаратом, позакореневого підживлення органомінеральним добривом у критичні періоди розвитку рослин проса посівного, а також їх поєднання у технології вирощування на формування та функціонування листкової поверхні та чистої продуктивності посіву.

### АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Просо посівне у сівозміні зазвичай вирощують за післядії добрив, що не дає змоги повністю розкрити генетичний потенціал сорту і сформувати максимальний урожай якісного зерна [4; 5]. Доведено такими іноземними вченими, як R. Guo, G. Nan et al. [6; 7], що внесення мінеральних добрив (фосфорних і калійних — воєни під оранку, азотних — під передпосівну культивуацію та у фазі кушення), є необхідним агрозаходом у технології вирощування культури. Щодо застосування азотних добрив, які сприяють посиленню динаміки ростових процесів, збільшенню листкового апарату рослин проса, що сприяє підвищенню продуктивності агроценозу висвітлено у працях S.K. Sharma, L. He et al. [8; 9]. Управління режимом азотного живлення постає ключовим інструментом пролонгації роботи листкового апарату, що допомагає уникнути функціональної депресії фотосинтезу у критичні фази онтогенезу, зокрема у період формування волоті [10].

Рівень урожайності значною мірою визначається фотосинтетичною діяльністю посівів, тому завдання технології в рослинництві, що досліджувала М.І. Кулик із колегами [11] — створення оптимальних умов для росту, розвитку та формування

продуктивності культури, за яких посіви ефективно використовують сонячну енергію. Відомо, що біомаса рослин формується на 25% — за рахунок поглинутих мінеральних речовин та на 75% з продуктів фотосинтезу. Інтенсивність фотосинтезу рослин зумовлюється як особливостями культури і навіть сорту, так і умовами довкілля (освітленістю, забезпеченням вологою та елементами живлення, технологічними агрозаходами) [12]. Реалізація фотосинтетичного потенціалу посіву перебуває у прямій залежності водночас як від його архітектоніки, так і часових меж активного функціонування асиміляційного апарату, що відкриває можливості для корекції цих параметрів через технологічні важелі, зокрема, перенесення частини азотних добрив у підживлення та застосування органомінеральних добрив у критичні періоди росту рослин проса [13].

Робота М.Г. Собко та ін. [14] акцентується на важливості не лише досягнути оптимальної площі листкової поверхні, а й створити умови для активного функціонування та підтримання в робочому стані впродовж якнайдовшого періоду.

О.О. Стасик із співавт. [15] пропонує інтенсифікацію технологій через використання препаратів на основі біологічно активних компонентів, а також мікродобрив забезпечує істотне зростання чистої продуктивності фотосинтезу, гарантує стабільне накопичення сухої біомаси за несприятливого гідротермічного фону [16].

Сучасний вектор наукових пошуків дедалі частіше зосереджується на детермінації продукційного процесу проса саме через призму його фотосинтетичної активності. Досліджено С. Nabiyaemye [17], що адаптивність С4-злаків до впливу абіотичних чинників корелює із вмістом фотосинтетичних пігментів та динамікою наростання асиміляційної поверхні.

Попри значну теоретичну базу, синергійний вплив сучасних біопрепаратів, як-от Азогран, та комплексних позакорневих підживлень на фотосинтетичну діяльність проса в специфічних умовах Правобережного Лісостепу України залишається ви-

вченим недостатньо. Це обумовлює необхідність проведення досліджень щодо пошуку оптимальних моделей живлення, які б забезпечували максимальну продуктивність культури. Актуальність дослідження питань технології вирощування проса зумовлена необхідністю підвищення його продуктивності, поліпшення якості зерна та адаптації агротехнічних прийомів до конкретних ґрунтово-кліматичних зон.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження здійснювали впродовж 2023–2025 рр. у стаціонарному досліді відділу технологій зернобобових, круп'яних і олійних культур. Ґрунт дослідної ділянки темно-сірий опідзолений крупнопилувато-легкосуглинковий, 0–20 см шар якого містив гумусу 1,49–1,71% (за Тюриним), азоту, що легко гідролізується 68,6–78,4 мг/кг (за Корнфілдом), фосфору — 140–160 мг/кг, калію — 55–70 мг/кг ґрунту (за Кірсановим), з  $pH_{\text{сол.}}$  5,2–5,7. Згідно з ДСТУ 4362:2004 [18] ґрунт характеризується низьким умістом гумусу, дуже низьким умістом азоту, що гідролізується, високим умістом фосфору та низьким умістом калію. За кислотністю відноситься до слабокислих та близьких до нейтральних.

Схема досліду включала вивчення варіантів удобрення: без добрив (контроль);  $N_{60}P_{60}K_{60}$ ;  $N_{60}P_{60}K_{60}$  + прикореневе підживлення рослин Майстер Агро (IV е.о.);  $N_{60}P_{60}K_{60}$  +  $N_{15}$  (IV е.о.); позакореневе підживлення рослин органо-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у нормі 2 л/га: без підживлення, підживлення на IV та VII етапах органогенезу. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран: без оброблення, оброблення Азогран.

Сівбу проса сорту Заповітне проводили за досягання фізичної стиглості ґрунту та його прогрівання на глибині загортання насіння 13–15°C (перша—друга декада травня) звичайним рядковим способом із нормою висіву 4,0 млн/га схожих насінин. Попередником проса була пшениця озима. Технологія вирощування відповідала реко-

мендованій у зоні проведення досліджень, за винятком агрозаходів, що вивчали.

Закладання дослідів та виконання польових і лабораторних досліджень здійснювали згідно з методикою наукових досліджень в агрономії [19].

Повторність дослідів — чотириразова. Загальна площа під дослідом — 0,6 га, облікової ділянки — 50 м<sup>2</sup>.

Використовували методи: польових досліджень — для проведення фенологічних спостережень за фазами росту та розвитку рослин; вимірально-ваговий — для визначення біометричних показників рослин, розрахунковий — для підрахунку показників фотосинтетичної діяльності культури; дисперсійний та статистично-математичний — для здійснення статистичної обробки даних і дисперсійного аналізу.

Азогран — наноккомпозитний бактеріальний препарат комплексної дії, що містить  $1 \cdot 10^8$  кл/г *Bacillus subtilis* IMB В-7023 та  $1 \cdot 10^8$  кл/г *Azotobacter vinelandii* IMB В-7076 з концентрацією діючої речовини  $(2-9) \cdot 10^8$  КУО/г препарату. В 1 л міститься 100 мл суспензії бактерій і 900 мл прилипачу на основі наночастинок природного мінералу. Розроблений Інститутом мікробіології і вірусології імені Д.К. Заболотного НАН України.

Майстер агро — це водорозчинне органо-мінеральне добриво для кореневого підживлення рослин, до складу якого входять макро- (N — 15%, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> — 17, K<sub>2</sub>O — 28%) та мікроелементи (Mg — 0,5%, F — 0,2, Cu — 0,05, Mn — 0,1%), а також амінокислоти, фітогормони й вітаміни.

Браман Мультикомплекс — органо-мінеральне добриво з високим умістом макро- та мікроелементів у хелатованій формі: N — 190 г/л, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> — 68, K<sub>2</sub>O — 42 г/л та мікроелементи SO<sub>3</sub> — 30 г/л, Fe — 6, Cu — 7,5, Zn — 8,5, B — 6, Mn — 6, Co — 0,04, Mo — 0,1 г/л.

Площу листової поверхні визначали методом лінійних вимірювань за формулою:

$$S_n = 0,67ab,$$

де  $Sn$  — площа одного листка,  $см^2$ ;  $a$  — найбільша ширина листка,  $см$ ;  $b$  — довжина листка,  $см$ ,  $0,67$  — коефіцієнт, який відображає конфігурацію листка [20].

Індекс листової поверхні, фотосинтетичний потенціал та чисту продуктивність фотосинтезу розраховували згідно з прийнятими методиками [21–23] за наведені в статті міжфазні періоди росту та розвитку рослин.

Обробку отриманих результатів здійснювали за допомогою програмного забез-

печення Microsoft Excel. Для аналізу та узагальнення результатів власних досліджень застосовували методики математичної статистики.

### РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Аналіз розрахованих значень індексу листової поверхні рослин проса в динаміці показав, що досліджувані агрозаходи мали значний вплив на цей показник (табл. 1).

Таблиця 1. Індекс листової поверхні проса залежно від варіанта удобрення та оброблення насіння, середнє за 2023–2025 рр.,  $м^2/м^2$

Варіанти удобрення	Фаза росту та розвитку*	Без оброблення насіння			Оброблення біопрепаратом Азогран		
		підживлення рослин					
		без підживлення	у фазі кушення	у фазі викидання волоті	без підживлення	у фазі кушення	у фазі викидання волоті
Без добрив (контроль)	1	1,19	1,16	1,18	1,31	1,37	1,36
	2	3,13	3,26	3,12	3,42	3,58	3,31
	3	5,15	5,94	5,20	6,00	6,63	5,79
	4	1,88	2,78	2,19	3,22	3,63	3,22
	5	0,71	1,37	1,45	1,01	1,80	1,90
N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub>	1	1,81	1,87	1,83	2,23	2,22	2,25
	2	4,14	4,44	4,14	4,63	4,76	4,63
	3	6,39	6,96	6,36	6,99	7,14	7,07
	4	4,34	4,94	4,69	4,83	4,98	4,70
	5	1,29	1,55	2,00	2,12	2,27	2,67
N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub> + Майстер агро	1	2,02	2,09	2,05	2,18	2,25	2,28
	2	4,14	4,41	4,14	4,30	4,75	4,48
	3	6,55	7,36	6,46	6,78	7,84	7,10
	4	4,42	4,75	4,36	4,75	5,24	5,94
	5	1,79	1,84	2,01	2,08	2,29	2,65
N <sub>45</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub> + N <sub>15</sub>	1	2,09	2,05	2,04	2,30	2,28	2,36
	2	4,42	4,51	4,24	4,54	5,17	4,67
	3	6,63	7,07	6,67	7,30	7,60	7,30
	4	4,25	4,34	4,28	4,87	4,62	4,02
	5	1,90	1,95	2,15	2,37	2,39	2,75
V, %	1	23,0	24,1	23,1	23,2	21,7	22,8
	2	14,3	14,4	13,5	13,1	15,0	15,1
	3	11,2	9,1	10,7	8,2	7,3	10,1
	4	33,1	23,3	29,4	18,1	15,3	25,8
	5	38,3	15,8	16,3	31,9	12,1	15,9

Примітки: \* — фаза росту та розвитку рослин проса: 1 — кушення; 2 — стеблуння; 3 — викидання волоті; 4 — наливу зерна; 5 — дозрівання.

У фазі кущення посівом проса формувався листова поверхня  $1,16-2,36 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . На варіантах із внесенням  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  індекс листової поверхні формувався більшим на  $0,78 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 61,9%, порівняно з показником на варіантах без застосування добрив  $1,26 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . Внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{Майстер агро}$  сприяло зростанню індексу листової поверхні на  $0,89 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 70,6%, внесення  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{15}$  — на  $0,93 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 73,8%. На варіантах, сівбу яких проводили насінням, обробленим біопрепаратом Азогран, збільшення становило  $0,24 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 13,4% за показника на варіантах без проведення агрозаходу —  $1,79 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

До фази стеблуння індекс листової поверхні проса зростав, залежно від варіанта досліджень, у 2,2–2,7 разів і сягав від  $3,12$  до  $5,17 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

За внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  індекс листової поверхні посіву формувався більшим на  $1,16 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 35,2%, внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{Майстер агро}$  — на  $1,07 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 32,4%, внесення  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{15}$  — на  $1,29 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 39,1% за рівня показника на варіантах без застосування мінеральних добрив у середньому  $3,30 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран позитивно вплинуло на формування листової поверхні посівом на  $0,36 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 9,0% більшою, порівняно з варіантами без оброблення ( $4,00 \text{ м}^2/\text{м}^2$ ). На варіантах із позакореневим підживленням рослин органомінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кущення індекс листової поверхні посіву становив  $4,37 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , що перевищувало контрольні варіанти без підживлення на  $0,25 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 7,1%.

У фазі викидання волоті відмічали максимальні показники індексу листової поверхні — від  $5,15$  до  $7,84 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , відбулося збільшення рівня показника, порівняно з фазою стеблуння, в 1,5–1,7 разів. На варіантах зі внесенням  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  показник був вищим за його рівень на контрольному варіанті ( $5,79 \text{ м}^2/\text{м}^2$ ) на  $1,03 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 17,8%, за внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{Майстер агро}$  — на  $1,23 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 21,2%, за до-

дання  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{15}$  — на  $1,31 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 22,6%. Передпосівне оброблення насіння проса біопрепаратом Азогран сприяло збільшенню індексу листової поверхні посіву на  $0,58 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 9,1%, порівняно з показником на варіантах без оброблення  $6,39 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . Позакореневе підживлення рослин проса органомінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кущення позитивно вплинуло на збільшення рівня показника на  $0,59 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 9,1%, порівняно з його значенням на варіантах без проведення агрозаходу  $6,48 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

Як стверджують А.А. Ничипорович та ін. (1961), для формування максимальної врожайності зерна індекс листової поверхні культур має становити  $4-5 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . Однак, дослідженнями А.С. Кононова (2009) підтверджено, що показник може варіювати залежно від культури від 2 до  $7 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . Наприклад, для пшениці характерним є індекс листової поверхні  $2,5-4,0 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , для гороху —  $8,2-11,0 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

Максимальний показник індексу листової поверхні посіву проса у досліді ( $7,84 \text{ м}^2/\text{м}^2$ ) фіксували на варіанті, який передбачав внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{Майстер агро}$ , сівбу насінням, обробленим біопрепаратом Азогран та позакореневе підживлення рослин органомінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кущення.

У фазі наливу зерна відмічали зменшення рівня показника до  $1,88-5,94 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або в 1,3–2,7 разів. На варіантах без застосування мінеральних добрив індекс листової поверхні посіву залишався на рівні  $2,82 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . На варіантах зі внесенням  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  індекс листової поверхні був більшим на  $1,93 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 68,4%, за внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{Майстер агро}$  — на  $2,09 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 74,1%, за внесення  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{15}$  — на  $1,58 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 56,0%. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран сприяло функціонуванню більшої листової поверхні на  $0,53 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 14,5%, порівняно з варіантами без оброблення ( $3,93 \text{ м}^2/\text{м}^2$ ). Позакореневе підживлення рослин органомінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кущення позитивно

вплинуло на посилення рівня показника на  $0,34 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 8,4%, у фазі викидання волоті — на  $0,11 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 2,7%, порівняно з показником на варіантах без проведення агрозаходу  $4,07 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

До фази досягання зерна індекс листової поверхні посіву був незначним і становив від 0,71 до  $2,75 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . Через розподіл пластичних речовин у рослинах, що спричиняло відмирання листків, його розміри зменшились у 2,2–2,6 рази, порівняно з фазою наливу зерна. Навіть наприкінці періоду вегетації проса відмічали вплив на індекс листової поверхні досліджуваних агрозаходів. На варіантах зі внесенням  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  показник залишався більшим на  $0,61 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 44,5%, порівняно з варіантами без добрив ( $1,37 \text{ м}^2/\text{м}^2$ ), зі внесенням  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  + Майстер агро — на  $0,74 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 54,0%, з додаванням  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  +  $\text{N}_{15}$  — на  $0,88 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 64,2%. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран забезпечувало зростання індексу листової поверхні посіву на  $0,52 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 31,1%, за показника на варіантах без оброблення  $1,67 \text{ м}^2/\text{м}^2$ . Позакореневе підживлення органомінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кушення сприяло збереженню індексу листової поверхні більшої на  $0,28 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 16,9%, у фазі викидання волоті — на  $0,54 \text{ м}^2/\text{м}^2$ , або на 32,5% за рівня на варіантах без підживлення  $1,66 \text{ м}^2/\text{м}^2$ .

Індекс листової поверхні посіву характеризують їх стан на певному етапі розвитку культури. Оцінити продуктивність посіву впродовж міжфазних періодів росту та розвитку і періоду вегетації загалом можливо шляхом визначення сумарної роботи листків упродовж вказаних періодів, тобто фотосинтетичного потенціалу посіву (ФПП), який є інтегральним показником фотосинтезу рослин та важливою ознакою, що визначає рівень врожаю культури [24; 25]. Авторами було встановлено позитивний взаємозв'язок фотосинтетичного потенціалу рослин проса з площею листової поверхні та тривалістю міжфазних періодів, тобто чим довше листок перебував у функціональному стані, тим інтенсивні-

шими були процеси формування продуктивності.

Аналіз отриманих нами результатів досліджень свідчить про значну залежність рівня показника від досліджуваних агрозаходів (табл. 2). У міжфазний період кушення–стеблування ФПП проса був невисоким і коливався у межах від 0,32 до  $0,55 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ . На варіантах зі внесенням  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  та  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  + Майстер агро показник становив  $0,48 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , що перевищувало варіанти без добрив ( $0,35 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ ) на  $0,13 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 37,1%, за внесення  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  +  $\text{N}_{15}$  перевищення становило  $0,15 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 42,9%.

На варіантах, сівбу яких проводили насінням, обробленим біопрепаратом Азогран, ФПП був більшим на  $0,04 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 9,3%, порівняно з варіантами без проведення агрозаходу ( $0,43 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ ).

У міжфазний період стеблування–викидання волоті ФПП перевищував показник попереднього періоду в 1,5–1,7 рази і сягав від 0,55 до  $0,85 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ . На варіантах, які передбачали внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ , рівень показника був вищим за контрольний варіант ( $0,61 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ ) у середньому на  $0,14 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 23,0%, за внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  + Майстер агро — на  $0,15 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 24,6%, за додавання  $\text{N}_{45}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  +  $\text{N}_{15}$  — на  $0,17 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 27,9%.

Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран сприяло збільшенню рівня показника на  $0,05 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 7,1% за його значення на варіантах без оброблення  $0,70 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ . Позакореневе підживлення рослин органомінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кушення сприяло формуванню більшого ФПП на  $0,06 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ , або на 8,5%, порівняно з варіантами без підживлення ( $0,71 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ ).

До міжфазного періоду викидання волоті — наливу зерна ФПП збільшився в 1,1–1,4 рази, порівняно з попереднім міжфазним періодом і становив від 0,63 до  $1,18 \text{ млн м}^2/\text{га} \times \text{діб}$ . Зростання рівня показника за внесення  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$  сягало у се-

Таблиця 2. Фотосинтетичний потенціал посіву проса залежно від варіанта удобрення та оброблення насіння, середнє за 2023–2025 рр., млн м<sup>2</sup>/га × діб

Варіанти удобрення	Міжфазні періоди росту та розвитку*	Без оброблення насіння			Оброблення біопрепаратом Азогран		
		підживлення рослин					
		без підживлення	у фазі кущення	у фазі викидання волоті	без підживлення	у фазі кущення	у фазі викидання волоті
Без добрив (контроль)	1	0,32	0,38	0,32	0,36	0,36	0,36
	2	0,55	0,61	0,55	0,63	0,68	0,61
	3	0,63	0,78	0,67	0,83	0,92	0,79
	4	0,55	0,88	0,97	0,89	1,15	1,04
N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub>	1	0,44	0,46	0,44	0,50	0,51	0,50
	2	0,70	0,76	0,70	0,77	0,79	0,78
	3	0,97	0,98	0,99	1,06	1,09	1,06
	4	1,19	1,16	1,41	1,47	1,53	1,56
N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub> + Майстер агро	1	0,45	0,48	0,45	0,48	0,51	0,48
	2	0,71	0,78	0,70	0,74	0,84	0,77
	3	0,99	1,00	0,97	1,04	1,18	1,17
	4	1,31	1,18	1,35	1,44	1,59	1,82
N <sub>45</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub> + N <sub>15</sub>	1	0,48	0,48	0,48	0,50	0,55	0,50
	2	0,75	0,77	0,73	0,79	0,85	0,80
	3	1,04	1,00	0,99	1,10	1,10	1,10
	4	1,39	1,27	1,36	1,53	1,48	1,62
V, %	1	16,7	10,6	16,7	14,6	17,4	14,6
	2	12,9	11,0	12,1	9,7	9,9	11,8
	3	20,6	11,4	17,3	12,0	10,2	16,1
	4	34,4	15,0	16,0	22,3	13,7	22,0

Примітки: \* – міжфазні періоди росту і розвитку рослин проса: 1 – кущення–стеблуння; 2 – стеблуння–викидання волоті; 3 – викидання волоті–налив зерна; 4 – наливу зерна–дозрівання.

редньому 0,26 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або 33,8%, за додавання N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро та N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub> – 0,29 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або 37,7%, порівняно з показником на варіантах без добрив 0,77 млн м<sup>2</sup>/га × діб. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран сприяло підвищенню рівня показника на 0,12 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або на 13,0% за його значення на варіантах без оброблення 0,92 млн м<sup>2</sup>/га × діб. Позакореневе підживлення рослин органо-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кущення позитивно вплинуло на формування більшого ФПП на 0,05 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або на 5,2%, у фазі викидання волоті – на 0,01 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або лише на 1,0%, порівняно з варіантами без підживлення (0,96 млн м<sup>2</sup>/га × діб).

Максимальні значення ФПП були у міжфазний період наливу зерна – дозрівання – у межах 0,55–1,59 млн м<sup>2</sup>/га × діб. Відбулося зростання, порівняно з попереднім міжфазним періодом, у 1,3 раза. На варіантах зі внесенням N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> рівень показника був більшим на 0,50 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або на 56,2%, з додаванням N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро та N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub> – 0,55 і 0,54 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або 62,9 і 61,8%, порівняно з показником на варіантах без добрив 0,89 млн м<sup>2</sup>/га × діб. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран сприяло збільшенню рівня показника на 0,33 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або на 24,3% за його значення на варіантах без оброблення 1,15 млн м<sup>2</sup>/га × діб. Позакореневе підживлення рослин органо-мінеральним добри-

вом Браман Мультикомплекс у фазі кушення сприяло формуванню більшого ФПП на 0,06 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або на 4,9%, у фазі викидання волоті — на 0,15 млн м<sup>2</sup>/га × діб, або на 12,3%, порівняно з варіантами без підживлення (1,22 млн м<sup>2</sup>/га × діб).

Показником, який чітко характеризує динаміку формування врожаю, показує процес накопичення кількості сухої маси квадратним метром листової поверхні посіву за добу, є чиста продуктивність фотосинтезу посіву (ЧПФ). Цей показник окреслено визначає агрозаходи, які сприяють накопиченню органічної речовини рослинами завдяки фотосинтетичній діяльності та спрямовують в запасні речовини до органів, що формують урожай. Як стверджують А.А. Ничипорович та ін. (1961), значення показників чистої продуктивності фотосинтезу 3–4 г/м<sup>2</sup> за добу вважаються задовільними, 4–6 г/м<sup>2</sup> за добу — хорошими, понад 6 г/м<sup>2</sup> за добу — дуже хорошими.

Аналіз отриманих нами показників ЧПФ показує чітку залежність їх рівня від досліджуваних агрозаходів (табл. 3).

У міжфазний період кушення–стеблування чиста продуктивність фотосинтезу посіву знаходилась у межах 3,2–4,5 г/м<sup>2</sup>/добу, та була переважно задовільною. На варіантах, які не передбачали внесення мінеральних добрив, показник становив у середньому 3,4 г/м<sup>2</sup>/добу. За додавання N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> фіксували зростання рівня показника на 0,2 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 5,9%, за внесення N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро — на 1,0 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 29,4%, за додавання N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub> — на 0,5 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 14,7%. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран підвищувало рівень накопичення сухої маси на 0,1 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 2,6% за показника на варіантах без оброблення 3,8 г/м<sup>2</sup>/добу.

У міжфазний період стеблування — викидання волоті ЧПФ зростала в 1,4–2,0 рази, порівняно з попереднім міжфазним періодом, і становила 6,4–9,2 г/м<sup>2</sup>/добу. Ці показники відповідають рівню дуже хорошого накопичення посівами сухої маси. На варіантах зі внесенням N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> накопичувалося на 0,2 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 5,4% біль-

ше сухої маси, порівняно з варіантами без додавання мінеральних добрив (7,4 г/м<sup>2</sup> за добу). Зі внесенням N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро та N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub> посіви накопичували сухої маси більше на 1,0 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 13,3%. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран сприяло збільшенню рівня показника на 1,2 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 16,2%, порівняно з варіантами без оброблення (7,4 г/м<sup>2</sup>/добу). Позакореневе підживлення органічно-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі кушення позитивно вплинуло на зростання рівня показника на 0,4 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 5,1%, порівняно з варіантами без проведення агрозаходу (7,9 г/м<sup>2</sup>/добу).

Міжфазний період викидання волоті — наливу зерна характеризувався зниженням рівня показників ЧПФ у 1,2–1,3 раза, до 5,3–6,9 г/м<sup>2</sup>/добу, до того ж переважна їх кількість були дуже хорошими, тобто становила понад 6 г/м<sup>2</sup>/добу. На варіантах із використанням N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> показник формувався на 0,4 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 6,9% більшим, порівняно з варіантами без застосування мінеральних добрив (5,8 г/м<sup>2</sup>/добу). За внесення N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро та N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub> відмічали підвищення рівня показника на 0,6 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 10,3%. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран сприяло посиленню рівня показника на 0,2 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 3,3%, порівняно з варіантами без проведення агрозаходу (6,1 г/м<sup>2</sup>/добу). Позакореневе підживлення проса органічно-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі гілкування позитивно вплинуло на підвищення рівня показника на 0,4 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 6,8%, у фазі викидання волоті — на 0,6 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 10,2%, порівняно з показником на варіантах без підживлення 5,9 г/м<sup>2</sup>/добу.

Наприкінці періоду вегетації, у міжфазний період наливу зерна — досягання, показники ЧПФ проса зменшувалися в 1,9–3,3 раза, порівняно з показниками у попередній міжфазний період, були незначними і сягали від 1,6 до 3,6 г/м<sup>2</sup>/добу. На варіантах без мінеральних добрив рівень показника становив 2,0 г/м<sup>2</sup>/добу. Внесен-

Таблиця 3. Динаміка ЧПФ посіву проса залежно від варіанта удобрення та оброблення насіння, середнє за 2023–2025 рр., г/м<sup>2</sup>/добу

Варіанти удобрення	Міжфазні періоди росту та розвитку*	Без оброблення насіння			Оброблення біопрепаратом Азогран		
		підживлення рослин					
		без підживлення	у фазі кущення	у фазі викидання волоті	без підживлення	у фазі кущення	у фазі викидання волоті
Без добрив (контроль)	1	3,2	3,2	3,3	3,5	3,5	3,6
	2	6,4	6,7	6,5	8,2	8,5	8,1
	3	5,6	5,8	5,3	5,8	6,0	6,1
	4	1,6	1,9	2,1	1,7	2,0	2,7
N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub>	1	3,5	3,6	3,5	3,6	3,6	3,6
	2	7,2	7,4	7,1	8,1	8,7	8,2
	3	5,7	6,1	6,4	5,9	6,4	6,8
	4	2,3	2,4	2,6	2,8	3,4	3,6
N <sub>60</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub> + Майстер агро	1	4,4	4,5	4,4	4,4	4,4	4,5
	2	7,9	8,3	8,0	8,6	9,0	8,5
	3	5,9	6,5	6,8	6,1	6,5	6,6
	4	2,5	3,0	3,2	2,6	3,2	3,4
N <sub>45</sub> P <sub>60</sub> K <sub>60</sub> + N <sub>15</sub>	1	3,7	3,9	3,9	3,7	4,1	4,0
	2	7,5	8,4	7,7	8,8	9,2	8,7
	3	5,6	6,3	6,5	6,3	6,6	6,9
	4	2,4	2,5	2,9	2,5	2,7	3,0
V, %	1	13,8	14,4	12,9	10,7	10,9	10,9
	2	8,8	10,4	9,1	3,9	3,5	3,3
	3	2,5	4,8	10,5	3,7	4,1	5,4
	4	18,6	18,4	17,4	20,1	22,1	12,7

Примітки: \* – міжфазні періоди росту і розвитку рослин проса: 1 – кущення–стеблуння; 2 – стеблуння–викидання волоті; 3 – викидання волоті–налив зерна; 4 – наливу зерна–дозрівання.

ня N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> зумовило його зростання на 0,9 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 45,0%, N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер агро – на 1,0 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 50,0%, та N<sub>45</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + N<sub>15</sub> – на 0,7 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 35,0%. Передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран допомагало збільшенню показника на 0,3 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 12,0%, порівняно з варіантами без оброблення (2,5 г/м<sup>2</sup>/добу). Позакореневе підживлення рослин органо-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс у фазі гілкування сприяло підвищенню рівня показника на 0,4 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 17,4%, у фазі викидання волоті – на 0,7 г/м<sup>2</sup>/добу, або на 30,4%, порівняно з показником на варіантах без підживлення 2,3 г/м<sup>2</sup>/добу. Отримані нами показники підтверджуються результатами досліджень інших авторів

[26]. На думку вченого, у проса частина листків зберігає фотосинтетичну здатність навіть наприкінці періоду вегетації, що сприяє інтенсивнішому процесу наливу зерна.

## ВИСНОВКИ

За вирощування проса посівного ефективним є застосування мінеральних добрив у поєднанні з органо-мінеральними та внесення біологічних препаратів, що забезпечує подовження тривалості функціонування листового апарату та, як наслідок, підвищення продуктивності культури. Оптимальні умови для фотосинтетичної діяльності посіву проса склалися на варіантах технології вирощування, які включали внесення N<sub>60</sub>P<sub>60</sub>K<sub>60</sub> + Майстер

агро та  $N_{45}P_{60}K_{60} + N_{15}$ , передпосівне оброблення насіння біопрепаратом Азогран та позакореневе підживлення рослин органо-мінеральним добривом Браман Мультикомплекс. На вказаних варіантах чиста продуктивність фотосинтезу посіву проса була найвищою у міжфазний період стеблущавання — викидання волоті і становила, відповідно, 9,0, 9,2 г/м<sup>2</sup>/добу за показника на контрольному варіанті 8,5 г/м<sup>2</sup>/добу. Відбувалося подовження тривалості функціонування листкового апарату, про

що свідчить фотосинтетичний потенціал у міжфазний період наливу зерна — досягання — відповідно 1,82 і 1,62 млн м<sup>2</sup>/га діб за рівня на контролі 1,04 м<sup>2</sup>/га × діб.

Аналіз закономірностей фотосинтетичної діяльності посіву дає можливість визначити оптимальний варіант технології вирощування проса та розробити заходи для забезпечення максимальної реалізації потенціалу сорту, отримання стабільно високого рівня врожайності цінної для харчування культури.

## ЛІТЕРАТУРА

- Dalton, J., & Videiko, Yu. (2020). *Contourous and Contents of the Ghost: Trypilla Culture proto-cities*. URL: Memoria-Antiquitatis-Acta-Musei-Petrodavensis-XXIV-2007-12.pdf.
- Рябчун, Н. І. (2013). Фотосинтез та врожайність зернових культур. *Пропозиція*, 5, 60–62.
- Рудік, О. Л., Заєць, С. О., & Чуган, В. В. (2025). Вплив фону живлення на формування продуктивності проса посівного за післяжнивного вирощування в умовах зрошення. *Вісник аграрної науки*, 10(871), 5–12. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202510-01>.
- Беленіхіна, А. В., Костромітін, В. С., & Музафаров, І. Г. (2012). Фактори підвищення урожайності проса. *Агробізнес сьогодні*, 6, 28–35.
- Марченко, Т. Ю., & Лавриненко, Ю. О. (2021). Формування врожайності проса залежно від фізіолого-генетичних особливостей сортів в умовах Півдня України. *Зрошуване землеробство*, 75, 12–16. DOI: <https://doi.org/10.32848/0135-2369.2021.75.2>.
- Guo, R., Ren, Y., & Ren, G. (2025). Impacts of Fertilizers with Varying Nitrogen Contents on Millet Yield and Rhizosphere Soil Microbial Communities: Implications for Sustainable Agricultural Development. *Sustainability*, 17(4), 1557. DOI: <https://doi.org/10.3390/su17041557>.
- Han, G., Wang, J., & Zhao, Y. (2023). Response of quality and yield of foxtail millet to nitrogen and zink application. *Agriculture*, 13(9), 1731. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture13091731>.
- Sharma, S. K., Sharma, P. K., & Mandee-wal, R. L. (2022). Effect of foliar application of nano-urea under different nitrogen levels on growth and nutrient content of pearl millet (*Pennisetum glaucum* L.). *International Journal of Plant and Soil Science*, 34(20), 149–155. DOI: <https://doi.org/10.9734/IJPSS/2022/v34i2031138>.
- He, L., Han, Z., & Feng, X. (2022). Effects of Nitrogen Application Rate on Photosynthetic Characteristics and Grain Yield of Proso Millet. *Plants*, 11(13), 1713–1720. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants11131713>.
- Крамарьов, С. (2018). Значення азоту для рослин і особливості підживлення ім. *Пропозиція*, 4, 60–64.
- Кулик, М. І. (2018). Аналіз комплексного впливу агрозаходів на урожайність проса прутюподібного в умовах Центрального Лісостепу України. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*, 13, 74–85.
- Голодна, А. В., & Грицюк, Я. В. (2024). Фотосинтетична діяльність посіву сої за різних моделей технології вирощування. *Землеробство та рослинництво: теорія і практика*, 1(11), 57–65. DOI: <https://doi.org/10.54651/agri.2024.01.06>.
- Suchek, M., Kalenska, S., Knight, B., & Sonko, R. (2025). Photosynthetic activity of oat crops under combined application of mineral fertilisers and biological preparation. *Plant and Soil Science*, 16(4), 82–96. DOI: <https://doi.org/10.31548/plant4.2025.82>.
- Собко, М. Г., & Кулик, М. І. (2023). Закономірності зміни фотосинтетичних параметрів посівів проса прутюподібного залежно від агротехнічних заходів. *Cereals and Legumes Crops*, 1, 45–54. URL: <https://jna.bio.gov.ua/article/view/270474>.
- Стасик, О. О., Кірізій, Д. А., & Прядкіна, Г. О. (2021). Фотосинтез і продуктивність: основні наукові досягнення та інноваційні розробки. *Фізіологія рослин і генетика*, 53(2), 160–184. DOI: <https://doi.org/10.15407/frg.2021.02.160>.
- Wang, L., Wang, P., & Gu, Y. (2020). Improving grain yield and water use efficiency of proso millet (*Panicum miliaceum* L.) through appropriate ridge-furrow plastic mulching. *Field Crops Research*, 249, 107–115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107775>.
- Habiyaremye, C., & Matanguihan, J. B. (2017). Proso Millet (*Panicum miliaceum* L.) and Its Potential for Cultivation in the Pacific Northwest, U.S.: A Review. *Frontiers in Plant Science*, 7, 1961. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01961>.
- ДСТУ 4362: 2006. Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів. (2006). [Чинний від 2006-01-01]. Київ: Держспоживстандарт України.
- Єщенко, В. О., Копитко, П. Г., Опришко, В. П., & Костоґриз, П. В. (2014). *Основи наукових досліджень в агрономії*. Вінниця: Едельвейс і К.

20. Рожков, А. О., Пузік, В. К., Каленська, С. М., & Криворученко, Р. В. (2016). *Дослідна справа в агрономії: навч. посіб.* Харків: Майдан.
21. Бахмат, О. М., & Черевична, Н. І. (2024). *Методичні рекомендації з екологічного випробування зернових та круп'яних культур в умовах змін клімату.* Кам'янець-Подільський: ЗВО «ПДАТУ».
22. Ткачик, С. О. (Ред.). (2016). *Методики проведення експертизи сортів рослин групи зернових, круп'яних та зернобобових на придатність до поширення в Україні.* Нілан-ЛТД.
23. Гамаюнова, В. В., & Шевель, В. І. (2021). Вплив біопрепаратів на фотосинтетичний потенціал та чисту продуктивність фотосинтезу проса в Північному Степу. *Таврійський науковий вісник*, 116, 110–118. URL: [https://www.tnv-agro.ksauniv.ks.ua/archives/116.2020/part\\_2/9pdf](https://www.tnv-agro.ksauniv.ks.ua/archives/116.2020/part_2/9pdf).
24. Нікітенко, М. П. (2023). Вплив багатофункціональних комплексних препаратів на фотосинтетичний потенціал проса посівного (*Panicum miliaceum* L.). *Таврійський науковий вісник*, 134, 361–367. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2023.134.47>.
25. Любич, В. В. (2020). Вплив біологічних особливостей сортів проса на продуктивність в умовах Лісостепу. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*, 1, 44–51. DOI: <https://doi.org/10.31210/visnyk2020.01.05>.
26. Бобух, О. О., & Полторецький, С. П. (2020). Біологічні особливості цвітіння та запилення проса звичайного. *Вісник Уманського національного Університету садівництва*, 1, 18–22. DOI: <https://doi.org/10.36814/pgr.2020.26.04>.

Дата першого надходження рукопису до редакції: 10.02.2026  
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 02.03.2026  
Дата публікації: 10.04.2026

---

---

# ABSTRACT

---

---

**Raichuk L., Shvydenko I., Kuchma T., Chobotko G.** Spatial planning of radionuclide-contaminated lands as a component of the crisis environmental management system. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 6–12.

*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

*e-mail: edelvice@ukr.net*

Radiological contamination of agricultural landscapes in the Ukrainian Polissia following the Chernobyl accident remains a long-term driver of spatially uneven ecological and food-security risks, despite a general reduction in average dose rates observed over the past decades. The issue has gained renewed relevance under war-related pressures, when land-use regimes are disrupted, monitoring infrastructure is damaged or inaccessible, and decision-makers require rapid spatial assessments without continuous field measurements. In this context, spatial planning emerges as a critical component of crisis environmental management, enabling the integration of environmental, logistical and social constraints into land-use prioritization. This study aims to evaluate the potential of spatial planning of radiologically contaminated lands as a decision-support instrument in crisis environmental management, by integrating open geospatial data, dose estimates, landscape vulnerability parameters, and indicators of anthropogenic pressure. The methodological framework was developed and tested in 2024–2025 at the Institute of Agroecology and Environmental Management (NAAS, Kyiv). The approach combines open-access radiological maps of  $^{137}\text{Cs}$ , population dose estimates, and land-cover information with Shuttle Radar Topography Mission elevation data and ESA WorldCover satellite products. All inputs were aggregated into a composite Radioecological Criticality Index (RECI), designed to prioritize territories at regional, oblast, and local scales. A pilot assessment was conducted north of Rozsokhivske (Zhytomyr region), with subsequent scaling to oblast-level and regional-level cartography across the broader Polissia. The results demonstrate that the majority of analyzed territories currently fall into low-critical or moderately critical classes, reflecting long-term radioactive decay, land-use shifts, and attenuation processes in soils. Nevertheless, stable clusters of high and very high criticality persist, particularly in river floodplains, poorly drained forest complexes and micro-depressions where surface runoff accumulates. These «criticality nodes» are strongly associated with elevated  $^{137}\text{Cs}$  levels, hydromorphic soils, and intensified biological uptake, which sustain prolonged radionuclide circulation in the soil–plant system. A comparison with existing Ukrainian radioecological maps indicates spatial compatibility in identifying high-risk zones, while the RECI-based

approach provides finer territorial differentiation due to its broader parameter base, which includes landscape morphology, hydrological distance, exploitation intensity, and population dose as integral risk indicators. Importantly, the method allows risk-oriented zoning and scenario-based land-use planning without the need for new field sampling, making it practical under wartime constraints. The research confirms that RECI can serve as a functional planning tool for crisis environmental management, particularly for prioritizing remediation actions, restricting agricultural production in high-risk areas, limiting forest biomass exploitation, supporting food-safety monitoring, and developing recovery strategies for degraded agroecosystems. The resulting spatial products can inform regional policy, sustainable food-security planning, and long-term rehabilitation of territories affected simultaneously by chronic radiological stress and wartime disturbance.

**Key words:** geospatial modeling; radiation risks; crisis territorial governance; preventive zoning; management scenarios; land rehabilitation.

**Morozova T.<sup>1</sup>, Mudrak O.<sup>2</sup>, Mudrak H.<sup>3</sup>, Yermishev O.<sup>4</sup>, Semeniv V.<sup>5</sup>** Environmental Assessment of the State of the Natural Environment Using Apiculture-Based Bioindication. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 13–21.

<sup>1</sup> *State Scientific Institution*

*«Institute of Environmental Restoration and Development of Ukraine»*

<sup>2</sup> *Public Higher Educational Establishment*

*«Vinnytsia Academy of Continuing Education»*

<sup>3</sup> *Vinnytsia National Agrarian University*

<sup>4</sup> *Vasyl' Stus Donetsk National University*

<sup>5</sup> *Chernivtsi Yuriy Fedkovych National University*

*e-mail: tetiana.morozova@ukr.net*

Environmental monitoring under conditions of increasing anthropogenic pressure requires integrative approaches capable of capturing both spatial and temporal variability of contamination. In this context, apiculture-based bioindication has emerged as a promising tool due to the ability of honey bees (*Apis mellifera*) to interact with multiple environmental compartments and accumulate contaminants in bee products. This study evaluates the potential of honey, pollen, and propolis as bioindicator matrices for assessing environmental contamination by heavy metals (Pb, Cd, As) across different territories. The analysis of heavy metals revealed distinct patterns of contamination reflecting both local and landscape-scale processes. Lead concentrations in all analyzed samples did not exceed the established maximum permissible levels ( $\leq 0.1$  mg/kg), indicating limited

atmospheric deposition and the absence of significant industrial or traffic-related pollution sources. In contrast, cadmium exhibited a heterogeneous spatial distribution, with concentrations exceeding permissible levels in propolis (sites 1, 3, and 7) and in both pollen and propolis (site 8). Even where cadmium levels remained within regulatory thresholds, values were frequently close to critical limits, suggesting a potential risk of accumulation and long-term ecological impact. The observed distribution patterns indicate that cadmium contamination is primarily associated with soil–plant transfer pathways, reflecting its mobility in agroecosystems and potential links to diffuse agricultural pollution, including fertilizer application. Arsenic concentrations remained within permissible limits; however, its consistent presence at approximately 50% of the maximum allowable concentration suggests chronic low-level exposure. Importantly, the findings demonstrate that compliance with regulatory thresholds does not necessarily reflect ecological safety, as sub-threshold concentrations of multiple contaminants may indicate cumulative environmental stress. The results confirm that bee products function as sensitive integrative indicators of environmental quality, capable of detecting early-stage contamination processes. The study supports the integration of apiculture-based bioindication into environmental monitoring and biosurveillance systems, particularly for identifying diffuse anthropogenic impacts and improving the spatial representativeness of ecological assessments.

**Key words:** apicultural bioindication; biomonitoring; honey; bee products; heavy metals; environmental assessment; ApiIndEX.

**Mokryi V.<sup>1</sup>, Kazymyra I.<sup>1</sup>, Bondar V.<sup>2</sup>, Arustamian E.<sup>2</sup>** Enhancement of Road Network Monitoring in the Roztochchia Biosphere Reserve Using GIS. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 22–30.

<sup>1</sup>*Lviv Polytechnic National University*

<sup>2</sup>*National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine*

*e-mail: volodymyr.i.mokryi@lpnu.ua*

Monitoring the environmental safety of biosphere reserves is a crucial scientific and applied task, particularly in transboundary regions where natural systems are exposed to complex anthropogenic pressures. The application of Geographic Information Systems (GIS) provides advanced opportunities for integrating heterogeneous spatial data, conducting environmental assessments, and supporting decision-making processes. This study focuses on the development and implementation of an ecological-cartographic model entitled «Settlements and Road Network of Roztochchia», created on the basis of monitoring data collected within the Ukrainian-Polish transboundary Roztochchia biosphere reserve. The proposed interactive mapping framework combines spatial and tem-

poral datasets related to protected areas, settlement patterns, and transportation infrastructure. Such integration enables a more comprehensive understanding of landscape organization and facilitates environmentally balanced land use in border territories. Particular attention is given to the role of the road network as a factor influencing ecosystem fragmentation, accessibility, and anthropogenic transformation of natural complexes. The methodological approach is grounded in a systematic analysis of contemporary scientific research, combined with the application of geoinformation technologies, specialized software tools, and spatial proximity analysis techniques. The ecological-cartographic modeling process was carried out using GIS MapInfo Professional, which allowed for the synthesis and visualization of complex environmental data. The resulting geoinformation resource is designed to improve the efficiency and accuracy of spatial data management related to the nature reserve fund. It also ensures transparency and accessibility of environmental information for the public, while providing analytical support for governmental institutions, stakeholders, and organizations involved in regional planning and sustainable development strategies. In addition, the study substantiates the concept of a road-based protected network aimed at conserving landscape diversity, strengthening ecological connectivity, and enhancing the recreational and tourism potential of the region. The developed geodatabase structure enables the acquisition of reliable and up-to-date information on the condition of protected, economic, and urbanized components of the ecological network. It also supports the planning of forest and hydro-ecological corridors and contributes to the optimization of functional zoning within the Roztochchia biosphere reserve.

**Key words:** ecological-cartographic model, road-based protected network, ecological corridor, geographic information system.

**Konishchuk V.<sup>1</sup>, Shumyhai I.<sup>1</sup>, Dushko P.<sup>1</sup>, Khomiak I.<sup>2</sup>** Ecological State of the Lakes of the Chermenskyi Nature Reserve. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 31–42.

<sup>1</sup>*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

<sup>2</sup>*Zhytomyr Ivan Franko State University*

*e-mail: innashum27@gmail.com*

The genesis and functioning of a lake depend on the landscape that forms it, while at the same time the lake influences ecosystems through various indicators of water body conditions. Physical, chemical, biotic, and geological-geomorphological processes constantly interact within a lake. The lake develops in time and space, ensuring the hydrological regime and the existence of aquatic organisms. The article presents data on the assessment of the ecological state of Lake Chermenske and Lake Redychi located within the

Cheremskyi Nature Reserve (Kamin-Kashyrskyi district, Volyn region, Ukraine), which is one of the core areas of the Polissia corridor of the Pan-European Ecological Network. The studied territory belongs to a zone of intensive water exchange and excessive moisture. The aquifer lies close to the surface groundwater level and plays a key role in wetland formation. Generalized information on the rare component of biota is presented, along with recommendations for optimizing the conservation of rare species and communities. The collection and analysis of hydrochemical samples were carried out according to generally accepted standard methods for surface water analysis. The paper provides field data obtained from expeditionary and experimental studies. It was determined that water quality depends, to a certain extent, on its ionic composition, while acidity varies seasonally. The results of studies on the content and forms of heavy metals – particularly iron, copper, manganese, zinc, cadmium, and cobalt – in the waters of the reserve's lakes are presented. When studying the state of trace elements in surface waters, it is important to consider their different forms, which differ in migration mobility, bioavailability, and toxicity to aquatic organisms. Over recent decades, the area of wetlands has not changed significantly; however, their condition is gradually deteriorating due to disruptions in the hydrological regime and the overgrowth of open areas by forests, shrubs, and reeds. Ways to improve the ecological condition, monitoring of lakes, protection of natural complexes, and directions for further research are proposed. Based on the analysis of the research results, it can be stated that the Cheremskyi Nature Reserve is a highly valuable and interesting protected natural site, where a significant number of hygrophytes and plant species have been recorded. It performs an important biospheric function in the region and serves as a center of biodiversity. Currently, one of the key objectives in lake research is to develop solutions to one of the most pressing issues of modern times – the protection and restoration of water resources. Therefore, the development of measures for the efficient use and protection of water bodies requires comprehensive and integrated study of their regimes, processes occurring within catchments, anthropogenic impacts, and the current natural state.

**Key words:** hydroecosystems, nature reserve fund, ecological network, pollutants, heavy metals, biodiversity, monitoring, martial law.

**Khrystetska M., Mateychyk V., Turych V.** Hydrological monitoring of the Shatsk lake region: ten-year climate change cycle (2016–2025). *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 43–53.

*Shatsk National Natural Park*

*e-mail: vitaliy\_turych@ukr.net*

A comprehensive assessment of the hydrological regime of confined (artesian) and unconfined (phreatic) groundwater systems, as well as surface waters,

within Shatsk National Nature Park was conducted based on a long-term monitoring dataset covering the period from 2016 to 2025. The study integrates hydrogeological observations from the park's network of observation wells with hydrometeorological parameters, including precipitation and air temperature, obtained from the Svityaz weather station. This integrated approach enabled the identification of key drivers governing the functioning of aquatic ecosystems in a region characterized by high sensitivity to climatic variability. Special attention was given to the response of Lake Svityaz and adjacent water bodies to interannual and seasonal fluctuations in hydroclimatic conditions. The results demonstrate that the hydrological regime is strongly dependent on the interplay between atmospheric recharge and evapotranspiration processes, which are directly influenced by air temperature dynamics. The period of 2018–2019 was marked by a pronounced hydrological anomaly, characterized by a significant water balance deficit. This led to a substantial decline in groundwater levels and a reduction in the lake's water stage, which reached a critical minimum of 162.92 m a.s.l. (above sea level). These changes were driven by a combination of below-average precipitation and elevated air temperatures, which intensified evaporation from the water surface and reduced diffuse groundwater recharge. The prolonged low-water phase had cascading effects on the hydroecological stability of the system, altering groundwater–surface water interactions and the natural regime of aquifer recharge and discharge. The persistence of these conditions until 2022 indicates a delayed recovery of the system, reflecting the hydrogeological inertia of the confined aquifers. The subsequent recovery phase observed in 2023–2024 was driven by a marked increase in atmospheric precipitation (up to 824.9 mm in 2023), which facilitated the replenishment of groundwater reserves and the restoration of hydraulic communication between aquifers and surface water bodies. Consequently, water levels rose to 163.81 m a.s.l. by 2024, indicating a return to near-equilibrium conditions. The observed temporary reduction in the lake's surface area by approximately 175 hectares is interpreted as a manifestation of the hydroecosystem's adaptive response to extreme climatic forcing. Such transformations highlight the dynamic nature of lake–groundwater connectivity and underscore the importance of considering both short-term variability and long-term trends when assessing the stability of aquatic systems. Overall, the findings confirm the high vulnerability of wetland and lacustrine ecosystems to climate change, particularly regarding altered precipitation patterns and rising air temperatures. However, the system demonstrates a notable capacity for resilience and self-regulation once favorable hydrometeorological conditions are restored. These insights are of practical importance for improving hydrological monitoring frameworks, enhancing predictive modeling of water level fluctuations, and supporting evidence-based

adaptive management strategies for protected areas under changing climatic conditions.

**Key words:** Lake Svityaz, groundwater and surface water, hydroecosystems, monitoring, climate change.

**Oksenchuk O., Mityay I.** Hydroecological characteristics of the Murashka River in Connection with Creating the Berezivka Mini-Hydropower Plant. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 54–63.

*National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine*

*e-mail: oksroweless@gmail.com*

River systems, as an integral part of the natural environment, are a kind of «capillaries» included in a single «bloodstream» system of water bodies. It is from them that the flow of large rivers begins. This is where their primary importance lies. No less important is their role in shaping biodiversity, as the foundation of the stability of natural systems. At the same time, human life is closely connected with small rivers. They play a key role in ensuring ecological balance, biodiversity, water supply, energy, as well as recreational and economic activities. The significant dependence of human life on small rivers has necessitated the creation of reservoirs. The general strategy of the last century was focused on the construction of power plants. However, the development of hydropower, in particular the construction and operation of small hydropower plants (SHPs), as well as other engineering interventions in the river environment, significantly alters the natural characteristics of watercourses and creates new environmental risks. Small hydropower plants, despite their relative environmental friendliness compared to large hydropower plants, often have a negative impact on the hydrological, hydrochemical, and hydrobiological status of small rivers. They alter the flow regime, retain organic matter, impede fish migration, contribute to siltation, stagnation, oxygen depletion in the water, and degradation of natural biocenoses. Ultimately, rivers are transformed into a cascade of reservoirs and become pond-lake type water bodies. The species composition of the ichthyofauna changes significantly: the number of rheophilic species decreases or they disappear altogether, while limnophilic species increase in number. The ratio of native and adventive species changes. The ratio of valuable commercial and non-commercial fish species also changes significantly. All this requires a comprehensive study of environmental conditions in order to implement systemic measures to minimize the negative impact of such structures and restore the functioning of river ecosystems. Considering the above, a comprehensive study of the hydroecological state of the Murashka River was conducted in connection with the construction of a reservoir to ensure the operation of the Berezivka mini-HPP. It was established that the water of the Murashka River corresponds to the maximum permissible con-

centrations (MPC) for the main chemical elements. There is a significant excess of biogenic elements. The species composition and abundance of hydrobionts of the Murashka River in the area of the Berezivka HPP reservoir is characteristic of this type of water body. After the reservoir was created, the ecological conditions became optimal for many lake-type fish. However, the reservoir can only be used for commercial fish farming if a commercial fish farm is set up. The Berezivka mini-HPP has a minimal impact on the state of the fish fauna. None of the existing fish populations in the reservoir undertakes feeding or spawning migrations to the lower reaches, particularly as these consist of little more than a small stream. A connection with the Dniester River is not possible, as there are a number of dams on the Murashka River, into which the Murashka River flows.

**Key words:** water quality, phytoplankton, zooplankton, benthos, ichthyofauna, river revitalization, native fish, adventive fish, fish productivity.

**Dombrovskiy K.<sup>1</sup>, Rylyskiy O.<sup>1</sup>, Tertychna O.<sup>2</sup>** Structural organization of zooperiphyton under biological wastewater treatment. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 64–73.

<sup>1</sup>*Zaporizhzhia National University*

<sup>2</sup>*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

*e-mail: dombrov1717@ukr.net*

Machine-building enterprises are among the most significant anthropogenic sources of environmental pollution. Nowadays, the issue of industrial wastewater treatment at machine-building enterprises, including the Motor Sich Joint Stock Company in Zaporizhzhia, remains unresolved. According to data from the comprehensive sanitary and technical laboratory of the Motor Sich JSC, the average monthly volume of wastewater in 2017 ranged from 47.86 thousand m<sup>3</sup>/month to 62.42 thousand m<sup>3</sup>/month. Based on data on the average concentration of chemicals in industrial wastewater sent for treatment, it was established that the MPC standards were exceeded for the following components (petroleum products, nickel ions, ammonium nitrogen, nitrite nitrogen). The average concentrations of nickel ions and petroleum products exceeded the MPC standards by 1.1 and 5.6 times, respectively. The average concentrations of ammonium nitrogen and nitrite nitrogen in wastewater exceeded the MPC standards by 1.6 and 1.2 times, respectively. During biological wastewater treatment in the spring-autumn period of 2017, concentrations of petroleum products exceeding the MPC were consistently detected in 26 out of 27 samples (96% of samples). Therefore, the development and improvement of modern biological methods for the treatment of industrial wastewater is a pressing scientific issue today. This article addresses an urgent scientific and practical task – improving the efficiency of waste-

water treatment at an engine manufacturing plant through the application of modern biotechnology, including immobilised microorganisms and zooperiphyton organisms. Zooperiphyton communities were studied using standard hydrobiological methods. The paper presents the results of a study of the structural organisation of zooperiphyton communities on a fibrous polymer carrier during the biological treatment of wastewater from an engine manufacturing plant using bioconveyor technology. Protozoa and multicellular aquatic invertebrates were constantly present in the zooperiphyton communities of the fibrous carrier of the local treatment facilities of the plant. The zooperiphyton of the fibrous carrier consisted of 14 taxonomic groups (plant and animal flagellates, naked and shelled amoebas, heliophytes, ciliates, rotifers, copepods and branchiopods, turbellarians, nematodes, oligochaetes, gastrotrichs and gastropods). In the zooperiphyton groups of the fibrous carrier during biological wastewater treatment, a group of hydrobionts was identified that were constantly found in the treatment plant conditions. This group included representatives of protozoa — *Aspidisca cicada*, *Stentor roeseli*, *Vorticella microstoma*, *Carchesium polypinum*, *Coleps hirtus* and representatives of microzooperiphyton — *Rotaria rotatoria* and *Diacyclops bisetosus*. The density of zooperiphyton communities ranged from 0.61 thousand specimens/m<sup>2</sup> to 4465.1 thousand specimens/m<sup>2</sup>, and the biomass was within the range of 0.21–11.37 g/m<sup>2</sup>. The analysis of the similarity of zooperiphyton communities showed that 90% of the communities were similar in taxonomic composition, and the Sorensen index ranged from 0.48 to 0.80. The use of modern biotechnology at the plant's local treatment facilities ensures high efficiency of wastewater treatment from petroleum products at the level of 31–73%. The results of the research confirm the effectiveness of treating wastewater from the motor plant for petroleum products using modern biotechnology, where rafts with a fibrous polymer carrier were used to immobilise microorganisms and zooperiphyton organism.

**Key words:** water ecosystem, hydrobiont communities, ecological structure, species diversity, anthropogenic impact.

**Chornobrov O.** Peculiarities of conserving dead trees as biodiversity habitats under sustainable forest management. *Agroecological journal*. 2026. No 2. P. 74–81.

*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

*e-mail: oleksandr.chornobrov@ukr.net*

The lack of structural elements of primeval forests, in particular old dead trees, in production forests leads to the loss of biodiversity. The article examines the features of preserving dead habitat trees in sustainable forestry in Europe. On the European continent, the idea of protecting individual trees was

developed by foresters and natural scientists at the beginning of the 19<sup>th</sup> century, but it implemented widely only in the 1970s. The concept of preserving trees as structural elements of biodiversity was developed for boreal forests managed for wood production with a clear-cutting silvicultural system. It is also used in temperate forests of Europe in continuous cover forestry. Currently, the conservation of habitat trees is based primarily on the concept of tree-related microhabitats. These include specific structures — cavities, hollows, cracks, exposed wood, thick dead branches, excrescences, fruiting bodies of fungi, etc., which are important for the structure and viability of forest communities and many associated species (in particular, arthropods, bryophytes, lichens, birds). Tree species, vitality status and tree diameter are among main factors statistically significantly affecting the number of tree-associated microhabitats. In temperate forests, broadleaved, large and dead standing trees contain more and richer tree-related microhabitats than conifers, small and living trees, respectively. Tree diameter is one of the most important factors significantly affecting the spatial structures of tree-related microhabitats. In general, dead trees play a particularly important role, providing both a greater total number of tree microhabitats and a more frequent formation of their certain types. The retention of dead trees as a component of habitat tree groups is an important measure to ensure the key structures of natural forests and the biodiversity conservation in production forest stands. The preservation of such trees is an important component of deadwood management in production forests in order to ensure a balance between the resource functions of forests and the protection of biodiversity.

**Key words:** habitat, forest ecosystem, standing dead wood, woody detritus, sustainable forest management.

**Lishchuk A., Parfeniuk A., Karachynska N., Yarmenko P.** Integrated assessment of environmental risks of soil degradation in the Ukrainian Forest-Steppe based on climatic and agroecological indicators. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 82–93.

*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

*e-mail: lishchuk.alla.n@gmail.com*

The article is devoted to the study of the formation of ecological risks caused by the physical and chemical degradation of soils in the Ukrainian Forest-Steppe under the influence of climate change and agricultural intensification. The aim of the study is the scientific substantiation and development of the Integrated Ecological Risk Index (*I<sub>ERI</sub>*) for the comprehensive assessment and mapping of soil degradation in the Forest-Steppe of Ukraine under conditions of climatic instability. The research methodology is based on a systems approach and additive modeling of three components: climate exposure (Selyaninov's

hydrothermal coefficient – HTC), anthropogenic pressure (arability, erodibility), and soil degradation vulnerability (humus content, NPK balance). Data sets for the period 1986–2022 were analyzed, including indicators from the Ukrainian Hydrometeorological Center and results of the state agrochemical monitoring of agricultural lands. The results established an increase in the average annual temperature in the region by 1.2°C, which, against the background of high precipitation variability, triggers the aridization of the eastern Forest-Steppe (HTC<0.90) and the risk of waterlogging in the western provinces. Critical anthropogenic pressure was identified: the level of land arability reaches 80.8%, creating a high risk of erosion for 27.5% of arable land. Long-term monitoring confirmed progressive dehumification (a decrease in humus content from 3.38% to 3.20%) and a stable deficiency of macronutrients, with availability reaching only 36–72% of the optimum. The developed I<sub>ERI</sub> allowed for the identification of ecological risk focal points (Kharkiv, Poltava, and Cherkasy regions), where the synergy of natural and anthropogenic factors threatens irreversible loss of soil fertility. For the first time for the conditions of the Forest-Steppe, a unified methodological approach is proposed that combines hydrothermal and agroecological parameters into a single prognostic model. The I<sub>ERI</sub> mapping results serve as a scientific tool for identifying the least resilient components of agroecosystems and justifying the transition to regenerative agriculture systems through the use of modern biologically integrated technologies.

**Key words:** soil degradation, Ukrainian Forest-Steppe, Integrated Ecological Risk Index (I<sub>ERI</sub>), climate change, agroecological indicators, anthropogenic pressure, regenerative agriculture.

**Krasnov V.<sup>1,2</sup>, Zhukovskiy O.<sup>2,3</sup>, Orlov O.<sup>2,4</sup>, Melnyk-Shamrai V.<sup>1</sup>** Peculiarities of radioactive contamination of *Populus tremula* L. in the moist fairly fertile site of Zhytomyr Polissia. Agroecological journal. 2026. No. 2. P. 94–103.

<sup>1</sup> Zhytomyr Polytechnic State University

<sup>2</sup> Malyn Vocational College

<sup>3</sup> Poliskyi Branch of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G.M. Vysotsky

<sup>4</sup> SI «Institute of Environmental Geochemistry of the NAS of Ukraine»

e-mail: zh\_oleh2183@ukr.net

European aspen is one of the primary forest-forming tree species in Ukrainian Polissia. It is more commonly found as part of stands composed of many other tree species, and stands in which it predominates are much less common. European researchers classify aspen as a key species in boreal forests because it makes a significant contribution to enhancing the resilience of forest stands, as well as to increasing

and preserving the biodiversity of forest ecosystems. In addition, aspen wood is widely used in various sectors of the national economy and is in demand on the global timber market. At the same time, this tree species has not been sufficiently studied in terms of its biological and ecological characteristics, as well as in light of potential radioactive contamination resulting from the Chernobyl accident. It has been established that the intensive uptake of <sup>137</sup>Cs by European aspen continues 37 years after the radionuclides entered forest ecosystems. This is indicated by the data obtained on the activity concentration of <sup>137</sup>Cs in European aspen tissues and organs: the maximum values of this parameter were found in the bark (inner part), ranging from 3,900 to 7,513 Bq·kg<sup>-1</sup> (depending on the sampling height), and the minimum values – bark-free wood – ranging from 364 to 490 Bq·kg<sup>-1</sup>. The studies made it possible to rank European aspen organs and tissues according to their activity concentration of <sup>137</sup>Cs: one-year-old shoots → two-year-old shoots → fine branches → leaves → coarse branches. The intensity of radionuclide uptake by aspen is confirmed aggregated transfer factor, the determination of which allowed the tissues and organs of this tree species to be ranked as follows: one-year-old shoots → two-year-old shoots → bark (inner part) → fine branches → bark (outer part) → coarse branches → leaves → wood. It has been established that a differentiated approach is necessary for the allocation of areas for aspen timber harvesting, as its radioactive contamination may exceed permissible levels for certain applications. When using wood for the production of unedged lumber, processing is permitted if the soil's radioactive density of contamination is below 373.13 kBq·m<sup>-2</sup>, and for firewood and firewood bundles, up to 223.88 kBq·m<sup>-2</sup>.

**Key words:** European aspen, trunk, crown, organs, tissues, radionuclides, cesium, activity concentration, aggregated transfer factor, forest site conditions.

**Hryshchenko O.<sup>1</sup>, Palamarchuk R.<sup>1</sup>, Ptashnik M.<sup>1</sup>, Zhuchenko S.<sup>2</sup>, Syrovatko V.<sup>2</sup>** Impact of Hostilities on the Spatial Heterogeneity of Soil Contamination with Mobile Forms of Lead in Kherson Region. Agroecological journal. 2026. No. 2. P. 104–115.

<sup>1</sup> State Institution «Soils Protection Institute of Ukraine»

<sup>2</sup> Southeastern Interregional Center State Institution «Soils Protection Institute of Ukraine»

e-mail: grischenkoel@ukr.net

The article presents the features of the spatial distribution of mobile lead forms in the soils of lands damaged by hostilities in Kherson region. The object of the study comprised 347 composite soil samples collected from 24 land plots with a total area of 1,496.7111 ha within Beryslav and Kherson districts. The surveyed territories included lands affected by

mining, artillery, mortar, missile, and air strikes, as well as areas with traces of fires, craters, ammunition residues, petroleum products, and destroyed military equipment. It was established that the weighted average content of mobile lead forms was 1.47 mg/kg of soil, varying within the range of 0.49–5.07 mg/kg. The highest mean values were recorded within Starosillia village of Velyka Oleksandrivka community, Blahodatne village of Vysokopillia community, and Tavriiske village of Tiahynka community, amounting to 5.07, 2.81, and 2.24 mg/kg, respectively. The lowest values were recorded within Kostyrka village of Vysokopillia community, at 0.57 mg/kg, and Velyka Oleksandrivka settlement of Velyka Oleksandrivka community, at 0.49 mg/kg. The coefficient of variation was 63.8%, indicating a high degree of spatial heterogeneity and a local-focal pattern of pollutant accumulation. Mean values within the studied territories did not exceed the maximum permissible concentration; however, in individual samples, the lead content reached 15.0 mg/kg, exceeding the standard by 2.5 times. According to contamination level, 36.9% of the surveyed lands were characterized by the absence of contamination, 26.4% by a low level, 17.7% by a moderate level, 9.4% by a medium level, 4.4% by a high level, and 1.5% by a very high level. This confirms the presence of local ecologically hazardous hotspots and indicates that such lands cannot be adequately assessed only by generalized average indicators. Therefore, spatially detailed monitoring, identification of high-risk zones, and the implementation of reclamation and preventive measures before full-scale agricultural use are advisable.

**Key words:** agrolandscapes; heavy metals; maximum permissible concentration; ecological and toxicological condition; land monitoring; disturbed lands; contamination level.

**Melnychuk T., Midyk S., Vishovan Y., Samkova O., Bogdanovich R., Fedelesh-Gladynets M.** Modelling bioremediated restoration of biogenicity of southern chernozem under military influence. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 116–126.

*National University of Life Resources  
and Environmental Management of Ukraine  
e-mail: melnychuktm1962@gmail.com*

The problems of soil degradation significantly increased due to military operations on the territory of Ukraine and require finding the ways of accelerated restoration. There is an annual increase in the area of soils that undergo significant changes in physical, chemical and biological properties, which entails a loss of their fertility and makes it impossible to obtain high-quality products. One of the most dangerous consequences of war is soil contamination by explosion products, spillage of fuel and lubricants, as well as the destruction of pesticide compounds and the formation of harmful substances as a result of fires. Such substances are polyaromatic hydro-

carbons (PAHs). The US Environmental Protection Agency (EPA) has established 16 priority most toxic PAHs. Soil microbiota is sensitive to environmental changes. In disturbed soil, its number and diversity decrease, which negatively affects its condition and functions. The aim of the study was to assess some indicators of environmental monitoring and soil fertility of the southern chernozem of Snihuriv community of the Mykolaiv region under the influence of a missile hit in a warehouse with agrochemicals, as well as elements of bioremediation strategies for restoring its biogenicity. As a result of the research, it was observed that the background soil (control) had a higher concentration of all surfactant components than in the contaminated soil. This pattern indicates the problem of soil contamination within the scope of military operations. Pesticide residues were observed in the contaminated soil: metribuzin, which was 3.8 times higher than the MPC – 0.2 mg/kg, and metolachlor, which content was 1.6 times higher than the MPC – 0.02 mg/kg. In the damaged soil, a decrease in the density of microorganism populations was noted, depending on the ecological-trophic and taxonomic group, from 2 to 7.6 times compared to the control. The biomass of soil microorganisms decreased by 9.0 times. The use of a restoration complex, which included the organic fertilizer Parostok and the bacterial-metabolic preparation Ultrachist, contributed to an increase in soil biogenicity indicators, in particular, its biomass by 1.8 times, compared to damaged soil. The proposed restoration complex can be considered as a promising means of bioaugmentation in soils that have been exposed to military influence. When developing bioremediation strategies for restoring the biogenicity of contaminated soils, the resistance of phytostimulants to pollutants should be taken into account. Bioaugmentation can be the most effective and important at the initial stages of soil remediation with their multicomponent contamination. To restore the biological activity and fertility of degraded soils, it is advisable to use organo-biological fertilizers and microbial biopreparations, which are an effective biotechnological strategy for restoring ecologically disturbed soils that have undergone complex contamination due to military actions, as they combine the properties of biodestruction and microbial stimulation.

**Key words:** soil microorganisms, degradation, toxicity, phytostimulation, bioaugmentation, restoration complex

**Starodub V., Tkach Ye.** Frequency of occurrence and abundance of key adventive plant species in agroecosystems of the right-bank Forest-Steppe of Ukraine. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 127–136.

*Institute of Agroecology and Environmental  
Management of NAAS  
e-mail: myrzavica88@ukr.net*

A comprehensive phytocoenotic monitoring of the species composition and ecological structure of the segetal, including adventive, flora within the agrocoenoses of key agricultural crops in the Right-Bank Forest-Steppe (RBFS) of Ukraine (Vinnytsia and Odesa regions) was conducted. The research focused on the quantitative assessment of species richness, frequency of occurrence (using the Ye.L. Lyubarsky scale), and abundance (using the modified M.F. Komarov scale) of the adventive floral component. Field studies covered the agrocoenoses of winter wheat, winter rapeseed, winter barley, sunflower, maize, and sugar beets. The quantitative assessment was performed using generally accepted geobotanical methods, employing the Ye.L. Lyubarsky frequency of occurrence scale and the modified M.F. Komarov abundance scale to determine the degree of cover and species density. It was established that most adventive species are characterized by a high frequency of occurrence, predominantly belonging to the 6<sup>th</sup> class (81–100%), which indicates their wide ecological plasticity and spatial homogeneity of distribution within the agrocoenoses. However, a medium-low degree of abundance was recorded for 84–100% of the species, suggesting the absence of total monodominant communities. The exceptions are invasive dominants, such as *Ambrosia artemisiifolia* L., for which a high degree of abundance was recorded in maize agrocoenoses, signaling the formation of critical invasion foci. A clear ecological differentiation of the dominant composition was revealed: wintering and annual grass weeds prevailed in winter crops, while dicots and perennial root-sprouting species dominated in row and oilseed crops. The highest indicators of frequency and abundance were recorded for key adventive species that actively colonize artificial coenoses due to high seed productivity: *Iva xanthiifolia* Nutt., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Xanthium strumarium* L., and *Elytrigia repens* (L.) Nevski. The obtained data confirm the high segetal potential of the region, where invasive success is determined by a combination of allelopathic aggression (*A. artemisiifolia*) and rapid resource capture (*I. xanthiifolia*). This necessitates scientific justification and adjustment of regional herbicide strategies with an emphasis on minimizing the frequency of dominant species to ensure the ecological stability of crop rotations and counteract the ecological destabilization caused by monoculture dominance.

**Key words:** invasive species, ecological plasticity, species richness, biodiversity, monoculture, flora, projective cover.

**Heiko M., Skyba V.** Morpho-functional plasticity of *Portulaca oleracea* L. in household agrocoenoses of Ukrainian Forest-Steppe as a reference basis for phytoindication monitoring. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 137–144.

*Bila Tserkva National Agrarian University*  
e-mail: [volly2005@ukr.net](mailto:volly2005@ukr.net)

This study examines the morpho-functional variability of *Portulaca oleracea* L. in small-scale agricultural systems of the Forest-Steppe zone of Ukraine, focusing on its potential as a bioindicator species under long-term anthropogenic and post-radiation impacts. Unlike most previous studies that emphasize physiological or biochemical responses, the present research aims to quantify population-level variability and establish statistically grounded reference limits for key morphological traits. Field sampling was conducted in two rural localities (Ivanivka and Yosypivka, Kyiv region) during the 2025 growing season. A total of 995 individual plants were analysed. The study included both structural (leaf size and shape) and functional (leaf mass per area, stomatal density) parameters, and whole-plant characteristics such as shoot number and root biomass. The analytical framework combined percentile-based classification (P5, P20, P80, P95), Welch's test, and multiple regression modelling. The results demonstrate that the majority of individuals are consistently distributed within a stable central range (P20–P80), while extreme phenotypes occur infrequently. The absence of statistically significant differences between the two localities suggests a high degree of morpho-functional convergence under similar agroecological conditions. At the same time, the presence of peripheral variability indicates an adaptive reserve within the populations. A predictive model with high explanatory power ( $R^2=0.994$ ) confirms that root biomass can be reliably estimated using non-destructive leaf traits, highlighting the applicability of the approach for rapid field assessments. The study provides a region-specific reference dataset that can improve the accuracy of phytoindication and support integrated ecological monitoring in agricultural landscapes exposed to complex environmental stressors.

**Key words:** individual variability, morphometric traits, plant plasticity, biomonitoring, indicator species, agroecosystems, environmental stress, ecological assessment.

**Kichigina O., Hlushchenko L., Demyanyuk O., Tsybro Yu., Havryliuk L.** Prospects of medicinal and essential oil plants of the *Apiaceae* family in Ukraine: species composition and variety resource. *Agroecological journal*. 2026. No. 2. P. 145–150.

*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

e-mail: [seednlen@ukr.net](mailto:seednlen@ukr.net)

The article presents the current state and prospects for the use of medicinal and essential oil plants of the *Apiaceae* family in Ukraine. The relevance of this research is substantiated by the growing global demand for natural plant raw materials, biologically active compounds, and herbal products, as well as the need to strengthen the domestic raw material base and enhance the competitiveness of the agricultural sector. Global trends in the production of essential oil

and spice-aromatic crops are analyzed, demonstrating their steady growth. It was established that in Ukraine, the cultivated area of these crops increased from 9.8 to 12.6 thousand hectares in 2022–2023, with coriander being the dominant crop (8.3 thousand hectares). In 2023, exports of anise, fennel, and coriander seeds (2238 tons; USD 1.96 million) exceeded imports (418 tons; USD 1.11 million), indicating significant export potential. The biological, economic, and chemical characteristics of *Apiaceae* species are summarized. It was determined that essential oils of key crops are rich in biologically active compounds, including linalool (60–70% in coriander), anethole (80–90% in fennel and anise), as well as carvone and limonene (in caraway and dill), which explains their wide application in pharmaceutical, food, and cosmetic industries. An analysis of species composition and varietal resources based on the State Register of Plant Varieties of Ukraine revealed that the *Apiaceae* family is represented by 9 species and 54 varieties, of which 79.6% are of foreign origin. The largest number of varieties is recorded for parsley (18), celery (16), and dill (12), whereas essential oil crops such as caraway, fennel, and anise are represented by only one variety each. This indicates a limited and uneven varietal structure compared to global diversity. The study concludes that the prospects for the development of medicinal and essential oil plant cultivation in Ukraine are associated with expanding species diversity, introducing new crops, intensifying breeding activities, and increasing the share of domestic varieties, which will contribute to strengthening the raw material base and the development of the agricultural sector.

**Key words:** *Apiaceae* family, species diversity, varietal potential, medicinal plant cultivation, selection, introduction, biologically active substances, essential oils, export potential.

**Khudoteplova V., Beznosko I.** Phytopathological examination of oat (*Avena sativa* L.) seeds under different cultivation technologies. *Agroecological journal*. No. 2. P. 151–158.

*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

*e-mail: beznoscoirina@gmail.com*

The formation of high and stable yields of oat largely depends on the quality of seed material, which plays a key role not only in ensuring optimal germination and early plant development, but also in determining the phytosanitary status of crops. Seeds can act as carriers of various phytopathogenic micromycetes, contributing to the spread of infections and the development of diseases during the growing season. As a result, seed contamination remains one of the critical factors limiting crop productivity and quality. Current trends in climate change, including rising temperatures, irregular precipitation, and increasing environmental stressors, significantly influence plant patho-

gen interactions. These changes can alter the structure of pathogen populations, enhance their harmfulness, and create favorable conditions for the emergence and spread of diseases. At the same time, the transition toward alternative farming systems, particularly organic agriculture, raises important questions regarding their impact on seed health, microbial diversity, and the overall phytosanitary condition of agroecosystems. In this context, studying the influence of different cultivation technologies on seed infection levels and the distribution of phytopathogenic micromycetes is highly relevant. Such research contributes to a better understanding of the mechanisms regulating the phytosanitary state of crops and supports the development of effective and environmentally sound approaches to plant protection in modern agriculture. The aim of the study was to determine the effect of organic and conventional cultivation technologies on the sowing qualities and phytopathological state of oat seeds. The research was conducted at Skvyra Experimental Station of the Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS. The object of the study was seeds of the 'Parlamentskyi' variety. Phytopathological analysis was performed using the biological method in accordance with DSTU 4138–2002 and experimental mycology techniques. Germination energy, laboratory germination, total seed infection, and the frequency of occurrence of dominant phytopathogenic micromycetes were determined. Statistical analysis was carried out using one-way analysis of variance (ANOVA) and Tukey's test at a significance level of  $P < 0.05$ . It was established that the conventional cultivation technology provided higher germination energy and laboratory germination compared to the organic system. At the same time, total seed infection was significantly higher under conventional technology than under organic cultivation ( $P < 0.05$ ). In the structure of the phytopathogenic complex, micromycetes of the genera *Fusarium* spp. and *Alternaria* spp. dominated, with higher occurrence frequencies under conventional technology compared to organic. For *Septoria* spp., differences between technologies were insignificant. The lowest occurrence frequencies were recorded for representatives of the genera *Ascochyta* spp. and *Peronospora* spp. under organic cultivation, while they were not detected under conventional technology. The obtained results indicate that organic cultivation technology contributes to a reduction in the frequency of phytopathogenic micromycetes by 5–33% and promotes the formation of a more stable phytosanitary condition of seeds. Despite lower sowing qualities, the organic cultivation technology of oat contributes to increasing the ecological stability of the agroecosystem. This is manifested in reduced infection pressure, enhanced biodiversity of the microbiota, and a decreased risk of epiphytotic disease development at later stages of plant ontogenesis. Moreover, this farming system is more environmentally friendly and promotes the long-term preservation of soil fertility.

**Key words:** agrocenosis, *Avena sativa* L., frequency of occurrence, germination energy, laboratory germination, seed infection level, phytopathogenic micromycetes, variety.

**Tymoshenko O.<sup>1</sup>, Pryvedeniuk N.<sup>2</sup>, Sereda A.<sup>2</sup>** Content of essential oil in the leaves of medicinal sage (*Salvia officinalis* L.) depending on cultivation technology elements. Agroecological journal. 2026. No. 2. P. 159–166.

<sup>1</sup>*Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS*

<sup>2</sup>*Research Station of Medicinal Plants of IAEM of NAAS*

*e-mail: privedenyuk1983@gmail.com*

The article presents the results of experimental studies on the influence of cultivation technology elements, in particular row spacing and the application of different nitrogen fertilizer rates, on the accumulation of essential oil in the dry leaves of sage (*Salvia officinalis* L.) and the formation of its calculated yield per unit area during the first year of vegetation. The relevance of the study is determined by the increasing requirements of the pharmaceutical and processing industries for the quality of medicinal plant raw materials, as well as by the need for scientific substantiation of agronomic practices aimed at increasing the essential oil productivity of the crop. The aim of the research was to identify the patterns of the influence of various nitrogen fertilizer rates and row spacing on the intensity of essential oil biosynthesis in sage leaves, to determine the optimal level of nitrogen nutrition and spatial plant arrangement, and to assess the compliance of the obtained raw material with current pharmacopoeial requirements. The studies were carried out under field short-term experimental conditions using generally accepted methods for medicinal crops. The experimental design included two factors: row spacing (45 and 70 cm) and nitrogen fertilizer rates ( $N_0$ ,  $N_{30}$ ,  $N_{60}$ ,  $N_{90}$ ,  $N_{120}$ ). The essential oil content in the leaves was determined by hydrodistillation in accordance with the requirements of the State Pharmacopoeia of Ukraine, followed by calculation of the essential oil yield per unit area. The results showed that row spacing had a significant effect on the accumulation of essential oil in the dry leaves of sage. At a row spacing of 70 cm, the essential oil content was higher than at 45 cm, indicating a positive effect of a larger nutrition area, improved light conditions, and reduced interplant competition on the synthesis of secondary metabolites. The highest essential oil content (18.71–19.13 ml/kg) was obtained at a row spacing of 70 cm with nitrogen fertilizer rates of  $N_{60}$ – $N_{90}$ . At a row spacing of 45 cm, the maximum essential oil concentration reached 15.90 ml/kg at the  $N_{90}$  rate. Analysis of the calculated essential oil yield per hectare showed that the highest values (46.3–46.9 L/ha) were formed at the  $N_{90}$  nitrogen rate regardless of row spacing.

Regression analysis confirmed the nonlinear nature of the effect of nitrogen fertilization and the presence of a clearly defined optimum of nitrogen nutrition. The medicinal plant raw material obtained in all experimental variants met the current requirements of the State Pharmacopoeia of Ukraine for essential oil content and exceeded the minimum regulatory values. The practical significance of the study lies in the possibility of using the obtained results to optimize sage cultivation technologies, increase essential oil productivity, and ensure stable production of high-quality pharmacopoeial raw materials suitable for use in the pharmaceutical and processing industries.

**Key words:** medicinal plants, secondary metabolites, essential oil raw material, pharmacopoeial quality, hydrodistillation, agronomic factors, essential oil biosynthesis, regression analysis.

**Golodna A., Hordienko M.** Photosynthetic activity of millet crops depending on cultivation technology in the right-bank Forest-Steppe. Agroecological journal. 2026. No. 2. P. 167–177.

*National Research Center «Institute of Agriculture of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine»*

*e-mail: ant.golodna@gmail.com*

The purpose of the article — to determine the efficiency of various fertilization options and a biological product within the cultivation technology of millet (*Panicum miliaceum* L.). Field experiments were conducted during 2023–2025 in the crop rotation of the Department of Technologies for Legumes, Cereals, and Oilseed Crops at the NSC «IA NAAS». The research focused on the 'Zapovitne' millet variety, evaluating different doses of mineral fertilizers, pre-sowing seed treatment with the biological product Azogran, and foliar feeding with the organo-mineral fertilizer Braman Multicomplex during critical plant development periods. Laboratory, mathematical-statistical, and comparative-calculation methods were employed to assess the leaf area index (LAI), photosynthetic potential, and net photosynthetic productivity of the crop. The integration of balanced fertilization and biological products into the technological process contributed to an increase in the leaf surface area, as well as enhanced photosynthetic potential and net productivity. Maximum leaf area index values of 7.84 and 7.60 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> (compared to 6.63 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> in the control) during the panicle emergence stage were recorded in variants involving  $N_{60}P_{60}K_{60}$  + Master Agro and  $N_{60}P_{60}K_{60}$  + N, combined with pre-sowing seed treatment with Azogran and foliar feeding with Braman Multicomplex at the tillering stage. In these variants, during the stem elongation–panicle emergence period, the net photosynthetic productivity reached its peak at 9.0 and 9.2 g/m<sup>2</sup> per day, respectively, compared to 8.5 g/m<sup>2</sup> per day in the control. Furthermore, during the grain filling–ripening period, the photosynthetic potential in these variants reached

1.82 and 1.62 million m<sup>2</sup>/days-ha, compared to 1.04 million m<sup>2</sup>/days-ha in the control. To fully realize the genetic potential of 'Zapovitne' millet variety, the cultivation technology should incorporate mineral fertilizers with split nitrogen application (shifting a portion to top-dressing), sowing seeds treated with a biological product containing nitrogen-fixing and phosphorus-mobilizing bacteria, and foliar feeding with organo-mineral fertilizers at the tillering stage. The combination of these agrotechnical measures intensifies photosynthetic activity, extends the func-

tional period of the leaf apparatus, and subsequently increases crop productivity. Analysis of photosynthetic patterns allows for the optimization of cultivation technologies and the development of strategies to maximize variety potential, ensuring stable and high yields for this valuable food crop.

**K e y w o r d s:** mineral fertilizer doses, pre-sowing seed treatment, foliar feeding, leaf area index (LAI), photosynthetic potential, net photosynthetic productivity.

---

---

---

## ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

---

---

**АРУСТАМЯН Едуард Максимович**, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: plantprotect\_dean@nubip.edu.ua; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4845-2909>)

**БЕЗНОСКО Ірина Володимирівна**, доктор біологічних наук, старший дослідник, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: beznoscoirina@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2217-5165>)

**БОГДАНОВИЧ Ростислав Петрович**, кандидат сільськогосподарських наук, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: rbogdanovych@ukr.net; ORCID: <http://orcid.org/0009-0008-5457-3353>)

**БОНДАРЬ Валерія Іванівна**, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: plantprotect\_dean@nubip.edu.ua; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8737-3568>)

**ВШОВАН Юрій Юрійович**, доктор філософії, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: anatomi1991@gmail.com; ORCID: <http://orcid.org/0000-0003-1128-593X>)

**ГАВРИЛЮК Лілія В'ячеславівна**, доктор філософії, старший дослідник, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: gavriluklilia410@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6901-0766>)

**ГЕЙКО Мирослава Миколаївна**, Білоцерківський національний аграрний університет, м. Біла Церква, Київська обл., Україна (e-mail: geykoslava16@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-9900-3773>)

**ГЛУЩЕНКО Людмила Анатоліївна**, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Дослідна станція лікарських рослин Інституту агроекології і природокористування НААН, м. Лубни, Україна (e-mail: l256@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2329-5537>)

**ГОЛОДНА Антоніна Василівна**, доктор сільськогосподарських наук, професор, ННЦ «ІЗ НААН», с-ще Чабани, Фастівський р-н, Київська обл., Україна (e-mail: ant.golodna@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7775-8229>)

**ГОРДІЄНКО Микола Віталійович**, ННЦ «ІЗ НААН», с-ще Чабани, Фастівський р-н,

Київська обл., Україна (e-mail: Mykolagordienko@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-7319-1887>)

**ГРИЩЕНКО Олена Миколаївна**, кандидат сільськогосподарських наук, Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України», м. Київ, Україна (e-mail: grischenkoel@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1241-7183>)

**ДЕМ'ЯНЮК Олена Сергіївна**, доктор сільськогосподарських наук, професор, член-кореспондент НААН, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: demolena@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4134-9853>)

**ДОМБРОВСЬКИЙ Костянтин Олегович**, кандидат біологічних наук, доцент, Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна (e-mail: dombrov1717@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6965-6989>)

**ДУШКО Павло Миколайович**, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: p\_dushko@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1408-0342>)

**ЄРМІШЕВ Олег В'ячеславович**, доктор біологічних наук, доцент, Донецький національний університет імені Василя Стуса, м. Вінниця, Україна (e-mail: o.yermishev@donnu.edu.ua; ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5854-9678>)

**ЖУКОВСЬКИЙ Олег Валерійович**, кандидат сільськогосподарських наук, Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації імені Г.М. Висоцького, с. Довжик, Житомирський р-н, Житомирська обл., Україна; Малинський фаховий коледж, с. Гамарня, Коростенський р-н, Житомирська обл., Україна (e-mail: zh\_oleh2183@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3351-9856>)

**ЖУЧЕНКО Сергій Іванович**, кандидат сільськогосподарських наук, Південно-східний міжрегіональний центр Державної установи «Інститут охорони ґрунтів України», с. Дослідне, Дніпропетровський р-н, Дніпропетровська обл., Україна (e-mail: dnipropropetrovsk@iogu.gov.ua; ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-2632-9666>)

**КАРАЧИНСЬКА Надія Василівна**, кандидат біологічних наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: karachinskan051177@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6571-8430>)

**КАЗИМИРА Ірина Ярославівна**, кандидат технічних наук, доцент, Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна (e-mail: iryna.y.kazymyra@lpnu.ua; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1597-5647>)

**КІЧІГІНА Ольга Олександрівна**, кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: seednlen@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0879-627X>)

**КОНІЩУК Василь Васильович**, доктор біологічних наук, професор, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: konishchuk\_vasyl@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4115-5642>)

**КРАСНОВ Володимир Павлович**, доктор сільськогосподарських наук, професор, Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир, Україна; Малинський фаховий коледж, с. Гамарня, Коростенський р-н, Житомирська обл., Україна (e-mail: volodkrasnov@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1779-9544>)

**КУЧМА Тетяна Леонідівна**, кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: tanyakuchma@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9328-5919>)

**ЛІЩУК Алла Миколаївна**, доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: lishchuk.alla.n@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8339-9365>)

**МАТЕЙЧИК Василь Іванович**, Шацький національний природний парк, с. Світязь, Волинська обл., Україна (e-mail: shnpp.park@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-5923-0518>)

**МЕЛЬНИК-ШАМРАЙ Вікторія Володимирівна**, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир, Україна (e-mail: org\_vvm@ztu.edu.ua; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3551-5085>)

**МЕЛЬНИЧУК Тетяна Миколаївна**, доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: melnychuktm1962@gmail.com; ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-0465-9457>)

**МИТЯЙ Іван Сергійович**, кандидат біологічних наук, доцент, Національний університет

біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: oomit99@ukr.net; ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-6460-7002>)

**МІДИК Світлана Вікторівна**, кандидат ветеринарних наук, старший дослідник, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: svit.mid@gmail.com; ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-2682-2884>)

**МОКРИЙ Володимир Іванович**, доктор технічних наук, професор, Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна (e-mail: volodymyr.i.mokriy@lpnu.ua; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5814-5160>)

**МОРОЗОВА Тетяна Василівна**, доктор біологічних наук, доцент, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», м. Київ, Україна (e-mail: tetiana.morozova@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4836-1035>)

**МУДРАК Галина Василівна**, кандидат географічних наук, доцент, Вінницький національний аграрний університет, м. Вінниця, Україна (e-mail: galina170971@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1319-9189>)

**МУДРАК Олександр Васильович**, доктор сільськогосподарських наук, професор, КЗВО «Вінницька академія безперервної освіти», м. Вінниця, Україна (e-mail: ov\_mudrak@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1776-6120>)

**ОКСЕНЧУК Олександр Віталійович**, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: oksroweless@gmail.com)

**ОРЛОВ Олександр Олександрович**, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м. Київ, Україна; Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації імені Г.М. Висоцького, с. Довжик, Житомирський р-н, Житомирська обл., Україна (e-mail: orlov.botany@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2923-5324>)

**ПАЛАМАРЧУК Роман Павлович**, доктор філософії, Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України», м. Київ, Україна (e-mail: prp777@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5965-1305>)

**ПАРФЕНЮК Алла Іванівна**, доктор біологічних наук, професор, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: vereskpar@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0169-4262>)

**ПРИВЕДЕНЮК Назар Валерійович**, кандидат сільськогосподарських наук, Дослідна станція

лікарських рослин Інституту агроекології і природокористування НААН, с. Березоточа, Лубенський р-н, Полтавська обл., Україна (e-mail: privedenyuk1983@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0748-8083>)

**ПТАШНИК Михайло Михайлович**, кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник, Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України», м. Київ, Україна (e-mail: mihaptashnik@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8002-7139>)

**РАЙЧУК Людмила Анатоліївна**, кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: edelvice@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2552-4578>)

**РИЛЬСЬКИЙ Олександр Федорович**, доктор біологічних наук, професор, Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна (e-mail: rylsky@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9631-1828>)

**САМКОВА Оксана Петрівна**, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: samkova\_or@ukr.net; ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-2132-3357>)

**СЕМЕНІВ Владислав Степанович**, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці, Україна (e-mail: vlad.semeniv99@gmail.com; ORCID: <http://orcid.org/0009-0005-2487-6183>)

**СЕРЕДА Олександр Володимирович**, кандидат хімічних наук, Дослідна станція лікарських рослин Інституту агроекології і природокористування НААН, с. Березоточа, Лубенський р-н, Полтавська обл., Україна (e-mail: tritavki@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4665-8129>)

**СИРОВАТКО Володимир Олексійович**, кандидат сільськогосподарських наук, Південно-східний міжрегіональний центр Державної установи «Інститут охорони ґрунтів України», с. Дослідне, Дніпропетровський р-н, Дніпропетровська обл., Україна (e-mail: rodgrunt\_dp@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-2576-3269>)

**СКИБА Володимир Віталійович**, доктор сільськогосподарських наук, доцент, Білоцерківський національний аграрний університет, м. Біла Церква, Київська обл., Україна (e-mail: volly2005@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3605-1147>)

**СТАРОДУБ Вікторія Іванівна**, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна

(e-mail: myrzavica88@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3883-9453>)

**ТЕРТИЧНА Ольга Василівна**, доктор біологічних наук, професор, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна; Інститут сільськогосподарської мікробіології та аграрного виробництва НААН, м. Чернігів, Україна (e-mail: olyater@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1000-7946>)

**ТИМОШЕНКО Олег Михайлович**, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: ttlife25082017@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-5061-9474>)

**ТКАЧ Євгенія Дмитрівна**, доктор біологічних наук, старший дослідник, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: bio\_eco@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0666-1956>)

**ТУРИЧ Віталій Вікторович**, Шацький національний природний парк, с. Світязь, Волинська обл., Україна (e-mail: vitaliy\_turych@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0705-3079>)

**ФЕДЕЛЕШ-ГЛАДИНЕЦЬ Марія Іванівна**, кандидат сільськогосподарських наук, доцент, Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна (e-mail: fedelelesh@nubip.edu.ua; ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-7885-6392>)

**ХОМ'ЯК Іван Владиславович**, кандидат біологічних наук, доцент, Житомирський державний університет імені Івана Франка, м. Житомир, Україна (e-mail: khomyakivan@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0080-0019>)

**ХРИСТЕЦЬКА Марія Володимирівна**, доктор філософії, Шацький національний природний парк, с. Світязь, Волинська обл., Україна (e-mail: pobichnelis@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2336-3889>)

**ХУДОТЕПЛОВА Вероніка Олександрівна**, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: mva.mudrak2002@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5023-5866>)

**ЦИБРО Юлія Анатоліївна**, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: u.cubro@gmail.com; ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7775-9283>)

**ЧОБОТЬКО Григорій Михайлович**, доктор біологічних наук, професор, Інститут агроекології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: chobotko@ukr.net; ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8228-4331>)

**ЧОРНОБРОВ Олександр Юрійович**, кандидат сільськогосподарських наук, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: [oleksandr.chornobrov@ukr.net](mailto:oleksandr.chornobrov@ukr.net); ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8251-1573>)

**ШВИДЕНКО Ірина Костянтинівна**, кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: [favor09@ukr.net](mailto:favor09@ukr.net); ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6135-8968>)

**ШУМИГАЙ Інна Вікторівна**, кандидат сільськогосподарських наук, старший дослідник, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: [innashum27@gmail.com](mailto:innashum27@gmail.com); ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-0432-2651>)

**ЯРЕМЕНКО Павло Анатолійович**, Інститут агроєкології і природокористування НААН, м. Київ, Україна (e-mail: [pasha.yaremnenko13@gmail.com](mailto:pasha.yaremnenko13@gmail.com); ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-5828-7427>)

---

---

---

## ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

---

---

Редакція «Агроекологічного журналу» приймає до розгляду оригінальні статті, підготовлені на високому науковому рівні, що мають важливе теоретичне, практичне значення та висвітлення результатів наукових досліджень вітчизняних та зарубіжних авторів. У журналі публікуються закінчені експериментальні і дослідні роботи, а також оглядові статті, які раніше не були надруковані за наступними напрямками: актуальні проблеми екології, аграрні науки і продовольство, біологічні науки, економічні науки, лісове господарство, технологія виробництва та переробки продукції тваринництва.

Кожна стаття обов'язково проходить перевірку на плагіат та анонімне рецензування провідними фахівцями з відповідного наукового напрямку. За висновком рецензента стаття може бути рекомендована до друку чи відхилена або повернена для доопрацювання.

Подані статті мають бути структуровані відповідно до вимог ВАК України щодо наукових статей (Постанова Президії ВАК України від 15.01.2003 р. № 7-05/1), зокрема:

- постановка проблеми у загальному вигляді та її зв'язок із важливими науковими чи практичними завданнями;
- аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких започатковано розв'язання визначеної проблеми, і на які спирається автор;
- виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується стаття;
- викладення основного матеріалу дослідження з повним обґрунтуванням отриманих наукових результатів;
- висновки з дослідження і перспективи подальших розвідок у цьому напрямі.

Статті подають українською або англійською мовами. До статті додають анотації українською та англійською мовами обсягом 200–250 слів (1800–2000 знаків), ключові слова (5–10), що не дублюють назву,

а також відомості про авторів (прізвища, ініціали, місце їх роботи/навчання).

Публікації англійською мовою приймаються тільки за умови їх професійного перекладу. За подачі англійського варіанту, перекладеного з допомогою інтернет-перекладачів (напр., Google), матеріали будуть відхилені.

До розгляду приймаються наукові статті обсягом від 10 до 20 сторінок, включаючи всі матеріали (анотації, таблиці, рисунки та бібліографічні списки).

У тексті статті мають бути виділені розділи «ВСТУП», «АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ» «МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ», «РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ», «ВИСНОВКИ», «ЛІТЕРАТУРА».

**Розділ «Аналіз останніх досліджень і публікацій»**, повинен розкрити стан досліджень проблеми у вітчизняній і світовій науковій літературі за останні 5 років.

**В описі методики досліджень** наводиться детальне викладення методів і методик з посиланням на першоджерело (схеми дослідів, повторність, методи лабораторного аналізу, методи статистичної обробки). Якщо в тексті є абревіатура, подавати її в дужках при першому згадуванні. Автори мають дотримуватися правильної галузевої термінології (див. ДСТУ, СОУ), терміни мають бути уніфікованими.

**Викладення результатів досліджень** має заключатись не в переказі змісту таблиць і рисунків, а у визначенні закономірностей, що з них випливають. В обговоренні результатів слід показати причинно-наслідкові зв'язки між одержаними ефектами, порівняти одержані дані та показати їх новизну. Повторення одних і тих самих даних у тексті, таблицях, графіках неприпустимо.

**Література** (до 25 джерел) мовою оригіналу оформлюється відповідно до АРА (American Psychological Association) стилю. На кожне джерело в списку літератури повинно бути хоча б одне посилання в тексті,

яке слід вказувати у квадратних дужках із послідовною нумерацією.

Редакція рекомендує уникати посилання на роботи 10-річної давнини і більше. Посилання на власні роботи авторів статті допускається, однак не більше 10% від загальної кількості джерел.

**Макет сторінки.** Для оригінал-макета використовується формат паперу — А4, орієнтація — книжкова, поля з усіх сторін — 20 мм.

**Гарнітури, розміри шрифтів та начертання:** для заголовку статті та розділів: Times New Roman — 14 пт, напівжирний, прописні, великі літери; для УДК, основного тексту, анотацій, відомостей про авторів, підписів до рисунків та назв таблиць, літератури, references: Times New Roman — 14 пт; міжрядковий інтервал — 1,5; абзац — 1,25 см.

**Типографські погодження та стилі.** По центру у першому рядку сторінки вирівнюється тематична рубрика, до якої автор подав свою публікацію. Надалі індекс УДК

набирається і вирівнюється за лівим краєм. Заголовок статті набирається в наступному за УДК рядку і вирівнюється посередині. Потім вказують: прізвища, ініціали авторів (ліміт — п'ять осіб), нижче — місце роботи/навчання, адреса електронної пошти, код ORCID автора (курсивом). Якщо автори з різних установ, після прізвища авторів та назв установ, у яких працюють/навчаються автори, слід проставити один і той самий верхній цифровий індекс. Далі розташовують анотацію та ключові слова мовою оригіналу статті (курсив); текст статті; відомості про авторів.

**Таблиці** мають бути виконані в Microsoft Office Word; **формули** — у редакторі формул MS Equation; **графіки** — у Microsoft Office Excel, **фотографії** — у форматі .jpg, .tif або надавати оригінали. Також всі рисунки (графіки) додатково надсилаються на окремому аркуші — у Microsoft Office Excel.

Відповідальність за зміст статті несе автор. Рукописів редакція не повертає.